

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

Influência dos efeitos da borda sobre a comunidade de anfíbios anuros de serapilheira da Mata Atlântica da Estação Biológica de Boracéia, SP

Carolina Ortiz Rocha da Costa

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2014**

Carolina Ortiz Rocha da Costa
Bacharel em Ciências Biológicas

**Influência dos efeitos da borda sobre a comunidade de anfíbios anuros de serapilheira
da Mata Atlântica da Estação Biológica de Boracéia, SP**

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

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestra
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2014

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

Costa, Carolina Ortiz Rocha da
Influência dos efeitos da borda sobre a comunidade de anfíbios anuros de serapilheira da
Mata Atlântica da Estação Biológica de Boracéia, SP / Carolina Ortiz Rocha da Costa. - -
Piracicaba, 2014.
70 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.
Bibliografia.

1. Efeito de borda 2. Riqueza de espécies 3. Alterações microclimáticas
4. Fragmentação 5. Conservação de anuros I. Título

CDD 597.8
C837i

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

Aos meus dois grandes amores Saulo Eduardo X. F. de Souza e Maria Flor C. F. de Souza.

E às filhas do ensinamento (in memoriam) Anai, Anami e Amora.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Dr. Jaime Bertoluci pela oportunidade, pelos ensinamentos, pela disponibilidade e principalmente pela compreensão das minhas dificuldades.

À prof. Dra. Katia M. P. M. de Barros Ferraz pela disponibilidade e contribuições fundamentais para o desenvolvimento deste projeto.

Ao prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro por disponibilizar seu tempo, suas idéias e material para a análise da paisagem.

À coordenação do Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, que proporciona estrutura e oportunidades para o desenvolvimento das pesquisas ligadas ao programa.

À FAPESP pelo apoio financeiro (processo: 2011/16329-6) com auxílio de campo e bolsa de Mestrado, o que viabilizou a execução deste projeto.

À direção da Estação Biológica de Boracéia, principalmente a Dona Mercedes por sempre atender as minhas necessidades, e ao Firmino e Geraldo por apresentar a estação e acompanhar algumas vezes nossas atividades no mato.

Ao meu querido pai José Roberto por fazer parte da minha vida se dedicando e me ensinando os verdadeiros valores, sem isso jamais seguiria esse caminho.

A minha querida mãe Nair Aparecida que enquanto viveu se dedicou, amou e foi o meu verdadeiro exemplo de mulher, além de ter me ensinado o verdadeiro valor de todos os seres vivos mostram todo o seu amor pelas plantas e pelos animais, obrigada mãe! sem você jamais teria iniciado o meu caminho.

Ao meu querido marido Saulo E. X. Franco de Souza por toda a sua dedicação, amor, companheirismo e compreensão, que com o seu auxílio sou uma mulher e pesquisadora melhor a cada dia.

À minha querida Maria Flor que me acompanhou, compreendeu e me incentivou nos últimos momentos deste trabalho.

Aos amigos que me auxiliaram de alguma forma nos resultados deste trabalho, no campo como a Bruna Pereira Azevedo, a Livia, o Gustavo Torelli, o João (Quéli), o Juan (Bonsai), a Raphaela, a Shirley Famelli, a minha cunhada Débora Contente que foi presenteada com o trabalho de campo, e ao meu querido Saulo mesmo com o pouco tempo disponível me auxiliou em todo o trabalho. Também agradeço ao Emanuel Junior da Silva Nunes pelo auxílio no ArchGIS. E ao amigo Rodrigo Jesus que me auxiliou na interpretação das análises estatísticas.

A minha querida Ana Isabel Franco por cuidar da nossa Maria Flor em todas as minhas idas a campo, sem ela não teria a tranquilidade para desenvolver o meu trabalho.

As minhas boas amigas que encontrei nessa caminhada Tânia Penna Pimentel e Diléia Santana dos Santos, por todas as infinitas conversas com muita alegria, receitas e reflexões de como ser uma pessoa melhor, e principalmente os incentivos.

“Nunca tenha certeza de nada, porque a sabedoria começa com a dúvida.”

Sigmund SchlomoFreud

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1 A Mata Atlântica e suas prioridades para a conservação	23
2.2 Anfíbios de serapilheira.....	24
2.3 Conservação de anfíbios.....	25
2.4 Fragmentação de habitats naturais.....	27
2.5 Efeito de Borda.....	29
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1 Área de Estudo	33
3.2 Delineamento Amostral.....	34
3.3 Amostragem	37
3.4 Variáveis ambientais.....	38
3.5 Análises de dados	38
4 RESULTADOS	41
4.1 Caracterização da comunidade de anuros.....	41
4.2 Caracterização dos fatores físicos	42
4.3 Extensão do efeito de borda	46
4.3.1 Caracterização do efeito de borda	48
5 DISCUSSÃO.....	51
5.1 Natureza do efeito de borda.....	51
5.2 Extensão do efeito de borda	53
6 CONCLUSÕES.....	55
REFERÊNCIAS	57

RESUMO

Influência dos efeitos da borda sobre a comunidade de anfíbios anuros de serapilheira da Mata Atlântica da Estação Biológica de Boracéia, SP

O objetivo deste estudo foi determinar a natureza e a extensão dos efeitos de borda sobre a estrutura da comunidade de anuros de serapilheira da Estação Biológica de Boracéia (EBB). A EBB é uma unidade de conservação com 16.450 ha pertencente à Universidade de São Paulo (USP) e situa-se na Serra do Mar, domínio da Mata Atlântica, a uma altitude de 900m, em uma das regiões mais úmidas do Brasil. A comunidade de anuros de serapilheira foi amostrada entre maio de 2012 a outubro de 2013 nos limites da floresta nativa com cultivo de eucaliptos. Foram amostradas 63 parcelas de 5×5 m dispostas em sete transectos com nove faixas de distância da borda (-50, -25, 0, 25, 50, 75, 100, 125 e 150 m); além de sete parcelas na área-controle, totalizando 1.750 m² amostrados. Para caracterizar o ambiente em cada faixa de distância, foram medidas as seguintes variáveis: temperatura e umidade relativa da serapilheira, profundidade da serapilheira, cobertura do dossel, diâmetro à altura do peito (DAP) e altura das árvores. Foram capturados 312 indivíduos de 23 espécies de anuros, sendo 19 endêmicas da Mata Atlântica. A comunidade apresentou alta diversidade de espécies ($H' = 2,17$). A riqueza e a diversidade de anuros aumentaram com a distância da borda florestal. A alta diversidade β registrada (0,819) para a comunidade de anuros de serapilheira indicou uma alta taxa de substituição de espécies nas diferentes distâncias da borda. Houve maior variação da temperatura e umidade próxima à borda florestal e na área externa à floresta nativa. A riqueza e abundância de anuros foram negativamente correlacionadas com a temperatura e positivamente com a umidade da serapilheira, a densidade do dossel e o diâmetro das árvores. O cultivo de eucalipto pode ter minimizado os efeitos da borda sobre a comunidade de anuros. Os fatores de maior influência sobre a estrutura da comunidade de anuros de serapilheira foram as variações microclimáticas (até a faixa 75 m da borda) e estruturais (densidade do dossel e DAP). Diferentes respostas das espécies aos efeitos de borda indicaram duas faixas de transição para a comunidade de anuros de serapilheira ao longo do gradiente de distância. O primeiro ocorreu entre a borda e os primeiros 25 m no interior da floresta devido à drástica redução da riqueza e da abundância de espécies. O segundo ocorreu entre 50 e 75 m para o interior da floresta, alterando a composição de espécies. Em uma avaliação geral, a extensão dos efeitos de borda na EBB limitou-se a 50 m no interior da floresta. As espécies apresentaram respostas distintas aos efeitos da borda, porém, todas estas estão de acordo com o modelo transaccional negativo, pois houve perda da qualidade do habitat a partir da borda, o que afetou a riqueza e a abundância.

