

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

Diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada de Ribeirão Grande, São Paulo

Roberta Thomaz Bruscin

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2010

Roberta Thomaz Bruscin
Bióloga

**Diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada de
Ribeirão Grande, São Paulo**

Orientador:
Prof. Dr. **JAIME BERTOLUCI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2010

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

Bruscagin, Roberta Thomaz

Diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada de Ribeirão Grande, São Paulo / Roberta Thomaz Bruscagin. - - Piracicaba, 2010.
122 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.
Bibliografia.

1. Anfíbios 2. Anura 3. Biodiversidade 4. Conservação biológica 5. Ecologia da paisagem
6. Herpetologia 7. Lagartos 8. Mata Atlântica I. Título

CDD 598.1
B912d

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

Dedico:

*Aos meus pais (Alice e Júnior) e irmãos
(Henrique e Renato) com gratidão e amor pelo
apoio e paciência.*

Namaskar

AGRADECIMENTOS

À Marianna Dixo pela orientação, discussões, idéias, construções, destruições e reconstruções e acima de tudo pela amizade e paciência;

Ao Jaime Bertoluci pela orientação, pela colaboração e amizade;

À FAPESP pela bolsa de mestrado concedida; à IDEAWILD pelo financiamento de alguns equipamentos; ao Programa de Cooperação Brasil-Alemanha para a Mata Atlântica CNPq/BMBF, pelo auxílio financeiro e logístico na realização dos trabalhos de campo; ao Projeto Temático BIOTA/FAPESP “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo”, pelo banco de dados;

Ao IBAMA pela licença de captura;

Ao Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação – LEPaC (IB-USP) pelo espaço concedido para a execução do trabalho;

Ao Jean Paul Metzger pela oportunidade de fazer parte deste projeto e dicas valiosas;

Ao Paulo Inácio Prado pela ajuda na elaboração dos modelos e análises do capítulo 3;

Ao Márcio Martins pela amizade e por emprestar a sala para identificação e armazenamento dos bichos;

Ao Célio F. B. Haddad, Miguel T. Rodrigues, Vanessa K. Verdade e Instituto Butantan pela identificação das espécies;

Um super agradecimento pras duas companheiras Thais Helena Condez (Thatá) e Adriana de Arruda Bueno (Dri), sem as quais o trabalho de campo teria sido um tédio. Gratidão pelas risadas, planejamentos estratégicos (!), carros atolados, experiências, apoio, ajuda, discussões acadêmicas e amizade;

Aos amigos Alexandre Martensen (Tank), Carlos Galhardo Cândia (Kiwi), Claudia, Cris Banks, Cristoph, Henning, Marcelo Awade (D2), Milton Ribeiro (Miltinho), Rafael Pimentel, Simone, Thais Olitta e Wellington, equipe do laboratório de Ecologia da Paisagem (LEPAC), pela amizade, seleção das áreas e tratamento das imagens usadas nos projetos individuais;

Ao Leandro Reverberi Tambosi (Lê) pela ajuda nas análises das imagens e das paisagens, na construção dos mapas, no suporte ArcGis 24 horas e pela enorme paciência e amizade!

À Paula K. Lira pela ajuda, discussões, críticas, idéias, desabafos e amizade!

A Cinthia Brasileiro, Dante Pavan e Maria Tereza C. Thomé pela amizade e apoio durante a execução do projeto;

À Renata Pardini e à toda equipe de mamíferos, Bruno Pinotti, Camilla Pagotto, Fabiana Umetsu, Gustavo de Oliveira, Karina Espartosa, Laura Naxara, Luiz Biondi, Natália Rossi, Thais Kubik e Thomas Püttker pela companhia nos trabalhos de campo;

À equipe de Herpetofauna pelo auxílio em campo: Bial, Carioca, Chicória, Gringo, Marthinha, Rena, Tróia, Zé Mario, e em especial à Mauro Teixeira Júnior e Renato Recoder que tornaram as campanhas divertidíssimas e inesquecíveis!

Aos mateiros Tony e Diego pela agilidade;

Aos funcionários do Parque Estadual de Intervales e Fazenda Paraíso pela recepção e amizade;

Aos amigos Paçoca, Cris, Paulomanos, Beto, Claudinha, Marthinha, Liss, Tabli, Guguinho, Catá, Dé, Fritz, Amandita, Aranha e Parrinha pelas festas, viagens, conversas e carinho;

À Catia e Marli pela compreensão, amor, questionamentos e ensinamentos;

À Baba, Eliane, Amala, Dhiira, Danilo, Dada Jinanananda, Didi Jaya, Lokattit, Nivedita, Pradiip, Radha, Lilladhar, Alok, Gandari, Purna, Gurumurti e Pequena por trazerem mais luz, entendimento, direcionamento e aprofundamento espiritual nessa vida;

Gratidão a todos os seres!

JAYA

*“Seja um com Ele e saiba tudo. Se você
quer saber tudo, tente conhecer Ūm.
Se você tentar saber tudo, não será
capaz de saber nada.”*

P. R. Sarkar

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
LISTA DE FIGURAS.....	13
LISTA DE TABELAS.....	15
1 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NAS FLORESTAS TROPICAIS.....	17
1.1 Cenário Global.....	17
1.2 Cenário Brasileiro.....	18
1.3 Cenário Herpetofauna.....	20
1.4 Ecologia de paisagens.....	21
1.5 Estrutura da dissertação.....	24
Referências.....	24
2 DIVERSIDADE DE ANUROFAUNA DE SERAPILHEIRA EM SEIS PAISAGENS DO PLANALTO ATLÂNTICO DO ESTADO DE SÃO PAULO	
Resumo.....	37
Abstract	37
2.1 Introdução.....	38
2.2 Material e métodos.....	40
2.2.1 Área de estudo.....	40
2.2.2 Delineamento amostral.....	41
2.2.3 Amostragem da herpetofauna.....	42
2.2.4 Análise dos dados.....	43
2.3 Resultados.....	45
2.4 Discussão.....	52
Referências.....	56
3 INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E DE CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E A ABUNDÂNCIA DE ANFÍBIOS ANUROS DE SERAPILHEIRA EM RIBEIRÃO GRANDE E CAPÃO BONITO, SP, BRASIL	
Resumo.....	69
Abstract	69
3.1 Introdução.....	70

3.2 Material e métodos	73
3.2.1 Área de estudo.....	73
3.2.2 Delineamento amostral.....	73
3.2.3 Amostragem da anurofauna.....	74
3.2.4 Amostragem das variáveis ambientais.....	74
3.2.5 Amostragem das métricas da paisagem.....	76
3.2.6 Análise dos dados.....	77
3.3 Resultados.....	79
3.3.1 Modelos para Abundância.....	81
3.3.2 Modelos para Riqueza.....	82
3.4 Discussão.....	83
Referências.....	87
4 INFLUÊNCIA DO TAMANHO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS SOBRE A ABUNDÂNCIA, A RIQUEZA E A DIVERSIDADE DE LAGARTOS DE SERAPILHEIRA EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DO PLANALTO ATLÂNTICO DE SÃO PAULO	
Resumo.....	97
Abstract	97
4.1 Introdução.....	98
4.2 Material e métodos.....	99
4.2.1 Área de estudo.....	99
4.2.2 Delineamento amostral.....	100
4.2.3 Amostragem dos lagartos de serapilheira.....	101
4.2.4 Análise dos dados.....	101
4.3 Resultados.....	102
4.3.1 Diversidade de lagartos em Ribeirão Grande/Capão Bonito.....	102
4.3.2 Resposta da comunidade de lagartos à variação do tamanho dos fragmentos.....	106
4.4 Discussão.....	107
Referências.....	109
5 CONCLUSÕES.....	117
ANEXO.....	119

RESUMO

Diversidade de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada de Ribeirão Grande, São Paulo

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais severamente afetados pelos processos de perda e fragmentação de habitats, e, apesar dessa intensa ameaça, abriga ainda grande diversidade de anfíbios e répteis. O presente estudo teve como objetivo principal relacionar a diversidade de anuros e lagartos de serapilheira com o tamanho de fragmentos florestais, assim como com características ambientais dos fragmentos e da paisagem onde os mesmos estão inseridos. A amostragem da herpetofauna foi realizada em dois anos consecutivos durante a estação chuvosa numa paisagem fragmentada nos municípios de Capão Bonito e Ribeirão Grande, adjacentes ao Parque Estadual de Intervales e Fazenda Paraíso, utilizando a área da fazenda como controle, que representa a mata contínua. Os lagartos e anuros foram amostrados por meio de armadilhas de interceptação e queda (“pitfall traps”) instaladas em 15 fragmentos e em seis localidades na área-controle. Além das características da estrutura e configuração da paisagem, como o tamanho dos fragmentos e a conectividade, outras variáveis ambientais que podem influenciar a distribuição e a abundância desses táxons também foram analisadas. A herpetofauna encontrada na região é típica de Floresta Ombrófila Densa, mas os resultados não esclareceram se a variação na composição da taxocenose de anuros entre as paisagens é uma resposta à continuidade ou à fragmentação da mata, ou se é uma resposta à distância geográfica entre as paisagens. De maneira geral, anfíbios anuros e lagartos de serapilheira são sensíveis à modificação de seus ambientes, porém a resposta a estas modificações é específica da espécie-, variando de acordo com aspectos particulares da história natural de cada espécie. A perda de habitat e a fragmentação florestal exercem efeitos negativos sobre algumas espécies de anfíbios e, conseqüentemente, sobre a diversidade local, sendo fatores importantes a serem considerados em estratégias de conservação e na formulação de diretrizes de conservação da diversidade biológica em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo.

Palavras-chave: Fragmentação; Herpetofauna; Conservação; Mata Atlântica; Diversidade

ABSTRACT

Diversity of leaf-litter amphibians anurans and lizards in a fragmented landscape in Ribeirão Grande, São Paulo

The Atlantic Forest is severely affected by processes of habitat loss and fragmentation, but despite this intense threat it hosts an enormous diversity of amphibians and reptiles. The main goal of the present study was to correlate the diversity of leaf-litter anurans and lizards to the size of forest fragments, as well as to the environmental characteristics of the fragments and of the landscape in which they are inserted. The study area is a fragmented landscape inserted in the municipalities of Capão Bonito and Ribeirão Grande, adjacent to Parque Estadual de Intervales and Fazenda Paraíso. Sampling of the herpetofauna was conducted during the rainy season in two consecutive years. Fazenda Paraíso was used as the control and denotes continuous forest. Anurans and lizards were collected with pitfall traps installed in 15 fragments and six sites inside the control-area. Besides the characteristics of landscape structure and configuration, like the size of the fragments and their connectivity, other environment variables that may affect the distribution and abundance of these taxa were also analysed. The herpetofauna found in the region is typical of tropical rainforests, although the results did not elucidate whether the variation in the composition of the anuran assemblage found among the landscapes is a response to the continuity or fragmentation of the forest, or if it is related to the geographical distance among the landscapes. Overall, leaf-litter anurans and lizards are sensible to habitat modification. The response to such modifications is, nevertheless, species-specific and varies according to characteristics of the natural history of each species. Habitat loss and forest fragmentation exert negative effects over some species of amphibians and ultimately over the local diversity and should thus be considered as important factors in conservation strategies and in the development of conservation guidelines in fragmented landscapes of the Atlantic Plateau of São Paulo.

Keywords: Fragmentation; Herpetofauna; Conservation; Atlantic forest; Diversity

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapa das seis paisagens estudadas, indicando os sítios amostrados e os remanescentes florestais. Os pontos inseridos dentro dos quadrados de 10×10 km referem-se às três paisagens fragmentadas (RG, TP e CC), e os pontos externos referem-se às três paisagens contínuas (FP, JU e MG)40
- Figura 2 - a) Curvas de rarefação de espécies das três paisagens contínuas (MG = Morro Grande, JU = Jurupará e FP = Fazenda Paraíso) e das três paisagens fragmentadas (CC = Caucaia/Cotia, TP = Tapirai/Piedade, RG = Ribeirão Grande/Capão Bonito), confeccionadas a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras; (b) Curvas de rarefação de espécies das seis paisagens em relação ao número de indivíduos estimados a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras46
- Figura 3 - Partição aditiva da diversidade total de espécies de anuros nas seis paisagens do Planalto Atlântico Paulista (TP, JU, CC, MG, RG e FP). γ = número total de espécies registradas na região, α_1 = média do número de espécies nos 68 sítios amostrados, α_2 = média do número de espécies por paisagem, $\beta_1 = \alpha_2 - \alpha_1$ e $\beta_2 = \gamma - \alpha_2$48
- Figura 4 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento das seis paisagens amostradas no Planalto Atlântico de São Paulo (TP, JU, CC, MG, RG e FP) com base na composição de espécies de anuros de serapilheira. Índice de Sorensen e método de agrupamento “UPGMA” (média de agrupamento sem peso).....49
- Figura 5 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento das seis paisagens amostradas (TP, JU, CC, MG, RG e FP) e de 11 localidades do estado de São Paulo com base na composição de espécies de anuros de serapilheira. Índice de Sorensen e método de agrupamento “WPGMA” (média de agrupamento com peso).....50
- Figura 6 - Mapeamento realizado a partir de imagem SPOT em escala 1/10.000 na escala espacial de 800 metros de raio a partir de cada um dos 15 pontos de amostragem de anfíbios Ribeirão Grande e Capão Bonito, SP. Verde = mata, Amarelo = “não-mata”, Azul = corpos d’água.....73
- Figura 7 - Abundância das espécies de lagartos coletadas entre novembro de 2005 e fevereiro de 2007 em Ribeirão Grande/Capão Bonito.....97
- Figura 8 - Curva média do coletor para os 32 dias de amostragem de lagartos na região de ribeirão Grande / Capão Bonito, baseada em 1000 curvas de acumulação de espécies com aleatorização da ordem dos dias, para a coleta total (TOT= fragmentos + área-controle) e para as 4 classes de tamanho CT= áreas-controle, P= fragmentos pequenos, M= fragmentos médios e G= fragmentos grandes.....99

Figura 9 - Curvas de rarefação de espécies de lagartos, na região de Ribeirão Grande / Capão Bonito, em relação ao número de indivíduos estimados a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras, para a coleta total (TOT = fragmentos + área-controlle) e para as 4 classes de tamanho CT = áreas-controlle, P = fragmentos pequenos, M = fragmentos médios e G = fragmentos grandes.....99

Figura 10 - Abundância relativa (%) de lagartos por tratamento em Ribeirão Grande (SP).....100

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Anfíbios anuros encontrados nas seis paisagens fragmentadas (Tapiraí, Caucaia e Ribeirão Grande) e contínuas (Jurupará, Morro Grande e Fazenda Paraíso) estudadas.....44
- Tabela 2 - Diversidade de anfíbios anuros nas paisagens fragmentadas (Tapiraí, Caucaia e Ribeirão Grande) e contínuas (Jurupará, Morro Grande e Fazenda Paraíso) no Planalto Atlântico Paulista: número de indivíduos, riqueza de espécies, riqueza estimada por *Jackknife* 1 + desvio padrão, espécies dominantes e dominância observada nas seis paisagens; riqueza e dominância estimadas por rarefação na paisagem contínua Jurupará (N = 532, intervalo de confiança de 95%).....47
- Tabela 3 - Valores absolutos da partição aditiva da diversidade gama (γ) de anuros na escala das seis paisagens (TP, JU, CC, MG, RG e FP) amostradas no Planalto Atlântico Paulista.....48
- Tabela 4 - Caracterização das áreas amostradas, apresentando nome e a área do fragmento. A perda de habitat, a desconexão de habitats, o número de fragmentos e o perímetro de borda foram calculados para "buffers" de raio 800 m.....71
- Tabela 5 - Modelos elaborados para cada grupo funcional de anfíbios anuros de serapilheira, onde F_LA= florestais com larva aquática, A_LA= áreas abertas com larva aquática e F_DT= florestais com desenvolvimento terrestre; Pfser= profundidade de serapilheira, Umid= umidade, HS= habitat split, PLAND= porcentagem de mata na paisagem e ENN= distância euclidiana ao vizinho mais próximo.....75
- Tabela 6 - Presença e ausência de espécies de anfíbios anuros registradas nos 15 fragmentos amostrados e no total. Habitat: F = florestal, A = áreas abertas; Reprodução: T = larva com desenvolvimento terrestre, A = larva aquática.....77
- Tabela 7 - Modelos para a variação dos dados de abundância por grupo funcional nos 15 fragmentos analisados em Ribeirão Grande e Capão Bonito (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc (wAICc). Δ_i AICc é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.....78
- Tabela 8 - Modelos para a variação dos dados de riqueza por grupo funcional nos 15 fragmentos analisados em Ribeirão Grande e Capão Bonito (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc (wAICc). Δ_i AICc é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.....80
- Tabela 9 - Caracterização das áreas amostradas, apresentando o nome e a classe de tamanho (P = fragmento pequeno, M = fragmento intermediário, G = fragmento grande e CT = área-controle).....95

Tabela 10 - Lista de espécies de lagartos encontradas em Ribeirão Grande (SP) durante as coletas de novembro/2005 à fevereiro/2007 e distribuição da abundância e riqueza nos sítios amostrados.	98
Tabela 11 - Diversidade de lagartos nas áreas amostradas em Ribeirão Grande (SP). Riqueza observada (R_obs), abundância (N), Riqueza estimada por Jack-knife (R_Jack1) e diversidade de Shannon	101
Tabela 12 - Resultados da análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) comparando a riqueza, a abundância total e a abundância das espécies de lagartos considerando o tamanho do fragmento e os dois anos de amostragem (N=21) em Ribeirão Grande, SP.....	102

1 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NAS FLORESTAS TROPICAIS

1.1 Cenário Global

A maior extensão contínua de floresta tropical é encontrada na bacia do rio Amazonas da América do Sul (BARBOSA, 2000). Mais da metade encontra-se no Brasil, que detém ainda cerca de um terço do restante das florestas tropicais do mundo. Outros 20% das florestas tropicais remanescentes ocorrem na Indonésia e na Bacia do Congo, e o restante está espalhado nas regiões tropicais ao redor do globo (BUTLER, 2006). Como tantos outros lugares naturais, as florestas tropicais são um recurso escasso no século XXI. Há apenas alguns milhares de anos, elas cobriam cerca de 12% da superfície da Terra, aproximadamente 15,5 milhões de km², mas hoje apenas 5% da superfície é coberta por esse tipo de formação vegetal (WHITMORE, 1997; BUTLER, 2006). Embora apresente essa cobertura reduzida, as florestas tropicais abrigam um grande número de espécies, cerca da metade das espécies mundiais, sendo uma grande quantidade pertencente à categoria de endêmicas (LEWIN, 1986; MYERS et al., 2000; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; TEIXEIRA et al., 2009): 40% das plantas, 16% das aves, 27% dos mamíferos, 31% dos répteis e 60% dos anfíbios (MITTERMEIER et al., 2005).

Apesar desses altos níveis de diversidade e endemismo, as florestas tropicais são as mais ameaçadas do globo (LEWIN, 1986), em decorrência de intensa ação antrópica vinculada principalmente à caça (ROBERTS et al., 2001), à poluição dos ambientes naturais (RICCIARDI; NEVES; RASMUSSEN, 1998), à introdução de espécies exóticas (RICCIARDI; NEVES; RASMUSSEN, 1998), às rápidas mudanças climáticas (POUNDS; FOGDEN; CAMPBELL, 1999; THOMAS et al., 2004) e ao desenvolvimento de atividades agrícolas, à extração madeireira e à implantação da pecuária, sendo a perda e a fragmentação de habitat reconhecidamente fatores centrais da diminuição dessa biodiversidade (WILCOX; MURPHY, 1985; TURNER, 1996; MYERS et al., 2000).

Essas alterações antrópicas, intensificadas no último século, são consideradas como os principais processos responsáveis pela elevação das taxas de extinção de espécies terrestres no mundo (SHAFER, 1990; HENLE; POSCHLOD; SETTELE, 1996; PARDINI, 2001). Nenhuma estimativa precisa pode ser feita quanto ao número de espécies que estão sendo extintas nas florestas tropicais ou em outros habitats, pela simples razão de que não sabemos o número de espécies originalmente presentes. Entretanto, não pode haver dúvidas de que a extinção está ocorrendo de forma mais rápida desde 1800 (WILSON, 1988). As regiões tropicais como um

todo estão claramente sofrendo uma extrema redução e fragmentação de suas florestas, e diversos estudos previram que essas mudanças serão acompanhadas por uma onda de extinção em massa (SMITH et al., 1993; VITOUSEK, 1997; CHAPIN III et al., 2000; SALA et al., 2000; NOVACEK; CLELAND, 2001; PIMM et al., 2006).

A extensão total de florestas em áreas protegidas foi estimada em 479 milhões de hectares, o que equivale a 12,4% da cobertura florestal da Terra, e essas áreas estão distribuídas da seguinte forma pelos continentes: 11,7% na África, 9,1% na Ásia, 11,7% na Oceania, 5% na Europa, 20,2% na América do Norte e América Central e 19% na América do Sul (UNEP-WCMC, 2001; UNECE/FAO, 2000). Vale ressaltar também que a variação nos níveis de proteção está incluída nas seis categorias da IUCN (Reserva Natural, Parque Natural, Monumento Natural, Área de Manejo de Espécies, Paisagem Protegida, Área de Proteção para Manejo de Recursos), e que nem todas as áreas legalmente protegidas são efetivamente manejadas (UNITED NATIONS, 1999).

Procurando entender os efeitos da atividade humana nas espécies, comunidades e ecossistemas e desenvolver abordagens práticas para prevenir a extinção de espécies surgiu a biologia da conservação, uma ciência multidisciplinar desenvolvida como resposta à crise de diversidade biológica com a qual nos defrontamos atualmente (SOULÉ, 1985).

1.2 Cenário Brasileiro

Dentre os países chamados de megadiversos em termos de riqueza de espécies, o Brasil detém cerca de 1,4 milhões de organismos conhecidos (WILSON, 1988; LEWINSOHN; PRADO, 2002). Essa posição de destaque mundial está aliada à presença do maior bloco de área verde do planeta, a Amazônia, e da presença de outros dois biomas importantes, o Cerrado e a Mata Atlântica (MITTERMEIER; SCHWARZ; AYRES, 1992; FONSECA, 2004).

No âmbito global, o Brasil encontra-se na lista dos países mais importantes para a conservação de espécies por apresentar imensa riqueza e elevado grau de endemismo (MYERS et al., 2000; LOVEJOY, 2005; MITTERMEIER et al., 2005). Estima-se que haja por volta de 1,8 milhões de espécies na Terra, mas apenas 200.000 (cerca de 10%) já foram descritas pela ciência (LEWINSOHN; PRADO, 2005). A grande diferença entre o número de espécies descritas e o total estimado ressalta o pouco conhecimento que temos sobre nossa diversidade biológica (LEWINSOHN; PRADO, 2002). No total, a Mata Atlântica abrigava, em 2007, cerca de 849

espécies de aves, 370 de anfíbios, 200 de répteis, 350 de peixes e 270 de mamíferos catalogadas, o que corresponde a cerca de 7% das espécies conhecidas no mundo para esses grupos de vertebrados (BRASIL, 2007).

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais severamente afetados pelos processos de perda e fragmentação de habitats, sendo essa a principal ameaça à conservação da biodiversidade (TABARELLI; GASCON, 2005), restando atualmente cerca de 12% da área de floresta original (RIBEIRO et al., 2009) que cobria 1.350.000 km² ou 15% do território nacional (FONSECA, 1985; CONSERVATION INTERNATIONAL et al., 2000; HIROTA, 2005) . De acordo com Pinto et al. (2006), cerca de 2% da área do bioma original encontra-se em unidades de conservação de proteção integral e 70% dos remanescentes localizam-se em propriedades privadas e possuem área menor que 100 ha, sendo constituídos principalmente por matas secundárias inseridas em matrizes urbanas ou sujeitas a práticas agrícolas. Em razão da acentuada fragmentação florestal aliada ao alto grau de endemismo, 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).

Na escala mundial há um consenso de que as Unidades de Conservação representam a forma mais efetiva de preservar a biodiversidade a longo prazo (BRASIL, 2007). Nesse sentido, o baixo percentual das mesmas no bioma brasileiro acaba sendo, hoje, uma das principais lacunas para sua conservação. Isso indica a importância de um esforço imediato para proteger todas as principais áreas bem-preservedas de remanescentes de Mata Atlântica, atendendo, dessa forma, os compromissos já assumidos internamente pelo governo brasileiro, bem como junto à comunidade internacional. Além disso, demonstra também a necessidade de adoção de medidas para promover a recuperação de áreas degradadas, principalmente para interligar os fragmentos e permitir o fluxo gênico de entre as sub-populações de animais e plantas. Além disso, segundo Faria (2002), embora a maior parte dos centros de pesquisa estejam localizados no domínio da Mata Atlântica, pouco conhecimento foi gerado sobre os efeitos do processo de fragmentação nessas áreas, comparando-se fragmentos de diversos tamanhos, grupos taxonômicos ou considerando os diversos elementos presentes nas paisagens estudadas.

1.3 Cenário da Herpetofauna

As regiões tropicais abrigam as maiores diversidades de anfíbios e répteis do mundo (HEYER et al., 1990; DUELLMAN, 1999), destacando-se o Brasil, que está entre os cinco países com maior riqueza de espécies desses táxons (SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 2009). O Estado de São Paulo abriga cerca de 35% das espécies conhecidas no país e cerca de 5% da diversidade mundial (HADDAD, 1998).

A Mata Atlântica, em função da grande quantidade de ambientes úmidos, apresenta elevada diversidade dessas taxocenoses, e sua complexidade estrutural permite várias possibilidades de uso diferenciado do ambiente, favorecendo a presença de espécies com características biológicas especializadas (HADDAD, 1998; MARQUES; ABE; MARTINS, 1998; HARTMANN, 2004; ROSSA-FERES et al., 2008). A maior riqueza ocorre nas florestas ombrófilas densas (e.g. HEYER et al. 1990, BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a) devido aos altos valores de umidade, à disponibilidade de diversos tipos de ambientes e à ocorrência de terrenos montanhosos, associados aos processos de diferenciação de famílias, gêneros e espécies endêmicas (CRUZ; FEIO, 2006; HADDAD et al., 2008).

A fragmentação de habitats e os desmatamentos são tidos como os principais responsáveis pela perda dessa diversidade e extinções locais de espécies de anfíbios e répteis em todo o mundo (HITCHINGS; BEEBEE, 1997; JOHNSTON; FRID, 2002; BERTOLUCI et al., 2005; ETEROVICK et al., 2005). Os anfíbios são organismos sensíveis às variações ambientais, apresentando baixa capacidade de deslocamento, especificidade de habitats e dependência da água ou de micro-habitats úmidos para a reprodução, o que os torna bons indicadores da qualidade do ambiente (DUELLMAN; TRUEB, 1994; FARIA et al., 2007; ROSSA-FERES et al., 2008). Além do efeito direto (perda de hábitat), a fragmentação prejudica a dispersão das espécies, levando a uma diminuição da abundância populacional e da riqueza em fragmentos isolados (COLLINS; STORFER, 2003; FUNK et al., 2005) e permitindo que espécies generalistas sejam favorecidas, ampliando suas distribuições geográficas e podendo substituir populações nativas mais especializadas (KATS; FERRER, 2003). A fragmentação também aumenta a vulnerabilidade dos fragmentos à invasão de espécies exóticas e espécies nativas ruderais (PATON, 1994). Além desses fatores, podemos citar processos como mudanças climáticas, aumento de radiação ultravioleta, poluição industrial e por agrotóxicos e doenças,

como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, também responsáveis por alguns declínios observados (BEEBEE; GRIFFITHS, 2005).

A maior parte das espécies de anfíbios ameaçadas de extinção do território nacional concentra-se no bioma Mata Atlântica (SILVANO; SEGALLA, 2005), enquanto as regiões sul e sudeste do país concentram o maior número de registro de répteis ameaçados (RODRIGUES, 2005). Na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo encontramos seis espécies de quelônios, uma de crocodiliano, 16 de lagartos, uma de anfisbenídeo, 38 de serpentes e 64 de anfíbios anuros, classificados em ameaçados, quase ameaçados ou com dados insuficientes (SÃO PAULO, 2008). De acordo com Bertoluci et al. (2007), estudos abrangendo comunidades de anfíbios nos ambientes florestais estão concentrados na Amazônia (CRUMP, 1971; HERO, 1990; GASCON, 1991), nas florestas semi-decíduas das regiões sul e sudeste (HADDAD; SAZIMA, 1992; ROSSA-FEREZ; JIM, 1994; BERNARDE; KOKUBUM, 1999; TOLEDO; ZINA; HADDAD, 2003; RIBEIRO; EGITO; HADDAD, 2005; BERNARDE; ANJOS, 1999; MACHADO et al., 1999; BERNARDE; MACHADO, 2001), e na Mata Atlântica (HEYER et al., 1990; GUIX; NUNES; MIRANDA, 1994; BERTOLUCI, 1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a; 2002b; CANELAS; BERTOLUCI, 2007). Apesar disso, o nível de conservação da diversidade de anfíbios e répteis do bioma Mata Atlântica pode ser ainda mais precário, uma vez que é bem provável a ocorrência de espécies ainda não descritas pela ciência (LEWINSOHN; PRADO, 2005; ROSSA-FERES et al., 2008).