Palavras-chave: Efeito de borda; Riqueza de espécies; Alterações microclimáticas; Fragmentação; Conservação de anuros

ABSTRACT

Influence of edge effects on the leaf-litter anuran community of the Atlantic rain Forest of the Estação Biológica de Boracéia, SP

This study aimed at determine nature and extension of edge effects on the structure of a leaf-litter anuran community at the Ecological Station of Boracéia (EEB). EEB is a reserve with 16,450 ha belonging to University of São Paulo (USP) and lies at Serra do Mar, domain of Atlantic Forest, 900 m altitude, in one of the wettest regions of Brazil. The leaf-litter anuran community was sampled between May 2012 and October 2013, on the edge of a native forest with eucalypts cultivation. Sixty-three 5×5 m plots displayed in seven transects along nine distance strips of the edge (-50, -25, 0, 25, 50, 75, 100, 125 e 150 m) were sampled. To characterize the environment in each distance strip, the following measurements were taken: leaf-litter temperature and relative humidity, leaf-litter deepness, canopy cover, diameter at breast height (DBH) and height of trees. Three hundred and twelve individuals of 23 species were captured, being 19 endemic from Atlantic forests. The community presented high species diversity ($H' = 2,17$). Anuran richness and diversity increased with the distance from the forest edge. High β diversity found for the leaf-litter anuran community (0.819) indicated a high species turn over along different distances from the edge. There were higher temperature and humidity variation near the edge and outside native forest. Anuran richness and abundance were negatively correlated to temperature and positively with leaf-litter humidity, canopy cover and DBH. Eucalypts cultivation could have minimized the edge effects on the anuran community. Factors most influencing the structure of the leaf-litter anuran community were microclimatic (until 75 m from the edge) and structural (canopy cover and DBH) variations. Different species responses to the edge effects indicated two transition strips for the leaf-litter anuran community along the distance gradient. The first occurred between the edge and the first 25 m inside the forest due to drastic reduction of species richness and abundance. The second occurred between 50 and 75 m inside the forest, changing species composition. In a general, the extension of the edge effects at EEB was limited at 50 m inside the forest. Species presented distinct responses to the edge effects, however, all of them agree with the negative transational model, because there were loss of habitat quality from the edge, which affected richness and abundance.

Keywords: Species richness; Microclimatic change, Community ecology; Anuran conservation

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da EBB (ponto amarelo) e imagem de satélite mostrando os limites da área de estudo (linha alaranjada)	33
Figura 2 - Desenho amostral apresentando a disposição das parcelas, equidistantes de 25m, e os limites dos transectos a partir da linha da borda	35
Figura 3 - Principais usos do solo na paisagem da área de estudo. A seta vermelha indica a borda da floresta, no limite do cultivo de eucalipto.....	35
Figura 4 - Delineamento da área-controle, destacando as parcelas selecionadas (preto).....	36
Figura 5 - Análise espacial da rede hidrográfica pelo método de distância euclidiana mostrando a homogeneidade de sua distribuição	36
Figura 6 -Modelo de elevação gerado pelo método “Triangular Irregular Network - TIN”	37
Figura 7 - Parcela cercada (a), amostragem da parcela (b), indivíduos retidos pela tela lateral (c) e medição do CRC (d) e pesagem (e) dos anuros.	38
Figura 8 - Análise da eficiência de amostragem da riqueza de espécies. a) curva de acúmulo de espécies com o desvio-padrão; b) estimadores Jackknife I e Bootstrap com o desvio-padrão	41
Figura 9 - Estrutura do estrato arbóreo de cada faixa de distância, com a distribuição dos indivíduos em sete classes diamétricas.....	44
Figura 10 - Relação entre (a) a temperatura e a distância da borda e (b) entre a umidade da serapilheira e a distância da borda	45
Figura 11 - Relação entre a riqueza de espécies de anuros e a faixa de distância da borda	46
Figura 12 - Variação da riqueza de espécies e da abundância ao longo do gradiente de distâncias da borda.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição de espécies de anuros da área de estudo.....	42
Tabela 2 - Variáveis ambientais e estruturais da borda florestal ($Z \pm DP$) da área de estudo em cada faixa de distância.....	45
Tabela 3 - Composição de espécies de anuros de serapilheira organizada pela distância de ocorrência e número de indivíduos por $175m^2$ em cada faixa de distância da borda (m) amostrada na EBB. As células destacadas apresentam as espécies dominantes em cada faixa de distância da borda.	47
Tabela 4 - Índices de diversidade de cada faixa de distância da borda (m).	48
Tabela 5 - Resultados da análise de Correspondência Canônica, feita a partir de duas matrizes (comunidade de anuros e variáveis ambientais).	49
Tabela 6 - Diferenças e semelhanças no padrão das variáveis ao longo das distâncias apresentando as médias (Z), os desvios padrão (DP) e o resultado do Tukey a partir da Análise de Variância (letras).	50

1 INTRODUÇÃO

As comunidades biológicas são estruturadas por interações bióticas e abióticas, ou como um conjunto de espécies que respondem independentemente a determinadas características ambientais. As comunidades nem sempre apresentam uma estrutura rígida, e para os anfíbios, a distribuição espacial e o sucesso reprodutivo são fortemente dependentes das características físicas dos ambientes usados para a reprodução (LEIBOLD et al., 2004). A conectividade dos habitats terrestres com os corpos d'água e seu estado de preservação são apontados como determinantes da composição de espécies de uma determinada área, fazendo com que ambientes com fatores abióticos similares possam abrigar composições de espécies diferentes (BECKER et al., 2007). Todos esses fatores podem influenciar a estrutura das comunidades, afetando a diversidade, a abundância local de algumas espécies e as interações interespecíficas (GASCON, 1993; UNDERWOOD; CHAPMAN; CONNELL, 2006).

A estrutura da comunidade pode ser estudada sob duas perspectivas: a qualitativa (composição de espécies de uma comunidade) e a quantitativa (relação espécies-área). A teoria de biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967) prevê que quanto maior a ilha ou menor sua distância à fonte de colonização, maior o número de espécies em relação a ilhas menores e mais isoladas. Essa teoria vem sendo amplamente aplicada com sucesso em estudos de ecologia da paisagem, principalmente em áreas fragmentadas (ETEROVICK et al., 2005; PARDINI et al., 2010).

A fragmentação das florestas tropicais é a maior ameaça à biodiversidade global (FAHRIG, 2003; FOLEY et al., 2005). Compreender como a fragmentação afeta os atributos biológicos e funcionais da comunidade e o funcionamento do ecossistema é essencial para avaliar os efeitos de longo prazo e o valor de conservação das florestas fragmentadas (MAGNAGO et al., 2014). Muitos estudos têm destacado as mudanças nos padrões de riqueza de espécies, diversidade e composição de comunidades considerando florestas contínuas e fragmentadas, fragmentos de tamanhos diferentes e a distância da borda (p. ex., LAURANCE, 1997; GASCON et al., 1999; PARDINI et al., 2010; TABARELLI et al., 2010).

O efeito de borda envolve mudanças nas condições bióticas e abióticas pela interação entre dois tipos de ambientes (MURCIA, 1995). Assim, esse efeito conduz alterações na vegetação das florestas fragmentadas, o que influencia a composição faunística dos fragmentos (LAURANCE, 1997; RANKIN-DE MÉRONA; HUTCHINGS, 2001). O ambiente de borda é ecologicamente distinto do interior do fragmento, e compreender como

os padrões ecológicos alteram-se próximo à borda é importante para entender a dinâmica dessas alterações e seus impactos no nível da paisagem (RIES et al., 2004).

Condições abióticas da borda da floresta, como o aumento do vento e da radiação solar, aumento na flutuação da temperatura e diminuição da umidade, podem afetar os organismos adaptados ao ambiente florestal (MURCIA, 1995). Assim, a borda pode influenciar a comunidade de anuros devido às suas necessidades fisiológicas específicas (NAVAS; OTANI, 2007; JONSGMA et al., 2014). Mudanças na estrutura da vegetação e no microclima são fatores predominantes que afetam a abundância de anfíbios na borda (MARSH; PEARMAN, 1997; SCHAEPFER; GAVIN, 2001). Embora o efeito de borda tenha sido um dos temas mais extensivamente estudados na área de ecologia, como consequência da fragmentação (HARPER et al., 2005; RIES et al., 2004), não existem dados robustos sobre a importância do efeito de borda para os anfíbios (GARDNER et al., 2007).

A Mata Atlântica, um bioma de alta diversidade e endemismo, é considerada o *hotspot* mais ameaçado do Brasil (MYERS et al., 2000). Atualmente, restam apenas 11% de sua cobertura vegetal original na forma de fragmentos florestais isolados, altamente degradados, pouco conhecidos e desprotegidos, imersos em paisagens intensamente cultivadas (MORELLATO; HADDAD, 2000; RIBEIRO et al., 2009). Provavelmente, muitas espécies presentes nesse bioma são eliminadas pelos processos de perda de habitat e fragmentação antes mesmo de serem descobertas (BRITO, 2008).

Os anuros são extremamente sensíveis a transições abruptas de micro-habitat e microclima. Essa sensibilidade, somada à perda de habitat, às mudanças climáticas globais e ao aparecimento de novas doenças infecciosas, está diretamente relacionada ao declínio alarmante nas populações de anfíbios em todo o mundo nas últimas décadas. Contudo, a principal causa de declínio continua sendo a perda de habitat relacionada à expansão agrícola e urbana e ao aumento da fragmentação florestal (YOUNG 2004; VERDADE et al., 2010).