Os esforços combinados de estudos sobre fragmentação e perda de habitat, presença de estradas e isolamento de poças d'água indicam que os impactos negativos do uso da terra afetam a herpetofauna por reduzir a quantidade e a qualidade de poças disponíveis (no caso dos anfíbios), de habitats para o forrageio e por reduzir a conectividade ecológica da paisagem (HERMANN et al., 2005; CUSHMAN, 2006; SILVA; ROSSA-FEREZ, 2007). Assim, estudos de ecologia, história natural e inventários de espécies e monitoramento de longa-duração de populações e comunidades são essenciais para avaliar o status de conservação da herpetofauna brasileira e delinear ações para sua conservação (BERTOLUCI et al., 2007).

1.4 Ecologia de paisagens

A ecologia de paisagens é considerada uma área de conhecimento emergente, em busca de embasamentos teóricos e conceituais sólidos (HOBBS, 1994). De acordo com Metzger (2001),

paisagem é “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e em uma determinada escala de observação”. O ponto central da análise é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem, e a problemática central é o efeito da estrutura da paisagem nos processos ecológicos (METZGER, 2001).

Nesse contexto, considera-se as teorias da biogeografia de ilhas (MacARTHUR; WILSON, 1967) e da ecologia de metapopulações (HANSKI; GILPIN, 1997) como arcabouços teóricos dessa “disciplina”, pois têm como elemento central a relação entre a área dos fragmentos e seus atributos ecológicos, especialmente a diversidade de espécies. Assim, paisagens podem ser caracterizadas tanto pela área e tipos de fragmentos que contêm como pelo arranjo espacial desses fragmentos (TURNER, 1989; DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992), e a composição e a configuração, por sua vez, podem afetar indivíduos, populações e comunidades de uma paisagem (GUERRY; HUNTER, 2002).

No nível da paisagem, a fragmentação de habitats é um processo no qual um habitat específico é progressivamente subdividido em fragmentos menores e cada vez mais isolados (McGARIGAL; CUSHMAN 2002). É uma das principais conseqüências do elevado nível de perturbações antrópicas (VIANA; PINHEIRO, 1998), sendo que, na Mata Atlântica, a maior parte dos remanescentes florestais, especialmente em paisagens intensamente cultivadas, encontra-se na forma de pequenos fragmentos altamente perturbados, isolados e pouco conhecidos e protegidos (VIANA, 1995; FONSECA, 1985; MORELLATO; HADDAD, 2000; RIBEIRO et al., 2009).

Do processo de perda e fragmentação de habitat (fragmentação *lato sensu*) resultam paisagens com diferentes configurações espaciais dos remanescentes. Dessa forma, os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade podem estar relacionados tanto à perda de habitat como a mudanças na configuração dos remanescentes (tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações). Essa fragmentação provoca diversas alterações na comunidade de plantas e animais nos trópicos, levando à extinção local de algumas espécies (WILLIS, 1979; BIERREGAARD; LOVEJOY, 1989; KLEIN, 1989; LAURANCE, 1994; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; CASTRO; FERNANDEZ, 2004; PARDINI et al., 2005; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005). Contudo, poucos estudos consideraram de forma separada os efeitos de perda de habitat dos efeitos das mudanças na distribuição espacial desse

habitat, sendo capazes, assim, de mostrar de forma clara qual desses dois fatores exerceria maior impacto na abundância, na distribuição e na riqueza de espécies (FAHRIG, 2003).

O isolamento efetivo de fragmentos de habitat terrestres não depende apenas das distâncias entre eles, mas também do grau de isolamento dos remanescentes, da capacidade intrínseca de dispersão que cada espécie apresenta e da natureza da matriz inter-habitats (RUCKELSHAUS; HARTWAY; KAREIVA, 1997; RICKETTS, 2001; STEVENS et al., 2004; ANTONGIONANNI; METZGER, 2005; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005). A matriz inter-habitats de fragmentos terrestres é um mosaico complexo e heterogêneo, contendo uma variedade de não-habitats que podem apresentar diferentes permeabilidades, funcionando como um filtro seletivo para a dispersão dos indivíduos, influenciando a distribuição e a dinâmica populacional de organismos em fragmentos (HOBBS; SAUNDERS; ARNOLD, 1993; WIENS, 1995; GASCON et al., 1999; DAILY; EHRLICH; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2001; DIXO, 2001; SILVANO et al., 2003; PARDINI, 2004; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006, FARIA et al. 2007).

O interesse no estudo das conseqüências da fragmentação florestal sobre a conservação da biodiversidade, e especificamente em relação a anfíbios e répteis, tem aumentado significativamente nos últimos anos (HARRIS, 1984; FORMAN; GODROM, 1986; LOVEJOY et al., 1986; VIANA, 1990; GRADWOHL; GREENBERG, 1991; SCHELLAS; GREEBER, 1997; LAURANCE; BIEREGARD, 1997; MARSH; PEARMAN, 1997; TOCHER; GASCON; ZIMMERMANN, 1997; VIANA; PINHEIRO, 1998; VALLAN, 2000; McGARIGAL; CUSHMAN, 2002; CUSHMAN, 2006; DIXO et al. 2009).

Os efeitos da fragmentação *lato sensu*, redução de área dos fragmentos e grau de isolamento são ainda pouco conhecidos para a herpetofauna, especialmente no Brasil (DIXO, 2005). Estudos sobre a importância da configuração e da fragmentação da paisagem que incluem questões como efeitos de borda, isolamento entre fragmentos e presença de corredores mostraram que aspectos relacionados à configuração da paisagem podem ter conseqüências drásticas para a biodiversidade (FERRAZ et al., 2007; BOSCOLO et al., 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; AWADE; METZGER, 2008; VIEIRA; SANTANA; ARZABE, 2009; DIXO et al., 2009).

Estudos considerando os efeitos sinérgicos - efeitos da integração de elementos que dão como resultado algo maior que a simples soma desses elementos - entre perda e configuração de

habitat na manutenção das espécies em regiões de florestas tropicais ainda são inexistentes (DEVELEY; METZGER, 2005). A situação atual da Mata Atlântica favorece esse tipo de estudo. Para elaborar planos de conservação da Mata Atlântica, é urgente entender as respostas das espécies em relação à quantidade de habitat e à sua configuração, e determinar os limiares de fragmentação e extinção.

1.5 Estrutura da Dissertação

A presente dissertação de mestrado resultou de um projeto que deu continuidade aos estudos de fragmentação florestal realizados nos últimos anos na região de Caucaia do Alto associados ao projeto temático Biota FAPESP (99/05123-4) e Brasil-Alemanha/CNPq (690144/01-6) (UEZO et al., 2005; PARDINI, 2004; DIXO, 2005), expandindo a área de estudo para novas regiões no Planalto Atlântico paulista. Além disso, o projeto está vinculado ao projeto de pós-doutorado intitulado “Diversidade de anuros e lagartos de serapilheira em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo – estudo comparativo em três paisagens” (Processo FAPESP 06/56998-6).

A dissertação está dividida em cinco capítulos: Capítulo 1 - “Introdução geral”, Capítulo 2 – “Diversidade de Anurofauna de Serapilheira em seis Paisagens do Planalto Atlântico do Estado de São Paulo”, Capítulo 3 – “Influência da estrutura da vegetação e características da paisagem sobre a riqueza e abundância de anfíbios anuros de serapilheira em Ribeirão Grande e Capão Bonito, SP, Brasil”, Capítulo 4 – “Influência do tamanho de fragmentos florestais na abundância, riqueza e diversidade de lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo” e Capítulo 5 – “Considerações finais”.

Referências

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of the matrix habitats to the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian Forest fragments. **Biological Conservation**, Barking, v. 122, n. 3, p. 441-451, 2005.

AWADE, M.; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, Australia, v. 33, n. 7, p. 863-871, 2008.

BARBOSA, L.C. **The Brazilian Amazon Rainforest: global ecopolitics, development and democracy**. Boston: University Press of America, 2000. 190 p.

BEEBEE, T.J.C.; GRIFFITHS, R.A. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? **Biological Conservation**, Barking, v. 125, n. 3, p. 271–285, 2005.

BERNARDE, P.S.; ANJOS, L. Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia**. Série Zoologia, Porto Alegre, v. 12, p. 127-140, 1999.

BERNARDE, P.S.; KOKUBUM, M.N.C. Anurofauna do Município de Guararapes, estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). **Acta Biológica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 21, p. 89-97, 1999.

BERNARDE, P.S.; MACHADO, R.A. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Cuadernos de Herpetologia**, Tucuman, v. 14, n. 2, p. 93-104, 2001.

BERTOLUCI, J. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. **Journal of Herpetology**, Washington, v. 32, n. 4, p. 607-611, 1998.

BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 42, n. 11, p. 287-297, 2002a.

_____. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic rainforest anurans at Boracéia, southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, New York, v. 23 n. 2, p. 161-167, 2002b.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R.A.; RIBEIRO Jr., J.W.; VILELA, V.M.F.N.; SAWAKUCHI, H.O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in Southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007.

BERTOLUCI, J.; CANELAS, M.S.; EISEMBERG, C.C.; PALMUTI, C.F.S.; MONTINGELLI, G.G. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 147-155, 2009.

BERTOLUCI, J.; VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T.; PAVAN, D.; LIU, N.; LANGE, M.C. Anuros da Estação Biológica de Boracéia (EBB): 25 anos após declínios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 2., 2005, Belo Horizonte. **Resumos**. Belo Horizonte, 1 CD-ROM.

BIERREGAARD JR., R.O.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 19, n. 9, p. 215-241, 1989.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Zurich, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BUTLER, R.A. **Tropical Rainforests of the World**. Mongabay.com / A Place Out of Time: Tropical Rainforests and the Perils They Face. Disponível em: <<http://rainforests.mongabay.com/0101.htm>, 2006>. Acesso em: jul. 2008.

CANELAS, M.A.S.; BERTOLUCI, J. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. **Iheringia**. Série Zoologia, Porto Alegre, v. 97, n. 1, p. 21-26, 2007.

CASTRO, E.B.V. de; FERNANDEZ, F.A.S. Determinates of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 119, n. 1, p. 73-80, 2004.

CHAPIN III, F.S.; ZAVALETA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L; VITOUSEK, P.M.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, London, v. 405, n. 8 , p. 234-242, 2009.

COLLINS, J.P.; STORFER, A. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. **Diversity and Distributions**, Matieland, v. 9, n. 2, p. 89-98, 2003.

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. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília, 2000. 40 p.

CRUMP, M.L. **Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna**. Lawrence: University of Kansas, 1971. 62 p. (Occasional Papers of the Museum of Natural History, 3).

CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: NASCIMENTO, L.B.; OLIVEIRA, M.E. **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2006. p. 117-126.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation**, Barking, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006.

DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R.; SANCHEZ-AZOFEIFA; G.A. Countryside biogeography: utilization of human dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v.11, n.1, p. 1–13, 2001.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serrapilheira no sul da Bahia**. 2001. 100p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

_____, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2005. 180 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

_____, M.; METZGER, J.P.; MORGANTE, J.S.; ZAMUDIO, K.R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, Barking, 2009, online doi:10.1016/j.biocon.2008.11.016.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994. 670 p.

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. **Ecological processes that affect populations in complex landscapes**. *Oikos*, Leeds, v.65, n.1, p. 169-175, 1992. p. online Disponível em : <http://www.jstor.org/stable/3544901>.

ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORGES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.; SEGALLA, M.V.; SAZIMA, I. **Amphibian declines in Brazil: an overview**. *Biotropica*, Zurich, v.3, p. 166–179, 2005 .

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic**, Califórnia, v.34, p. 487-515, 2003.

FARIA, D.M. **Comunidade de morcegos em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil**. 2002. 100p . Tese de (Doutorado na area de Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

D.M.; PACIÊNCIA, M.L.B.; DIXO, M.; LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity Conservation**, Madrid, v.16, p. 2335-2357, 2007.

FERRAZ, G.; NICHOLS, J.D.; HINES, J.E.; STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD JR., R.O.; Lovejoy, T. E. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **Science**, Washington, v. 315, n. 5809, p. 238-241, 2007.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Barking, vol. 34, n. 1, p.17-34, 1985.

FONSECA, G.A.B.; ALGER, K.; PINTO, L.P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de Biodiversidade: O Corredor Central da Mata Atlântica. *In: Corredores Ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Brasília: IBAMA, 2004. v.2, p.47-66.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619p.

FUNK, W.C.; GREENE, A.E; CORN, P.S.; ALLENDORF, F.W. High dispersal in a frog species suggests that it is vulnerable to habitat fragmentation. **Biological Letters**, Poznań, v.1, n.1, p.1-4, 2005.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **The atlantic forest of south america: biodiversity status, threats and outlook**. Washington: Island Press, 2003. 408p.

- GASCON, C. Population and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, Washington, v. 72, n.5, p. 1731-1746, 1991
- GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD R.O.; MALCOM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Barking, v.91, p. 223-229, 1999
- GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. Small forest reserves: making the best of a bad situation. **Climatic change**, California, v.19, p. 235-256, 1991.
- GUERRY, A.D.; HUNTER JR., M.L. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. **Conservation Biology**, Washington, v.16, n. 3, p. 745-754, 2002.
- GUIX, J.C.; LLORENTE, G.; MONTORI, A.; CARRETERO, M.A.; SANTOS, X. Uma nueva área de elevada riqueza de anuros em el Bosque Lluvioso Atlántico de Brasil. **Boletín de la Asociación Herpetológica Española**, Madrid, v.11, p. 100-105, 2000,
- HADDAD, C.F.B. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX** São Paulo: Editora FAPESP, 1998. p.17-26
- _____, C.F.B.; SAZIMA, I. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: MORELLATTO, L.P.C. (Org.). **História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/FAPESP, 1992. p.188-211.
- _____, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotrópica, 2008. 243p.
- HANSKI, I.; GILPIN, M. **Metapopulation Biology: Ecology, genetics and evolution**. San Diego: Academic.Press, 1997. 261p.
- HARRIS, L.D. **The Fragmented forest**. Chicago: University of Chicago Press. 1984. 211p.
- HARTMANN, M.T. **Biologia reprodutiva de uma comunidade de anuros (Amphibia) na Mata Atlântica (Picinguaba, Ubatuba, SP)**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.
- HENLE, K.; POSCHLOD, C.M.; SETTELE, J. Species survival in relation to habitat quality, size and isolation: summary conclusions and future directions. In: SETTLE, J.,C. MARGULES; POSCHLOD, P. (Ed). **Species survival in fragment landscapes**. Dordrecht :Kluwer Academic Publishers, , 1996. p. 373-381.
- HERO, J.M. An illustrated key to tadpoles occurring in the Central Amazon rainforest, Manaus, Amazonas, Brasil. **Amazoniana**, Manaus, v.11, p. 201-262, 1990. .

- HERRMANN, H.L.; BABBITT, K.J.; BABER, M.J.; CONGALTON, R.G. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. **Biological Conservation**, Barking, v.123, p. 139-149, 2005..
- HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v.31, p.231-410, 1990.
- HIROTA, M. M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G.(Ed.). **Mata Atlântica – Biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p.60-65.
- HITCHINGS, S.P.; BEEBEE, T.J.C. Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. **Heredity**, Sheffield, v.79, n.2, p. 117-127, 1997.
- HOBBS, R.J.; SAUNDERS, D.A.; ARNOLD, G.W. Integrated landscape ecology: a Western-Australian perspective. **Biological Conservation**, Barking, v.64, p. 231-238, 1993.
- _____, R.J. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. **Pacific Conservation Biology**, Baulkham Hills, 1994. v. 1, p.170-176.
- JOHNSTON, B.; FRID, L. Clearcut logging restricts the movements of terrestrial Pacific giant salamanders (*Dicamptodon tenebrosus*). **Canadian Journal of Zoology**, Toronto, v.80, n.12, p. 2170-2177, 2002.
- KATS, L.B.; FERRER, R.P. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and transition to conservation. **Diversity and Distribution**, Matieland, v.9, n.2, p.99-110, 2003.
- KLEIN, B.C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonian. **Ecology**, Washington, v.70, p.1715-1725, 1989.
- KUPFER, J.A.; MALANSON, G.P.; FRANKLIN, S.B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, Ottawa, v. 15, p.8–20, 2006.
- LAURANCE, W.F. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, Barking, v.69, p.23-32, 1994.
- _____, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical forest remnants**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615p.
- LEWIN, R. A mass extinction without asteroids. **Science**, Washington, v.234, n. 4772, p.14-15, 1986.

LEWINSHOHN, T.M.; PRADO, P.I. **Biodiversidade Brasileira: Síntese do estado atual do conhecimento**. Ministério do Meio Ambiente - Conservation International do Brasil. Ed. São Paulo:Contexto, 2002. 176p.

_____, T.M.; PRADO, P.I. How many species are there in Brazil? **Conservation Biology**, Washington, v.19, p.619-624, 2005.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O. Jr.; RYLANDS, A.B.; MALCOM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BRONW, K.S. Jr.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation biology, the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 1986. p. 185-257.

_____, T.E. Conservation with a changing climate. In: LOVEJOY, T.E.; HANNAH, L., (Ed.). **Climate change and biodiversity**. Sunderland, Massachusetts: Yale University Press, 2005. p.325–328.

MACHADO, R.A.; BERNARDE, P.S.; MORATO S.S.A.; ANJOS, L. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.16, p. 997-1004, 1999.

MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 181p.

MARSH, D.M.; PEARMAN, P.B. Effect of habitat fragmentation on the abundance of two species of leptodactylid frogs in an Andean montane forest. **Conservation Biology**, Washington, v.11, p.1323-1328, 1997.

MARQUES, O.A.V.; ABE, A.S.; MARTINS, M. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Editora Fapesp, 1998. p. 27-38.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, v.141, p.2184-2192, 2008,

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v.12, n.2, p. 335-345, 2002.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, p. 445-463, 1999.

_____, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrópica**, Campinas, v.1, n.1/2, 2001.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Biodiversidade 31. 2007. Disponível em: http://www.arenplan.com.br/mma/pampa_fichas_das_areas_prioritarias.pdf. Acesso em: 14 jan. 2008. (Portaria MMA n.9).

MITTERMEIER, R.A.; SCHWARZ, M.; AYRES, J.M. A new species of marmoset, genus *Callithrix* Erxleben 1777 (Callitrichidae, Primates), from the Rio Maués region, state of Amazonas, Central Brazilian Amazonia. **Goeldiana Zoologia**, Belém, v.14, p.1-17, 1992.

_____, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots Revisited: Earth's Cemex**, Washington: Biologically Richest and most Endangered Terrestrial Ecoregions, 2005.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic forest. **Biotropica**, Zurich, v. 32, n.4b, p.786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v.403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NOVACEK, M.J.; CLELAND, E.E. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.98, p.5466-5470, 2001,

PARDINI, R.. **Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação**. 190p. Tese de (Doutorado em Zoologia) - Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

_____, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 13, p. 2567-2586, 2004.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Barking, v.124, p. 253-266, 2005.

PATON, P.W.C. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? **Conservation Biology**. Washington, v.8, n.1, p. 17-26, 2007.

PIMM, S.; RAVEN, P.; PETERSON, A.; SEKERCIOGLU, C.H.; EHRLICH, P.R. Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.103, p.10941-10946, 2006.

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de uma hotspot Mundial. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: Essências**. São Carlos: Rima Editora, 2006. p. 91-118.

POUNDS, J. A.; FOGDEN, M.L.P.; CAMPBELL, J.H. Biological response to climate change on a tropical mountain. **Nature**, London, v. 398, p.611–615, 1999.

RIBEIRO, R.S.; EGITO, G.T.B.T. do; HADDAD, C.F.B. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, estado de São Paulo. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.5, p15, 2005,

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking. 2009 (no prelo).

RICCIARDI, A.; NEVES, R. J.; RASMUSSEN, J.B. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. **Journal of Animal Ecology**, London, v.67, p.613-619, 1998.

RICKETTS, T.H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, Chicago, v.158, p. 87-99, 2001.

RODRIGUES, M.T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. In: CONSERVATION INTERNATIONAL. Megadiversidade. Belo Horizonte: **Conservation International**, Virginia, v.1, n.1, p.87-94, 2005.

ROSSA-FERES, D.C.; JIM, J. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.54, p.323-334, 1994.

_____, D.C.; MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, I.A.; SAWAYA, R.J.; HADDAD, C.F.B. Herpetofauna. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; BRITO, M.C.W. de; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica: FAPESP, 2008. p.83-94.

ROBERTS, R.G.; FLANNERY, T.F.; AYLIFFE, L.A.; YOSHIDA, H.; OLLEY, J.M.; PRIDEAUX, G.J.; LASLETT, G.M.; BAYNES, A.; SMITH, M.A.; JONES, R.; SMITH, B.L. New ages for the last Australian megafauna: continent-wide extinction about 46,000 years ago. **Science**, Washington, v.292, n.5523, p. 1888-1892, 2001,.

RUCKELSHAUS, M.; HARTWAY, C.; KAREIVA, P. Assessing the data requirements of spatially explicit dispersal models. **Conservation Biology**, Washington, v.11, p. 1298–1306, 1997.

SALA, O.E.; CHAPIN III, F.S.; ARMESTO, J.J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L.F.; JACKSON, R.B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.M.; MOONEY, H.A.; OESTERHELD, M.; POFF, N.L.; SYKES, M.T.; WALKER, B.H.; WALKER, M.; WALL, D.H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, Washington, v.287, n.5459, p.1770–1774, 2000.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 02 de outubro de 2008. **Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobrexplotadas, ameaçadas de sobrexplotação e com dados insuficientes para avaliação no estado de São Paulo e dá providências correlatas.** São Paulo, Governo Estadual do Estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.imprensaoficial.com.br>>. Acesso em: 05 out. 2008.

SHELLAS, J.; GREEBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes.** Washington: Island Press, 1997. 426p.

SHAFER, C.L. **Nature reserves: island theory and conservation practice.** Washington, DC Smithsonian Institution Press, 1990.185p.

SILVA, F.R.; ROSSA-FERES, D.C. Uso dos fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.7, n.2, p.141-148, 2007.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M. Conservation of brazilian amphibians. **Conservation Biology**, Washington, v.19, p.653-658, 2005.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. *In*: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D.A.S. (Ed.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília: MMA/SBF, 2003. p.183-200.

SMITH, F.D.M.; MAY, R.M.; PELLEW, R.; JOHNSON, T.H.; WALTER, K.R. How much do we know about the current extinction rate? **Trends in Ecology and Evolution**, Boston, v.8, p.375-378, 1993.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. **Brazilian amphibians and reptiles – List of species.** São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2009. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 01 ago. 2009.

SOULÉ, M. What is conservation biology? **BioScience**, Washington, v. 35, p.727-734, 1985.

STEVENS, V.M.; POLUS, E.; WESSELINGH, R.A.; SHTICKZELLE, N.; BAGUETTE, M. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack Toad (*Bufo calamita*). **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.19, p.829–842, 2004.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, Washington, v.19, p.734-739, 2005.

_____, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v.91, p.119-127, 1999.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Victoria, n.257, p.1219–1230, 2009.

THOMAS, C.D.; CAMERON, A.; GREEN, R.E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L.J.; COLLINGHAM, Y.C.; ERASMUS, B.F.N.; SIQUEIRA, M.F.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.; JAARVELD, A.S.; MIDGLEY, G.F.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M.A.; PETERSON, A.T.; PHILLIPS, O.L.; WILLIAMS, S.E. Extinction risk from climate change, **Nature**, London, v. 427, p.145-148, 2004.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMANN, B. Fragmentation effect on a Central Amazonian frog community: A ten-year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago and London: The University of Chicago Press, 1997. p.124-137.

TOLEDO, L.F.; ZINA, J.; HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 3, p. 36-149, 2003.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, London, v.33, n.22, p. 200-209, 1996.

TURNER, MG. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematic**, Califórnia, v.20, p.171-197, 1989.

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

UNECE/FAO. **Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand**: contribution to the global Forest Resources Assessment 2000. New York and Geneva, UN. www.unece.org/trade/timber/fra/pdf/contents.htm. 2000. (Geneva Timber and Forest Study Papers, 17).

UNEP-WCMC. **Protected areas information, 1996**. Global protected areas summary statistics. Disponível em: www.unep-wcmc.uk.org. 2001. Acesso em: 13 ago. 2009.

UNITED NATIONS. INTERNATIONAL EXPERT MEETING ON PROTECTED FOREST AREAS. 1999. 15-19 Mar San Juan, Puerto Rico. **Repor...** San Juan, Puerto Rico, 1999. Disponível em: <http://www.un.org/esa/forests/pdf/cli/iffcli-usbrazil-protectedforest.pdf>.

VALLAN, D. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation**, Barking, v.96, p.31-43, 2000.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão, **Anais ...**Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, 1990. p. 113-118.

_____, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo**. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. p.135-154.

_____, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p.25-42, 1998.

VIEIRA, M.V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, V.Z.; BERNARDO, L.R.; GRELE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Barking, v.142, p. 1191-1200, 2009.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, Washington, v.277, n.5325, p.494-499, 1997.

WHITMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. In: LAURANCE, W.F.; BJORREGAARD, R.O. (Ed.). **Tropical forest remnants – ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 3-12.

WIENS, J.A. Landscapes mosaics and ecological theory. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. (Ed.). **Mosaic landscape and ecological process**. London: Chaptam & Hall, 1995. p.1-16.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **American Naturalist**, Chicago, v.125, p. 879-887, 1985.

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

WILSON, E.O. The current state of biodiversity. In: WILSON, E.O. (Ed). **Biodiversity**. Washington, DC.: Academic Press, 1988. p. 17-25.

2 DIVERSIDADE DE ANUROFAUNA DE SERAPILHEIRA EM SEIS PAISAGENS DO PLANALTO ATLÂNTICO DO ESTADO DE SÃO PAULO

Resumo

O Brasil é o país tropical com a maior riqueza de espécies descritas de anfíbios anuros, sendo que o bioma Mata Atlântica possui aproximadamente metade dessas espécies. O presente capítulo teve como objetivo contribuir com o conhecimento da anurofauna da Mata Atlântica do Planalto de São Paulo, determinando a composição de espécies em seis paisagens, seus os padrões de distribuição espacial e os níveis de similaridade entre as paisagens amostradas e com outras comunidades já conhecidas da Mata Atlântica do estado. A amostragem foi realizada nas regiões de Piedade/Tapiraí, Cotia/Caucaia e Capão Bonito/Ribeirão Grande. Nas seis paisagens foi amostrado um total de 68 sítios distribuídos em 18 fragmentos localizados nas paisagens contínuas e 50 sítios nas paisagens fragmentadas. Os anuros foram amostrados por meio de armadilhas de interceptação e queda (“pitfall traps”). A anurofauna encontrada na região é típica de Floresta Ombrófila Densa. Considerando as paisagens amostradas em conjunto, a composição assemelhou-se à de outras localidades de Mata Atlântica, sendo *Rhinella ornata* a espécie dominante. Na análise de agrupamento, considerando outras localidades, formaram-se três grupos principais, porém, não ficou claro se esse agrupamento seria resposta à continuidade ou à fragmentação da mata, distância geográfica e/ou condição climática e temporal durante a época de amostragem.

Palavras-chave: Anuros; Conservação; Mata Atlântica; Diversidade

Abstract

Brazil is a tropical country with the greatest richness of described species of anurans amphibians, and the Atlantic forest has roughly half of these species. This chapter aimed to contribute to the knowledge of the frogs of the Atlantic Plateau of Sao Paulo, determining the composition of species in six landscapes, their patterns of spatial distribution and levels of similarity between the sampled landscapes and other communities have known for the state. The sampling was conducted in the regions of Piedade/Tapiraí, Cotia/Caucaia and Capão Bonito/Ribeirão Grande. In the six landscapes were sampled a total of 68 sites distributed in 18 fragments located in continuous landscapes and 50 sites in fragmented landscapes. The frogs were sampled by pitfall traps. The anurofauna found in the region is typical of dense umbrophilous forest. Considering the sampled landscapes together, the composition resembled the other localities of the Atlantic forest, and *Rhinella ornata* was the dominant specie. In clustering analysis, considering other locations, it formed three main groups, however, it was not clear whether this group would respond to the continuity or fragmentation of the forest, geographical distance and/or weather and time during the sampling time.

Keywords: Anurans; Conservation; Atlantic forest; Diversity

2.1 Introdução

As regiões tropicais abrigam as maiores diversidades de espécies de anfíbios anuros do mundo (DUELLMAN, 1999), sendo o Brasil o país com a maior riqueza de espécies descritas (849 espécies; SBH, 2009). A Mata Atlântica possui uma parcela significativa dessa diversidade (SILVANO; SEGALLA, 2005), aproximadamente metade das espécies brasileiras ocorre nesse bioma, das quais 327 (81%) são endêmicas e 137 (34%) são conhecidas apenas para sua localidade-tipo (HADDAD; PRADO, 2005). O Estado de São Paulo abriga cerca de 35% das espécies conhecidas no país e cerca de 5% da diversidade mundial (HADDAD, 1998; CRUZ; FEIO, 2006; ROSSA-FERES et al., 2008). Essa elevada riqueza é provavelmente resultado da extensa faixa florestal de Mata Atlântica que originalmente cobria o estado, bem como da existência de uma ampla gama de outros ecossistemas (HADDAD, 1998; HADDAD; PRADO, 2005).