Os anfíbios de serapilheira são importantes componentes dos ecossistemas, pois exercem controle substancial da densidade de suas presas, desempenhando importante papel na regulação da dinâmica de nutrientes da floresta (WYMAN, 1998; BEARD; VOGT; KULMATISKI et al., 2002). Anuros de serapilheira da Mata Atlântica alimentam-se de uma variedade de presas. Os seus padrões fenológicos podem estar associados à disponibilidade de recursos alimentares (WATLING; DONNELLY, 2002), e os modos reprodutivos de grande parte das espécies que habitam a serapilheira são independentes de água acumulada e dependentes da umidade da serapilheira, o que os torna sensíveis a alterações causadas pela perda e fragmentação de áreas florestadas (PEARMAN, 1997).

A anurofauna do estado de São Paulo tem sido cada vez mais estudada sob os pontos de vista faunístico e ecológico em todos os biomas, como a Mata Atlântica (BERTOLUCI 1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a, 2002b; DIXO; VERDADE, 2006; BERTOLUCI et al., 2007; VASCONCELOS et al., 2010), a Floresta de Restinga (BERTOLUCI et al., 2007; NARVAES; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2009), a Floresta Estacional Semidecídua (ZINA et al., 2007; BERTOLUCI et al., 2007; SANTOS et al., 2009; BRASSALOTI; ROSSA-FERES; BERTOLUCI, 2010) e o Cerrado (BRASILEIRO et al., 2005; RIBEIRO JR.; BERTOLUCI, 2009). Contudo, trabalhos que poderiam identificar espécies vulneráveis ao efeito de borda são escassos no Brasil, com apenas dois estudos na floresta Amazônica (GASCON et al., 1999; SOUZA; SOUZA; MORATO, 2008). Em um estudo sobre a diversidade de anuros de serapilheira em paisagens fragmentadas do sudeste do Brasil, a maior riqueza observada nos fragmentos em relação à área-controle (floresta contínua) foi justificada pela presença de espécies de áreas abertas na borda (BRUSCAGIN et al., 2014)

Compreender como comunidades de anfíbios de serapilheira respondem ao efeito de borda torna-se importante diante das altas taxas de fragmentação e destruição de habitats, consideradas como as principais causas dos declínios recentes de anfíbios. O principal objetivo deste trabalho foi determinar a natureza e a extensão do efeito de borda sobre a estrutura (composição, riqueza, abundância relativa e diversidade) da comunidade de anfíbios anuros de serapilheira da Estação Biológica de Boracéia, uma reserva bem-preserveda de Mata Atlântica do estado de São Paulo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A Mata Atlântica e suas prioridades para a conservação

A Mata Atlântica mantém uma das maiores riquezas de espécies e taxas de endemismo do planeta, abrigando cerca de 540 espécies de anuros, representando 57% da anurofauna brasileira, das quais 472 são endêmicas (SEGALLA et al., 2012). A alta diversidade da Mata Atlântica deve-se principalmente ao relevo altamente acidentado e a barreiras geográficas, que provocam isolamento populacional e, conseqüentemente, eventos de especiação e endemismo. Sua fisionomia estratificada permite uma partilha espacial e temporal na utilização de habitats e micro-habitats pelos anuros, e os altos índices de pluviosidade e umidade estão associados a uma grande diversidade de fitotelmatas, que são usadas como ambientes reprodutivos para muitos anuros. Essas características favorecem a evolução de modos reprodutivos especializados, bem como a ocupação de diferentes habitats (HADDAD; PRADO, 2005; WELLS, 2007).

No entanto, a Mata Atlântica é submetida a uma enorme perda de habitat, o que resulta em um cenário atual de extrema degradação, situação que a coloca entre os *hotspots* mais ameaçados do planeta (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009). Por todo o seu domínio constituíram-se os maiores centros urbanos do país, além de grandes áreas de produção agrícola e pecuária (MORELLATO; HADDAD, 2000). Dessa forma, restaram apenas 11% de sua cobertura original, e 80% dos remanescentes são fragmentos menores que 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009).

Mesmo assim, a Mata Atlântica mostra-se bastante resiliente, abrigando ainda grande parte da biodiversidade brasileira, e sendo constante a descoberta de novas espécies (p. ex., BERNECK; COSTA; GARCIA, 2008; GARCIA; BERNECK; COSTA, 2009; ALVES; SAWAYA; DOS REIS; HADDAD, 2009; TARGINO; COSTA; CARVALHO E SILVA, 2009; NAPOLI; CRUZ; ABREU; DEL-GRANDE, 2011; SIMÕES; LIMA; FARIAS, 2010). Contudo, boa parte desse ecossistema foi e continua sendo destruído em ritmo acelerado, antes mesmo que se tenha o pleno entendimento dessa enorme diversidade e de suas complexas interações. O estado de degradação da Mata Atlântica torna prioritário o desenvolvimento de tecnologias de restauração das áreas degradadas, bem como estratégias de preservação dos fragmentos ainda existentes (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). Avaliações de efetividade de conservação de anfíbios em áreas protegidas da Mata Atlântica

indicaram que estas serão insuficientes para a conservação dos anfíbios no futuro (LEME; MELO; LOYOLA, 2014).

No entanto, existe uma falha de relacionamento entre pesquisa científica e ações políticas na conservação da biodiversidade do Brasil, o que torna necessário estreitar a relação entre pesquisadores e políticos para que seja possível a identificação, a avaliação e a comunicação das questões ambientais para a conservação efetiva dos biomas brasileiros, propondo soluções que conciliem produção agrícola e conservação ambiental (FERREIRA et al., 2012).

2.2 Anfíbios de serapilheira

Os anfíbios são importantes componentes dos ecossistemas, atuando como presas e consumidores secundários e terciários (STEWART; WOOLBRIGHT, 1996; BRITO, 2008). Os anfíbios de serapilheira exercem controle substancial na densidade de suas presas, desempenhando importante papel na regulação da dinâmica de nutrientes da floresta (WYMAN, 1998; BEARD; VOGT; KULMATISKI, 2002). Outros atributos reforçam ainda mais esse papel, incluindo sua grande abundância local (BURTON; LIKENS, 1975; PETRANKA, 1998), e seu efeito direto sobre o fluxo de nutrientes na forma do consumo de fitoplâncton durante a fase larvária (SEALE, 1980) e o transporte desses nutrientes entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo esta uma função ímpar entre os vertebrados (SEMLITSCH, 2003).

Anuros de serapilheira da Mata Atlântica alimentam-se de uma grande variedade de invertebrados, principalmente artrópodes (p. ex., VAN SLUYS; ROCHA; SOUZA, 2001; BOQUIMPANI-FEITAS; ROCHA, VAN-SLUYS, 2002; ALMEIDA-SANTOS et al., 2011; KLAION et al., 2011; SUGAI; TERRA; FERREIRA, 2012). A composição da dieta de diferentes espécies de serapilheira pode incluir presas similares, mas com grau de importância diferente. Isto pode ser considerado um mecanismo que permite a coexistência de espécies com dieta similar, ou simplesmente refletir a disponibilidade de presas no ambiente (COCO et al., 2014). A disponibilidade de recursos alimentares influencia os padrões fenológicos de anuros de serapilheira, estando a emergência de jovens geralmente associada à maior disponibilidade de artrópodes (POULIN; LEFEBVRE; MCNEIL, 1992; WATLING; DONNELLY, 2002). Alterações nas condições bióticas e abióticas locais causam mudanças na coocorrência das espécies, que podem ter consequências desconhecidas, como mudanças na estação reprodutiva e na fecundidade das fêmeas de algumas espécies, conduzindo

alterações significativas na estrutura da população e da comunidade (CRUMP, 1982; KAPLAN, 1989; BLAUSTEIN et al., 2001). A variação da fecundidade dos anfíbios está associada à diversidade de modos reprodutivos (DUELLMAN; TRUEB, 1986). As espécies restritas a ambientes florestais possuem modos reprodutivos especializados, e as espécies de serapilheira apresentam desenvolvimento larval rápido ou direto (HADDAD; PRADO, 2005; CASSIANO-LIMA et al., 2011). Haddad e Prado (2005) observaram que as populações com modos reprodutivos dependentes da umidade da floresta tendem a ser diretamente influenciadas pelo desmatamento e degradação dos ambientes florestais.

Diversos fatores podem estar envolvidos no processo de declínio populacional de anfíbios, como perda de habitat, mudanças climáticas, aumento da radiação UV-B, introdução de espécies exóticas, utilização de pesticidas e doenças infecciosas (YOUNG et al., 2001; BRITO, 2008). Geralmente, a perda de habitat é apontada como o principal fator de declínio populacional (STUART et al., 2004; VERDADE et al., 2011; BLAUSTEIN; BANCROFT, 2007; MCCALLUM, 2007; VIÉ; HILTON-TAYLOR; STUART, 2008; JONSGMA et al., 2014), eliminando espécies de anuros incapazes de sobreviver em áreas abertas e provocando importantes mudanças na abundância das espécies (ZIMMERMAN; RODRIGUES, 1990; BLAUSTEIN; WAKE; SOUSA, 1994). Esses efeitos são mais evidentes em comunidades de anfíbios que apresentam adaptações morfológicas e fisiológicas a áreas florestadas (NAVAS; OTANI, 2007; JONSGMA et al., 2014). A fragmentação de habitats afeta especialmente os anfíbios devido à sua intensa filopatria e limitada habilidade de dispersão (BLAUSTEIN; WAKE; SOUSA, 1994; MARSH; PEARMAN, 1997; SMITH; GREEN, 2005).