A Mata Atlântica, bioma de grande diversidade biológica e altas taxas de endemismo, está entre os *hotspots* mais ameaçados do mundo (MYERS et al., 2000; SILVA; CASTELETI, 2005). Atualmente, encontra-se reduzida a cerca de 12% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009), e a maior parte dos remanescentes florestais, especialmente em paisagens intensamente cultivadas, encontra-se na forma de pequenos fragmentos altamente perturbados, isolados e pouco conhecidos e protegidos (FONSECA, 1985; VIANA, 1995; MORELLATO; HADDAD, 2000; OLMOS; GALETTI, 2004; HIROTA, 2005; RIBEIRO et al., 2009). A perda da biodiversidade, causada por essa intensa intervenção antrópica, causa alterações nos ecossistemas, contribuindo para a ruptura e o esgotamento de processos evolutivos (EHRlich; WILSON, 1991; MYERS; KNOLL, 2001). Muitas espécies foram provavelmente eliminadas pelo processo de perda e fragmentação do habitat antes mesmo de terem sido descobertas (MORELLATO; HADDAD, 2000).

No Brasil, o número de estudos sobre a anurofauna tem aumentado consideravelmente nos últimos anos na Amazônia (MAGNUSSON; HERO, 1991; BERNARDE; MACHADO, 2001; OLIVEIRA; GASCON, 2006; OLIVEIRA, 2007; MENIN; WALDEZ; LIMA, 2008), Pantanal (ALHO; STRUSSMANN; VASCONCELLOS, 2002; ÁVILA; FERREIRA, 2004; ALHO, 2005; PRADO; UETANABARO; HADDAD, 2005; SABINO; PRADO, 2006), na Caatinga (ARZABE, 1999; DAMASCENO, 2005; VIEIRA; SANTANA; ARZABE, 2009), no Cerrado (FEIO et al., 1998; DINIZ et al., 2004; CANELAS; BERTOLUCI, 2007; BRASILEIRO et al.

2008, RIBEIRO Jr.; BERTOLUCI, 2009) e no domínio da Mata Atlântica (GUIX; NUNES; MIRANDA, 1994; ROSSA-FERES; JIM, 1994; BERTOLUCI,1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a,b; TOLEDO; ZINA; HADDAD, 2003; VASCONCELOS; ROSSA-FERES, 2005; CONTE; ROSSA-FERES, 2006; DIXO; VERDADE, 2006; ZINA et al., 2007; LUCAS ; FORTES, 2008; BERTOLUCI et al., 2009, NARVAES; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2009, SANTOS et al., 2009), mas ainda são escassos os estudos dos efeitos dos processos decorrentes da perda e da fragmentação de habitats (DIXO, 2005; BECKER et al., 2007; DIXO; MARTINS, 2008; DIXO et al., 2009; METZGER et al., 2009), bem como estudos que abordam aspectos comparativos da composição e da diversidade de anuros entre áreas em diferentes estados de conservação nas florestas tropicais (LIEBERMAN, 1986; HEYER et al., 1990; HEINEN, 1992; TOCHER, 1998; BERNARDE et al., 1999; NECKEL-OLIVEIRA; RODRIGUES, 2000; BERTOLUCI et al., 2007; MORAES; SAWAYA; BARRELA, 2007; FARIA et al., 2007; CONDEZ; SAWAYA; DIXO, 2009; PARDINI et al., 2009). A regeneração natural da floresta ao longo do tempo em áreas protegidas pode provocar um aumento significativo na riqueza de espécies de anuros devido à colonização da área por espécies associadas a ambientes florestados (BERTOLUCI et al., 2009), um fenômeno também observado para aves (FARIA et al., 2006),

Alguns estudos relacionados à fragmentação de habitats mostram que este processo tem efeitos tanto em populações com baixa diversidade genética (FRANKHAM, 1996) como em espécies comuns (DIXO, 2005; PEAKALL; LINDENMAYER, 2006), incluindo as generalistas e com altas taxas de fluxo gênico (WILLIAMS; BRAWN; PAIGE, 2003; DIXO et al., 2009).

Para algumas localidades de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, como Santa Tereza (ES) (WEYGOLDT, 1989), Serra do Japi (HADDAD; SAZIMA, 1992) e Boracéia (SP) (HEYER et al., 1988, 1990; BERTOLUCI; HEYER, 1995; BERTOLUCI et al., 2005; VERDADE; RODRIGUES; PAVAN, 2009), foram relatados declínio ou extinção de populações de anuros. Uma revisão sobre evidências de declínios de anfíbios no Brasil foi feita por ETEROVICK et al. (2005) e, mais recentemente, por VERDADE et al. 2009, que fornecem informações mais precisas sobre algumas localidades envolvidas. Além disso, declínios populacionais de anfíbios têm sido registrados em ambientes bem preservados em todo mundo, inclusive no Brasil (HEYER et al., 1988, 1990; WEYGOLDT, 1989; BERTOLUCI; HEYER, 1995; YOUNG et al., 2001), e os fatores que os provocam são ainda desconhecidos, tornando-se fundamental o

conhecimento da fauna dos remanescentes florestais em áreas sob intensa pressão antrópica (DIXO; VERDADE, 2006).

Inventários de espécies são essenciais para o conhecimento do estado de conservação e para o monitoramento da anurofauna ao longo de tempo (HEYER et al., 1994). Visando contribuir com o conhecimento da anurofauna da Mata Atlântica, principalmente a do Planalto de São Paulo, nosso estudo pretendeu (1) determinar a composição de espécies de anfíbios anuros de seis paisagens localizadas no Planalto Atlântico do estado de São Paulo, (2) descrever os padrões de distribuição espacial da diversidade, (3) determinar os níveis de similaridade entre as paisagens amostradas e (4) comparar a composição dessas assembléias com a de outras comunidades de anuros conhecidas da Mata Atlântica do estado.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Planalto Atlântico Paulista, em seis paisagens de Mata Atlântica, com aproximadamente 10.000 ha cada (Figura 1). Essas paisagens abrangem os municípios de Piedade, Tapiraí, Cotia, Caucaia, Ibiúna, Ribeirão Grande e Capão Bonito e serão tratadas como: JU - Parque Estadual do Jurupará (47W 23' 44", 23S 56' 52"), MG - Reserva Florestal do Morro Grande (46W 56' 44", 23S 42' 54"), FP - Fazenda Paraíso (42W 22' 38", 24S 13' 48"), TP - Tapiraí (47W 27' 35", 23S 53' 20"), CC - Caucaia (47W 04' 21", 23S 42' 55") e RG - Ribeirão Grande (42W 20' 53", 24S 05' 14").

Toda a área de estudo era originalmente coberta por Mata Atlântica, classificada como Floresta Atlântica Baixo-Montana (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), que hoje se encontra reduzida a fragmentos em estádios médios a avançados de sucessão (TEIXEIRA et al., 2009). Caracteriza-se como uma região de terras altas (PONÇANO et al., 1981), relevo ondulado, com inclinações maiores que 15% e altitudes entre 800-1.000 m acima do nível do mar (ROSS; MOROZ, 1997). O clima é do tipo Cwa e Cfa de KÖPPEN (1948), subtropical e subtropical úmido 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).

2.2.2 Delineamento amostral

As seis paisagens foram escolhidas tentando atender a características abióticas semelhantes (topografia, relevo, clima), porém com diferentes graus de fragmentação. As três paisagens fragmentadas selecionadas apresentavam diferentes proporções de vegetação remanescente, que variaram de 50% (TP) a 30% (CC) e a 10% (RG) de cobertura florestal nativa (Figura 1). Nas três paisagens, os fragmentos estudados estão imersos numa matriz de ambientes alterados dominada por pastagens (48, 44 e 50% em TP, CC e RG, respectivamente) e por agricultura (26, 20 e 35% em TP, CC e RG, respectivamente; BUENO, 2008). Adjacentes a cada paisagem fragmentada foram selecionadas paisagens com mata contínua. Essas paisagens contínuas são formadas por mosaicos de matas maduras e matas secundárias equivalentes às observadas nos fragmentos e formam contínuos de aproximadamente 26.000 ha (JU), 10.000 ha (MG) e 41.000 ha (FP), este último contíguo ao Parque Estadual de Intervalos (BUENO, 2008).

Nas seis paisagens foi amostrado um total de 68 sítios distribuídos em 18 fragmentos localizados nas paisagens contínuas, seis por região, e 50 sítios nas paisagens fragmentadas, sendo 15 fragmentos em TP e RG e 20 em CC (Figura 1).

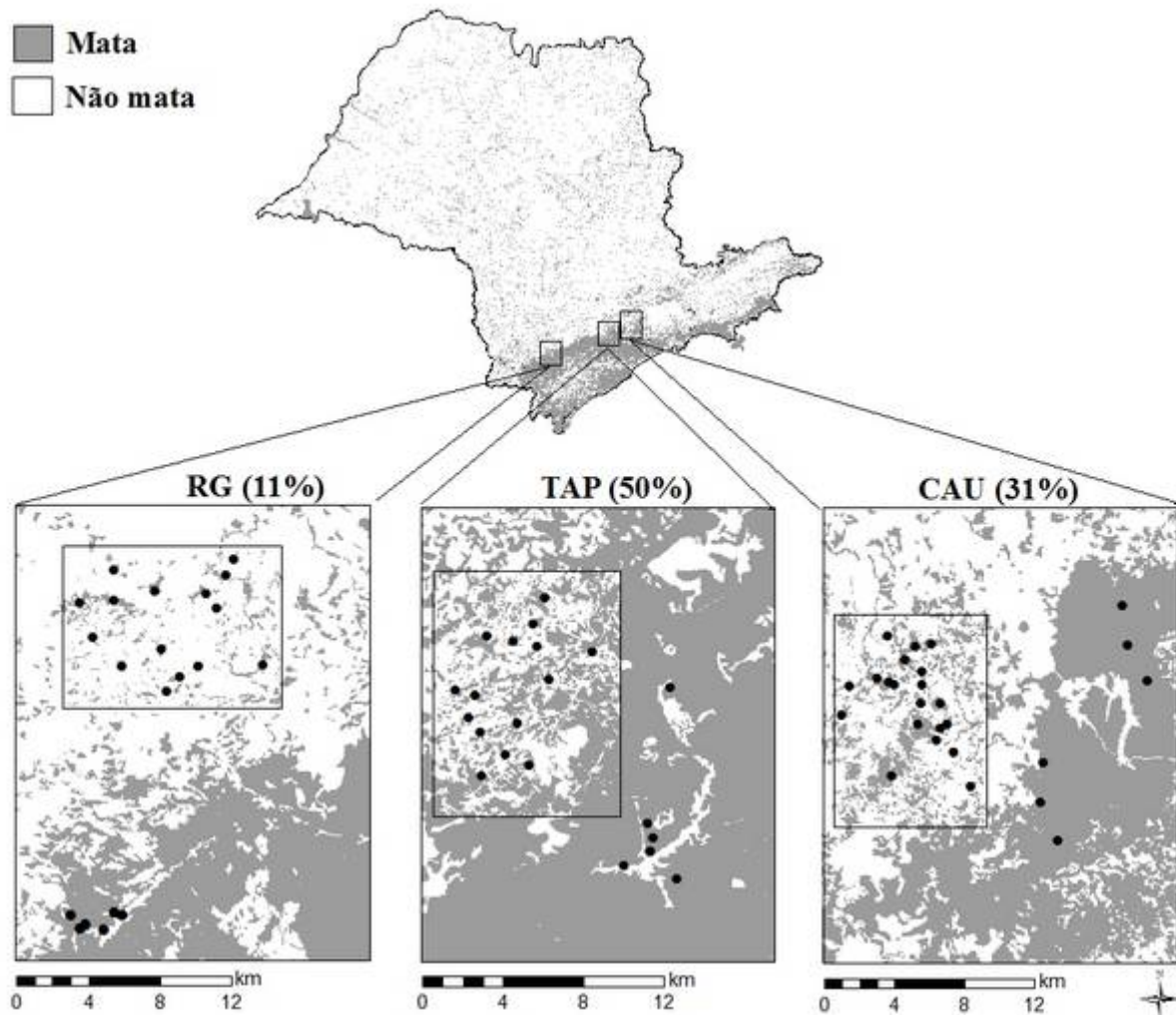


Figura 1 - Mapa das seis paisagens estudadas indicando os sítios amostrados e os remanescentes florestais. Os pontos inseridos dentro dos quadrados de 10 x 10 Km referem-se às três paisagens fragmentadas (RG, TP e CC), e os pontos externos referem-se às três paisagens contínuas (FP, JU e MG)

2.2.3 Amostragem da herpetofauna

O levantamento da anurofauna de serapilheira foi realizado com o auxílio de um protocolo padronizado de amostragem com armadilhas de interceptação e queda (DIXO et al., 2009; DIXO; METZGER, 2009). As armadilhas foram dispostas em uma linha contendo 11 baldes de 60 litros conectados por 10 m de cercas-guia (altura de 50 cm), resultando em séries de 100 m de extensão. Durante o período de coleta, as armadilhas permaneceram abertas durante a noite e o dia, sendo inspecionadas diariamente entre 7:00 e 12:00 horas.

Os anuros capturados foram identificados, fotografados e soltos nas proximidades do local de captura. Os animais capturados e não identificados no momento da coleta foram medidos (comprimento rostro-cloacal) com o auxílio de um paquímetro (precisão de 0,1 mm), anestesiados até a morte por xilocaína 5%, fixados em formalina 10% e preservados em álcool 70%. Esses exemplares serão depositados na coleção herpetológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, de acordo com a licença de captura/coleta/transporte nº 0177/05 concedida pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Para as paisagens RG e FP, a amostragem dos anuros de serapilheira foi feita durante a estação chuvosa em duas campanhas de 16 noites, a primeira em novembro de 2005 (8 noites) e janeiro de 2006 (8 noites) e a segunda em novembro de 2006 (8 noites) e janeiro de 2007 (8 noites). Para as análises de comparação foram utilizados dados coletados por CONDEZ (2009) para TP e JU no mesmo período e por DIXO (2005) para CC e MG no período de janeiro, fevereiro e dezembro de 2002 e janeiro de 2003. No total, foram 32 noites de amostragem e um esforço de 352 armadilhas/noite e 23.936 armadilhas/noite considerando as paisagens fragmentadas (50) e contínuas (18).

2.2.4 Análise dos dados

Nas comparações entre as regiões amostradas, foram consideradas as espécies capturadas durante os 32 dias de amostragem nas seis paisagens.

Foram confeccionadas curvas de rarefação de espécies (GOTELLI; COLWELL, 2001) com o programa EstimateS 7.5.0 (COLWELL, 2005), com 1000 aleatorizações, para analisar a riqueza em cada paisagem. O programa gera 1000 curvas de acumulação, aleatorizando a ordem das amostras; assim, cada ponto da curva corresponde à média de riqueza acumulada nas 1000 curvas e está associado a um desvio-padrão. Cada dia em que as armadilhas permaneceram abertas foi considerado uma amostra, o que resultou em 32 amostras para cada paisagem. Também foram confeccionadas curvas de rarefação de espécies para o número de indivíduos capturados em cada local.

Como o número de espécies (riqueza) está relacionado ao número de indivíduos capturados, comparações de taxocenoses com números muito diferentes de indivíduos podem levar a conclusões errôneas (MELO et al., 2003; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

Assim, foi utilizado o método da rarefação (SANDERS, 1968; KREBS, 2000) para comparar a riqueza considerando o mesmo número de indivíduos, correspondente ao tamanho da menor amostra. A dominância (porcentagem da espécie mais abundante) também foi comparada entre as seis paisagens pelo mesmo método. Essas análises foram realizadas no programa ECOSIM 7.0 (GOTELLI; ENTSMINGER, 2001), que permite fixar um número de indivíduos menor do que o observado em uma amostra e que estima a riqueza e a dominância para esse número de indivíduos retirados aleatoriamente da amostra. Para as estimativas, foram realizadas 1000 aleatorizações, sendo o resultado uma média das 1000 possibilidades e um intervalo de confiança de 95%.

A riqueza estimada de espécies para cada paisagem também foi comparada pelo estimador *Jackknife 1* (BURNHAM; OVERTON, 1979), calculado no programa EstimateS 7.5.0 (COLWELL, 2005); esse estimador foi escolhido por apresentar o melhor comportamento ao longo da acumulação das amostras.

A diversidade da anurofauna foi também descrita utilizando-se o método de partição aditiva da diversidade (LANDE, 1996). Por esse método, a diversidade total encontrada nas seis paisagens (diversidade γ) é dividida em dois componentes: diversidade α e diversidade β ($\gamma = \alpha + \beta$). Uma das vantagens da partição aditiva da diversidade em relação ao conceito tradicional multiplicativo de WHITTAKER (1960) é que os dois componentes - diversidade dentro de paisagens (α) e diversidade entre paisagens (β) - têm a mesma unidade e podem ser vistos como proporções da diversidade total (γ), permitindo inferências sobre os mecanismos biológicos associados à diversidade (VEECH et al., 2002). Calculamos a diversidade α para as paisagens do planalto; assim, α_1 é o número médio de espécies presentes nos 68 sítios amostrados e α_2 é o número médio de espécies por paisagem. Posteriormente, calculamos a proporção da diversidade γ que corresponde aos componentes α_1 , β_1 e β_2 ($\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2$).

A comparação das taxocenoses de serapilheira das diferentes paisagens amostradas foi realizada por meio de uma análise de agrupamento. Nessa análise, foi utilizado o índice de similaridade de Sorensen (WOLDA, 1981), que leva em consideração a presença ou a ausência de espécies em cada sítio amostrado, e o método de agrupamento UPGMA (média de pares de grupos sem peso). Essa análise foi realizada com o programa MVSP, versão 3.1 (KOVACH, 1999). O teste de Mantel (MANTEL, 1967) foi utilizado para verificar a correlação entre a

distância geográfica das paisagens amostradas e o índice de similaridade de Sorensen, com o auxílio do programa PC-ORD para Windows, versão 3.1 (McCUNE; MEFFORD, 1997).

A composição de espécies de serapilheira das taxocenoses de anuros das seis paisagens em conjunto foi comparada com as espécies de serapilheira de outras 11 localidades do estado de São Paulo para as quais existem listas de espécies disponíveis na literatura: 1- Estação Biológica de Boracéia (HEYER et al., 1990), 2- Serra do Japi (HADDAD; SAZIMA, 1992; RIBEIRO; EGITO; HADDAD, 2005), 3- Parque Estadual de Intervales (BERTOLUCI, 2001; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a), 4- Estação Ecológica Juréia-Itatins (POMBAL; GORDO, 2004), 5- Atibaia (GIARETTA et al., 1999), 6- Estação Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (POMBAL Jr.; HADDAD, 2005; VERDADE et al., no prelo), 7- Parque Estadual da Ilha do Cardoso (BERTOLUCI et al., 2007; MORAES; SAWAYA; BARRELA, 2007), 8- Ilha de São Sebastião (SAWAYA, 1999), 9- Pilar do Sul (OLIVEIRA, 2004), 10- Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba (HARTMANN, 2004) e 11) Parque Estadual Carlos Botelho (BERTOLUCI et al., 2007; MORAES; SAWAYA; BARRELA, 2007). Para minimizar os problemas de comparação de taxocenoses decorrentes das diferenças no esforço amostral (POMBAL, 1995), retiramos das listas as espécies consideradas como “gr.” e “aff.”. Aquelas notificadas como “cf.” foram mantidas como se determinadas (e.g. *Ischnocnema* cf. *parva* = *I. parva*; DIXO; VERDADE, 2006). Com esses dados, foi realizada uma análise de agrupamento utilizando também o índice de similaridade de Sorensen e o método de agrupamento WPGMA (média de pares de grupos com peso; SNEATH; SOKAL, 1973). Esse método foi escolhido devido às diferenças nos tamanhos das amostras (nesse caso, número de espécies por área). A análise foi feita com o auxílio do programa MVSP, versão 3.1 (KOVACH, 1999).

2.3 Resultados

Foram capturados 11.824 indivíduos pertencentes a nove famílias, 17 gêneros e 30 espécies (Tabela 1). As paisagens amostradas apresentaram composições de espécies semelhantes (Tabela 1). Apenas quatro espécies foram exclusivas de CC e/ou MG (*Brachycephalus ephippium*, *Dendrophryniscus brevipollicatus*, *Ischnocnema juipoca* e *Lithobates catesbeianus*), duas de TP (*Ischnocnema* cf. *lactea* e *Hylodes phyllodes*) e duas de RG (*Leptodactylus*

labyrinthicus e *L. notoaktites*). As outras 22 espécies ocorreram em duas ou mais paisagens.

Lithobates catesbeianus é uma espécie exótica.

Tabela 1 - Anfíbios anuros registrados em seis paisagens fragmentadas (Tapiraí, Caucaia e Ribeirão Grande) e contínuas (Jurupará, Morro Grande e Fazenda Paraíso) do Planalto Atlântico do Estado de São Paulo

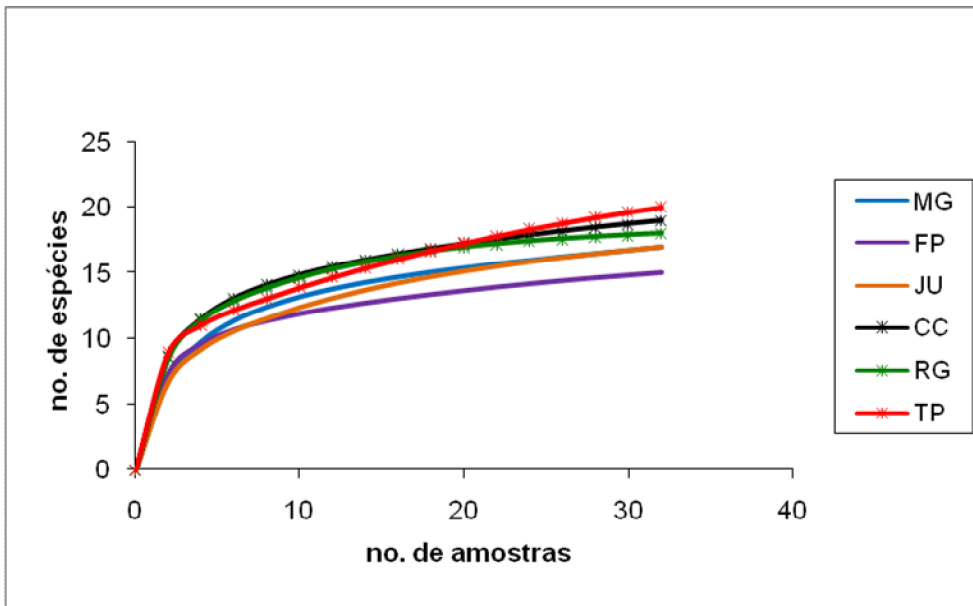
Família	Espécies	Paisagens					
		RG	FP	CC	MG	TP	JU
Brachycephalidae	<i>Brachycephalus ephippium</i> (Spix, 1824)				x		
	<i>Brachycephalus hermogenesi</i> (Giaretta & Sawaya, 1998)	x	x	x	x	x	x
	<i>Ischnocnema</i> aff. <i>hoehnei</i>	x	x			x	x
	<i>Ischnocnema juipoca</i> (Sazima & Cardoso, 1978)			x	x		
	<i>Ischnocnema</i> cf. <i>lactea</i>					x	
	<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	x	x	x	x	x	x
	<i>Ischnocnema</i> aff. <i>parva</i>					x	
Bufo	<i>Ischnocnema parva</i> (Girard, 1853)	x		x	x	x	
	<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i> Jiménez de la Espada, 1871 "1870"				x		
	<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	x	x	x	x	x	x
Bufo	<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	x	x	x	x	x	x
	<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	x	x	x		x	x
Cycloramphidae	<i>Cycloramphus acangatan</i> Verdade & Rodrigues, 2003		x	x	x	x	x
	<i>Macrogenioglottus alipioi</i> Carvalho, 1946		x	x	x		x
	<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	x		x		x	
	<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	x	x	x	x	x	x
Hylodidae	<i>Crossodactylus caramaschii</i> Bastos & Pombal, 1995	x	x			x	x
	<i>Hylodes phyllodes</i> Heyer & Cocroft, 1986					x	
Leiuperidae	<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	x	x	x	x	x	x
	<i>Physalaemus olfersii</i> (Lichtenstein & Martens, 1856)	x	x	x	x	x	x
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i> cf. <i>marmoratus</i>	x	x	x	x	x	x
	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	x					
	<i>Leptodactylus</i> cf. <i>ocellatus</i>			x	x	x	x
	<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Spix, 1824)	x	x	x		x	
	<i>Leptodactylus notoaktites</i> Heyer, 1978	x					
	<i>Paratelmatobius</i> aff. <i>cardosoi</i>						x
Microhylidae	<i>Paratelmatobius cardosoi</i> Pombal & Haddad, 1999			x			
	<i>Chiasmocleis leucosticta</i> (Boulenger, 1888)	x	x	x	x		x
	<i>Myersiella microps</i> (Duméril & Bibron, 1841)	x		x	x	x	x
Ranidae	<i>Lithobates catesbeianus</i> * Shaw, 1802				x		
Número total de espécies		18	15	19	18	20	17

*Espécie exótica.

O padrão de abundância das espécies diferiu nas seis paisagens (Tabela 2; Figura 2), embora a espécie dominante em todas as localidades tenha sido *Rhinella ornata*, representando 62,55% do total de indivíduos. A dominância de *R. ornata* foi significativamente diferente entre as localidades. A paisagem contínua FP apresentou a menor dominância observada e estimada (27%), enquanto a paisagem fragmentada CC apresentou o maior valor (81%), considerando o mesmo número de indivíduos amostrados em JU (N=532, Tabela 2).

Considerando o mesmo número de indivíduos nas seis paisagens (N = 532), os intervalos de valores de riqueza obtidos pelo método de rarefação não foram significativamente diferentes entre as paisagens. As curvas de rarefação baseadas no número de amostras e de indivíduos (Figura 2) indicam que provavelmente não foram coletadas todas as espécies de serapilheira passíveis de captura pelas armadilhas, uma vez que as curvas não atingiram a assíntota. A curva que mais se aproximou do platô foi a da paisagem fragmentada de CC (Figura 2a). As curvas de rarefação de espécies construídas com o número de indivíduos capturados na área de mata contínua e fragmentos florestais evidenciam a diferença no tamanho das amostras; entretanto, a inclinação das curvas sugere que a área de mata contínua tenderia a apresentar maior riqueza de espécies à medida que fossem capturados mais indivíduos (Figura 2b). Os valores de riqueza estimados por *Jackknife 1* foram maiores que os valores observados, o que mostra, mais uma vez, que algumas espécies podem não ter sido registradas.

a)



b)

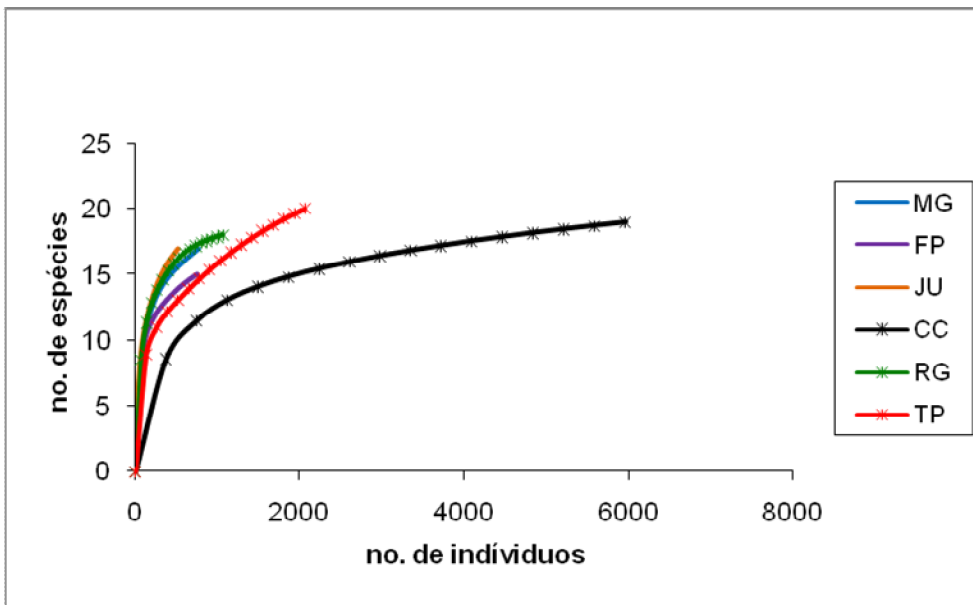


Figura 2 - a) Curvas de rarefação de espécies das três paisagens contínuas (MG = Morro Grande, JU = Jurupará e FP = Fazenda Paraíso) e das três paisagens fragmentadas (CC = Caucaia/Cotia, TP = Tapiraí/Piedade e RG = Ribeirão Grande/Capão Bonito) confeccionadas a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras; (b) Curvas de rarefação de espécies das seis paisagens em relação ao número de indivíduos estimados a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras

Tabela 2 - Diversidade de anfíbios anuros nas paisagens fragmentadas (TP = Tapirai/Piedade, CC = Caucaia/Cotia, RG = Ribeirão Grande/Capão Bonito) e contínuas (MG = Morro Grande, JU = Jurupará, FP = Fazenda Paraíso) no Planalto Atlântico Paulista

	Paisagens						Total
	TP	CC	RG	JU	MG	FP	
Número de indivíduos	2117	6463	1113	532	808	791	11.824
Riqueza observada	20	19	18	17	18	15	30
Mediana da riqueza estimada (n = 532, intervalo de confiança de 95%)	14 (11-16)	12 (9-14)	16 (14-18)	-	17 (14-18)	14 (12-15)	-
Riqueza estimada <i>Jackknife</i> 1 ± desvio padrão	25,63±1,88	22,75±2,17	19,88±1,28	20,75±1,68	20,75±1,68	17,81±1,5 1	-
Espécie dominante	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>	<i>R. ornata</i>	-
Dominância observada (%)	37,03	81,08	45,19	32,89	59,65	26,80	62,55
Média da dominância estimada (n = 532, intervalo de confiança de 95%)	37,00 (33-40)	81 (78-84)	45 (42-48)	-	60 (57-62)	27 (24-29)	-

As partições aditivas da diversidade em termos absolutos encontram-se na Tabela 3, e a proporção destas em relação à diversidade total pode ser visualizada na Figura 3. O valor da diversidade por paisagem (α_2) foi de 17,83 (Tabela 3), o que corresponde a 60 % da diversidade γ (Figura 3). A diversidade entre sítios de uma mesma paisagem (β_1) foi de 30% e entre paisagens (β_2), de 40% (Tabela 3, Figura 3).