2.3 Conservação de anfíbios

A biologia da conservação é uma ciência multidisciplinar desenvolvida em resposta à crise atual da biodiversidade (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). O seu principal objetivo é compreender a estrutura e a função dos sistemas ecológicos face ao crescimento populacional humano e desenvolver abordagens práticas para a manutenção da sua biodiversidade, prevenindo a extinção de espécies e, se possível, reintegrando as espécies ameaçadas ao seu ecossistema funcional (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; SEMLITSCH, 2003). Dessa forma, para a conservação da diversidade de anfíbios torna-se necessário compreender as ameaças do passado, do presente e do futuro e como essas ameaças influenciam os processos ecológicos (SEMLITSCH, 2003).

De acordo com os critérios da IUCN, os anfíbios são os animais mais ameaçados do planeta, com 32,5% das espécies incluídas em algum grau de ameaça de extinção (STUART et al., 2004; VIÉ; HILTON-TAYLOR; STUART, 2008). No entanto, esse número pode estar subestimado devido à deficiência em dados para 22,5% das espécies de anfíbios conhecidas no mundo. Atualmente, o Brasil possui cerca de 90 espécies de anfíbios classificados como Deficiente em Dados (DD) (SILVANO; SEGALLA, 2005; MACHADO; MARTINS; DRUMMOND, 2005), as quais necessitam de mais estudos para que se possa chegar a uma conclusão segura sobre seu status de conservação, pois espécies DD não estão protegidas pela lei (MACHADO; MARTINS; DRUMMOND, 2005).

A conservação de anfíbios também se justifica pelo direto ético que todas as espécies possuem de existir e pela importância dos anfíbios como indicadores da saúde ambiental global, por serem sensíveis às alterações de habitat (SEMLITSCH, 2003).

A maior vulnerabilidade dos anfíbios está relacionada à utilização de habitats terrestres e aquáticos, ao seu ciclo de vida complexo e à alta permeabilidade cutânea, que os torna mais suscetíveis à poluição, às mudanças nos padrões de temperatura e precipitação e aos níveis aumentados de radiação ultravioleta (ALFORD; RICHARD, 1999; BLAUSTEIN; BANCROFT, 2007). Essa característica pode ser responsável pelas maiores taxas de declínios populacionais observadas em anfíbios em relação a outros grupos de vertebrados (BLAUSTEIN; BANCROFT, 2007). Essa complexidade de causas pode resultar em declínios populacionais rápidos, até mesmo em áreas protegidas (STUART et al., 2008).

Diante disto, para implantar medidas de conservação é necessário que sejam desenvolvidos estudos que busquem compreender os processos e fatores reguladores das populações (YOUNG et al., 2001; SILVANO; SEGALLA, 2005; BRADFIELD, 2004). No caso de anfíbios de ambientes florestados que dependem de habitats especializados para a reprodução, a compreensão de suas exigências e a identificação dos habitats de alta qualidade são necessárias para proteger áreas que contenham habitats críticos e aumentem as chances de manter populações viáveis (ZIMMERMAN; BIERREGAARD, 1996; KNUTSON et al., 1999; SEMLITSCH, 2003).

Para um país com alta biodiversidade como o Brasil, a estratégia de conservação mais adequada e economicamente viável para a proteção de anfíbios ameaçados é a conservação *in situ*, pelo estabelecimento de áreas protegidas (CAMPOS; BRITO; SOLÉ, 2013). Assim, para evitar novos processos de extinção local, devem ser criadas novas reservas com alta representatividade da biodiversidade. No entanto, o estabelecimento de áreas protegidas enfrenta alguns desafios para a consolidação e a efetividade da conservação das espécies. Em

primeiro lugar, as áreas protegidas são fixas na paisagem e as mudanças ambientais ao redor podem-se espalhar para seu interior, o que pode favorecer espécies generalistas e invasoras (WIENS et al., 2011; LOYOLA et al., 2012). A efetividade das áreas protegidas depende de sua habilidade de manter espécies nativas em seus habitats, assegurando a conservação por longo tempo (ARAUJO et al., 2011; HANNAH et al., 2007).

Outro desafio está na definição da extensão e do formato de uma nova área a ser protegida, comumente baseada em intenções políticas oportunistas e não em estudos técnico-científicos (TSIANOU et al., 2013). As necessidades atuais de uso da terra ocupam extensas áreas, diminuindo a capacidade dos ecossistemas de sustentar a produção de alimentos, a disponibilidade de água e os recursos florestais, bem como de realizar a regulação climática (DEFRIES; FOLEY; ASNER, 2004).

Diante disso, devem ser promovidas outras estratégias de conservação que complementem as funções das áreas protegidas e que possam compatibilizar as necessidades humanas e a conservação da biodiversidade. Em ecossistemas intensamente fragmentados pela atividade antropogênica, outras ações são necessárias, como o reflorestamento e o aumento da conectividade em áreas altamente fragmentadas (ETEROVICK et al., 2005). Tal conectividade poderia ser promovida por meio de práticas produtivas sustentáveis, como os sistemas agroflorestais, que podem fornecer alimentos e renda para as pessoas, bem como recursos e habitats para as espécies ameaçadas de extinção, mantendo a biodiversidade local e os serviços ecossistêmicos, como a polinização e o controle de pragas (FOLEY et al., 2005).

2.4 Fragmentação de habitats naturais

O domínio urbano está em constante mudança, tornando os continentes altamente interconectados com contrastante uso e cobertura da terra, ao mesmo tempo em que enfrentam novas ameaças ambientais e vivenciam novas pressões demográficas e sociais (PIKETT et al., 2014). Com isso, a conservação da biodiversidade compete com outros usos da terra e necessidades de desenvolvimento social, produção agrícola e extração de recursos naturais, o que ocasiona conflitos inevitáveis de interesses entre a conservação e as demandas sociais, levando a uma situação de degradação dos ecossistemas naturais (FOLEY et al., 2005; MININ et al., 2013).

A fragmentação das florestas tropicais está gerando um crescente interesse científico por ser a maior ameaça à diversidade biológica dos ecossistemas terrestres (HARRIS, 1984; GRANDWOHL; GREENBERG, 1991; VIANA; TABANEZ, 1996; BIERRAGARD et

al.,2001). A perda de habitat é inevitável no processo de fragmentação, alterando seriamente a estrutura da floresta e levando a extinção local de muitas espécies (GASCON et al., 1999; TOCHER; GASCON; MEYER, 2001; PINTO; BRITO, 2005). Os fragmentos são amplamente influenciados pelo contexto em que estão inseridos (LAURANCE, 1997; FERREIRA; LAURANCE, 1997; TOCHER; GASCON; MEYER, 2001), sendo que graves alterações nas taxas de mortalidade e danos encontrados no fragmento florestal podem ser atribuídos ao efeito de borda (LAURANCE, 1997).

A ação de espécies dispersoras influencia diretamente a riqueza e a composição de anuros, aumentando o número de espécies no fragmento após o isolamento (TOCHER; GASCON; MEYER, 2001). A alta riqueza de anuros encontrada em ambientes com níveis intermediários de perturbação foi justificada por uma maior heterogeneidade estrutural da floresta (SOUZA; SOUZA; MORATO, 2008). A heterogeneidade da vegetação se reflete em diferenças entre habitats, principalmente em relação à produtividade primária, disponibilidade de recursos e micro-habitats, interações interespecíficas e diferenças microclimáticas (CONNELL; SLATYER, 1977; SOUZA, 1984; PICKETT; WHITE, 1985).

Riqueza e abundância são indicadores dos limites da resiliência da floresta em paisagens fragmentadas. A redução da abundância e da riqueza local (diversidade alfa) e da riqueza no nível da paisagem (diversidade gama) de espécies florestais, aliadas à proliferação de espécies generalistas, fornece suporte para modelos preditivos de alterações ambientais (PARDINI et al., 2010).

Os anuros têm maior plasticidade de respostas às alterações, sendo mais resilientes do que outros organismos estudados (TOCHER; GASCON; MEYER, 2001). No entanto, diferentes respostas dos anfíbios às mudanças da paisagem dificultam generalizações quanto aos efeitos da fragmentação (PERMAN, 1997; MARSH; PERMAN, 1997; GASCON, 1993; SCHLAEPFER; GAVIN, 2001), pois exploram combinações únicas de condições ecológicas e desempenham papéis ecológicos distintos (SCHLAEPFER; GAVIN, 2001).