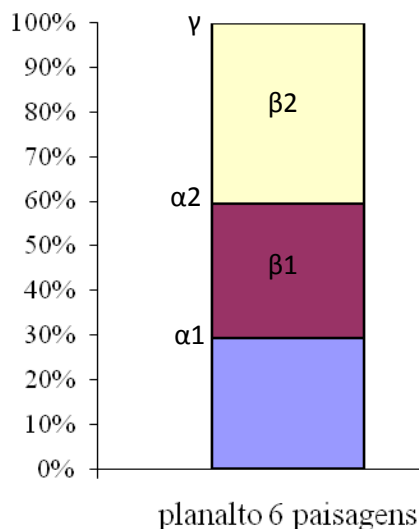


Figura 3 - Partição aditiva da diversidade total de espécies de anuros nas seis paisagens do Planalto Atlântico Paulista (TP, JU, CC, MG, RG e FP). γ = número total de espécies registradas na região, α_1 = média do número de espécies nos 68 sítios amostrados, α_2 = média do número de espécies por paisagem, $\beta_1 = \alpha_2 - \alpha_1$ e $\beta_2 = \gamma - \alpha_2$

Tabela 3 - Valores absolutos da partição aditiva da diversidade gama (γ) de anuros na escala das seis paisagens (TP, JU, CC, MG, RG e FP) amostradas no Planalto Atlântico Paulista

Diversidade	6 paisagens
(α_1) - diversidade α por sítio	8,82
(α_2) - diversidade α por paisagem	17,83
(β_1) - diversidade β entre sítios de uma mesma paisagem	9,01
(β_2) - diversidade β entre paisagens	12,17
(γ) - diversidade γ	30

No que diz respeito à similaridade entre a composição de espécies das taxocenoses amostradas nas seis paisagens, a análise de agrupamento diferenciou três grupos: CC + MG, RG + TP e FP + JU (Figura 4). Apesar de apresentar três agrupamentos, os grupos são muito similares (similaridade > 0,7). O teste de Mantel para verificar a influência da distância geográfica entre as paisagens sobre a similaridade de suas taxocenoses não foi significativo ($p=0,264$).

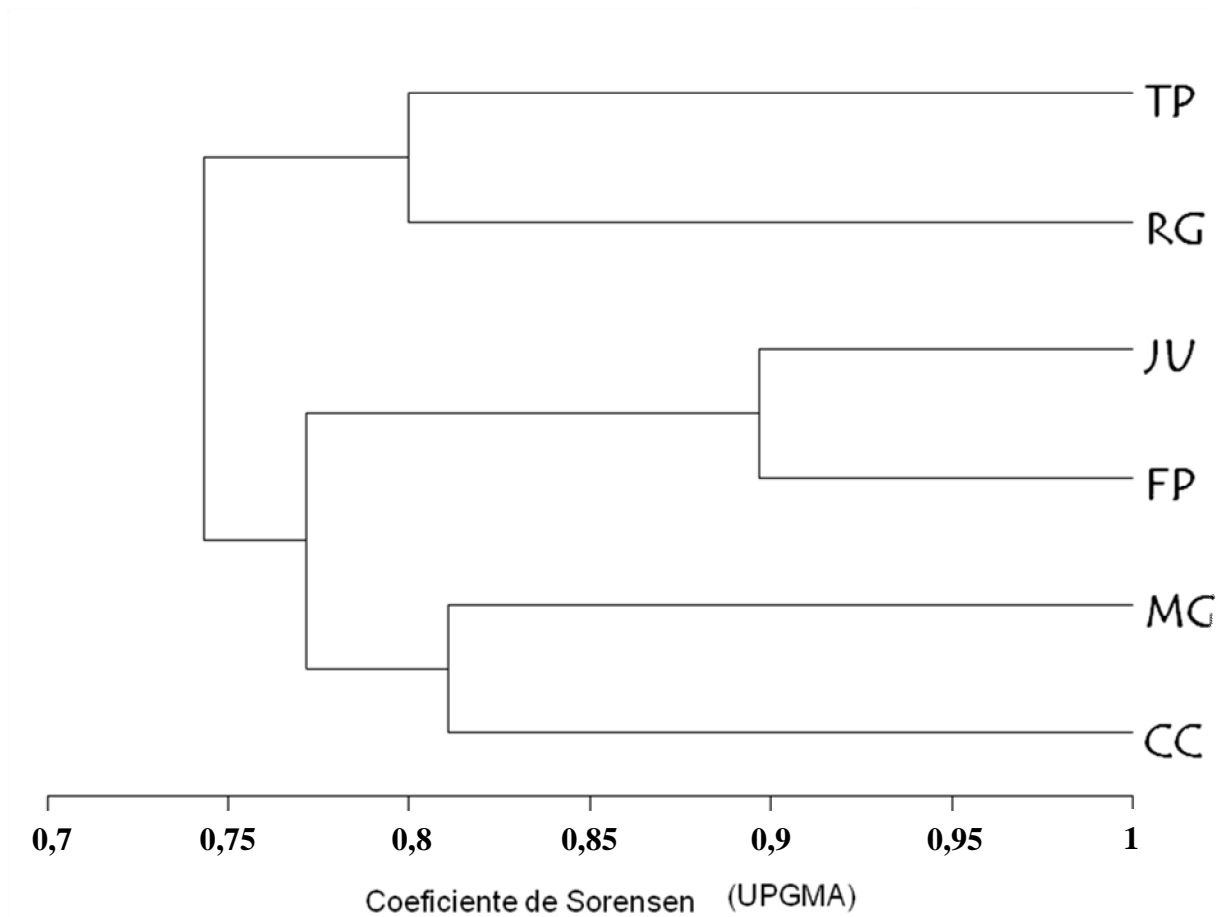


Figura 4 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento das seis paisagens amostradas no Planalto Atlântico de São Paulo (TP, JU, CC, MG, RG e FP) com base na composição de espécies de anuros de serapilheira. Índice de Sorensen e método de agrupamento UPGMA (média de agrupamento sem peso)

A comparação da similaridade entre a anurofauna de serapilheira das seis paisagens com a de outras localidades de Mata Atlântica é apresentada na Figura 5. A análise de agrupamento separou inicialmente a Estação Ecológica da Juréia e o Parque Estadual da Ilha do Cardoso das demais, seguidas por Picinguaba. Atibaia e Serra do Japi formaram outro grupo, seguido pela Estação Biológica de Boracéia e pela Reserva Biológica de Paranapiacaba. As seis paisagens-foco deste estudo formaram um grande agrupamento ligado com Pilar do Sul e com o Parque Estadual de Intervales. Por fim, a Ilha de São Sebastião formou um grupo com o Parque Estadual Carlos Botelho, ligado ao agrupamento citado acima (Figura 5).

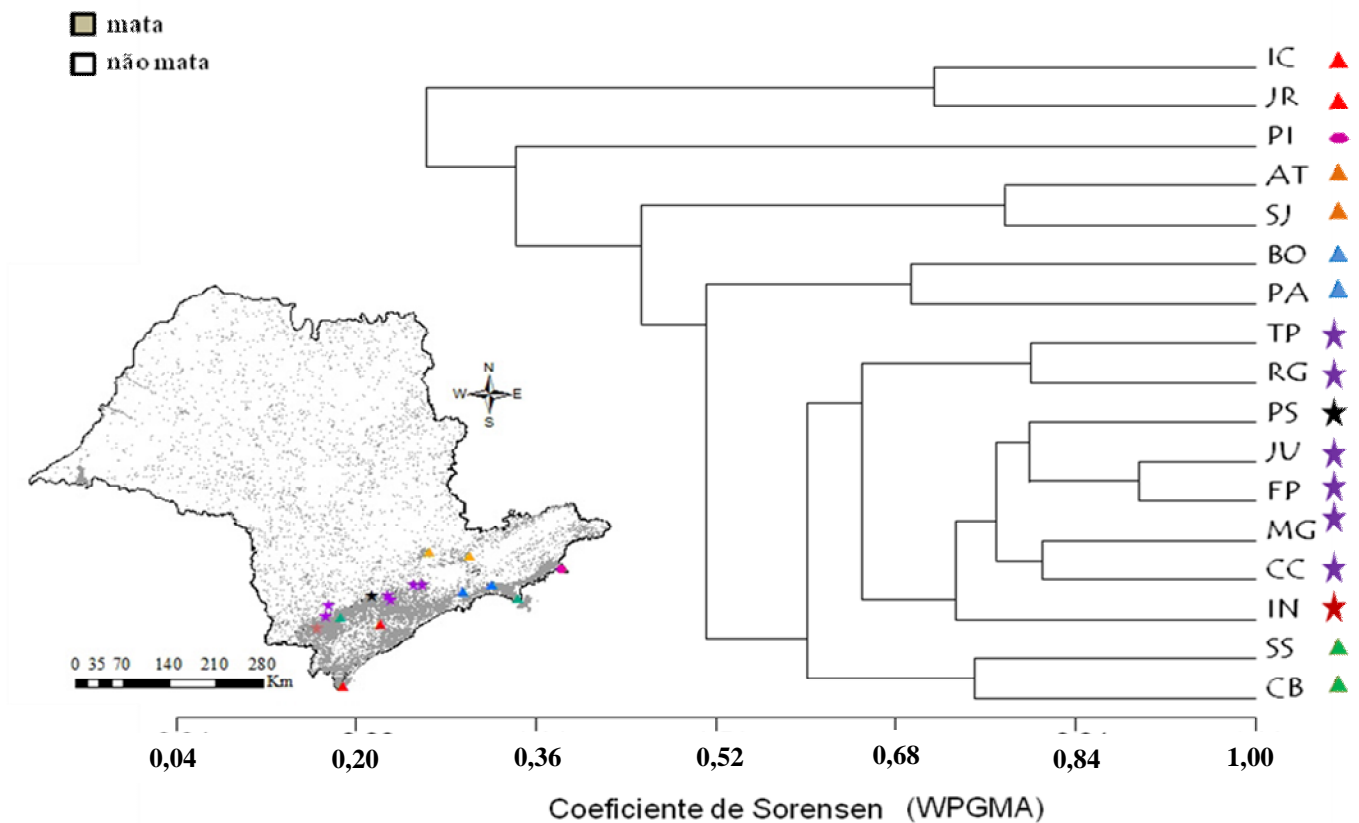


Figura 5 - Dendrograma resultante da análise de agrupamento das seis paisagens amostradas (TP, JU, CC, MG, RG e FP) e de 11 localidades do estado de São Paulo com base na composição de espécies de anuros de serapilheira. Índice de Sorensen e método de agrupamento WPGMA (média de agrupamento com peso). IC- Ilha do Cardoso, JR- Juréia, PI- Picinguaba, AT- Atibaia, SJ- Serra do Japi, BO- Estação Biológica de Boracéia, PA- Paranapiacaba, PS- Pilar do Sul, IN- Intervales, SS- Ilha de São Sebastião e CB- Parque Estadual Carlos Botelho. O mapa mostra a posição das localidades no estado de São Paulo

2.4 Discussão

Considerando as seis paisagens amostradas em conjunto, a composição de espécies de anuros de serapilheira assemelhou-se à de outras localidades de Mata Atlântica, como Pilar do Sul (OLIVEIRA, 2004), Parque Estadual de Intervales (BERTOLUCI, 2001; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a), Ilha de São Sebastião (SAWAYA, 1999) e Parque Estadual de Carlos Botelho (BERTOLUCI et al., 2007; MORAES; SAWAYA; BARRELA, 2007), embora a riqueza de espécies de serapilheira tenha sido menor nas paisagens abrangidas por este estudo.

Nem todas as espécies possíveis de serem capturadas pelas armadilhas de interceptação e queda foram registradas, como indicam as curvas de rarefação, possivelmente pelo fato de o estudo ter sido conduzido em um curto período de tempo. O fato de ter-se utilizado um único método de amostragem reflete o inventário parcial, nessas paisagens, da anurofauna

representativa da Mata Atlântica (CONTE; ROSSA-FERES, 2006), conhecida por apresentar elevada riqueza (HEYER et al., 1990; MORAES; SAWAYA; BARRELA, 2007), ou seja, o registro ficou restrito a espécies de serapilheira. Embora a diferença não tenha sido significativa, a riqueza observada foi ligeiramente maior nas paisagens fragmentadas do que nas paisagens contínuas. Isso pode dever-se ao número reduzido de espécies e à presença de espécies de áreas abertas nas bordas, o que aumentou o intervalo de confiança da estimativa em relação ao número de espécies. Além disso, nas paisagens fragmentadas o esforço amostral foi maior que nas paisagens contínuas.

Espécies generalistas registradas nas seis paisagens, como *Physalaemus cuvieri*, habitam formações vegetais abertas (BRASILEIRO et al., 2005), e ações antrópicas que alteram a paisagem natural promovem a expansão de sua distribuição geográfica por meio da invasão de ambientes alterados ou não (HEYER et al., 1990; HADDAD; SAZIMA, 1992; HADDAD, 1998; RAMOS; GASPARINI, 2004; HADDAD; PRADO, 2005; CONTE; ROSSA-FERES, 2006; MORAES; SAWAYA; BARRELA, 2007). Outras espécies (*Haddadus binotatus*, *Ischnocnema guentheri*, *Leptodactylus marmoratus* e *Cycloramphus acangatan*), conhecidas como excelentes bioindicadores da qualidade do habitat (BERTOLUCI et al., 2007), foram encontradas tanto nas paisagens fragmentadas como nas paisagens contínuas, e espera-se que apresentem alguma resposta significativa quando analisadas juntamente com os dados de qualidade das localidades em questão, o que será abordado no Capítulo 3 desta dissertação.

A dominância de *R. ornata* nas seis paisagens amostradas e, sobretudo, a maior dominância dessa espécie nas paisagens fragmentadas do que nas paisagens contínuas pode ser um indício de que essa espécie já era uma espécie comum na área de estudo (e possivelmente no Planalto Atlântico) e que se adaptou bem à fragmentação florestal. O gênero *Rhinella* é caracterizado por espécies que toleram maiores níveis de perda d'água em relação aos de outros grupos de anuros (THORSON; SVIHLA, 1943; THORSON, 1955), e muitas espécies desse gênero podem ser encontradas tanto em áreas abertas como em florestas (SAWAYA, 1999; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a; CARVALHO-E-SILVA; SILVA; CARVALHO-E-SILVA, 2008; HARTMANN, 2004), enquanto outras, como *R. icterica*, normalmente não penetram na mata (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a). Apesar de amplamente dominante em CC, estudos genéticos demonstraram que mesmo essa espécie tão comum está sofrendo com a fragmentação florestal. DIXO et al. (2009) encontraram uma diminuição significativa na diversidade de

haplótipos em pequenos fragmentos florestais, provavelmente devido à deriva genética aleatória e à perda de haplótipos em pequenos fragmentos com tamanho efetivo de população reduzido. Além disso, a espécie apresentou grande variação de abundância entre os anos amostrados, principalmente nos pequenos fragmentos (DIXO, 2005). Esse hábito generalista em relação ao habitat poderia explicar a presença dessa espécie nas seis paisagens e sua maior dominância nas paisagens fragmentadas.

Entre paisagens, a porcentagem de $\beta 2$ foi maior do que entre sítios de uma mesma paisagem, ou seja, a proporção de espécies compartilhadas entre as paisagens foi menor do que quando comparamos sítios de uma mesma paisagem. A taxa de substituição de espécies (*turnover*), ou seja, quando a diversidade β pode ser interpretada em termos da taxa de mudança na composição de espécies, poderia estar associada à estrutura das paisagens amostradas, já que seria esperado que estruturas de vegetação distintas abrigassem diferentes comunidades de anfíbios (RUIZ-JAE'N; AIDE, 2005; JELLINEK; DRISCOLL; KIRKPATRICK, 2004; PEARMAN, 1997; GASCON, 1991). A taxa de substituição de espécies é maior quando a proporção de espécies compartilhadas entre dois ou mais locais é mais baixa e as proporções de perda e ganho no movimento de um local a outro são similares (KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003). Além da estrutura da vegetação, esse resultado pode estar associado também à distância geográfica, como encontrado por ROCHA et al. (2008) para a comunidade de anfíbios em uma paisagem de restinga fragmentada, e a fatores históricos e biogeográficos, como idade e processos de origem e formação de um dado local e os padrões de colonização e extinção individual, todos provavelmente envolvidos nas diferenças da composição de espécies e na taxa de substituição de espécies entre paisagens.

Ainda com relação à estrutura, em uma perspectiva da paisagem, a heterogeneidade está relacionada à riqueza de espécies para grupos com grande capacidade de dispersão, como aves e borboletas, mas, para outros grupos, como anfíbios e répteis, há indícios da influência de outros fatores, como a composição da vegetação e a presença de habitats favoráveis (ATAURI; LUCIU, 2001). Como muitas espécies de anfíbios dependem de micro-habitats específicos para a sobrevivência e a reprodução (JELLINEK; DRISCOLL; KIRKPATRICK, 2004; BROWN, 2001; HOW; DELL, 2000), é fundamental que sejam realizados estudos ecológicos e comportamentais específicos que permitam, uma maior compreensão dos padrões de distribuição da diversidade na Mata Atlântica.

A grande similaridade entre as composições das taxocenoses das seis paisagens indica que a anurofauna de serapilheira amostrada representa um subconjunto da fauna do planalto e que, apesar do agrupamento em três blocos, os resultados não ajudam a esclarecer se a variação na composição da taxocenose de anuros entre as paisagens é uma resposta à continuidade ou à fragmentação da mata. Outra possibilidade de explicação para esse agrupamento seria a mesma condição climática e temporal durante a época de amostragem. Houve variação temporal de quase três anos entre as amostragens CC+MG e as demais paisagens, já JU+FP e TP+RG foram amostradas no mesmo ano, sendo JU e FP amostradas simultaneamente, e as paisagens fragmentadas com um intervalo de 10 dias cada. Como demonstrado por PECHMANN et al. (1991), as populações de anfíbios estão sujeitas a grandes flutuações naturais de densidade, e o tamanho populacional pode variar entre extremos em anos consecutivos.

Na análise da similaridade entre as composições da anurofauna de serapilheira das seis paisagens amostradas e das 11 localidades de Mata Atlântica analisadas, os grupos formados por Atibaia/Serra do Japi e Boracéia/Paranapiacaba apresentaram o mesmo padrão de similaridade obtido por DIXO; VERDADE (2006) e BERTOLUCI et al. (2007). As localidades do primeiro grupo encontram-se em uma área de transição entre a Mata Atlântica *sensu strictu* e as florestas semidecíduas do interior do planalto, nas proximidades da Serra da Mantiqueira (LEITÃO FILHO, 1982), enquanto Boracéia e Paranapiacaba localizam-se na escarpa de Serra do Mar, mais próximo do litoral (HEYER et al., 1990; DIXO; VERDADE, 2006).

A Estação Ecológica Juréia-Itatins e o Parque Estadual da Ilha do Cardoso formaram o grupo mais distante das outras nove localidades por apresentarem diferenças mais marcantes na composição de espécies, o que deve estar relacionado às particularidades das anurofaunas de florestas de restinga, ambientes que, apesar do pequeno grau de endemismo (CARVALHO-E-SILVA; IZECKSOHN; CARVALHO-E-SILVA, 2000), reúnem algumas espécies não-compartilhadas com a Mata de Encosta adjacente (BERTOLUCI et al., 2007, NARVAES; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2009). Juréia e Ilha do Cardoso, por serem áreas da baixada litorânea, apresentam condições topográficas e climáticas diferentes daquelas encontradas em áreas de maior altitude, que se refletem em diferenças na composição de espécies (DIXO; VERDADE, 2006; BERTOLUCI et al., 2007).

De modo geral, o padrão de similaridade obtido entre a anurofauna de serapilheira para as localidades está coerente com as principais formações geomorfológicas do estado de São Paulo e

pode estar associado à topografia, clima e complexidade estrutural da vegetação, como encontrado nos estudos de DIXO; VERDADE (2006) e BERTOLUCI et al. (2007). Dentro de cada uma dessas formações ocorre sobreposição de espécies, uma vez que o Planalto Atlântico caracteriza-se por ser uma região de transição entre florestas úmidas de encosta e florestas mais secas do interior. A riqueza de espécies registrada para as seis paisagens constitui a fauna típica de áreas de Mata Atlântica - *Physalaemus olfersii*, *Rhinella ornata* e *Haddadus binotatus* - embora algumas espécies possam ser encontradas em outros biomas, como *Leptodactylus ocellatus*, *L. labyrinthicus*, *L. mystacinus*, *P. cuvieri* e *Odontophrynus americanus*, presentes no domínio do Cerrado (BERTOLUCI et al., 2007, RIBEIRO Jr.; BERTOLUCI, 2009).

A anurofauna das seis paisagens compõe-se de espécies florestais e endêmicas regionais e pode ser considerada rica, apesar da pressão antrópica a que as áreas estão submetidas (MYERS et al., 2000). A velocidade de degradação dos remanescentes florestais as torna áreas críticas, e a conservação desses remanescentes, bem como o estudo e o monitoramento dessas espécies, devem ser incentivados, permitindo que as lacunas amostrais sobre a biologia das espécies sejam preenchidas, evitando declínios populacionais e extinções e fornecendo subsídios para a elaboração de estratégias mais eficientes de conservação (SILVANO et al., 2003; VERDADE et al. 2009).

Referências

ALHO, C.J.R.; STRUSSMANN, C.; VASCONCELLOS, LS. **Indicadores da magnitude da diversidade e abundância de vertebrados silvestres do Pantanal num mosaico de habitats sazonais**. Corumbá: Centro de Pesquisa Agro-Pecuária da EMBRAPA. 1 CD-ROM

_____, C.J.R.; GONÇALVES, H.C. **Biodiversidade do pantanal, ecologia e conservação**. Campo Grande-MS: UNIDERP, 2005. 142 p.

ARZABE, C. Reproductive activity patterns of anurans in two different altitudinal sites within the Brazilian Caatinga. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.16, n.1, p. 851-864, 1999.

ATAURI, J.A.; LUCIO, J.V. de. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.16, p.147–159, 2001.

ÁVILA, R.W.; FERREIRA, V.L. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.21, n.4, p.887-892, 2004.

BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, Washington, v.318, n.5857, p. 1775 – 1777, 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecology**: From individuals to ecosystems. 4th ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 2006. 660p.

BERNARDE, P.S.; KOKUBUM, M.N.C.; MACHADO, R.A.; ANJOS, L. Uso de habitats naturais e antrópicos pelos anuros em uma localidade no Estado de Rondônia, Brasil (Amphibia: Anura). **Acta Amazonica**, Manaus, v.29, n.4, p.555-562, 1999.

_____, P.S.; MACHADO, R.A. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Cuadernos de Herpetologia**, Tucuman, v.14, n.2, p. 93-104, 2001.

BERTOLUCI, J. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. **Journal of Herpetology**, Washington, v.32, p.607-611, 1998.

_____, J. Anfíbios anuros. In: **Intervalos/Fundação para a conservação e produção florestal do estado de São Paulo** (LEONEL,C.(Ed.). São Paulo: A Fundação, 2001. p.159-168.

_____, J.; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.42,n.11, p. 287-297, 2002a.

_____, J. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic rainforest anurans at Boracéia, southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, New York, v.23, p.161-167, 2002b.

_____, J.; VERDADE, V.K.; RODRIGUES, M.T.; PAVAN, D.; LIOU, N.; LANGE, M.C. **Anuros da Estação Biológica de Boracéia (EBB): 25 anos após declínios**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA,2., 2005. Belo Horizonte. **Resumos....** Belo Horizonte, 2005. 1 CD-ROM.

_____, J.; BRASSALOTI, R.A.; RIBEIRO JR., J.W.; VILELA, V.M.F.N.; SAWAKUCHI, H.O. Species Composition and Similarities among Anuran Assemblages of Forest sites in Southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.4, p.364-374, 2007.

_____, J.; CANELAS, M.S.; EISEMBERG, C.C.; PALMUTI, C.F.S.; MONTINGELLI, G.G. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.9,n.1, p. 147-155, 2009.

BRASILEIRO, C.A.; LUCAS, E.M. ; OYAMAGUCHI, H.M.; THOMÉ, M.T.C.; DIXO, M. Anurans, Northern Tocantins River Basin, Tocantins and Maranhão States Northern Brazil. **Check List**, Rio Claro, n.4, p.185-197, 2008.

BROWN, G.W. The influence of habitat disturbance on reptiles in a box-ironbark eucalypt forest of southeastern Australia. **Biodiversity Conservation**, Madrid, v.10, p.161–176, 2001.

BUENO, A.A. **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. 2008. 116p. Tese de (Doutorado na área de Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. **Ecology**, Washington, v. 60, n. 5, p. 927-936, 1979.

CANELAS, M.A.S.; BERTOLUCI, J. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v.97, p.21-26, 2007.

CARVALHO-E-SILVA, S.P.; IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, A.M.P.T. Diversidade e ecologia de anfíbios em restingas do sudeste brasileiro. In: ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D. **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Local: NUPEM/UFRJ, 2000. p. 89-97.

CARVALHO-E-SILVA, A.M.T.; SILVA, G.R.; CARVALHO-E-SILVA, S.P. Anurans at Rio das Pedras Reserve, Mangaratib, RJ, Brazil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.8, n. 1, 2008. Online: <<http://www.biotaNeotrópica.org.br/v8n1/en/abstract?inventory+bn02608012008>>.

CEPAGRI - **Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura**. Disponível em: www.cpa.unicamp.br. 2007. Acesso em: dez. 2007.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>. 2005.

CONDEZ, T.H. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2009. 190p. Dissertação (Mestre em Biotecnologia.) - Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia, Instituto Butantan, São Paulo, 2009.

_____, T.H.; SAWAYA, R.J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.9, n. 1, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032009000100018&script=sci_arttext&tlng=en.

CONTE, C.E.; ROSSA-FERES, D.C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 1, p.162-175, 2006.

CRUZ, C.A.G.; FEIO, R.N. Endemismos em anfíbios em áreas de altitude na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. In: NASCIMENTO, L.B.; OLIVEIRA, M.E. **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2006. p. 117-126.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation**, Barking, v.128, p.231-240, 2006.

DAMASCENO, R. Use of food resources and diet electivities of an anuran terrestrial assemblage from the dunes of the middle São Francisco River, Bahia, Brazil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.5, n.2, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032005000300030&lng=en&nrm=iso>. doi: 10.1590/S1676-06032005000300030.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2005. 180p. Tese de Doutorado na área de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

_____, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Biológica de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrópica**, Campinas, v.6, n.2, 2006. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>.

_____, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.24, p.551–554, 2008,

_____, M.; METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Fauna & Flora International**, Oryx, v.43, n.3, p.435–442, 2009.

_____, M.; METZGER, J.P.; MORGANTE, J.S.; ZAMUDIO, K.R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, Barking, 2009. Online: doi:10.1016/j.biocon.2008.11.016. 2009.

DUELLMAN, W.E. Global distribution of amphibians: patterns, conservation and future challenges. In: DUELLMAN, W.E. **Patterns of distribution of amphibians: A global perspective**. Baltimore & London: The John Hopkins University Press, 1999. p.1-30.

EHRlich, P.R.; WILSON, E.O. **Biodiversity studies: science and policy**. **Science**, Washington, v. 253, n.5021, p.758-762, 1991.

ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORJES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V.; SAZIMA, I. Amphibian declines in Brazil: an overview. **Biotropica**, Zurich, v.37, n.2, p. 166-179, 2005.

FARIA, D.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; LAPS, R.R.; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shaded cacao plantations of two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v.16, p.2335–2357, 2007.

FARIA, C.M.A., RODRIGUES, M., AMARAL, F.Q., MÓDENA, E.; FERNANDES, A.M. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.23, n.4, p. 1217–1230, ano.

- FEIO, R. N.; BRAGA, U. M. L.; WIEDERHECKER, H.; SANTOS, P. S. **Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais). Viçosa:** Universidade Federal de Viçosa, Instituto Estadual de Florestas, 1998. 32p.
- FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Barking, v.34, n. 1, p. 17-34, 1985.
- FRANKHAM, R. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. **Conservation Biology**, Washington, v.10, p. 1500–1508, 1996.
- GASCON, C. Population and community level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, Washington, v.72, p. 1731-1746, 1991.
- GIARETTA, A.A.; SAWAYA, R.J.; MACHADO, G.; ARAÚJO, M. S.; FACURE, K.G.; DE MEDEIROS, H.F.; NUNES, R. Diversity and abundance of litter frogs at altitudinal sites at Serra do Japi, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.14, n. 2, p. 341-346, 1997.
- GIARETTA, , A.A.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.D.M.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. **Biotropica**, São Paulo, v.31, p. 669-674, 1999.
- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecological Letters**, Poznan, v.4, p.379-391, 2001.
- GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. **EcoSim**: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Disponível em: <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>. 2001. Acesso em : fev.2009.
- GUIX, J.C.; NUNES, V.S.; MIRANDA, J.R. Autochthonous and colonizing species of frogs in Carlos Botelho State Reserve, southeastern Brazil. **Boletín de la Asociación Herpetológica Española**, Madrid, v.5, p.8-13, 1994.
- HADDAD, C.F.B. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil:** síntese do conhecimento ao final do século XX. São Paulo: Editora Fapesp, 1998. cap. 6, p.17-26.
- HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, Washington, v.55, n.3, p. 207-217, 2005.
- HADDAD, C.F.B.; SAZIMA, I. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, P. **História natural da Serra do Japi.** Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Local: UNICAMP. 1992. p.188-211.

HARTMANN, M.T. **Biologia reprodutiva de uma comunidade de anuros (Amphibia) na Mata Atlântica (Picinguaba, Ubatuba, SP)**. 2004. 118p. Tese de Doutorado na área de Zoologia - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

HEINEN, J.T. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. **Biotropica**, Zurich, v.24, n.3, p. 431-439, 1992.

HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L. Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. **Biotropica**, Zurich, v.20, p. 230-235, 1988.

HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v.31, p.231-410, 1990.

HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. **Measuring and monitoring biological diversity**. Standard methods for Amphibians. Washington; Smithsonian Institution Press, 1994. 384p.

HIROTA, M.M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Washington: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p.60-65

HOW, R.A.; DELL, J. Ground vertebrate fauna of Perth’s vegetation remnants: impact of 170 years of urbanization. **Pacific Conservation Biology**, Baulkham Hills, v.6, p.198–217p, 2000,

INGER, R.F.; COLWELL, R.K. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. **Ecological Monographs**, Ithaca, v.47, p.229-253, 1977.

JELLINEK, S.; DRISCOLL, D.A.; KIRKPATRICK, J.B. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral Ecology**, Australia, v. 29, n.3, p. 294–304, 2004.

KOLEFF, P.; GASTON, K.J.; LENNON, J.J. Measuring beta diversity for presence–absence data. **Journal of Animal Ecology**, London, v.72, p.367–382, 2003.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Com un estudio de los climas de la tierra. Fondo México: Cultura Economica, 1948. 478p.

KOVACH, W. L. **MVSP—A MultiVariate Statistical Package for Windows**, ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K. 1999.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2nd ed. New York: Harper and Row Publishers, 2000. 654p.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, Leeds, v.76, p.5-13, 1996.

LEITÃO FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, n.6, p.197-206, 1982.

LIEBERMAN, S.S. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a Neotropical Rain Forest: La Selva, Costa Rica. **Acta Zoologica Mexicana**, México, v.15, p. 1-71, 1986.

LUCAS, E.M.; FORTES, V.B. Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of southern Brazil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.8, n.3, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032008000300004&script=sci_arttext&tlng=en.

MAGNUSSON, W.E.; HERO, J.M. Predation and the evolution of complex oviposition behaviour in Amazon rainforest frogs. **Oecologia**, Berlim, v.86, p. 310-318, 1991,

MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research**, v. 27, p. 209-220, 1967.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD**. Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software, Gleneden Beach. Oregon, 1995.

MELO, A.S.; PEREIRA, R.A.S.; SANTOS, A.J.; SHEPHERD, G.J.; MACHADO, G.; MEDEIROS, H.F.; SAWAYA, R.J. Comparing species richness among assemblages using sample units: Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? **Oikos**, Leeds, v.101, p. 398-410, 2003.

MENIN, M.; WALDEZ, F.; LIMA, A.P. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in central Amazonia, Brazil. **South American Journal of Herpetology**, Washington, v.3, n.1, p. 68-81, 2008,

METZGER, J.P. ; MARTENSEN, A.C. ; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MORAES, R.A. DE; SAWAYA, R.J.; BARRELA, W. Composition and diversity of Anuran Amphibians in two Atlantic Forest environments in Southeastern Brazil, Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.7,n.2, 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032007000200003&script=sci_arttext&tlng=es.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. **Introduction**: the Brazilian atlantic forest. **Biotropica**, Zurich, v.32, n.4b, p.786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v.403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

MYERS, N.; KNOLL, A.H. The biotic crises and the future of evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v.98, n.10, p. 5389-5392, 2001.

NARVAES, P.; BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Composição, uso de habitat e estações reprodutivas das espécies de anuros da floresta de restinga da Estação Ecológica Juréia-Itatins, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, ,v. 9,n.2. 2009. Online: <http://www.biotaNeotropica.org.br/v9n2/en/abstract?article+bn02009022009>.

NECKEL-OLIVEIRA, S.; RODRIGUES, A.P. Diversity and distribution of frogs in an Amazonian savanna in Brazil. **Amphibia-Reptilia**, New York, v. 21, n.3, p.317-326, 2000.

OLIVEIRA, S.H. **Diversidade de anuros de serapilheira em fragmentos de Floresta Atlântica e plantios de *Eucalyptus saligna* no município de Pilar do Sul, SP**. 2004. 50p. Dissertação de Mestrado na área de Agricultura - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

OLIVEIRA, S.N. Effects of Forest Disturbance on Breeding Habitat Availability for Two Species of Anurans in the Amazon. **Copeia**, Kansas, v.1, p. 186-192, 2007.

_____, S.N.; GASCON, C. Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, Barking, v.128, n.3, p.308-315, 2006,

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. **Biotropica**, Zurich, v.32, p. 793-810, 2000.

OLMOS, F.; GALETTI, M.A. Conservação e o futuro da Juréia: isolamento ecológico e impacto humano. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004. p.360-377.

PARDINI, R.; UMETSU, F. Non-volant small mammals from the Morro Grande Forest Reserve – distribution of species and diversity in an Atlantic Forest area. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.6, n.2, 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032006000200007&script=sci_abstract&tlng=pt.

_____, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Barking, v.142, p.1178–1190, 2009.

PEAKALL, R.; LINDENMAYER, D. Genetic insights into population recovery following experimental perturbation in a fragmented landscape. **Biological Conservation**, Barking v.132, p.520–532, 2006.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibians diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology**, Washington, v.11, p.1211– 1225, 2006,

PECHMANN, J.H.K.; SCOTT, D.E.; SEMLITSCH, R.D.; CALDWELL, J.P.; L. J. VITT; GIBBONS, J.W. Declining amphibians populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. **Science**, Washington, v.253, n.5022, p.892-895, 1991

POMBAL JR., J.P. **Biologia reprodutiva de anuros (Amphibia) associados a uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil**. 1995, 164p. Tese de Doutorado na área de Zoologia - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1995.

_____, J.P.; GORDO, M. Anfíbios Anuros da Juréia. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente físico, flora e fauna.**, Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004. p.243-256.

_____, J.P.; HADDAD, C.F.B. Estratégias e modos reprodutivos de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.45, n.15, p. 201-213, 2005.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M. DE; PRANDINI, F.L. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1981. 94 p. (Publicação no. 1183)

PRADO, C.A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C.F.B. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. **Amphibia-Reptilia**, New York, v. 26, n. 2, p. 211-221, 2005.

RAMOS, D.A.; GASPARINI, J.L. **Anfíbios do Goiapaba-Açu, Fundão, Estado do Espírito Santo**. Espírito Santo: Gráfica Santo Antônio, 2004. 75p.

RIBEIRO JR., J.W.; BERTOLUCI, J. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.9, n.1, 2009. Disponível em: <http://www.biotaNeotrópica.org.br/v9n1/pt/abstract?inventory+bn02709012009>.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, 2009 (no prelo).

RIBEIRO, R.S.; EGITO, G.T.B.T.; HADDAD, C.F.B. Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo. **Biota Neotrópica**, v.5, n.2, 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032005000300017&script=sci_arttext&tlng=en

ROCHA, C.F.D.; HATANO, F.H.; VRCIBRADIC, D.; VAN SLUYS, M. Frog species richness, composition and diversity in coastal Brazilian restinga habitats. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 1, p. 101-107, 2008.

ROSS, J.L.S.; MOROZ, I.C. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000**. São Paulo: FFLCH-USP, IPT, Fapesp, 1997. 63-64p.

ROSSA-FERES, D.C.; JIM, J. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 54, p. 323-334, 1994.

ROSSA-FERES, D.C.; MARTINS, M.; MARQUES, O.A.V.; MARTINS, I.A.; SAWAYA, R.J.; HADDAD, C.F.B. Herpetofauna. *IV*: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; DE BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, N.M.; BOLZANI, V.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. 238p.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, Victoria, v.218, p. 159-173, 2005.

SABINO, J.; PRADO, P.I. Síntese do Conhecimento da Diversidade Biológica de Vertebrados do Brasil. In: LEVINSON, T. (Org.). **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade brasileira**. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006, v. 2, p.55-143.

SANDERS, H. Marine benthic diversity: a comparative study. **American Naturalist**, Chicago, v. 102, p. 243-282, 1968.

SANTOS, T.G.; VASCONCELOS, T.S.; ROSSA-FERES, D.C.; HADDAD, C.F.B. Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. **Journal of Natural History**, New York, v. 43, n. 15, p. 973-993, 2009.

SAWAYA, R.J. **Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna de Serapilheira da Ilha de São Sebastião, SP**. 1999. 63p. Dissertação de Mestrado em Ciências (Área de Zoologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

SBH. Sociedade Brasileira de Herpetologia. **Lista de espécies de anfíbios do Brasil**. <http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/anfibios.htm> (último acesso em junho de 2009). 2009.

SEABRA, M. **Vargem Grande**: Organização e Transformação de um Setor do Cinturão Paulistano. USP, Instituto de Geografia. 1971. 175p.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D. A. S. (Eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília.

MMA/SBF, 2003. p.183-200.

SILVANO, D.L.; SEGALA, M.V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Brasília, v. 1, n. 1, p. 79-86, 2005.

SNEATH, P.H.A.; SOKAL, R.R. **Numerical Taxonomy**. Freeman, San Francisco. 1973. 359p.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Victoria, v. 257, p. 1219–1230, 2009.

THORSON, T.; SVIHLA, A. Correlation of the Habitats of Amphibians with Their Ability to Survive the Loss of Body Water. **Ecology**, Washington, v. 24, n. 3, p. 374-381, 1943.

THORSON, T. The relationship of water economy to terrestriality in amphibians. **Ecology**, Washington, v. 36, p. 100-116, 1955.

TOCHER, M. Diferenças na composição de espécies de sapos entre três tipos de floresta e campo de pastagem na Amazônia Central. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. **Floresta Amazônica: Dinâmica, regeneração e manejo**. Ministério da Tecnologia e Ciência, Manaus, 1998. 219-232p.

TOLEDO, L.F.; ZINA, J.; HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade anfíbios do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro, v.3, n.2, p. 136-149, 2003.

VASCONCELOS, T.S.; ROSSA-FERES, D.C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.5, n.2, 2005. Disponível em:
http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032005000300010&script=sci_arttext&tlng=en.

VEECH, J.A.; SUMMERVILLE, K.S.; CRIST, T.O.; GERING, J.C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, Leeds, v. 99, p. 3-9, 2002.

VERDADE, V.K., RODRIGUES, M.T.; PAVAN, D. Anfíbios Anuros da Reserva Biológica de Paranapiacaba e entorno. In: LOPES, M.I.M.S; KIRIZAWA, M.; MELO, M.M.R.F. **A Reserva Biológica de Paranapiacaba: a Estação Biológica do Alto da Serra**. Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo. 2009 (no prelo).

VERDADE, V.K.; CARNAVAL, A.C.; RODRIGUES, M.T.; SCHIESARI, L.; PAVAN, D.; BERTOLUCCI, J. Decline of Amphibians in Brazil. In: HEATWOLE, H.; WILKINSON, J.W. (Org.). **Amphibian Conservation**. Chipping Norton, NSW: Surrey Beatty, 2009 (no prelo).

VIANA, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo**. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. 135-154p.

VIEIRA, W.L.S.; SANTANA, G.G.; ARZABE, C. Diversity of reproductive modes in anurans communities in the Caatinga (dryland) of northeastern Brazil. **Biodiversity Conservation**, Madrid, v. 18, p. 55–66, 2009.

WEYGOLDT, P. Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic mountains of Brazil: frogs as indicators of environmental deteriorations? **Studies on Neotropical Fauna & Environment**, London, , v. 243, n. 4, p. 249-255, 1989.

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 30, p. 279-338, 1960.

WILLIAMS, B.L.; BRAWN, J.D.; PAIGE, K.N. Landscape scale genetic effects of habitat fragmentation on a high gene flow species: *Speyeria idalia* (Nymphalidae). **Molecular Ecology**, Columbia, v. 12, p. 11–20, 2003.

WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, Berlim, v. 50, p. 296-302, 1981.

YOUNG, B.E.; LIPS, K.R.; REASER, J.K.; IBANEZ, R.; SALAS, A.W.; CEDENO, J.R.; COLOMA, L.A.; RON, S.; LA MARCA, E.; MEYER, J.R.; MUNOZ, A.; BOLANOS, F.; CHAVES, G.; ROMO, D. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. **Conservation Biology**, Washington, v.15, p. 1213-1223, 2001.

ZINA, J.; ENNSER, J.; PINHEIRO, S.C.P.; HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.7, n.2, p. 49-57, 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032007000200005&script=sci_abstract&tlng=pt.

3 INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ANFÍBIOS ANUROS DE SERAPILHEIRA EM RIBEIRÃO GRANDE E CAPÃO BONITO, SP, BRASIL

Resumo

A Mata Atlântica, apesar de sofrer intensamente os efeitos da perda e fragmentação florestal, abriga ainda grande diversidade de anfíbios, mas os efeitos decorrentes destes processos sobre as espécies ainda não são totalmente compreendidos. Assim, neste capítulo procuramos analisar a influência das variáveis da estrutura da vegetação e da paisagem do entorno dos fragmentos de Ribeirão Grande e Capão Bonito (SP) sobre a abundância e a riqueza de espécies de anuros. A amostragem ocorreu em 15 fragmentos florestais com armadilhas de interceptação e queda e as características da paisagem foram medidas em circunferências com 800 metros de raio ao redor de cada ponto de amostragem. A abundância de espécies florestais com larvas aquáticas relacionou-se com a desconexão do hábitat (habitat split), espécies de áreas abertas e reprodução com larvas aquáticas responderam negativamente à profundidade de serapilheira e à distância euclidiana ao vizinho mais próximo e, as espécies de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre não se mostraram sensíveis às variáveis de vegetação como esperávamos. Os modelos plausíveis selecionados para os grupos funcionais não mostraram relação entre riqueza e as variáveis da paisagem e de vegetação. Pode ser que haja algum fator não-identificado e, portanto, não incluído nos modelos, que não permitiu respostas diferentes entre os grupos funcionais para a abundância e a riqueza.

Palavras-chave: Fragmentação; Anuros; Conservação; Mata Atlântica; Diversidade

Abstract

The Atlantic forest, despite the intense threat of the effects of loss and forest fragmentation, it has a great diversity of amphibians, but the effects of these processes on species are not yet fully understood. Thus, in this chapter we tried to analyze the influence of the structure of vegetation and landscape variables in the surrounding of the fragments in Capão Bonito and Ribeirão Grande (SP) on the abundance and species richness of anurans. The sampling occurred in 15 forest fragments with pitfall traps and landscape features were measured in buffers with 800 m radius around each sampling point. The abundance of forest species with aquatic larvae was related to the disconnection of the habitat (habitat split), species of open areas and aquatic larvae responded negatively to the depth of leaf-litter and the Euclidean distance to the nearest neighbor, and the forest species with terrestrial development were not sensitive to vegetation variables as expected. Selected plausible models for functional groups showed no relationship between richness and landscape variables and vegetation. There may be some factor not identified and therefore not included in the models, which did not allow different responses between the functional groups to the abundance and richness.

Keywords: Fragmentation; Anurans; Conservation; Atlantic forest; Diversity

3.1 Introdução

A fragmentação de ecossistemas naturais é uma das principais conseqüências do elevado nível de perturbações antrópicas (VIANA; PINHEIRO, 1998). Na Mata Atlântica, a maior parte dos remanescentes florestais, especialmente em paisagens intensamente cultivadas, encontra-se na forma de pequenos fragmentos altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e protegidos (FONSECA, 1985; VIANA, 1995; MORELLATO; HADDAD, 2000; BROOKS et al. 2002, RIBEIRO et al. 2009). De acordo com MYERS et al. (2000), esse bioma, de grande diversidade biológica e altas taxas de endemismo, está entre os *hotspots* mais ameaçados do mundo e, atualmente, encontra-se reduzido a menos de 12% de sua cobertura vegetal original (RIBEIRO et al. 2009).

Do processo de perda e fragmentação de hábitat, resultam paisagens com diferentes configurações espaciais dos remanescentes. Dessa forma, os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade podem estar relacionados tanto à perda de hábitat como a mudanças na configuração dos remanescentes (tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações). Essa fragmentação causa diversas alterações na comunidade de plantas e animais nos trópicos, levando à extinção local de algumas espécies (WILLIS, 1979; BIERREGAARD; LOVEJOY, 1989; KLEIN, 1989; LAURANCE, 1994; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; CASTRO; FERNANDEZ, 2004; PARDINI et al., 2005; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005).

Os efeitos da fragmentação, redução de área dos fragmentos e grau de isolamento, são ainda pouco conhecidos para a herpetofauna, especialmente no Brasil (DIXO, 2005). Alguns estudos sugerem que a área do hábitat é mais importante que a configuração do mesmo (FAHRIG, 1998, 2003; CUSHMAN; MCGARIGAL, 2004), outros sugerem que, para os anfíbios, a área do hábitat e o isolamento são ambos importantes e que o grau de importância é uma propriedade específica da espécie que provavelmente reflete uma combinação da história natural e características comportamentais (CUSHMAN, 2006). Os anfíbios freqüentemente mostram uma forte filopatria, muitos têm capacidade limitada de dispersão, durante sua ontogênese estão expostos a vários fatores ambientais e, portanto, são particularmente sensíveis aos efeitos da fragmentação, e um grau relativamente pequeno desse tipo de perturbação poderia isolá-los em sub-populações (MARSH; PEARMAN, 1997; VALLAN, 2000). Além disso, a fragmentação florestal afeta também as populações de anfíbios indiretamente por causar

alterações na qualidade do hábitat (exposição ao vento e ao sol, alteração na composição da vegetação, aumento da queda de árvores), que ocasiona mudanças na riqueza e abundância de espécies (MARSH; PEARMAN, 1997). Outro fator que pode influenciar os anuros é a desconexão entre os habitats utilizados em diferentes fases do seu ciclo de vida, geralmente corpos d'água e ambientes terrestres (*habitat split*; BECKER et al., 2007). Esses autores encontraram efeitos negativos da desconexão entre habitats nas espécies florestais com larvas aquáticas, enquanto as espécies florestais com desenvolvimento terrestre não apresentaram qualquer resposta (BECKER et al., 2007).

Em trabalho realizado por DIXO (2005) na região deste estudo, os anfíbios responderam negativamente à fragmentação: uma menor riqueza foi encontrada nos fragmentos quando comparados a áreas florestadas no Planalto Atlântico de São Paulo (Cotia/Ibiúna). Os fragmentos pequenos e isolados também se mostraram mais instáveis e hiper-dinâmicos que os fragmentos maiores e que as áreas-controle. Variações na riqueza e abundância dos anuros em paisagens fragmentadas dependem tanto de características de estrutura, em particular o tamanho dos fragmentos, como também de características intrínsecas do hábitat (DIXO, 2005). Não apenas o tamanho de uma área protegida é decisivo para a manutenção da abundância e riqueza de espécies na paisagem, mas também a forma do fragmento, as condições microclimáticas que esta proporciona e a presença de riachos e corpos d'água (VALLAN, 2000). Em trabalho mais recente, DIXO et al. (2009) encontraram evidências de que o tamanho do fragmento está associado à diversidade genética, ou seja, a diversidade genética foi menor nos fragmentos menores e as barreiras ao fluxo gênico foram maiores entre fragmentos pequenos e médios do que entre populações da área contínua.

As diferenças na riqueza e abundância dos anuros em paisagens fragmentadas podem ser explicadas, então, por fatores como a fragmentação florestal, a distância geográfica entre localidades, características do microambiente e aspectos da estrutura da vegetação, todas importantes quando relacionadas à distribuição dessas espécies no contexto da paisagem. Espécies de hábitos florestais e com ciclo de vida complexo (com larvas aquáticas) apresentam maiores taxas de dispersão, o que as tornam mais expostas aos efeitos de perda e fragmentação do hábitat (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007).

Com relação às variáveis ambientais de estrutura de vegetação, diversos estudos (GASCON, 1991; GIARETTA et al., 1997; GIARETTA et al., 1999; VALLAN, 2002; SLUYS et

al., 2007) ressaltaram a importância da profundidade da serapilheira na abundância e na composição de espécies de anfíbios anuros que vivem nesse ambiente, uma vez que o folheto pode funcionar tanto como refúgio contra predadores como fornecer condições adequadas para o desenvolvimento dos ovos nas espécies com reprodução terrestre (SLUYS et al., 2007). Ambientes pouco perturbados apresentam maior complexidade estrutural (e.g. matas mais maduras, com dossel mais alto e fechado e em estágios mais avançados de sucessão), e conseqüentemente mantêm maior umidade e microambientes mais favoráveis à manutenção de espécies de serapilheira, principalmente àquelas que não dependem de corpos d'água para a reprodução (PEARMAN, 1997; VALLAN, 2002; CONDEZ, 2009).

À medida que uma área é desmatada, o habitat é simultaneamente perdido, fragmentado e tem suas qualidades alteradas, principalmente devido às mudanças na estrutura da vegetação (FAHRIG, 2003). Embora grande parte da ecologia da paisagem tenha sido conduzida na escala dos fragmentos, diferenças nas propriedades dos mosaicos na paisagem como um todo, como a quantidade e configuração espacial da cobertura florestal nativa, são vitais para a compreensão do valor das paisagens florestais modificadas para a conservação da biodiversidade (GARDNER et al., 2009). As características de uma mesma paisagem, como a quantidade de remanescentes, podem mudar dependendo da escala na qual as variáveis são medidas (e.g. EDENIUS; SJÖBERG, 1997; JANSSON; ANGELSTAM, 1999; COOPER; WALTERS, 2002 para aves; HOMAN; WINDMILLER; REED, 2004 para anfíbios e BUENO, 2008 para mamíferos), e diferentes padrões podem surgir em diferentes escalas de investigação (WIENS, 1989). Essas variáveis também representam diferentes escalas hierárquicas: a escala do sítio (*plot*), representando mudanças na estrutura e composição da vegetação; a escala do fragmento, representando mudanças no tamanho; e a escala da paisagem, representando outras mudanças, como na distância à borda e na cobertura florestal (CUSHMAN; MCGARIGAL, 2004).

Assim, neste capítulo procuramos analisar a influência das variáveis da estrutura da vegetação e da paisagem do entorno dos fragmentos de Ribeirão Grande e Capão Bonito (SP) sobre a abundância e a riqueza de espécies de anuros, visando contribuir para o conhecimento e o entendimento dos efeitos da modificação dos ambientes naturais sobre as comunidades de anfíbios de serapilheira em remanescentes da Mata Atlântica do estado de São Paulo.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado nos municípios de Ribeirão Grande e Capão Bonito, localizados no Planalto Atlântico Paulista, em particular no Planalto de Guapiara. Essa região situa-se sobre as áreas de embasamento cristalino acima das Serras de Paranapiacaba e do Mar (PONÇANO et al., 1981). As paisagens caracterizam-se por relevos de denudação, com topos convexos, declividades acima de 15%, entalhamento dos vales de médio a fraco, dimensão interfluvial de média a muito pequena e fragilidade potencial dos solos de alta a muito alta (ROSS; MOROZ, 1997).

As áreas do Planalto Atlântico estão situadas em uma região de transição climática, em função da altitude e da distância às serras. A altitude da região varia entre 850 e 1.100 m acima do nível do mar, e o clima é classificado como Cfa de KÖPPEN (1948), isto é, temperado quente e chuvoso. A média das temperaturas mensais varia entre 17 e 22 °C. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.340 mm, com médias mensais entre 60 e 200 mm (METZGER et al., 2006).

A cobertura vegetal original da região pode ser classificada como de transição entre as florestas úmidas da encosta e as mais secas do interior do estado (STRUFFALDI-DE-VUONO, 1985; GOMES, 1992), sendo denominada Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991)

A região de estudo destaca-se por ser adjacente às amplas extensões florestais presentes ao longo da Serra do Mar, Paranapiacaba e Parque Estadual de Intervales. Ribeirão Grande e Capão Bonito sofreram grande alteração antrópica e fragmentação, apresentando atualmente fragmentos muito isolados. Dos seus 100 ha, apenas 11% corresponde a área de mata. A matriz é composta basicamente por áreas abertas, sendo cerca de 45% destinadas a pastagens e 34%, à agricultura. As áreas urbanas e instalações rurais representam cerca de 1% da paisagem, e a presença de água é de aproximadamente 1%.

3.2.2 Delineamento amostral

A amostragem dos anuros de serapilheira foi realizada em 15 fragmentos florestais na região de Ribeirão Grande e Capão Bonito (SP). A área dos fragmentos variou de 6,39 a 92,34 ha (Tabela 4).

Tabela 4 - Área dos fragmentos amostrados em Ribeirão Grande e Capão Bonito, SP

Nome	Número	Área (ha)
Alteres	F1	32,3
Boiadeiro	F2	7,02
Bojado	F3	43,57
Citadini	F4	43,66
Cromossomo	F5	19,73
Divisa	F6	92,34
Harpa	F7	16,01
Lira	F8	6,66
Machucado	F9	12,79
Meninas	F10	7,18
Padre Pedro	F11	6,39
Paulo Nunes	F12	7,58
Pedro Onório	F13	12,03
Radialista	F14	9,25
Yoko	F15	11,63

3.2.3 Amostragem da anurofauna

O levantamento da anurofauna de serapilheira foi realizado com o auxílio de um protocolo padronizado de amostragem com armadilhas de interceptação e queda (DIXO et al., 2009; DIXO; METZGER, 2009), conforme apresentado no Capítulo 2 desta dissertação.

3.2.4 Amostragem das variáveis ambientais

Em cada um dos 15 fragmentos amostrados foram medidas as seguintes variáveis ambientais: profundidade da serapilheira (Pfsr), volume de galhos caídos (Galh), disponibilidade de artrópodes (Artro), umidade da serapilheira (Umid), densidade de folhagem em dois estratos da floresta (Estrato 1 e 2) e grau de perturbação antrópica (Pert).

A amostragem da profundidade de serapilheira foi feita em seis parcelas de 5×5 m em cada um dos 15 sítios. As parcelas foram posicionadas alternadamente do lado direito e esquerdo a uma distância de 2 m da linha de armadilhas de interceptação e queda. A profundidade da

serapilheira foi medida em cm, com régua milimetrada, em cinco pontos dentro de cada parcela (nas quatro extremidades e no centro).

A disponibilidade de artrópodes foi quantificada por 12 coletores entomológicos de solo (BERGALLO; MAGNUSSON, 1999), de 300 ml, dispostos a cerca de 2 m de distância da linha de armadilhas, alternadamente à esquerda e à direita da mesma. Os coletores foram preenchidos com álcool 70%, e a biomassa de artrópodes foi obtida simultaneamente à amostragem com armadilhas de interceptação e queda, durante as duas campanhas.

O volume de galhos caídos foi feito pelo método de intersecto em linha (WAGNER, 1968). Em cada sítio estendemos duas linhas com 100 m de extensão, dispostas paralelamente a 2 m de distância de cada lado da linha de armadilhas de interceptação e queda, e medimos os diâmetros de todos os galhos maiores que 2 cm de diâmetro que cruzassem essa linha. A somatória dos diâmetros dos galhos foi dividida pelo comprimento da linha, considerando a forma cilíndrica aproximada dos galhos e a área de projeção plana dos galhos sobre a linha. Para a obtenção do volume desses galhos por unidade de área utilizamos a equação $V = (\pi^2/8L) \cdot \Sigma d^2$, onde V = volume, L = comprimento da linha e d = diâmetro do galho (WAGNER, 1968).