A conectividade da paisagem determina os limites de dispersão e a probabilidade de colonização, influenciando diretamente a dinâmica de metapopulações e alterando os processos de migração, fluxo gênico, extinção e colonização (PARDINI et al.,2010; SEMLISCH, 2003). De forma indireta, o isolamento das populações favorece a endogamia, reduzindo a diversidade genética. Assim, as populações de anuros fragmentadas são pouco estáveis e mais sujeitas a flutuações significativas ao longo do tempo (VERDADE; DIXO; CURCIO, 2010). A fragmentação também pode isolar os anfíbios dos ambientes utilizados

em seus diferentes estágios de vida (LAW; DICKMAN, 1998; VERDADE; DIXO; CURCIO, 2010), o que os torna mais dependentes da conectividade ecológica (SEMLITSCH, 2003).

2.5 Efeito de Borda

A primeira referência ecológica relacionada aos limites de ecossistemas (bordas) foi atribuída por Clements (1907), que introduziu o termo "ecótono". A influência da "zona de transição" sobre a fauna tem sido observada por décadas (LEOPOLD, 1933), utilizando o conceito de "efeito de borda" para descrever o aumento do número de espécies em paisagens fragmentadas. Assim, considerações iniciais relacionavam o aumento da diversidade próximo à borda, como influência positiva para a fauna, recomendando-se a criação de áreas de borda como estratégia de conservação e manejo no nível da paisagem (RIES et al., 2004).

Atualmente, a paisagem é vista como fragmentos de habitat e não-habitat, e assim o "efeito de borda" vem sendo conceituado como uma alteração ecológica devido à ausência de fluxo de espécies entre os habitats, não diretamente relacionada ao contexto da paisagem. A paisagem existe como um mosaico de habitats de diferentes tipos, e, para compreender a ecologia dos habitats de borda é necessário entender a influência complexa de todos os habitats adjacentes (LAW; DICKMAN, 1998). Como os fragmentos estão cada vez menores e mais disformes, aumentando a dominância de área de borda, torna-se necessária a compreensão da ecologia do habitat de borda, tanto para entender a paisagem, como para tomar medidas de conservação e manejo (RIES et al., 2004)

O efeito de borda provoca alterações na vegetação das florestas fragmentadas, tornando as bordas mais similares a áreas abertas e de crescimento secundário, o que influencia a composição da fauna dos fragmentos (CAMARGO; KAPOS, 1995; MURCIA, 1995; LAURANCE, 1997; RANKIN-DEMÉRONA; HUTCHINGS, 2001). Os principais fatores de influência incluem a turbulência causada pelo vento e o aumento da incidência de luz lateral ao longo da borda (CAMARGO; KAPOS, 1995; MURCIA, 1995; BIERRAGARD et al., 2001), levando a mudanças microclimáticas e estruturais (FERREIRA; LAURANCE, 1997). O modo como o efeito de borda penetra na floresta varia tanto espacial como temporalmente (MURCIA, 1995; TURNER; CORLETT, 1996), compondo um gradiente microclimático, aumentando a umidade do solo e diminuindo os níveis de luminosidade e temperatura do ar em direção ao interior da floresta (PALIK; MURPHY, 1990). Alterações dos padrões ecológicos próximo a borda são importantes para a compreensão da dinâmica dos fragmentos e seus impactos (METZGER, 1998).

Diversos estudos investigaram diferentes mecanismos para explicar alterações da abundância de espécies proximidades da borda (WIENS; CRAWFORD; GOSZ, 1985; MACOLLIN, 1998; FAGAN; CANTRELL; COSNER, 1999; CADENASSO et al., 2003; MURCIA, 1995; RIES; SISK, 2004). Existem quatro mecanismos fundamentais: *a*) fluxo ecológico; *b*) partilha espacial de recursos; *c*) distribuição limitada por recursos; e *d*) interações específicas. Os mecanismos *a* e *b* influenciam mais intensamente a qualidade dos habitats de borda em relação ao interior da floresta, pois a borda está mais exposta a fluxos adjacentes dos outros fragmentos. Os mecanismos *c* e *d* representam a dinâmica ecológica geral, pois a borda influencia o quadro global de distribuição das espécies (RIES et al., 2004). Estes mecanismos podem interagir de forma complexa e influenciar a distribuição individual de uma espécie, provocando uma série de alterações na estrutura da comunidade de borda. Esse sinergismo pode causar efeitos danosos em diferentes grupos taxonômicos (WIENS; CRAWFORD; GOSZ, 1985; LAURENCE; USECHE, 2009).

Contudo, as respostas singulares de cada espécie e cada comunidade para diferentes fenômenos ecológicos resultam em uma alta variabilidade de respostas das espécies, o que dificulta a compreensão dos padrões (MURCIA, 1995) e a comparação das respostas nos diferentes tipos de paisagem (RIES; SISK, 2004). Para auxiliar essa compreensão, Ries *et al.* (2004) propuseram cinco modelos de respostas aos efeitos de borda com base na abundância de espécies e na distribuição de recursos para direcionar as respostas das espécies: *a*) quando o habitat da borda é de baixa qualidade ou é não-habitat, prevê-se uma redução na abundância da espécie (resposta transacional negativa); *b*) quando o recurso está disponível em um habitat de baixa qualidade, prevê-se um aumento na abundância da espécie (resposta transacional positiva); *c*) quando ambos os habitats contêm os recursos necessários, espera-se uma resposta neutra na abundância; ou *d*) quando os recursos necessários são complementados pela presença dos dois tipos de habitats, prevê-se uma resposta positiva da abundância concentrada entre os dois ambientes; *e*) quando os recursos estão concentrados ao longo da borda, a resposta da abundância é positiva na borda.

Alterações na estrutura do habitat causadas pela borda da floresta têm importantes efeitos sobre as populações de anfíbios de um determinado local. Demaynadier e Hunter (1998) mostraram que a abundância das de anfíbios de serapilheira estão positivamente correlacionadas com a qualidade de seus habitats, como a profundidade de serapilheira, umidade e densidade de cobertura do dossel e de árvores no sub-bosque. Embora os anfíbios possam responder às alterações na estrutura da vegetação e no microclima, até o momento não foi evidenciado o efeito de borda para anfíbios de serapilheira de Mata Atlântica,

provavelmente devido ao fato de as características fisiológicas não serem afetadas pelas alterações da borda dos fragmentos (DIXO; MARTINS, 2009). No entanto, estudos em outros biomas indicam um efeito de borda nos primeiros 50 m para o interior da floresta, com maior abundância no interior do fragmento (DEMAYNADIER; HUNTER, 1998; SCHLAEPFER; GAVIN, 2001; CORTÉS et al., 2008).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Biológica de Boracéia (EBB), uma unidade de conservação com 16.450 ha pertencente à Universidade de São Paulo (USP). Localiza-se a cerca de 80 km da cidade de São Paulo (23°38' S, 45°52' W) (TRAVASSOS; CAMARGO, 1958) e está inserida na Serra de Paranapiacaba (nome local da Serra do Mar), a cerca de 900 m de altitude (Figura 1). De acordo com Setzer (1946), o clima da região é do tipo Cwb de Köppen, com estação chuvosa entre setembro e março. Trata-se de uma das áreas mais úmidas do Brasil (HEYER et al., 1990), com precipitação anual média de 2024±305 mm (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a).

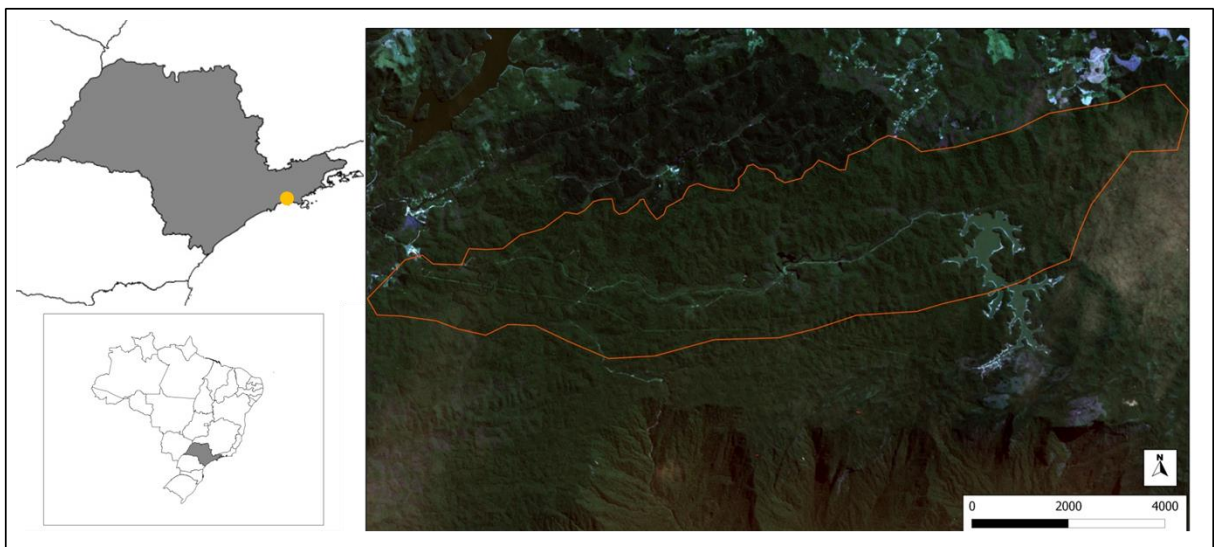


Figura 1 - Localização da EBB (ponto amarelo) e imagem de satélite mostrando os limites da área de estudo (linha alaranjada)

A vegetação que cobre a área da EBB é a Floresta Ombrófila Densa, sendo bastante comum a ocorrência de palmeiras (especialmente o palmitero, *Euterpe edulis*), samambaias e bambus gigantes (*Merostachys*); o subosque é relativamente aberto na maior parte da floresta, sendo mais denso ao longo dos riachos, onde é característica a presença de espécies das famílias Heliconiaceae e Maranthaceae (HEYER et al., 1990; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a, 2002b). Informações detalhadas sobre a vegetação de Boracéia podem ser encontradas em WILMS; IMPERATRIZ-FONSECA; ENGELS (1996).

A anurofauna da EBB, uma das mais diversificadas do mundo para uma única localidade, vem sendo estudada há mais de 50 anos, tendo sido registradas 66 espécies (HEYER et al., 1990; BERTOLUCI, 1997; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a; BERTOLUCI et al., 2005). Heyer et al. (1988, 1990) relataram diversos declínios populacionais na EBB, e Bertoluci e Heyer (1995), Bertoluci (1997), Bertoluci et al. (2005) e Verdade et al. (2011) atualizaram o status de conservação da anurofauna dessa localidade. Foram mencionadas 11 espécies com evidências de declínio populacional; algumas aparentemente recuperaram-se, enquanto outras seis espécies não foram mais registradas na área: *Vitreorana eurygnatha* (Centrolenidae), *Cycloramphus boraceiensis*, *C. semipalmatus*, *Thoropa taophora* (Cycloramphidae), *Crossodactylus dispar* e *Hylodes asper* (Hylodidae) (BERTOLUCI; HEYER, 1995; BERTOLUCI, 1997; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a; VERDADE et al., 2011).

3.2 Delineamento Amostral

Foram amostrados sete transectos perpendiculares à borda, com nove parcelas de 25 m² (5×5 m) distribuídas a cada 25 m, sendo respeitada uma distância mínima de 250 m entre os transectos para excluir a possibilidade de pseudo-repetição. Assim, as distâncias amostradas em relação à borda foram -50 e -25 m, na área de cultivo de eucalipto, e 0 (borda), 25, 50, 75, 100, 125 e 150 m em direção ao interior da floresta, totalizando 63 parcelas (Figura 2). Para ser utilizada como medida de comparação estatística, uma área-controle foi amostrada no interior da floresta. Nessa área foram instaladas sete parcelas selecionadas pelos seguintes critérios: estágio de sucessão secundária tardia e ausência de borda (Figura 3). Dessa forma, foram amostrados 1750 m² de serapilheira, 175 m² em cada faixa de distância.

Para instalar as parcelas da área-controle foi selecionada uma trilha localizada a mais de 1 km de distância da borda, que percorre um trecho de floresta madura, com sub-bosque esparso e mínima alteração antrópica. O desenho amostral da área-controle foi sistemático-aleatório, excluindo-se os primeiros 200 m da entrada da trilha. Neste local, foi lançada uma grade imaginária com 49 pontos e sorteados sete pontos para serem amostrados (Figura 4).

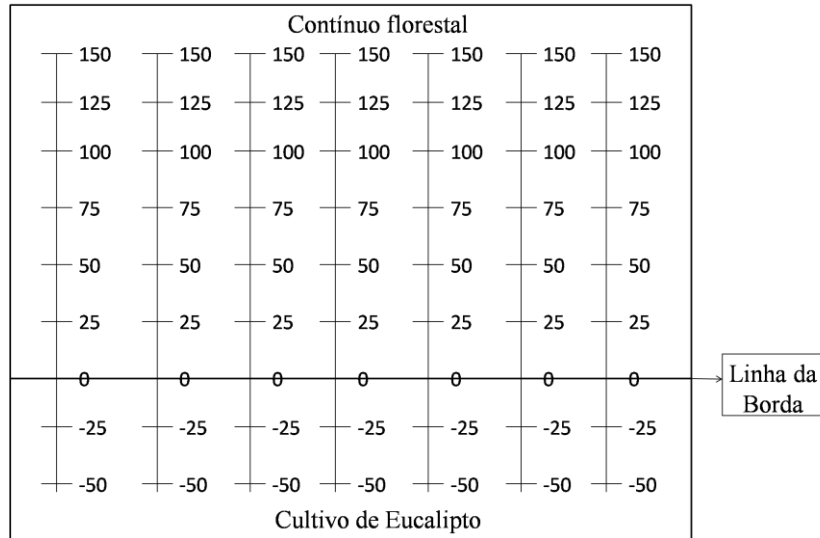


Figura 2 - Desenho amostral apresentando a disposição das parcelas, equidistantes de 25m, e os limites dos transectos a partir da linha da borda

Por se tratar de um estudo de avaliação do efeito de borda local, foi essencial uma exploração inicial no nível da paisagem para identificar áreas mais adequadas à amostragem, evitando bordas com interferências laterais. Portanto, foi realizado um estudo do contexto da paisagem por meio de imagens de satélite (ALOS, resolução 1:10m), que possibilitou a classificação do uso do solo e identificou um padrão regular de cobertura vegetal ao longo da margem da floresta (Figura 3).

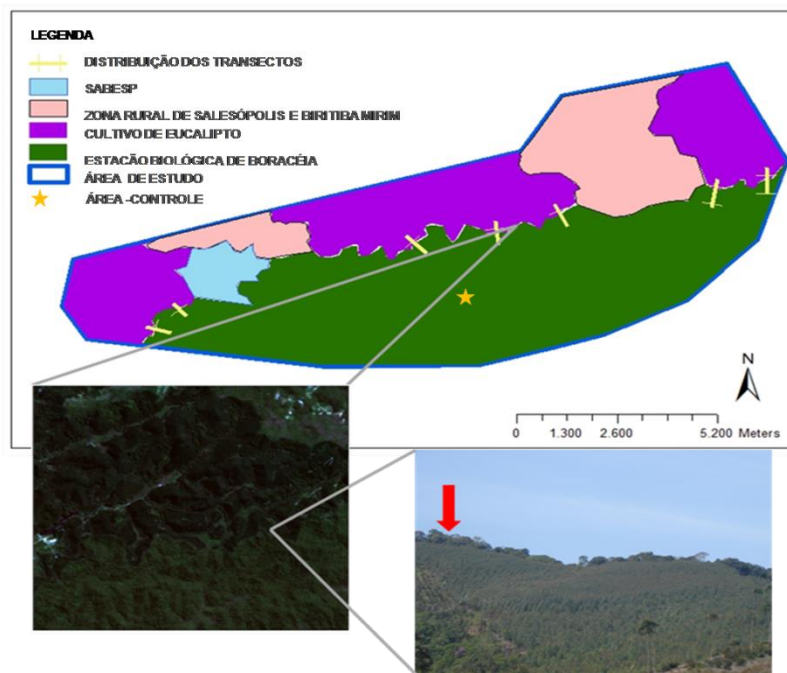


Figura 3 - Principais usos do solo na paisagem da área de estudo. A seta vermelha indica a borda da floresta, no limite do cultivo de eucalipto

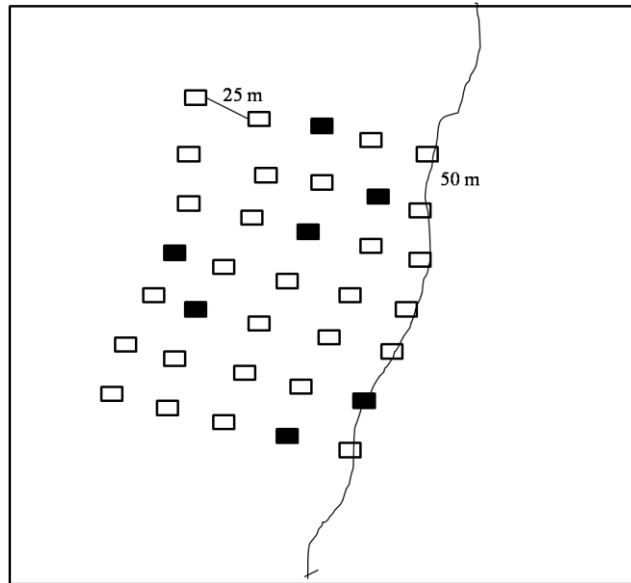


Figura 4 -Delineamento da área de controle, destacando as parcelas selecionadas (preto)

A independência dos pontos onde foram instalados os transectos, quanto à hidrografia e ao relevo, foi verificada pelo método de distância euclidiana, para a rede hidrográfica (Figura 5), e pelo modelo de elevação (Triangular Irregular Network – TIN), para o relevo (Figura 6), a partir da base cartográfica do estado de São Paulo (2008). Tais análises foram realizadas no programa ArcGIS 9.2 (2010). Depois de verificada a independência dos pontos a serem amostrados com relação à presença de corpos d'água e altitude (que variou de 868,72 a 915,04 m), a distribuição dos transectos ao longo da borda da floresta foi determinada pela presença de plantios de eucalipto e facilidade de acesso.