A estrutura da vegetação foi quantificada a partir da estratificação da densidade de folhagem. Em cada fragmento, foram delimitadas duas linhas paralelas com comprimento de 165 m cada, distantes 20 m entre si, sendo que uma delas sobrepunha-se à linha de armadilhas de interceptação e queda. Em cada linha, foram consideradas 12 estações de medida distantes entre si 15 m. Em cada uma das 24 estações, a altura dos limites superior e inferior cobertos por folhagem em dois estratos (0-10 m e >10 m de altura) foi estimada utilizando como referência uma vara graduada em metros (4 m de altura) e telêmetro óptico (no caso de sub-bosques mais altos) (MALCOLM, 1995).

Para estimar o grau de perturbação antrópica em cada um dos fragmentos, foram registrados indícios recentes da presença das seguintes variáveis (em classes de intensidade variando de 0 a 3): trânsito de pessoas ou animais domésticos, vestígios de construção, densidade de trilhas, corte seletivo, presença de lixo, entrada de gado, clareiras antropogênicas e indício de caça. O grau de perturbação antrópica em cada fragmento foi estimado por meio da razão entre um índice calculado a partir da soma dos valores de todas as variáveis e o valor máximo de perturbação (24). Quanto mais alto o valor do índice, que varia de 0-1, maior o nível de perturbação.

3.2.5 Amostragem das métricas da paisagem

A amostragem de variáveis estruturais da paisagem foi realizada utilizando um mapeamento detalhado a partir de fotografia aérea SPOT na escala de 1/10.000, obtida no ano de 2005. No entorno do ponto central de cada fragmento amostrado foi traçada uma circunferência de raio 800 m (*buffers*; Figura 6). Esse raio foi definido em função de limitações da área fotografada e também de forma a não abranger uma área muito restrita em torno dos fragmentos e a evitar uma sobreposição muito grande nas áreas amostradas de fragmentos vizinhos. Os *buffers* foram construídos a partir da coordenada geográfica do primeiro balde da armadilha de interceptação e queda com auxílio do programa ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006).

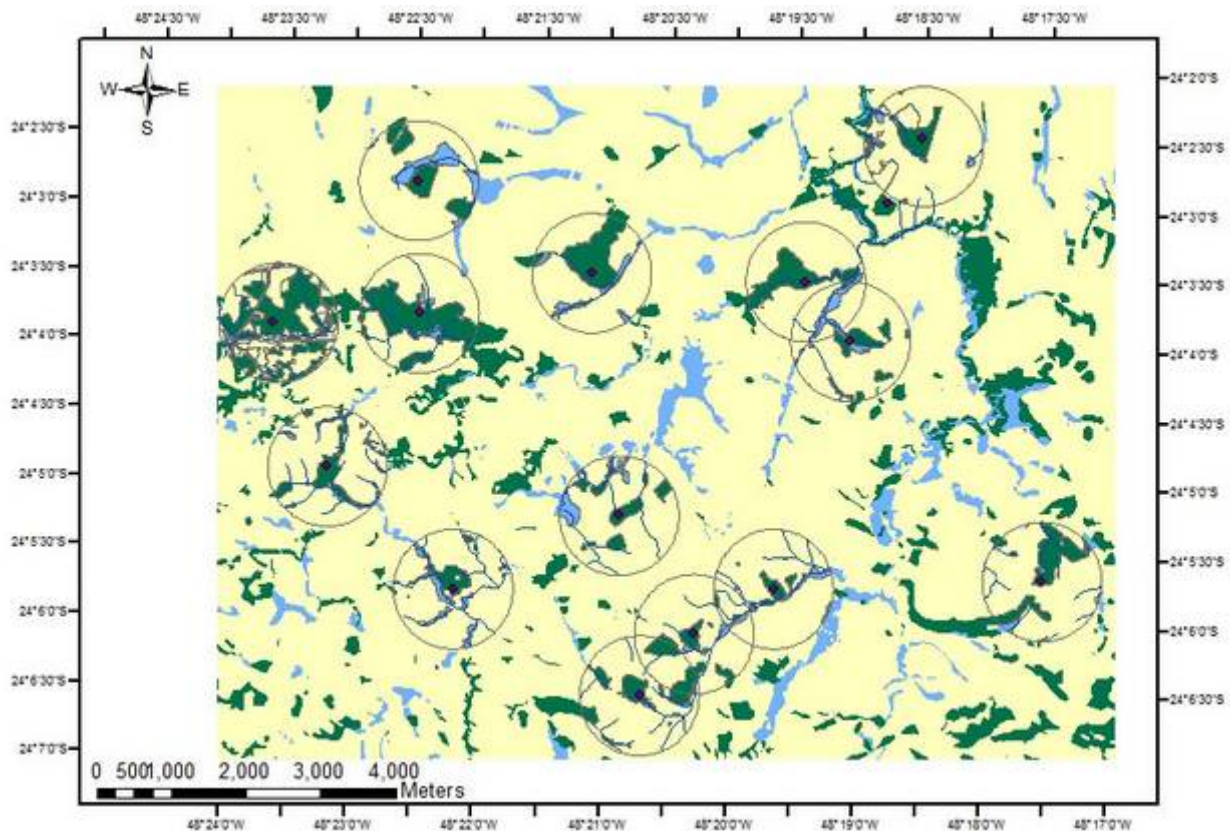


Figura 6 - Mapeamento realizado a partir de imagem SPOT em escala 1/10.000, com *buffers* na escala espacial de 800 m de raio a partir de cada um dos 15 pontos de amostragem de anfíbios em Ribeirão Grande e Capão Bonito, SP. Verde = mata, Amarelo = “não-mata”, azul = corpos d’água

As variáveis da estrutura da paisagem medidas para os 15 sítios foram: 1. porcentagem de água (ÁGUA), 2. área (AREA), 3. distância ao corpo d'água mais próximo (DEA), 4. porcentagem de mata na paisagem (PLAND), 5. número de fragmentos (NP), 6. média da forma (SHAPE_MN), 7. média da razão perímetro/área (PARA_MN), 8. média da distância euclidiana ao vizinho mais próximo (ENN_MN), 9. *clumpiness* (CLUMPY), 10. total de borda (TE) e 11. desconexão do hábitat (*habitat split* - HS).

Para o cálculo das métricas utilizou-se o programa ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006) e o programa Fragstats 3.3 (Mc GARIGAL; MARKS, 1995), a partir de imagem do tipo *raster* com resolução de 10 m. As variáveis calculadas e as descrições detalhadas de cada uma delas podem ser encontradas no Anexo 1.

3.2.6 Análise dos dados

As espécies de anfíbios foram separadas em grupos funcionais de acordo com o habitat preferencial (florestais e não-florestais) e o tipo de reprodução que apresentam (desenvolvimento terrestre ou larvas aquáticas). As variáveis dependentes consideradas nas análises foram abundância e riqueza para cada um desses grupos. Essa classificação é a mesma utilizada por BECKER et al. (2007), que considera o habitat preferencial das espécies e a diversidade de modos reprodutivos que o grupo apresenta. A nomenclatura adotada foi:

- espécies florestais com larvas aquáticas: F_LA;
- espécies florestais com desenvolvimento terrestre: F_DT;
- espécies de áreas abertas com larvas aquáticas: A_LA.

Para sintetizar as variáveis relacionadas aos dados de vegetação coletados em diferentes pontos por localidade, utilizamos a mediana dos valores obtidos para cada fragmento. Para verificar se as variáveis ambientais tanto da vegetação como da paisagem estavam correlacionadas entre si, utilizamos o teste de correlação de Spearman, executado no programa Excel (MICROSOFT, 2007). As variáveis que não apresentaram correlação significativa ($r < 0,5$) foram consideradas nas análises posteriores.

Para testar a importância relativa de métricas das variáveis estruturais da vegetação e da paisagem sobre as variáveis dependentes (riqueza e abundância), optou-se por utilizar a seleção de modelos, pois esse procedimento é mais apropriado para estudos observacionais complexos comparativamente aos testes de hipóteses nulas tradicionais (BURNHAM; ANDERSON, 1998;

MARTENSEN, 2008). Esse procedimento gera uma hierarquização de modelos pré-existentes por verossimilhança e pode ser entendido como uma aproximação da informação presente nos dados, podendo ser diretamente utilizado no manejo ambiental (BURNHAM; ANDERSON, 1998). Características de vegetação, bem como métricas descritoras de paisagens, devem ser consideradas sinergeticamente na tentativa de compreender os padrões de distribuição das espécies de anfíbios e a sensibilidade da taxocenose em paisagens fragmentadas.

Os modelos foram construídos para cada variável dependente (riqueza e abundância) por grupo funcional, como mostra a Tabela 5. Os modelos elaborados combinaram regressões simples e foram comparados por verossimilhança e AIC, usando a linguagem R 2.6.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007). Nos modelos que incluíam relação com a abundância das espécies, a mesma foi modelada como uma variável binomial negativa, e nos que incluíam relação com a riqueza, como uma variável 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).

Tabela 5 - Modelos elaborados para cada grupo funcional de anfíbios anuros de serapilheira, onde F_LA= espécies florestais com larvas aquáticas, A_LA= espécies de áreas abertas com larvas aquáticas e F_DT= espécies florestais com desenvolvimento terrestre; Pfser= profundidade de serapilheira, Umid= umidade, HS= *habitat split*, PLAND= porcentagem de mata na paisagem e ENN= distância euclidiana ao vizinho mais próximo

	Grupo Funcional		
	F_LA	A_LA	F_DT
	nulo	nulo	nulo
	Pfser	Pfser	Pfser
	Umid	Umid	Umid
	HS	PLAND	PLAND
Modelos	PLAND	ENN	ENN
	ENN	PLAND + ENN	Pfser + Umid
	Pfser + Umid	PLAND + ENN + Pfser	Pfser + Umid + PLAND
	Pfser + Umid + HS	PLAND + ENN + Pfser + Umid	Pfser + Umid + PLAND + ENN
	Pfser + Umid + HS + PLAND		
	Pfser + Umid + HS + PLAND + ENN		

A comparação dos modelos seguiu o mesmo protocolo proposto por BURNHAM e 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 reamostragens dos dados analisados. Para cada variável dependente, 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). A razão de evidência (w_{AICc_max}/w_{AICc_i}) foi utilizada para facilitar a visualização das diferenças entre os modelos. Esse método tem uma longa história de utilização em Ecologia, e mais recentemente vem sendo utilizado também em estudos de paisagens (WESTPHAL et al., 2003; WIERSMA; NUDDS; RIVARD, 2004; CLEARY et al., 2005).

3.3 Resultados

Nos 15 fragmentos amostrados, foram capturados 1.113 anfíbios anuros pertencentes a 20 espécies (Tabela 6). Mais da metade das espécies (15) apresenta hábito florestal, sendo sete com larvas aquáticas e oito com desenvolvimento terrestre, enquanto espécies de áreas abertas com larvas aquáticas (5 spp.) representam 25% do total de espécies capturadas na região (Tabela 6).

Das variáveis não correlacionadas no teste de correlação de Spearman ($r < 0,5$), selecionamos Pfsr e Umid para vegetação e HS, PLAND e ENN para paisagem, por terem mais sentido biológico segundo a literatura (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007; CONDEZ, 2009). De um modo geral, os modelos com apenas uma variável foram hierarquizados em primeiro lugar(?), com baixa resolução na seleção do melhor modelo dentre eles.

Tabela 6. - Presença e ausência de espécies de anfíbios anuros registradas nos 15 fragmentos amostrados. Hab (Hábitat): F = florestal, A = áreas abertas; Repr (Reprodução): DT = larva com desenvolvimento terrestre, LA = larvas aquáticas. Abu = Abundância

Espécie	Hab	Repr	Fragmentos															Abu
			F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	
<i>Rhinella icterica</i>	F	LA	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	61
<i>Rhinella ornata</i>	F	LA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	503
<i>Chiasmocleis leucosticta</i>	F	LA	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	10
<i>Crossodactylus caramaschii</i>	F	LA	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	68
<i>Macrogenioglottus alipioi</i>	F	LA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physalaemus olfersii</i>	F	LA	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	85
<i>Proceratophrys boiei</i>	F	LA	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	27
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	A	LA	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	A	LA	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	4
<i>Leptodactylus notoaktites</i>	A	LA	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3
<i>Odontophrynus americanus</i>	A	LA	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	15
<i>Physalaemus cuvieri</i>	A	LA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	93
<i>Cycloramphus acangatan</i>	F	DT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ischnocnema hoehnei</i>	F	DT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Haddadus binotatus</i>	F	DT	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	40
<i>Ischnocnema guentheri</i>	F	DT	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ischnocnema parva</i>	F	DT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Brachycephallus hermogenesi</i>	F	DT	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Leptodactylus marmoratus</i>	F	DT	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	190
<i>Myersiella microps</i>	F	DT	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4
Abundância	-	-	52	72	34	79	91	92	19	16	105	50	87	30	52	21	313	1113
Riqueza	-	-	6	7	10	10	7	9	5	8	9	8	7	8	6	8	13	20

3.3.1 Modelos para Abundância

Os modelos mais plausíveis (62% do wAIC e razão de evidência < 2,65) que explicaram a abundância das espécies florestais com larvas aquáticas (F_LA) foram o modelo nulo (sem influência de nenhuma das variáveis; 17% do wAIC) e o modelo apenas com a variável HS (45% do wAIC; Tabela 7), representativa da paisagem, apresentando relação negativa com a abundância, ou seja, quanto maior HS, menor a abundância. Os modelos que incluíam as variáveis Pfser e Umid isoladamente ou combinadas não foram considerados plausíveis, diferentemente do esperado para as variáveis da vegetação para esse grupo funcional. Para as espécies de área aberta com larvas aquáticas (A_LA), os melhores modelos (78% do wAIC e razão de evidência < 1,75) foram, por ordenação, o nulo, o ENN e Pfser (Tabela 7), contribuindo respectivamente com 31%, 29% e 18% do wAIC, sendo que a relação tanto de ENN como de Pfser com a abundância também foi negativa. Para as espécies florestais com desenvolvimento terrestre (F_DT), os melhores modelos (72% do wAIC e razão de evidência < 1,25) foram, por ordenação, o nulo e ENN (Tabela 7), contribuindo respectivamente com 40% e 32% do wAIC, sendo mais uma vez apresentada uma relação negativa de ENN com a abundância.

Tabela 7 - Modelos para a variação dos dados de abundância por grupo funcional nos 15 fragmentos analisados em Ribeirão Grande e Capão Bonito (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc (wAICc). Δ_i AICc é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.

Modelo Abundância		AICc	Δ_i AICc	wAIC	razão de evidência
F_LA					
1	HS	150,8	0,0	0,45	1.00
2	nulo	152,8	2,0	0,17	2,65
3	Pfser	153	2,2	0,15	3.00
4	ENN	153,5	2,7	0,12	3,75
5	Umid	155,8	5	0,04	11,25
6	PLAND	156	5,1	0,03	15.00
7	Pfser+Umid	156,8	6	0,02	22,5
8	Pfser+Umid+HS	158,5	7,7	0,01	45.00
9	Pfser+Umid+HS+PLAND	163,8	13	< 0,001	-
10	Pfser+Umid+HS+PLAND+ENN	168,7	17,8	< 0,001	-

	Modelo Abundância	AICc	Δi AICc	wAIC	razão de evidência
A_LA					
1	nulo	95,2	0	0,31	1
2	ENN	95,3	0,1	0,29	1,06
3	Pfser	96,3	1,1	0,18	1,74
4	Umid	98,3	3,1	0,06	477
5	PLAND	97,7	2,5	0,09	3,44
6	PLAND+ENN	99	3,8	0,05	6,73
7	PLAND+ENN+Pfser	100,2	5	0,02	12,33
8	PLAND+ENN+Pfser+Umid	105,9	10,7	0,00	212,03
F_DT					
1	nulo	111	0	0,40	1,00
2	ENN	111,4	0,5	0,32	1,25
3	PLAND	113,7	2,7	0,10	4,00
4	Pfser	114,1	3,1	0,08	5,00
5	Umid	114,1	3,2	0,08	5,00
6	Pfser+Umid	117,9	7	0,01	40,00
7	Pfser+Umid+PLAND	122,1	11,1	< 0,000	-
8	Pfser+Umid+PLAND+ENN	125,2	14,2	< 0,001	-

3.3.2 Modelos para Riqueza

Os modelos mais plausíveis (52% do wAIC e razão de evidência < 1,65) que explicaram a riqueza das espécies florestais com larvas aquáticas (F_LA) foram o modelo nulo (sem influencia de nenhuma das variáveis; 33% do wAIC) e o modelo apenas com a variável Pfser (20% do wAIC; Tabela 8), representativa da vegetação, apresentando relação negativa com a riqueza, ou seja, quanto maior a profundidade da serapilheira, menor a riqueza, diferentemente da relação positiva esperada. Tanto para a riqueza das espécies de área aberta com larvas aquáticas (A_LA) como para as espécies florestais com desenvolvimento terrestre (F_DT), os melhores modelos foram os nulos, contribuindo com 46% e 42% do wAIC, respectivamente (Tabela 8), ou seja, nenhuma das variáveis contidas nos modelos explicam a riqueza para esses grupos funcionais. Os modelos com as variáveis tanto de vegetação como da paisagem, analisadas isoladamente ou combinadas, apresentaram razão de evidência >3,00 (Tabela 8).

Tabela 8 - Modelos para a variação dos dados de riqueza por grupo funcional nos 15 fragmentos analisados em Ribeirão Grande e Capão Bonito (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc (wAICc). Δi AICc é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.

Modelo Riqueza		AICc	Δi AICc	wAIC	razão de evidência
F_LA					
m1	nulo	56,2	0,00	0,33	1,00
m2	Pfser	57,3	1,00	0,2	1,65
m3	Umid	58,3	2,1	0,11	3,00
m4	HS	58,4	2,2	0,1	3,30
m5	PLAND	58,5	2,3	0,1	3,30
m6	ENN	58,6	2,4	0,09	3,67
m7	Pfser+Umid	60,4	4,2	0,04	8,25
m8	Pfser+Umid+HS	63,8	7,6	0,01	33,0
m9	Pfser+Umid+HS+PLAND	68,3	12,1	<0,001	-
m10	Pfser+Umid+HS+PLAND+ENN	73,5	17,3	<0,001	-
A_LA					
m1	nulo	44,6	0	0,46	1,00
m2	Pfser	46,8	2,2	0,15	3,01
m3	Umid	47,3	2,7	0,12	3,83
m4	PLAND	47,3	2,7	0,12	3,83
m5	ENN	47,3	2,7	0,12	3,83
m6	PLAND+ENN	50,5	5,9	0,02	23,0
m7	PLAND+ENN+Pfser	53,7	9	0,01	46,0
m8	PLAND+ENN+Pfser+Umid	58,3	13,6	< 0,001	-
F_DT					
m1	nulo	51,4	0	0,42	1,00
m2	Pfser	53,6	2,1	0,14	3,00
m3	Umid	53,7	2,3	0,13	3,23
m4	PLAND	53,8	2,4	0,13	3,23
m5	ENN	53,8	2,4	0,13	3,23
m6	Pfser+Umid	56,3	4,9	0,04	10,5
m7	Pfser+Umid+PLAND	59,9	8,5	0,01	42,0
m8	Pfser+Umid+PLAND+ENN	63,9	12,5	< 0,001	-

3.4 Discussão

Os padrões de distribuição dos organismos em paisagens modificadas pelo homem são frequentemente examinados com o auxílio 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 um gradiente de respostas das espécies frente às alterações

ambientais (LINDENMAYER; MCINTYRE; FISCHER, 2003, MANNING; LINDENMAYER; NIX, 2004, BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006, FISHER; LINDENMAYER, 2007, PARDINI et al., submetido). Contudo, a classificação das espécies em grupos funcionais, como adotada neste e em outros trabalhos (BECKER et al. 2007, CONDEZ, 2009), parecia, em um primeiro momento, ser útil para detectar os padrões gerais de respostas dos anfíbios às variáveis ambientais relacionadas à vegetação e às métricas da paisagem. Contrariamente a essas expectativas, porém, não houve, no presente estudo, uma resposta dos anfíbios às variáveis ambientais e/ou da paisagem, independentemente do grupo funcional.

As espécies de hábitos florestais e com larvas aquáticas parecem ser sensíveis às condições de preservação, ocorrendo nos fragmentos com menor grau de perturbação e melhor estrutura de vegetação, características típicas de áreas mais conservadas (CONDEZ, 2009). No presente estudo, foi verificada a resposta/dependência desse grupo funcional em relação à desconexão do habitat pela seleção do modelo HS para abundância como plausível (HS) para esse grupo. Essa dependência do ambiente aquático para a reprodução torna as espécies de hábitos florestais e com larvas aquáticas particularmente sensíveis não só a desconexão do habitat (como o aumento da distância entre a mata e o corpo d'água mais próximo), mas também a outras alterações que ocorrem no contexto da paisagem (como a perda e a fragmentação de habitat), o que força os animais a correrem riscos migrando para outros sítios em busca de habitats com condições adequadas de reprodução (BECKER et al., 2007). De fato, a morte por atropelamento em estradas que cortam a paisagem tem sido registrada em diversas localidades (FAHRIG, et al., 1995; GIBBS, 1998; JOLY; MORAND; COHAS, 2003), sendo um fato comum até mesmo em áreas urbanas que ainda retêm populações reprodutivas de algumas espécies, sobretudo aquelas do gênero *Rhinella* do grupo *marinus*, de grande porte e comumente associadas a habitações humanas (J. Bertoluci, obs. pess.). Assim, em paisagens sob intensa pressão antrópica, como Ribeirão Grande e Capão Bonito, torna-se necessária a elaboração de leis voltadas para a conservação de zonas ripárias conectando os habitats terrestres e aquáticos.

Espécies de áreas abertas e reprodução com larvas aquáticas tendem a se beneficiar dos processos decorrentes da perda de habitat e fragmentação florestal (DIXO, 2005; DIXO; VERDADE, 2006), sendo mais abundantes em áreas menos preservadas (com

maior grau de perturbação) e mais resistentes a alterações no microambiente. Nos modelos analisados para abundância desse grupo funcional (A_LA), foram selecionados três modelos igualmente plausíveis (nulo, Pfser e ENN), como descrito nos Resultados. Um estudo desenvolvido em fragmentos na região amazônica mostrou que a fragmentação afetou a serapilheira, aumentando a taxa de queda de folhas nos fragmentos mais perturbados, uma vez que estão sujeitos a um maior efeito de borda (BIERREGAARD et al., 1992), ou seja, fragmentos mais perturbados apresentam maior quantidade de serapilheira. No presente estudo, a relação encontrada entre a abundância das espécies de áreas abertas com larvas aquáticas e a profundidade da serapilheira (Pfser) foi negativa, ou seja, quanto maior Pfser (e mais degradada a área), menor a abundância de A_LA. Apesar de serem espécies de áreas abertas, esse grupo funcional parece preferir áreas menos perturbadas. O outro modelo plausível (ENN) indica que quanto maior a distância em relação ao fragmento mais próximo, menor a abundância de A_LA. Esperava-se que a abundância fosse maior quanto maior o isolamento/distância entre os fragmentos, uma vez que esse grupo é de espécies de área aberta e deveriam se favorecer do crescimento das distâncias entre as áreas de mata (e conseqüentemente aumento de áreas abertas).

Espécies de hábitos florestais e reprodução terrestre apresentam, em geral, menor habilidade de dispersão, e é possível que sejam afetadas pelos efeitos da perda e fragmentação de habitat em um período de tempo maior (CUSHMAN, 2006). Em longo prazo, esse isolamento, poderia levar a alterações nos padrões de riqueza e abundância das espécies, o que parece ser o caso das espécies desse grupo funcional em Ribeirão Grande e Capão Bonito, devido à relação negativa encontrada entre ENN e abundância. O índice ENN apresenta valores baixos quando os fragmentos de mata estão mais agregados e, em paisagem antropizadas, como é o caso deste estudo, o valor tende a ser mais elevado, diminuindo à medida que os distúrbios são controlados (HARGIS; BISSONETTE; DAVID, 1998). Assim, esperava-se que devido à pequena mobilidade, esses animais fossem mais dependentes da estrutura da vegetação do que da paisagem. Espécies de hábitos florestais e reprodução terrestre não se mostraram sensíveis à profundidade da serapilheira tanto para riqueza como para abundância. Resultado oposto foi encontrado por CONDEZ (2009) para os municípios de Tapiraí e Piedade e em outros estudos, como o de PEARMAN (1997) para a Amazônia no Equador, em que a profundidade da serapilheira

mostrou-se associada a maior riqueza e abundância de espécies no chão da mata por contribuir como refúgio contra predadores e fornecer condições adequadas para a deposição dos ovos em espécies com reprodução terrestre (SLUYS et al., 2007).

Os modelos plausíveis selecionados para os grupos funcionais não mostraram relação entre riqueza e as variáveis de paisagem e de vegetação, apenas F_LA apresentou relação negativa com Pfser. Esperava-se encontrar relação entre F_LA e as variáveis da estrutura da paisagem, uma vez que estas espécies apresentam sensibilidade à redução do habitat (nesse caso medido como a porcentagem de mata, PLAND) e aumento do isolamento entre os remanescentes (medido pela distância ENN), como demonstraram outros estudos (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007; CONDEZ, 2009). Contudo, a relação com Pfser mostrou que quanto maior a profundidade (mais perturbada a área), menor a riqueza, o que faz sentido, uma vez que temos mais espécies florestais nos locais menos conservados, segundo os dados da Amazônia (SLUYS et al., 2007), mas não encontramos na literatura esse tipo de estudo para a Mata Atlântica. Para a riqueza de anuros do grupo A_LA, esperava-se encontrar também relação com as variáveis da paisagem, como descrito acima para a abundância das espécies do mesmo grupo. Por fim, para a riqueza de espécies do grupo F_DT, esperava-se encontrar relação com as variáveis de vegetação, por apresentarem maior associação às condições microclimáticas dos fragmentos (CUSHMAN, 2006).

A paisagem estudada, por sofrer grande pressão antrópica e contar com apenas 11% de sua vegetação remanescente, apresenta composição de espécies e valores para as métricas que não permitiram uma distinção entre as influências das métricas descritoras da vegetação e da paisagem, como esperado. Além disso, sabe-se que as variações na estrutura da vegetação e no contexto da paisagem são decisivas para a manutenção das espécies, de acordo com suas características biológicas e ecológicas (CONDEZ, 2009). BUENO (2008), ao analisar o limiar de fragmentação entre as três paisagens descritas no Capítulo 2, encontrou que a métrica da paisagem relacionada ao tamanho dos fragmentos deixa de ser importante em paisagens muito desmatadas. Talvez o mesmo aconteça para as outras métricas utilizadas na construção dos modelos apresentados neste capítulo, ou ainda, pode ser que algum fator não-identificado (e, portanto, não incluído nos modelos) tenha mascarado respostas diferentes dos grupos funcionais para abundância e riqueza.

Outras questões que ainda merecem discussão são: a divisão das espécies por grupo funcional com base no trabalho de BECKER et al. (2007) e a hipótese do *habitat split* (desconexão do hábitat). Por exemplo, como deveriam ser classificadas as espécies generalistas (e.g. *Rhinella ornata*) que podem tanto ser encontradas como se reproduzir dentro, fora ou na borda da mata (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002b)? *R. icterica* foi classificada como Florestal, mas apenas as fêmeas são encontradas na mata (J. BERTOLUCI, *com. pess.*) e a desova ocorre em corpos d'água lânticos de áreas abertas ou da borda da floresta (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002b). Como afirmar qual é o “habitat preferencial” dessa espécie? Ao utilizar a distância até o rio mais próximo para verificar a influência da desconexão de habitats, os autores (BECKER et al. 2007) inferem que a maioria dos anuros usa os rios para a desova, o que não é válido para todas as espécies amostradas neste estudo. *Crossodactylus caramaschi*, por exemplo, vive e se reproduz em riachos do interior da mata, enquanto *Physalaemus olfersii*, outra espécie considerada Florestal, deposita seus ovos em corpos d'água localizados no interior ou na borda da mata e em áreas abertas (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002b). Ao classificar essas duas espécies no mesmo grupo funcional não estamos contemplando a necessidade de uma delas sair da mata e a possibilidade da outra permanecer na mata, ou seja, o ciclo de vida de uma espécie incluir larvas aquáticas não garante necessariamente a susceptibilidade à desconexão de habitat. Embora tenha se mostrado eficiente em alguns estudos (CONDEZ 2009), a generalização criada com essa classificação, que simplifica algo extremamente complexo como é a diversidade de modos reprodutivos dos anuros (DUELLMAN; TRUEB, 1994; HADDAD; PRADO, 2005; WELLS, 2007), pode trazer discussões quanto ao tipo de abordagem a ser utilizada em estudos de ecologia (comunidades ou populações?).

Referências

BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, Washington, v.5857, n.318, p.1775-1777, 2007.

BENNETT, A. F., RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaic: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Barking, v. 133, n. 2, p. 250-264, 2006.

BERGALLO, H.G.; MAGNUSSON, W.E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **Journal Of Mammalogy**, Lawrence, v. 80, n.2, p. 472-486, 1999.

BERTOLUCI, J. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. **Journal of Herpetology**, Washington, v. 32, p. 607-611, 1998.

BERTOLUCI J.; RODRIGUES, M.T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, New York, v.23, p.161-167, 2002a.

BERTOLUCI ; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 42, p. 287-297, 2002b.

BERTOLUCI ; BRASSALOTI, R.A.; RIBEIRO JR., J.W.; VILELA, V.M.F.N.; SAWAKUCHI, H.O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 364-374, 2007.

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

BIERREGAARD, R.O. JR.; LOVEJOY, T.E.; KAPOS, V.; SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, R.W. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. **BioScience**, Washington, v. 42, n.1, p. 859-866, 1992.

BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A.; MOERMOND, T. C.; LEVEY, D. J.; DENSLOW, J. D. Quantifying abundance of fruits for birds in tropical habitats. **Studies in Avian Biology**, Shipman, v. 13, p. 73-79, 1990.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, p. 909–923, 2002.

BUENO, A.A. **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**. 2008. 116p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and inference: a practical information-theoretic approach**. Springer-Verlag, New York, NY, USA, 1998. 353p.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference. A practical information - theoretic approach**. 2nd.ed. Springer, 2002. 496p.

CASTRO, E.B.V. de; FERNANDEZ, F.A.S. Determinates of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v.119, n. 1, p. 73-80, 2004.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Disponível em: www.cpa.unicamp.br. Acesso em: set. 2007.

CLEARY, D.F.R.; GENNER, M.J.; BOYLE, T.J.B.; SETYAWATI, T.; ANGRAETI, C.D.; MENKEN, S.B.J. Dependence of bird species richness and composition upon local – and large-scale environmental factors in Borneo. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 20, p. 989-1001, 2005.

CONDEZ, T.H. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2009. 190p. Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação Interunidades em Biotecnologia (USP/Instituto Butantan/IPT), para a obtenção do Título de Mestre em Biotecnologia.

CONDEZ, T.H.; SAWAYA, R.J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.9, n. 1, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032009000100018&script=sci_arttext&tlng=en.

COOPER, C. B.; WALTERS, J. R. Independent effects of woodland loss and fragmentation on Brown Treecreeper distribution. **Biological Conservation**, Barking , v. 105, n. 11, p.1-10, 2002.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation**, Barking, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006.

CUSHMAN, , S.A.; McGARIGAL, K. Hierarchical analysis of forest bird species – environment relationships in the Oregon Coast Range. **Ecological Applications**, Ithaca – NY, v. 14, n. 4, p. 1090-1105, 2004.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia**. 2001. 100p. Dissertação de mestrado na Área de Ecologia. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

DIXO, M. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2005. 189p. Tese de Doutorado na Área de Ecologia. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Biológica de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrópica**, Campinas, v.6, n.2, 2006. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>.

DIXO, M.; METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Fauna & Flora International**, Oryx, v.43, n.3, p.435–442, 2009.

DIXO, M.; METZGER, J.P.; MORGANTE, J.S.; ZAMUDIO, K.R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, n. 8, p. 1560-1569, 2009.

DUELLEMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994. 670p.

EDENIUS, L.; SJÖBERG, K. Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. **Ecography**, Ithaka, v. 20, n. 5, p. 425-431, 1997.

ESRI INC. **ArcGIS Desktop version 9.2** ArcInfo™. ESRI copyright, United States of America. 2006. 1 CD-ROM.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling**, cidade, v. 105, p. 273–292, 1998.

_____. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v. 12, n. 2, p. 346-353, 2002.

_____. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic**, Califórnia, v.34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L ; PEDLAR, J.H.; POPE, S.E.; TAYLOR, P.D.; WEGNER, J.F. Effect of road traffic on amphibian density. **Biological Conservation**, Barking, v. 73, n. 3, p. 177-182, 1995.

FISHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Otawaa, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Barking, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.

FORMANN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619p.

GASCON, C. Population and community level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, Washington, v. 72, p. 1731-1746, 1991.

GASCON, C. ; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M., BORGES, S. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Barking, v. 91, n. 1, p. 223-229, 1999.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R. L.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Paris, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GIARETTA, A.A.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.M.; CHEMIN, N. **Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes.** **Biotropica**, Zurich, v.31,p. 669-674, 1999.

GIARETTA, A.A.; SAWAYA, R.J.; MACHADO, G.; ARAÚJO, M. S.; FACURE, K.G.; DE MEDEIROS, H.F.; NUNES, R. Diversity and abundance of litter frogs at altitudinal sites at Serra do Japi, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.14, n. 2, p. 341-346, 1997.

GIBBS, J.P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 13, p. 263–268, 1998.

GOMES, E.P.C. **Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP.** 1992. Dissertação de Mestrado na área de Ecologia. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1992.

GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. Small forest reserves: making the best of a bad situation. **Climatic change**, California, v.19, p. 235-256, 1991.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 759-774, 2002.

HADDAD, C.F.B. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. Pages 16–26. *In*: CASTRO, R.M.C. (Ed.) **Biodiversidade no Estado de São Paulo: Síntese do conhecimento ao final do século XX**, 6: Vertebrados. São Paulo (Brazil): Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. 1998.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, Washington, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HARGIS, C.D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 13, p. 167-186, 1998.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest.** Chicago: University of Chicago Press, 1984. 211p.

HOMAN, R.N.; WINDMILLER, B.S.; REED, J.M. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v. 14, n. 5, p. 1547-1553, 2004.

JANSSON, G; ANGELSTAM, P. Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 14, n.3, 283-290, 1999.

PIERRE, J.; MORAND, C.; COHAS, A. Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. **Comptes Rendus Biologies**, Moulineaux, v. 326, p. 132-139, 2003.

KLEIN, B.C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonian. **Ecology**, Washington, v. 70, p. 1715-1725, 1989.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Com un estudio de los climas de la tierra. Fondo Cultura Economica, México. 1948. 478p.

LAURANCE, W.F. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, Barking, v. 69, n. 1, p. 23-32, 1994.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical forest remnants**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615p.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation**. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, p. 605-618, 2002.

LINDENMAYER, D. B.; MCINTYRE, S.; FISCHER, J. Birds in eucalypt and pine forest: landscape alteration and its implications for research models of fauna habitat use. **Biological Conservation**, Barking, v. 110, n. 1, p. 45-53, 2003.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O. JR.; RYLANDS, A.B.; MALCOM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BRONW, K.S. JR.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. (Ed.), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts, 1986. 185-257p.

MALCOLM, J.R. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: LOWMAN, M.D.; NADKARNI, N.M.). **Forest Canopies**. Academic Press, San Diego, 1995. 179-197p.

MANNING, A. D.; LINDENMAYER, D.B.; NIX, H. A. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. **Oikos**, Leeds, v. 104, n. 3, p. 621-628, 2004.

MARQUES, O.A.V.; ABE, A.S.; MARTINS, M. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do estado de São Paulo. In: JOLY, C.A.; BICUDO, C.E.M., (Org.). **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil**. Síntese do conhecimento ao final do século XX. 6. Vertebrados. Ricardo Castro (ed.) São Paulo, FAPESP, 1998. 29-38p.

MARSH, D.M.; PEARMAN, P.B. Effect of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in an Andean montane forest. **Conservation Biology**, Washington, v.11, p. 1323-1328, 1997.

MARTENSEN, A.C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat**. 2008. 160p. Dissertação de Mestrado em Ciências, na Área de Ecologia. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2008.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological applications**, Ithaca - NY, v.12, p.335-345, 2002.

METZGER, J.P.; ALVES, L.F.; GOULART, W.; TEIXEIRA, A.M.G.; SIMÕES, S.J.C.; CATHARINO, E.L.M. Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.6, n.2, 2002.

Disponível em:

<http://www.biotaNeotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>.

MICROSOFT. Pacote Office para Windows Vista. 2007. 1 CD-ROM.

MORELLATO, P.C.; HADDAD, C.F. **Introduction: The Brazilian Atlantic Forest**. **Biotropica**, Zurich, v. 32, n. 4, p. 786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, , v.403, n. 6772 , p. 853-858, 2000.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 13, p. 2567-2586, 2004.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Barking, v. 124, n.2, p. 253-266, 2005.

PARDINI, R.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J.; FARIA, D. The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: A multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Barking, (submetido).

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology**, Washington, v. 11, p. 1211-1225, 1997.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M. DE; PRANDINI, F.L. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, (Publicação no. 1183), 1981. 94 p.

POUGH, F. H.; ANDREWS, R. M.; CADLE, J. E.; CRUMP, M. L.; SAVITZKY, A. H.; WELLS, K. D. **Herpetology**. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 1998. 736p.

ROSS, J.L.S.; MOROZ, I.C. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000**. FFLCH-USP, IPT, Fapesp, São Paulo. 1997. 63-64p.

SCHELLAS, J.; GREEBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington. Island Press. 1997. 426p.

SILVANO, D.; COLLI, G.; DIXO, M.; PIMENTA, B.; WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D., OLIVEIRA, D. A. S. (Ed.) **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília. MMA/SBF, 2003. p.183-200.

SLUYS, M.V.; VRCIBRADIC, D.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. **Austral Ecology**, Austrália, v. 32, p. 254-260, 2007.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, 2002. Online: <http://sosmataatlantica.org.br>. Acesso em: mar 2008.

STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva do Instituto de Botânica (São Paulo, SP)**. 1985.152p. Tese de Doutorado (Área de Botânica) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1985.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v. 91, n. 3, p. 119-127, 1999.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO for windows version 4.0**. Center for Biometry Wageningen CPRO-DLO. Wageningen, The Netherlands, 1998. 1 CD-ROM.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMANN, B. Fragmentation effect on a Central Amazonian frog community: A ten-year study. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago and London, 1997. 124-137p.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Barking, v. 123, n.4, p. 507-519, 2005.

VALLAN, D. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation**, Barking, v.96, n. 1, p. 31-43, 2000.

VELOSO, P.H.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro, Brazil. 1991. 124p.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão, **Anais...** Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, 1990. 113-118p.

_____. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo**. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. 135-154p.

_____.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WAGNER, C.E. The Line Intersect Method in forest fuel sampling. **Forest Science**, Bethesda, v.14 n.1, p. 20-26, 1968.

WELLS, K.D. **The Ecology and Behavior of Amphibians**. Chicago: University of Chicago Press. 2007.1400p.

WESTPHAL, M.I.; FIELD, S.A.; TYRE, A.J.; PATON, D.; POSSINGHAM, H.P. Effects of landscape pattern on bird species distribution in the Mt. Lofty Ranges, South Australia. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 18, p. 413-426, 2003.

WIENS, J.A. **Spatial scaling in Ecology**. *Functional Ecology*, v.3, n.4, p.385-397, 1989.

_____. Landscapes mosaics and ecological theory. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. (Ed.). **Mosaic landscape and ecological process**. London: Chaptam & Hall, 1995. p.1-16

WIERSMA, Y.F.; NUDDS, T.D.; RIVARD, D.H. Models to distinguish effects of landscape patterns and human population pressures associated with species loss in Canadian national parks. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 19, p. 773-786, 2004.

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

4 INFLUÊNCIA DO TAMANHO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA ABUNDÂNCIA, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE LAGARTOS DE SERAPILHEIRA EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DO PLANALTO ATLÂNTICO DE SÃO PAULO

Resumo

Os efeitos da fragmentação, perda de hábitat e grau de isolamento, sobre a herpetofauna são ainda pouco conhecidos e podem contribuir para o declínio das populações de répteis. Este capítulo tem como objetivo principal investigar a influência do tamanho de fragmentos florestais na abundância, riqueza e diversidade de lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada na região de Ribeirão Grande/Capão Bonito, além de contribuir com o conhecimento da distribuição das espécies de lagartos. A amostragem foi realizada em 21 sítios: 15 fragmentos florestais e seis locais de mata contínua. A riqueza de lagartos de serapilheira foi maior nas áreas-controle do que nos fragmentos e, apesar da baixa riqueza registrada, o número de espécies foi o esperado para a paisagem como um todo, sendo similar a de outras localidades de Mata Atlântica. Os lagartos não responderam à diminuição de área e à fragmentação.

Palavras-chave: Fragmentação; Lagartos; Conservação; Mata Atlântica; Diversidade

Abstract

The effects of fragmentation, habitat loss and isolation degree on the herpetofauna are poorly known and may contribute to the decline of populations of reptiles. This chapter aims to investigate the influence of the size of forest fragments in the abundance, richness and diversity of leaf-litter lizards in a fragmented landscape in Ribeirão Grande/Capão Bonito, and contribute to the knowledge of the distribution of lizard species. The sampling was conducted in 21 sites: 15 forest fragments and six continuous forest sites. The richness of leaf-litter lizards was greater in control-area than in the fragments, and despite the low species richness, the number of species was expected for the landscape as a whole, which was similar to other localities of the Atlantic forest. The lizards did not respond to the reduction of area and fragmentation.

Keywords: Fragmentation; Lizards; Conservation; Atlantic forest; Diversity

4.1 Introdução

No Brasil, são conhecidas atualmente 711 espécies de répteis, incluindo 36 quelônios, seis crocodilianos, 65 anfisbenídeos, 238 lagartos e 366 serpentes (SBH 2009). Apesar da grande diversidade de lagartos do estado de São Paulo (MARQUES; ABE; MARTINS, 1998) ainda faltam levantamentos de esforço concentrado e trabalhos sobre a distribuição das espécies nos diferentes ecossistemas do estado (DIXO, 2005; DIXO; VERDADE, 2006; CONDEZ; SAWAYA; DIXO, 2009, DIXO; METZGER, 2009).

Os efeitos da fragmentação, redução da área dos fragmentos e grau de isolamento, sobre a herpetofauna são ainda pouco conhecidos, especialmente no Brasil (DIXO, 2005), e podem contribuir para o declínio das populações de répteis (GIBBONS et al., 2000; ARAÚJO; THULLER; PEARSON, 2006). Em trabalho realizado por DIXO; METZGER (2009) para a região de Caucaia do Alto (SP), os lagartos responderam negativamente à fragmentação, apresentando uma riqueza menor nos fragmentos quando comparados a áreas contínuas do Planalto Atlântico de São Paulo (Cotia/Ibiúna). Variações na riqueza e abundância de lagartos em paisagens fragmentadas dependem tanto de características de estrutura, em particular o tamanho dos fragmentos, como de características intrínsecas do habitat (DIXO; METZGER, 2009). Não apenas o tamanho de uma área protegida é decisivo para a manutenção da abundância e da riqueza de espécies na paisagem, mas também a forma do fragmento e as condições microclimáticas que esta proporciona (VALLAN, 2000).

Os poucos estudos existentes sobre répteis, em especial lagartos, fornecem apenas uma idéia geral dos efeitos da fragmentação sobre as espécies desse táxon. SMITH et al. (1996) estudaram lagartos em remanescentes florestais de *Eucalyptus salubris* na Austrália e descobriram que a fauna de lagartos em remanescentes são subconjuntos de assembléias pré-fragmentadas, indicando um arranjo de sub-conjuntos aninhados muito provavelmente devido à vulnerabilidade diferencial das espécies à extinção local (LOMOLINO, 1996; WORTHEN, 1996). Efeitos semelhantes foram relatados por HAGER (1998), na América do Norte, e COSSON et al. (1999), na Guiana Francesa. Espécies que ocorrem em baixas densidades foram consideradas mais suscetíveis à vulnerabilidade devido a processos estocásticos (KARR, 1982; SHAFFER; SAMSON, 1985; GOODMAN, 1987; PIMM; JONES; DIAMOND, 1988; WISSEL; STOCKER, 1991; TRACY; GEORGE, 1992;

HENLE et al., 2004). Além disso, especialistas de habitat foram consideradas mais susceptíveis à extinção local que generalistas, uma vez que habitats especializados são de ocorrência menos provável ou mais susceptíveis de degradação em áreas menores, e espécies especialistas são menos capazes de utilizar habitats circundantes ou corredores para recolonização (HUMPHREYS; KITCHENER, 1982; BENNETT, 1991, 1992, 1999; SARRE et al., 1996; FOUFOPOULOS; IVES, 1999; HENLE et al., 2004).

Estudos considerando os efeitos sinérgicos - efeitos da integração de elementos que dão como resultado algo maior que a simples soma desses elementos - entre perda e configuração de habitat na manutenção das espécies em regiões de florestas tropicais ainda são escassos para os neotrópicos (DIXO, 2001, 2005; FREIRE, 2001; SILVANO et al., 2003; DEVELEY; METZGER, 2005; BELL; DONNELLY, 2006), e não há consenso em relação à influência desses fatores sobre a comunidade de lagartos (SMITH et al., 1996; BURBRINK; PHILLIPS; HESKE, 1998; MAISONNEUVE; RIOUX, 2001; DRISCOLL, 2004; BELL; DONNELLY, 2006). A situação atual da Mata Atlântica favorece esse tipo de estudo. Para elaborar planos de conservação desse bioma, é urgente entender as respostas das espécies em relação à quantidade de habitat e à sua configuração e determinar os limiares de fragmentação e extinção.

Este capítulo tem como objetivo principal investigar a influência do tamanho de fragmentos florestais na abundância, riqueza e diversidade de lagartos de serapilheira em uma paisagem fragmentada na região de Ribeirão Grande/Capão Bonito, Planalto Atlântico de São Paulo, onde restam apenas 11% de cobertura florestal. O estudo visa ainda contribuir com o conhecimento da distribuição das espécies de lagartos no Planalto Paulista.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Planalto Atlântico Paulista, em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica, com aproximadamente 10.000 ha, que abrange os municípios de Ribeirão Grande e Capão Bonito e será tratada como RG (42°20' 53" W, 24°05' 14" S), conforme apresentado no Capítulo 2 desta dissertação.

4.2.2 Delineamento amostral

A amostragem dos lagartos de serapilheira foi realizada em 21 sítios na região de Ribeirão Grande e Capão Bonito (SP), sendo 15 fragmentos florestais (já descritos no Capítulo 3) e seis locais de mata contínua (áreas-controle) (Tabela 9, Figura 6 do Capítulo 2). Para as análises deste capítulo, os fragmentos foram divididos em três classes de tamanho: grandes (>40 ha, N = 3), intermediários (10-40 ha, N = 6) e pequenos (6-9 ha, N = 6) (Tabela 9).

Tabela 9 - Classes de tamanho e área dos fragmentos amostrados na região de Ribeirão Grande e Capão Bonito (SP). P = fragmento pequeno, M = fragmento intermediário, G = fragmento grande, CT = área-controle

Nome	Número	Categoria	Área (ha)
Alteres	F1	M	32,3
Boiadeiro	F2	P	7,02
Bojado	F3	G	43,57
Citadini	F4	G	43,66
Cromossomo	F5	M	19,73
Divisa	F6	G	92,34
Harpa	F7	M	16,01
Lira	F8	P	6,66
Machucado	F9	M	12,79
Meninas	F10	P	7,18
Padre Pedro	F11	P	6,39
Paulo Nunes	F12	P	7,58
Pedro Onório	F13	M	12,03
Radialista	F14	P	9,25
Yoko	F15	M	11,63
Cogumelo	CT1	CT	-
Moacir	CT2	CT	-
Mulheres	CT3	CT	-
Museros	CT4	CT	-
Paraguai	CT5	CT	-
Três Quedas	CT6	CT	-

4.2.3 Amostragem dos lagartos de serapilheira

O levantamento de lagartos de serapilheira foi realizado com o auxílio de um protocolo padronizado de amostragem com armadilhas de interceptação e queda (DIXO et al., 2009; DIXO; METZGER, 2009), conforme apresentado no Capítulo 2 para os anuros.

4.2.4 Análise dos dados

Os dados considerados na análise incluíram as duas campanhas: novembro de 2005 a janeiro de 2006 e novembro de 2006 a janeiro de 2007.

Curvas médias de acumulação de espécies foram construídas no programa EstimateS 5.2 (COLWELL, 1997), com 1000 aleatorizações, para verificar a efetividade das armadilhas de interceptação e queda na amostragem da riqueza de lagartos. Como a ordem de amostragem influencia o formato da curva, uma curva média, resultante de várias curvas com ordem aleatória de amostragens, reflete de forma mais realista uma possível estabilização da riqueza. Também foram confeccionadas curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos capturados em cada ambiente.

Para cada campanha de amostragem e para cada uma das 21 áreas de estudo, foram consideradas as seguintes variáveis dependentes: riqueza (número de espécies), abundância das espécies (soma dos indivíduos capturados nos 16 dias de cada campanha) e abundância total (soma da abundância de todas as espécies capturadas no mesmo período). Foi utilizado o programa Statistica Versão 6 (STATSOFT, 2001) para comparar a abundância de espécies, a abundância total e a riqueza entre as quatro classes de tamanho de fragmentos (pequenos, médios, grandes e áreas-controle). Os dados foram submetidos a análises de variância de medidas repetidas (ZAR 1996), considerando os valores para cada ano de amostragem, ou seja, para cada campanha. Testes de comparação par a par *a posteriori* de Tukey foram realizados nos casos em que a ANOVA mostrou diferenças significativas, para verificar quais classes diferiam. Antes das análises, a homogeneidade de variância das variáveis dependentes entre as categorias analisadas foi testada com o teste de Bartlett e Levene. Quando necessário, houve transformação dos dados (logaritmo ou ranqueamento).

Regressões lineares simples foram realizadas para verificar as relações entre riqueza e abundâncias observadas e as áreas dos fragmentos.

4.3 Resultados

4.3.1 Diversidade de lagartos em Ribeirão Grande/Capão Bonito

Durante os 32 dias de coleta, foram capturados e identificados 122 lagartos de serapilheira distribuídos em seis espécies de duas famílias (Tabela 10). A espécie mais abundante foi *Enyalius iheringii*, perfazendo 84,42% do total de indivíduos capturados (N = 103), seguida por *Placosoma glabellum* (10%; N = 12) (Figura 7). As demais espécies corresponderam, em conjunto, a 16% do total de lagartos amostrados na região (Tabela 10).

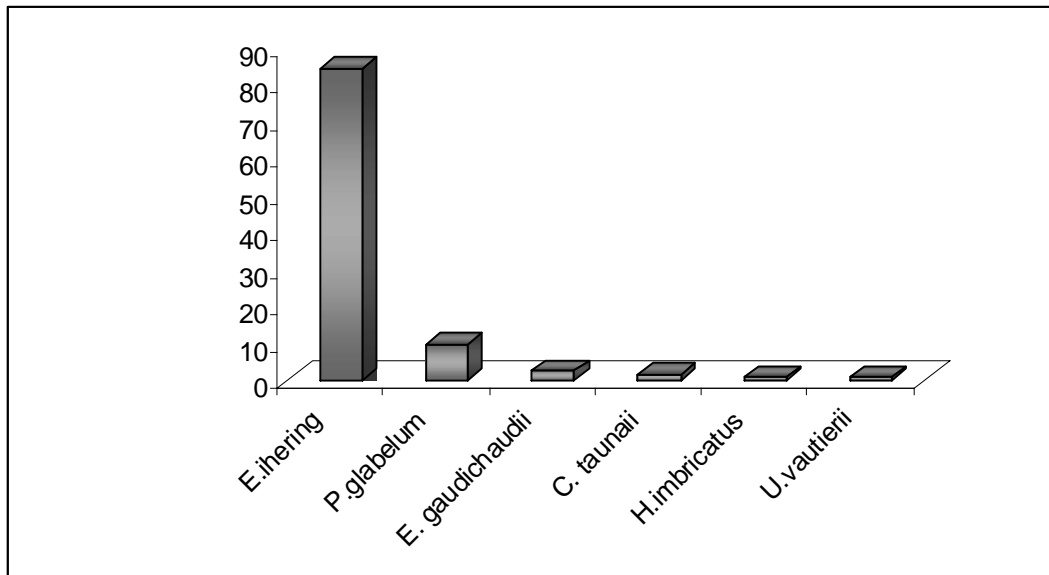


Figura 7 - Abundância das espécies de lagartos coletadas entre novembro de 2005 e fevereiro de 2007 em Ribeirão Grande/Capão Bonito (SP)

Tabela 10 - Espécies de lagartos encontradas em Ribeirão Grande (SP) durante o período de coleta (novembro de 2005 a fevereiro de 2007) e distribuição da abundância e riqueza nos sítios amostrados

ESPÉCIE	FRAGMENTOS			CONTROLE	TOTAL
	Pequenos (N=6)	Médios (N=6)	Grandes (N=3)	(N=6)	
Gymnophthalmidae					
<i>Colobodactylus taunayi</i>		1		1	2
<i>Ecleopus gaudichaudii</i>				3	3
<i>Heterodactylus imbricatus</i>				1	1
<i>Placosoma glabellum</i>	5	4	1	2	12
Leiosauridae					
<i>Enyalius iheringii</i>	23	26	19	35	103
<i>Urostrophus vautieri</i>	1				1
Abundância Total	29	31	20	42	122
Riqueza Total	3	3	2	5	6

As curvas médias dos coletores para lagartos de serapilheira baseadas no número de dias de coleta (Figura 8) e no número de indivíduos coletados (Figura 9) não atingiram a assíntota. A curva gerada, considerando fragmentos e áreas-controle conjuntamente, indicam que possivelmente não foram coletadas todas as espécies de serapilheira existentes no local e suscetíveis às armadilhas. Quando considerada cada classe de tamanho separadamente verificamos que a curva que mais pareceu se aproximar da assíntota foi a dos fragmentos grandes (G), ficando abaixo de todas as outras curvas. As curvas dos fragmentos médios (M) e pequenos (P) ficaram sobrepostas devido ao mesmo número de espécies e indivíduos amostrados; por fim, as áreas-controle (CT), como esperado, apresentaram maior número de espécies e indivíduos.

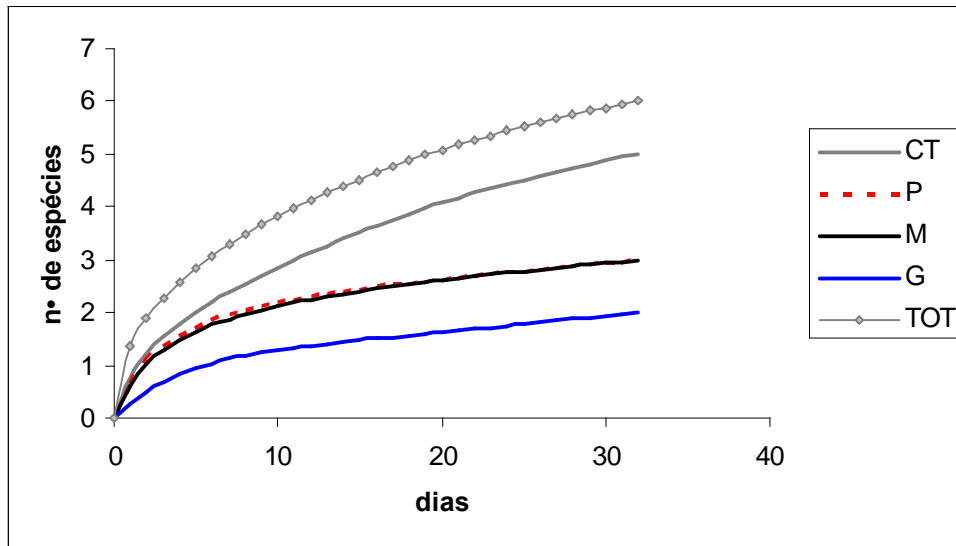


Figura 8 - Curva média do coletor para os 32 dias de amostragem de lagartos na região de Ribeirão Grande / Capão Bonito, baseada em 1000 curvas de acumulação de espécies com aleatorização da ordem dos dias, para a coleta total (TOT= fragmentos + área-controle) e para as quatro classes de tamanho. CT= áreas-controle, P= fragmentos pequenos, M= fragmentos médios, G= fragmentos grandes

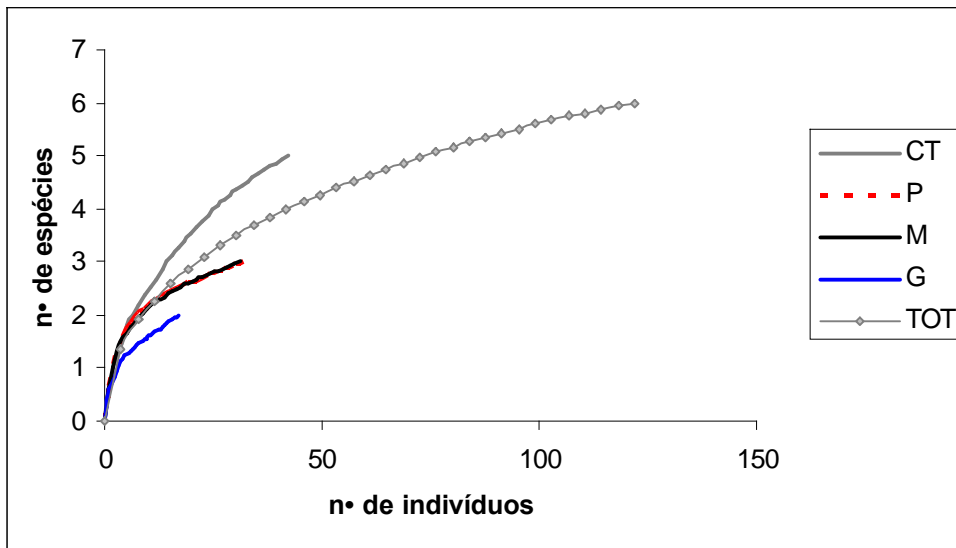


Figura 9 - Curvas de rarefação de espécies de lagartos da região de Ribeirão Grande / Capão Bonito em relação ao número de indivíduos estimados a partir de 1.000 aleatorizações na ordem das amostras, para a coleta total (TOT = fragmentos + área-controle) e para as quatro classes de tamanho. CT = áreas-controle, P = fragmentos pequenos, M = fragmentos médios, G = fragmentos grandes

A abundância relativa de lagartos foi maior nas áreas-controle (34,43%), seguidas dos fragmentos médios (25,41%), pequenos (23,77%) e grandes (16,39%) (Figura 10).