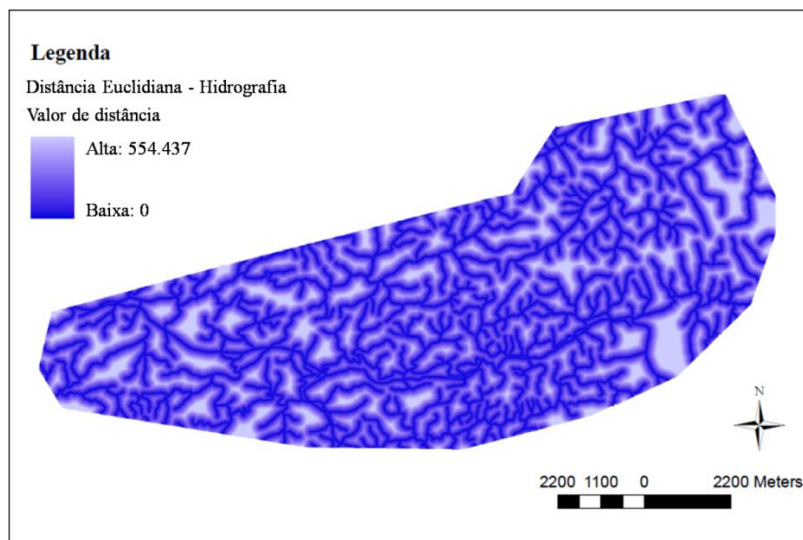


Figura 5 - Análise espacial da rede hidrográfica pelo método de distância euclidiana mostrando a homogeneidade de sua distribuição

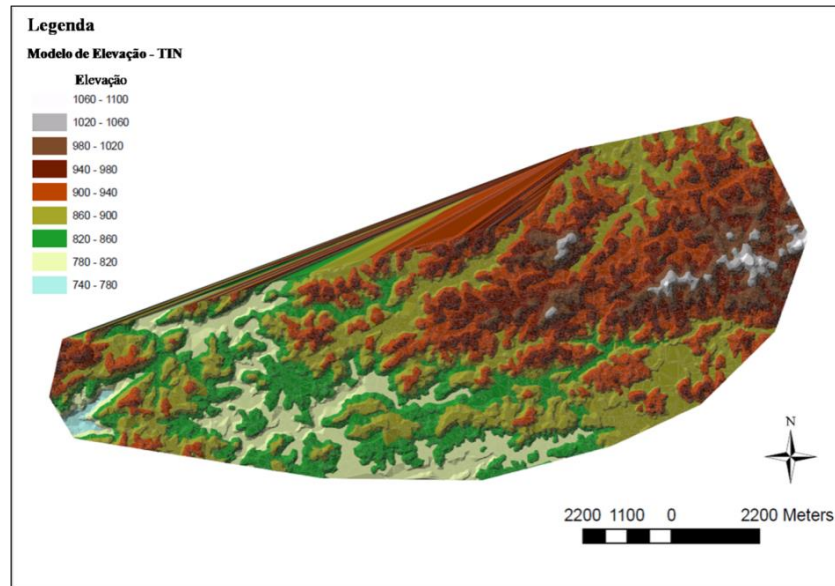


Figura 6 -Modelo de elevação gerado pelo método “Triangular Irregular Network - TIN”

3.3 Amostragem

A amostragem foi realizada pelo método de parcelas fechadas com cercas de tela (nylon) e estacas de alumínio (Figura 7), pois há evidência de que parcelas fechadas resultam em maior captura do que parcelas abertas (ROCHA et al., 2001). A amostragem dos anuros em cada parcela foi realizada simultaneamente por quatro pessoas, a partir das 18:00 horas, horário de maior detectabilidade dos indivíduos, conforme resultados obtidos em uma amostragem-piloto realizada em maio de 2012.

A sequência de amostragem das parcelas em cada transecto da borda foi aleatorizada por sorteio, evitando o possível viés da detectabilidade de indivíduos em diferentes horários, uma vez que os anuros de serapilheira têm hábito noturno (ex. *Paratelmatobius lutzii*), crepuscular (ex. *Ischnocnema parva*) ou diurno (ex. *Brachycephalus nodoterga*).

Todos os anuros encontrados foram medidos com paquímetro (comprimento rostro-cloacal, CRC, precisão de 0,5 mm) e pesados com dinamômetro (precisão de 0,1 g) (Figura 7). A classificação taxonômica das espécies seguiu o esquema de Frost (2014).



Figura 7 - Parcela cercada (a), amostragem da parcela (b), indivíduos retidos pela tela lateral (c) e medição do CRC (d) e pesagem (e) dos anuros.

3.4 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais foram quantificadas em todas as parcelas. As variáveis do estrato arbóreo foram registradas independentemente da amostragem dos anfíbios, entre 10:00 e 14:00 horas, pois esse é o horário de menor variação na intensidade de luz, enquanto a temperatura e a umidade relativa do ar foram medidas durante a amostragem dos anfíbios.

A cobertura do dossel foi medida com o auxílio de um densiômetro, a altura das árvores foi medida com um hipsômetro (Vertex II) e o diâmetro à altura do peito (DAP) foi medido com fita diamétrica. Além disso, foi medida a intensidade luminosa com luxímetro, e a profundidade da serapilheira (cm) na parcela foi considerada como a média dos valores obtidos em 10 pontos aleatórios, tendo sido medida com uma escala milimetrada.

3.5 Análises de dados

Com relação à sua sensibilidade ao efeito de borda, as espécies de anuros foram classificadas como intolerantes (aquelas que ocorreram a até 75 m de distância da borda), tolerantes (ocorreram até a borda ou tiveram redução de abundância $\geq 50\%$ na faixa

compreendida entre as faixas -25 e 25 m) e neutras (abundância e ocorrência não foram alteradas com a presença da borda).

Os dados foram analisados seguindo os parâmetros propostos por Cortés et al. (2008). A estrutura da comunidade foi caracterizada com base nos seguintes descritores: composição, riqueza, equitabilidade (índice de Pielou; ZAR, 1999) e dominância (índice de Berger-Parker; MAGURRAN, 1988).

Para avaliar a eficiência da amostragem, foram geradas curvas de acúmulo de espécies aleatorizadas com 5.000 interações (GOTELLI; COLWELL, 2001), e a riqueza de espécies foi estimada por extrapolação da curva de acúmulo de espécies, com estimadores baseados na incidência (Bootstrap) e na abundância das espécies (Jackknife I), com 10.000 aleatorizações e reposição de amostras (COLWELL; CODDINGTON, 1994; SANTOS, 2003). Foi considerado o estimador que apresentou o melhor desempenho na avaliação do número de espécies em cada área, com base no comportamento da curva gerada (com poucas flutuações) e o desvio padrão (próximo a zero nas últimas amostras).

A riqueza de espécies em diferentes distâncias foi avaliada por Análise de Regressão Linear Simples, considerando a hipótese de que na borda a riqueza de espécies é menor em função da alteração do habitat causada pelo contato com a área aberta (por exemplo, aumento da temperatura e diminuição de umidade, que são dois componentes do efeito de borda *sensu* LAURANCE, 2000).

A influência do efeito de borda na composição de espécies foi avaliada pelo cálculo da diferença na composição de espécies (*species turnover*), um dos componentes da diversidade beta (TUOMISTO, 2010). O “*species turnover*” foi determinado pelo inverso do índice de similaridade de Jaccard ($1-C_j$; KREBS, 1999). Valores de $1-C_j \geq 0,50$ foram considerados indicativos de alta diferença na composição de espécies entre as diferentes distâncias da borda florestal (TUOMISTO, 2010), ou seja, de alta diversidade beta.