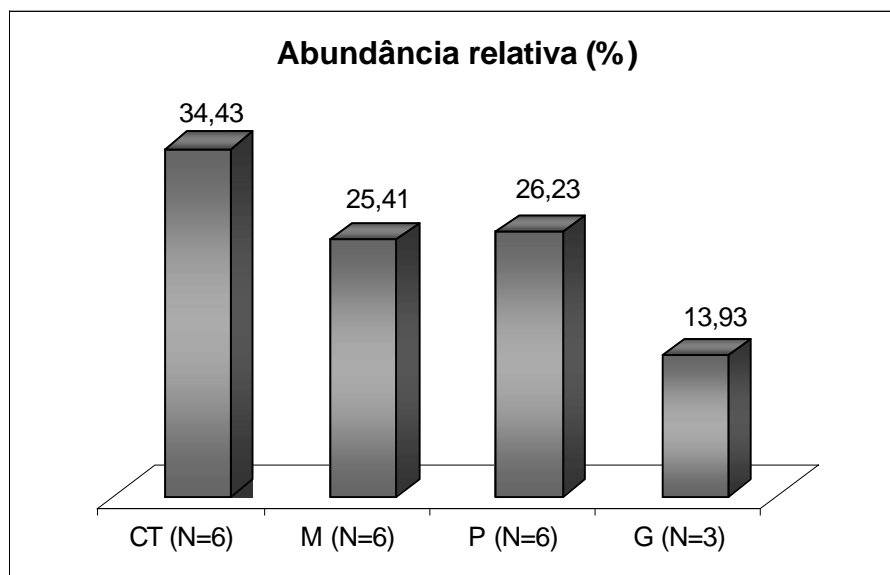


Figura 10 - Abundância relativa (%) de lagartos por tratamento em Ribeirão Grande (SP). CT = áreas-controle, P = fragmentos pequenos, M = fragmentos médios, G = fragmentos grandes

A maior riqueza foi encontrada nas áreas-controle, onde foram registrados representantes de cinco das seis espécies capturadas (Tabela 11). A riqueza nos fragmentos grandes (2 spp.; n=6) foi menor do que a encontrada nos fragmentos médios e pequenos (3 spp.; n=6), o que pode estar relacionado ao menor número de fragmentos grandes amostrados (n=3).

O número de espécies observado em cada área amostrada variou entre 0 (nos fragmentos “Meninas”, “Radialista”, “Machucado” e “Padre Pedro”) e 3 (na área-controle “Três-Quedas”). A riqueza total foi de seis espécies, estando um pouco abaixo o número de espécies estimado pelo estimador *Jack-knife* 1 (aproximadamente oito) (Tabela 11).

Tabela 11 - Diversidade de lagartos nas áreas amostradas em Ribeirão Grande (SP). Riqueza observada (R_obs), abundância (N), riqueza estimada por *Jackknife* 1 (R_Jack1) e diversidade de Shannon (H')

Fragmento	Tamanho	N	R_obs	R_Jack_1	H'
Boiadeiro	P	10	1	1,00	0,00
Lira	P	19	2	2,00	0,44
Meninas	P	0	0	0,00	0,00
Paulo Nunes	P	1	1	1,97	0,00
Padre Pedro	P	2	2	3,94	0,69
Radialista	P	0	0	0,00	0,00
Alteres	M	8	1	1,00	0,00
Cromossomo	M	6	1	1,00	0,00
Harpa	M	14	2	2,00	0,60
Machucado	M	0	0	0,00	0,00
Pedro Onório	M	0	0	0,00	0,00
Yoko	M	3	2	2,97	0,64
Bojado	G	4	1	1,00	0,00
Citadini	G	12	1	1,00	0,00
Divisa	G	1	1	1,97	0,00
Cogumelo	CT	7	1	1,00	0,00
Moacir	CT	3	2	2,97	0,64
Mulheres	CT	11	2	2,97	0,30
Museros	CT	7	2	2,97	0,41
Paraguai	CT	1	2	1,97	0,00
Três Quedas	CT	13	3	3,00	0,83
TOTAL		122	6	7,94	0,61

4.3.2 Resposta da comunidade de lagartos à variação do tamanho dos fragmentos

A resposta da comunidade de lagartos de serapilheira ao tamanho dos fragmentos encontra-se na Tabela 12. A riqueza e a abundância total dos lagartos não diferiram significativamente entre áreas-controle e fragmentos grandes, médios e pequenos. Nenhuma das duas espécies para as quais o número de indivíduos capturados foi suficiente para a realização de análises estatísticas (*E. iheringii* e *P. glabellum*) apresentou variação significativa de abundância entre as quatro classes de tamanho.

As regressões simples não mostraram a existência de relações significativas entre o logaritmo da área dos fragmentos (divididos em classes de tamanho) e a riqueza (N=15, $R^2=0,00$; $p=0,792$), abundância total (N=15, $R^2=0,00$; $p=0,440$) e abundância de *E. iheringii* (N=20, $R^2=0,00$; $p=0,418$).

Tabela 12 - Resultados da análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) comparando a riqueza, a abundância total e a abundância das espécies de lagartos considerando o tamanho do fragmento e os dois anos de amostragem (N=21) em Ribeirão Grande, SP. *Colobodactylus taunayi*, *Eupleopus gaudichaudii*, *Enyalius iheringii*, *Heterodactylus imbricatus*, *Placosoma glabellum* e *Urostrophus vautierii*.

	Tamanho			Ano			Ano x Tamanho		
	F _(3,17)	p	Tuckey	F _(1,17)	P	Tuckey	F _(3,17)	p	Tuckey
Riqueza	1,35	0,289	-	1,54	0,230	-	0,04	0,98	-
Abundância*	0,75	0,537	-	3,00	0,101	-	0,73	0,543	-
<i>C. taunayi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. gaudichaudii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. iheringii</i> *	1,09	0,376	-	0,76	0,394	-	0,67	0,579	-
<i>H. imbricatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. glabellum</i>	0,23	0,874	-	2,07	0,168	-	0,33	0,799	-
<i>U. vautierii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*Log transformado.

4.4 Discussão

Apesar da baixa riqueza de lagartos de serapilheira registrada, o número de espécies foi o esperado para a paisagem como um todo, sendo similar à de outras localidades de Mata Atlântica. DIXO; VERDADE (2006) registraram a presença de cinco lagartos na Reserva Florestal do Morro Grande, mesmo número obtido por SAZIMA; HADDAD (1992) e SAZIMA (2001) na Serra do Japi e no Parque Estadual de Intervales, respectivamente, e por BERTOLUCI et al. (2009) em uma reserva de Mata Atlântica de Minas Gerais. Na região de Tapiraí, também no domínio da Mata Atlântica, foram registradas oito espécies de lagartos (CONDEZ; SAWAYA; DIXO, 2009). Também como esperado, a riqueza foi maior nas áreas-controle do que nos fragmentos para a região de Ribeirão Grande/Capão Bonito.

Diferentemente do esperado, os lagartos não responderam à diminuição de área e à fragmentação, quando consideramos tanto a riqueza como a abundância das espécies. Em trabalho realizado no Planalto de Ibiúna, essa taxocenose mostrou-se sensível à fragmentação, mas não ao tamanho do fragmento ou à conectividade (DIXO; METZGER,

2009). Outros estudos também encontraram respostas positivas em relação à sensibilidade dessa taxocenose à fragmentação (SARRE et al., 1995; SMITH et al., 1996; DRISCOLL, 2004; BELL; DONNELLY, 2006); por outro lado, em trabalhos realizados no nordeste da Floresta Atlântica, onde a paisagem possui uma grande área de vegetação remanescente (49%) e matriz permeável, diminuindo o isolamento entre os fragmentos, as respostas foram negativas (DIXO, 2001; SILVANO et al., 2003). Além disso, as espécies caracterizadas pelo pequeno tamanho corporal devem ter mobilidade baixa e pouca exigência em relação ao tamanho dos fragmentos, sobrevivendo em fragmentos de diferentes tamanhos (DIXO; VERDADE, 2006; DIXO; METZGER, 2009). Com exceção de *E. iheringii*, as espécies registradas apresentaram baixa abundância nos locais amostrados, o que pode indicar uma incapacidade de ocupação ou de recolonização de remanescentes isolados. Isso sugere uma distribuição bastante irregular, que pode estar relacionada a fatores específicos dos locais, como a estrutura do habitat, mas o baixo número de indivíduos dificultou as análises. Como encontrado por NALLY; BROWN (2001), na Austrália, mesmo grandes “blocos” de floresta (>10.000 ha) podem não oferecer o refúgio exigido pelos répteis, e, como se sabe relativamente pouco ou quase nada sobre as exigências ecológicas da maioria das espécies, são necessários trabalhos mais pormenorizados para subsidiar um melhor planejamento conservacionista.

A espécie *E. iheringii*, a mais abundante nos locais amostrados, também não se mostrou influenciada pelo tamanho do fragmento, o mesmo ocorrendo com *E. perditus* registrado em Ibiúna (DIXO; METZGER, 2009) e Tapiraí (CONDEZ; SAWAYA; DIXO, 2009). O gênero *Enyalius* WAGLER, 1830 apresenta ampla distribuição ao longo da Floresta Atlântica, e essas duas espécies podem ocorrer tanto em simpatria como em alopatria. Distúrbios ambientais parecem afetar de maneira diferente as duas espécies: a abundância de *E. iheringii* em simpatria é menor em relação à abundância de *E. perditus*, ao passo que *E. iheringii* em alopatria apresenta-se extremamente abundante. A abundância das espécies pode indicar sucesso reprodutivo em determinadas localidades, e, ao contrário, se a frequência de indivíduos não ocorre como esperado, podemos sugerir que uma espécie é favorecida e a outra não (LIOU, 2008). Além disso, LIOU (2008) verificou que *E. iheringii* desloca-se muito pouco, mesmo considerando grandes intervalos de tempo, sugerindo territorialidade e alta fidelidade à área de vida, ou seja, os indivíduos

permaneceriam nos fragmentos após os distúrbios ambientais e por isso não teríamos encontrado respostas significativas. Por outro lado, em um inventário da herpetofauna realizado em uma reserva de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, 13 anos após o primeiro inventário, BERTOLUCI et al. (2009) encontraram evidências de aumento de densidade de *Enyalius cf. perditus* (e de outras espécies de Squamata e de anuros de floresta) acompanhando a expansão da mata por regeneração natural, o que sugere que o tamanho do fragmento pode influenciar o tamanho populacional de espécies associadas a ambientes florestais.

A maioria das espécies de répteis Squamata está confinada à vegetação remanescente porque não utiliza a matriz local (DIXO, dados não-publicados), e há evidências convincentes dos impactos de pastagens, estradas e do formato dos remanescentes sobre os mesmos (FORMAN; ALEXANDER, 1998; TREWEEK, 1998; DRISCOLL, 2004). DRISCOLL (2004), em um estudo realizado na Austrália, verificou que os efeitos combinados dos elementos da paisagem sugeriram que a distribuição dos répteis está substancialmente fragmentada dependendo da espécie. Apesar da aparente conectividade em toda a paisagem agrícola, o manejo da vegetação remanescente tem fragmentado as populações de répteis, reduzindo a quantidade de habitat disponível e contribuindo para o seu declínio.

Informações sobre a área de vida e a utilização do estrato vertical da floresta geram dados importantes sobre os requisitos espaciais de espécies que vivem em áreas prioritárias para a conservação. Nesse sentido, estudos que abordem esses temas podem ajudar a compreender a vulnerabilidade da comunidade de lagartos de serapilheira diante dos processos de fragmentação e perda de habitat em áreas do domínio da Mata Atlântica.

Referências

ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. Caracterização do clima e da vegetação de remanescentes florestais do planalto paulistano (SP). In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS, 4., 1998. . **Anais...** Pub. Aciesp, 1998, n. 104, p. 25-36.

ARAÚJO, M.B.; THUILLER, W.; PEARSON, R.G. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. **Journal of Biogeography**, Oxford, v.33, p. 1712-1728, 2006.

BELL, K.E.; DONNELLY, M.A. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. **Conservation Biology**, Washington, v. 20, p. 1750-1760, 2006.

BENNETT, A.F. Roads, roadsides, and wildlife conservation: a review. *In*: SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Nature conservation: the role of corridors**. Surrey Beatty, Sydney, 1991. p.99–118 .

_____ Restoring connectivity to fragmented landscapes: does roadside vegetation have a role? **Victorian Naturalist**, Victoria, v. 109, p. 105–110, 1992.

_____ **Linkages in the landscape**. The roles of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland, 1999. 254p.

BERTOLUCI, J.; CANELAS, M.S.; EISEMBERG, C.C.; PALMUTI, C.F.S.; MONTINGELLI, G.G. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 147-155, 2009.

BURBRINK, F.T.; PHILLIPS, C.A.; HESKE, E.J. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. **Biological Conservation**, Barking, v. 86, n. 2, p. 107–115, 1998.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. 1997.

CONDEZ, T.H.; SAWAYA, R.J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v.9, n. 1, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032009000100018&script=sci_arttext&tlng=en.

COSSON, J.F.; RINGUET, S.; CLAESSENS, O.; DE MASSARY, J.C.; DALECKY, A.; VILLIERS, J.F.; GRANJON, L.; PONS, J.M. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. **Biological Conservation**, Barking, v. 91, n. 3, p. 213–222, 1999.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation**, Barking, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006.

_____ McGARIGAL, K. Hierarchical analysis of forest bird species – environment relationships in the Oregon Coast Range. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v. 14, n. 4, p. 1090-1105, 2004.

DEVELEY, P.F.; METZGER, J.P. Birds in Atlantic forest landscapes: effects of forest cover and configuration. *In*: LAURANCE, W.; PERES, C. (Ed.). **Emerging threats to tropical forests**. Chicago: University of Chicago Press, 2005. 577p.

DIXO, M. **Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia.** 2001. 100p. Dissertação de (Mestrado na Área de Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2001.

_____. **Diversidade de sapos e lagartos de serapilheira numa paisagem fragmentada do Planalto Atlântico de São Paulo.** 2005. 189p. Tese de (Doutorado na Área de Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2005.

_____. VERDADE, V.K. Herpetofauna de serapilheira da Reserva Biológica de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotrópica**, Campinas, v.6, n.2, 2006. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>.

_____. METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Fauna & Flora International**, Oryx, v.43, n.3, p.435–442, 2009.

DRISCOLL, D.A. Extinction and Outbreaks Accompany Fragmentation of a Reptile Community. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v. 14, n. 1, p. 220–240, 2004.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling**, Cidade, v. 105, p. 273–292, 1998.

_____. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v. 12, n. 2, p. 346-353, 2002.

_____. L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic**, Califórnia, v.34, p. 487-515, 2003.

FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Barking, v. 34, n.1, p. 17-34, 1985.

FOUFOPOULOS, J.; IVES, A.R. Reptile extinctions on land-bridge islands: life-history attributes and vulnerability to extinction. **American Naturalist**, Chicago, v. 153, p. 1-25, 1999.

FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. Roads and Their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Cidade, v. 29, p. 207-231, 1998.

FREIRE, M.E.X. **Composição, taxonomia, diversidade e considerações zoogeográficas sobre a fauna de lagartos e serpentes de remanescentes da Mata Atlântica do estado de Alagoas, Brasil.** 2001.191p. Tese de (Doutorado na Área de Zoologia) - Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2001.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S. The global decline of reptiles, de'ja` vu amphibians. **BioScience**, Washington, v. 50, p. 653–666, 2000.

- GOODMAN, D. The demography of chance extinction. In: SOULÉ, M.E. (Ed.) **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. p.11–34.
- HAGER, H.A. Area-Sensitivity of reptiles and amphibians: are there indicator species for habitat fragmentation? **Ecoscience**, Québec, v. 5, p. 139-147, 1998.
- HANSKI, I.; GILPIN, M. **Metapopulation Biology: Ecology, genetics and evolution**. San Diego: Academic.Press, 1997. 261p.
- HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v.13, p. 207-251, 2004.
- HUMPHREYS, W.F.; KITCHENER, D.J. The effect of habitat utilization on species-area curves: implications for optimal reserve design. **Journal of Biogeography**, Oxford, v.9, p. 391-396, 1982.
- KARR, J.R. Population variability and extinction in the avifauna of a tropical land bridge island. **Ecology**, Washington, v. 63, p. 1975–1978, 1982.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**. Com un estudio de los climas de la tierra. Fondo Cultura Economica, México. 1948. 478p.
- LANDE, R. Genetics and demography in biological conservation. **Science**, Washington, v. 241, p. 1455–1460, 1988.
- LIU, N.S. **História natural de duas espécies simpátricas de Enyalius (Squamata, Leiosauridae) na Mata Atlântica do sudeste brasileiro**. 2008. 124p. Dissertação de (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2008.
- LOMOLINO, M.V. Investigating causality of nestedness of insular communities: selective immigrations or extinctions. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 23, p. 699–703, 1996.
- MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 181p.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological Diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, Princeton. 1988. 192p.
- MAISONNEUVE, C.; RIOUX, S. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofauna communities in agricultural landscapes of southern Québec. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 165–175, 2001.

MARQUES, O.A.V., ABE, A.S.; MARTINS, M. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do estado de São Paulo. In: JOLY, C.A.; BICUDO, C.E.M. (Org.). **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil**. In: CASTRO, R. (Ed.) Síntese do conhecimento ao final do século XX. 6. Vertebrados. São Paulo, FAPESP, 1998. 29-38 p.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, Ithaca - NY, v. 12, p. 335-345, 2002.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, cidade, v.71, p.445-463, 1999.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. **Introduction**: the Brazilian atlantic forest. **Biotropica**, Zurich, v.32, n.4b, p.786-792, 2000,

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v.403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NALLY, R.M.; BROWN, G.W. Reptiles and habitat fragmentation in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia: predictions, compositional change and faunal nestedness. **Oecologia**, Berlin, n.128, p. 116–125, 2001,

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. **Biotropica**, Zurich, v.32, p.793-810, 2000.

PIMM, S.L.; JONES, H.L.; DIAMOND, J. On the risk of extinction. **American Naturalist**, Chicago, v. 132, p. 757–785, 1988.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M. DE; PRANDINI, F.L. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas. 1981. 94 p. (Publicação no. 1183),

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROSS, J.L.S.; MOROZ, I.C. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. escala 1:500.000. São Paulo: FFLCH-USP, IPT, FAPESP, 1997. 63-64p.

SABESP. Reabilitação Ambiental do Sistema Produtor Baixo Cotia (coord.: BREGA FILHO., D.; SALATI, E.; SANTOS, R.F.). **Programa de Conservação do Sistema Cotia**. Relatório Técnico e mapas temáticos. São Paulo: SABESP, 1997. v.1/2.

SARRE, S.; WIEGAND, K.; HENLE, K. Survival of a specialist and generalist gecko in the fragmented landscape of the Western Australian wheatbelt. In: SETTELE J.; MARGULES C.R.; POSCHLOD, P.; HENLE, K. (Ed.). **Survival of Species in Fragmented Landscapes**. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 1996. p.39–51.

SEABRA, M. **Vargem grande**: organização e transformação de um setor do cinturão paulistano. São Paulo: USP, Instituto de Geografia. 1971. 175p.

SHAFFER, M.L.; SAMSON, F.B. Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. *American Naturalist*, Chicago, v.125, p.144–152, 1985.

SILVANO, D., COLLI, G., DIXO, M., PIMENTA, B., WIEDERHECKER, H.C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D. A. S. (Ed.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília. MMA/SBF, 2003. p.183-200.

SJOGREN-GULVE, P. Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology*, Washington, v. 75, p. 1357–1367, 1994.

SMITH, G.T.; ARNOLD, G.W.; SARRE, S.; ABENSPERG-TRAUN, M.; STEVEN, D.E. The effect of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. II. Lizards. *Journal of Applied Ecology*, London, v.33, p.1302–1310, 1996.

STATSOFT, INC. **STATISTICA (data analysis software system), version 6**. www.statsoft.com. 2001.

TRACY, C.R.; GEORGE, T.L. On the determinants of extinction. *American Naturalist*, Chicago, v.139, p. 102–122, 1992.

TREWEEK, J.R.; HANKARD, P.; ROY, D.B.; ARNOLD, H.; THOMPSON, S. Scope for strategic ecological assessment of trunk-road development in England with respect to potential impacts on lowland heathland, the Dartford warbler (*Sylvia undata*) and the sand lizard (*Lacerta agilis*). *Journal of Environmental Management*, Amsterdam, v.53, n.2, p. 147-163, 1998.

VALLAN, D. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation*, Barking, v. 96, n. 1, p. 31-43, 2000.

VIANA, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: AYRES, J.M.; FONSECA, G.A.B. da; RYLANDS, A.B.; QUEIROZ, H.L.; PINTO, L.P. de S.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. 1997**Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo**. Belo Horizonte/Gainesville:

Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. 135-154p.

PINHEIRO, L.A.F.V. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. Série Técnica IPEF, v.12, n.32, p 25-42, 1998.

WISSEL, C.; STÖCKER, S. Extinction of populations by random influences. **Theoretical Population Biology**, Amsterdam, v.39, p.315–328, 1991.

WORTHEN, W.B. Community composition and nested-subset analyses: basic descriptors for community ecology. **Oikos**, Leeds, v. 76, p. 417–426, 1996.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1996. 663p.

5 CONCLUSÕES

- ✓ Considerando as seis paisagens amostradas em conjunto, a composição de espécies de anuros de serapilheira assemelhou-se à de outras localidades de Mata Atlântica.
- ✓ *Rhinella ornata* foi a espécie dominante nas seis paisagens amostradas e, sobretudo, essa maior dominância estendeu-se às paisagens fragmentadas quando comparadas com as áreas contínuas.
- ✓ A diversidade β foi maior entre paisagens do que entre sítios de uma mesma paisagem, podendo estar associada à estrutura de vegetação, distância geográfica e fatores históricos e/ou biogeográficos.
- ✓ Na análise de agrupamento, considerando outras localidades de Mata Atlântica, formaram-se três grupos principais, sendo que as seis paisagens-foco deste estudo formaram um grande agrupamento ligado com Pilar do Sul e com o Parque Estadual de Intervales. Porém, não ficou claro se esse agrupamento seria resposta à continuidade ou à fragmentação da mata, distância geográfica e/ou condição climática e temporal durante a época de amostragem.
- ✓ A abundância de espécies florestais com larvas aquáticas relacionou-se com a desconexão do hábitat (*habitat split*), uma vez que a dependência do ambiente aquático para a reprodução torna as espécies desse grupo particularmente sensíveis a desconexão do hábitat.
- ✓ Espécies de áreas abertas e reprodução com larvas aquáticas responderam negativamente à profundidade de serapilheira e à distância euclidiana ao vizinho mais próximo, ou seja, quanto maior a profundidade de serapilheira e a distância entre o fragmento mais próximo, menor a abundância, diferentemente do esperado.
- ✓ Para as espécies de hábitos florestais e desenvolvimento terrestre era esperado que esses animais fossem mais dependentes da estrutura da vegetação do que da paisagem, devido à sua pequena mobilidade, mas não se mostraram sensíveis às variáveis de vegetação.
- ✓ Os modelos plausíveis selecionados para os grupos funcionais não mostraram relação entre riqueza e as variáveis e da paisagem e de vegetação.
- ✓ A paisagem estudada, por sofrer grande pressão antrópica, restando apenas 11% de sua vegetação remanescente, apresenta composição de espécies e valores para as métricas que não permitiram essa diferenciação entre as influências das métricas descritoras da

vegetação e da paisagem. Pode ser que haja algum fator não-identificado e, portanto, não incluído nos modelos, que não permitiu respostas diferentes entre os grupos funcionais para a abundância e a riqueza.

- ✓ A riqueza de lagartos de serapilheira foi maior nas áreas-controle do que nos fragmentos para a região de Ribeirão Grande/Capão Bonito e, apesar da baixa riqueza registrada, o número de espécies foi o esperado para a paisagem como um todo, sendo similar a de outras localidades de Mata Atlântica.
- ✓ Os lagartos não responderam à diminuição de área e à fragmentação, quando consideramos tanto a riqueza como a abundância das espécies.
- ✓ O futuro da biodiversidade das florestas tropicais depende mais do que nunca do manejo efetivo das paisagens humanas modificadas, apresentando um grande desafio para os conservacionistas. As áreas protegidas são um elemento essencial de qualquer estratégia de conservação dessa biodiversidade e o meio de preservar as espécies obrigatoriamente florestais.
- ✓ Esforços intensivos de trabalho em campo e monitoramentos extensivos serão essenciais para identificar a maioria das variáveis do hábitat importantes para os táxons. Apesar de identificarmos algumas relações importantes neste estudo entre as populações e as variáveis da paisagem, no caso dos anuros, o poder explicativo dos modelos construídos deve ter sido reduzido devido à intensa fragmentação a que está sujeita a região estudada, o que potencialmente sub-representa os sítios pobres em anuros. Assim, o aprofundamento nas análises da paisagem podem fornecer um quadro para a investigação experimental futura em fatores específicos que afetam a situação das populações de anuros e lagartos de serapilheira do Planalto Atlântico de São Paulo.

ANEXO

Índices calculados para descrever a estrutura da paisagem em circunferências com 800 m de raio ao redor de cada fragmento florestal amostrado

Índice	Nome	Unidade	Descrição	Observação
ÁGUA	Porcentagem de corpos d'água	%	Proporção da paisagem coberta por corpos d'água	Representa a quantidade de corpos d'água disponíveis na paisagem.
AREA	Área do fragmento	ha	Área do fragmento amostrado	Considera somente o fragmento amostrado.
CLUMPY	Agregação/Dispersão (<i>Clumpiness</i>)	-	É o desvio da proporção de fragmentos de mata adjacentes que ocorrem em relação a adjacências esperadas em uma distribuição randômica.	Este índice se aproxima de 1 quando as manchas estão dispersas ao máximo, e é igual a 0 quando as manchas estão distribuídas randomicamente.
DEA	distância ao corpo d'água mais próximo	m	Distância em linha reta do ponto de amostragem ao corpo d'água mais próximo.	Representa o isolamento em relação a corpos d'água lênticos e lóticos na paisagem.
ENN_MN	Distância euclidiana ao vizinho mais próximo (<i>Euclidean Nearest Neighbor</i>)	m	Média da distância em linha reta borda a borda de cada um dos fragmentos de mata ao seu vizinho mais próximo.	Não considera o tamanho e distância a todos os fragmentos localizados na vizinhança do fragmento.
HS	Desconexão de habitat (<i>Habitat Split</i>)	%	Porcentagem do comprimento total dos rios na paisagem que não estão sobrepostos com a mata.	Quanto maior o índice maior é a vulnerabilidade das espécies florestais que necessitam atravessar porções de matriz para chegar ao sítio reprodutivo.
NP	Número de fragmentos (<i>Number of Patches</i>)	-	Número absoluto de fragmentos de mata presentes na paisagem.	Não considera tamanho, distribuição ou densidade de fragmentos. Paisagens com maior número de fragmentos são indicativas de maior fragmentação.
PARA_MN	média da razão perímetro/área	-	Média do índice de perímetro (m)/área (m ²) de todos os fragmentos de mata na paisagem.	Pode variar com o tamanho do fragmento. Geralmente, quanto maior o índice, maior a regularidade da forma dos fragmentos.

PLAND	<i>Percentage of Landscape</i>	%	Igual à soma das áreas (m ²) de todos os fragmentos de mata, dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100.	Se aproxima de 0 quando o fragmento de mata se torna cada vez mais raro na paisagem. PLAND = 100 quando a paisagem inteira consiste de um único de tipo de classe; isto é, quando a imagem inteira é compreendida por um único fragmento.
SHAPE_MN	Forma média	-	Média do perímetro de cada fragmento dividida pelo perímetro mínimo possível para uma mancha compactada ao máximo, com a área correspondente.	Índice de configuração que não varia com o tamanho do fragmento. Valores iguais a 1 representam formas mais compactas e o índice aumenta ao infinito quanto mais irregular é a forma do fragmento.
TE	Total de borda (<i>Total Edge</i>)	m	Comprimento total de borda de mata obtido pela soma do perímetro de todos os fragmentos de mata presentes na paisagem.	Quanto maior a quantidade de borda, mais recortada e fragmentada está a mata.