A influência dos parâmetros ambientais (temperatura do ar, umidade relativa do ar, profundidade da serapilheira e cobertura do dossel) sobre a estrutura da comunidade de anuros (composição, riqueza e abundância relativa) foi avaliada pelas seguintes análises de ordenação, as quais reduzem o conjunto de dados a um pequeno número de variáveis ortogonais que representam a maior parte da informação original:

i) a influência individual de cada parâmetro ambiental sobre a estrutura da comunidade foi avaliada por Análise de Correspondência Canônica (ACC) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A ACC permite representar simultaneamente a ordenação espacial de amostras,

espécies e variáveis ambientais, que mostram como o ótimo da comunidade varia de acordo com as variáveis ambientais. Com isso, testa a influência dos fatores abióticos estruturais dos habitats na distribuição espacial das espécies, correlacionando a matriz ambientes/espécies com outra matriz ambientes/fatores estruturais, resultando em um gráfico bidimensional no qual a extensão das setas é interpretada como a força de determinada variável ambiental em relação à abundância das espécies (TER BRAAK; SMILAUER, 2002). A significância da relação entre as matrizes foi verificada pelo método de Monte Carlo, com 5999 permutações de matrizes, sendo mantidas apenas as variáveis significativas ($p < 0,05$) e excluídas as variáveis colineares (TER BRAAK; SMILAUER, 2002);

ii) para testar a hipótese nula de ausência de relação entre as variáveis ambientais e a composição da comunidade, o conjunto de variáveis ambientais foi representado pelos eixos ortogonais da Análise de Componentes Principais (ACP; MANLY, 1986), e a estrutura da comunidade foi representada pelos eixos ortogonais da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (AEMNM; CLARKE; WARWICK, 1994), aplicada à matriz de abundância das espécies, obtida a partir de uma matriz de similaridade calculada pelo índice de Bray-Curtis. A influência do conjunto de variáveis ambientais sobre a comunidade de anuros foi testada por Análise de Regressão Linear Simples entre os valores da primeira dimensão (eixo) da ACP e da AEMNM.

Para identificar diferenças das variáveis indicadas na ACC ao longo das distâncias da borda aplicou-se ANOVA e em seguida o teste de Tukey, para as variáveis significativamente diferentes ($p < 0,05$). Todas as análises foram feitas no ambiente computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização da comunidade de anuros

Na área de estudo, foram capturados 312 indivíduos pertencentes a 23 espécies incluídas em sete famílias e 14 gêneros (Tabela 1). Destas, 19 espécies são endêmicas da Mata Atlântica, cinco espécies (*Brachycephalus nodoterga*, *Ischnocnema nigriventris*, *I. randorum*, *Hylodes phyllodes* e *Physalaemus moreirae*) têm distribuição restrita à Serra do Mar, e outras seis espécies (*B. nodoterga*, *Ischnocnema cf. holti*, *I. nigriventris*, *I. randorum*, *P. moreirae* e *Paratelmatobius lutzii*) são consideradas deficientes em dados na lista de espécies ameaçadas de extinção da International Union for Conservation of Nature - IUCN (2013).

A comunidade apresentou valores elevados de diversidade de espécies ($H' = 2,17$) e dominância (Berger-Parker = 0,33), assim como baixo valor de equitabilidade ($J = 0,37$). As espécies dominantes, considerando-se todas as faixas de distância em relação à borda, foram *Ischnocnema* sp. em seis faixas, *B. nodoterga* na faixa 75m, *I. parva* na área-controle e *Adenomera marmorata* nas áreas de eucalipto. A espécie dominante dentro toda a comunidade foi *Ischnocnema* sp. (Tabela 3).

A amostragem de espécies foi eficiente, pois o desvio-padrão da curva de acúmulo de espécies aproximou-se do valor zero (0,27) e os estimadores Jackknife I ($28,9 \pm 0,55$ espécies) e Bootstrap ($26 \pm 0,34$ espécies) tenderam à estabilização após as amostras 68 e 66, respectivamente (Figura 8).

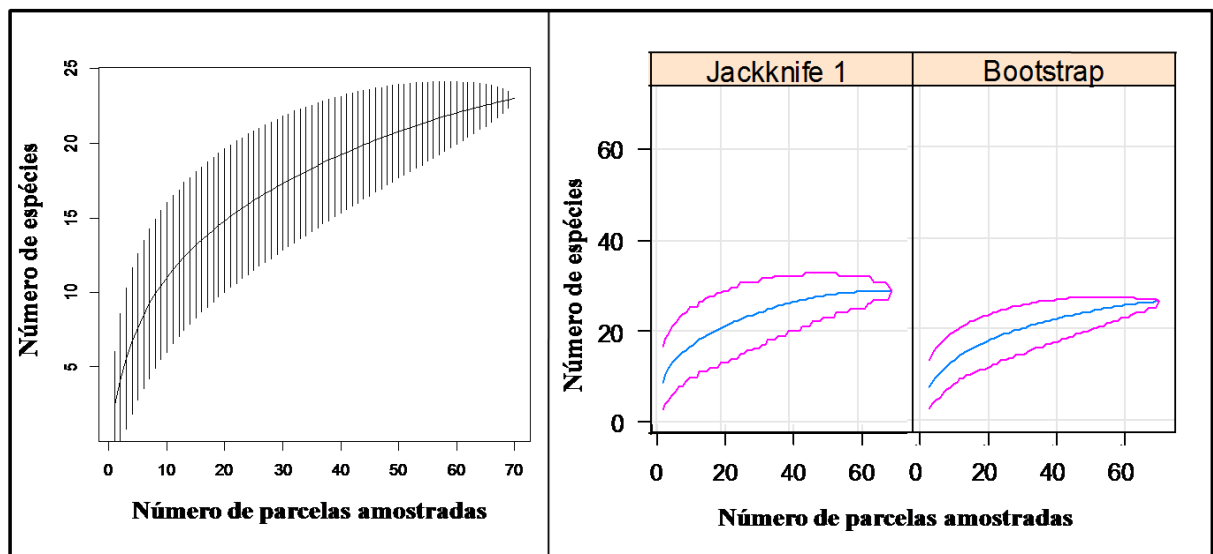


Figura 8 - Análise da eficiência de amostragem da riqueza de espécies. a) curva de acúmulo de espécies com o desvio-padrão; b) estimadores Jackknife I e Bootstrap com o desvio-padrão

Tabela 1 - Composição de espécies de anuros da área de estudo

Família	Espécie
Brachycephalidae	<i>Brachycephalus hermogenesi</i> (Giaretta&Sawaya, 1998)
	<i>Brachycephalus nodoterga</i> Miranda-Ribeiro, 1920
	<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)
	<i>Ischnocnema</i> cf. <i>holti</i>
	<i>Ischnocnema juipoca</i> (Sazima & Cardoso, 1978)
	<i>Ischnocnema</i> gr. <i>lactea</i>
	<i>Ischnocnema nigriventris</i> (A. Lutz, 1925)
	<i>Ischnocnema parva</i> (Girard, 1853)
	<i>Ischnocnema randorum</i> (Heyer, 1985)
	<i>Ischnocnema</i> sp.
Bufonidae	<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i> Jiménez de la Espada, 1871 “1870”
	<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)
Craugastoridae	<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)
Hylidae	<i>Bokermannohyla hylax</i> (Heyer, 1985)
	<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)
	<i>Scinax</i> gr. <i>hiemalis</i>
	<i>Scinax perpusillus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1939)
	<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)
Hylodidae	<i>Hylodes phyllodes</i> Heyer & Cocroft, 1986
Leptodactylidae	<i>Adenomera marmorata</i> Steindachner, 1867
	<i>Physalaemus moreirae</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)
	<i>Paratelmatobius lutzii</i> Lutz & Carvalho, 1958
Microhylidae	<i>Chiasmocleis leucosticta</i> (Boulenger, 1888)

4.2 Caracterização dos fatores físicos

Para a caracterização da estrutura física da floresta, foram descritos os principais fatores ambientais do gradiente de distância da borda florestal amostrada, incluindo a estrutura do estrato arbóreo e o microclima e a espessura da serapilheira.

Estrutura do estrato arbóreo

Segundo os proprietários e os encarregados da manutenção das áreas de plantio de eucalipto estudadas, o cultivo de eucalipto em toda a área amostrada recebe o mesmo trato silvicultural, com o plantio em espaçamento 3×2 metros e a aplicação de herbicida (Roundup) a cada seis meses nos três primeiros anos. Devido à proximidade com a floresta, muitas arvoretas de espécies nativas coexistem com o eucalipto após o terceiro ano, apresentando tanto arvoretas pequenas como eucaliptos de maior diâmetro (Figura 9).

A estrutura do estrato arbóreo apresentou praticamente o mesmo padrão (abundância das árvores inversamente proporcional ao seu diâmetro) em todas as faixas de distância, exceto na área-controle. No entanto, algumas diferenças entre cada faixa de distância foram notadas, tal como a maior densidade de árvores de classe diamétrica menor na área da borda florestal (Figura 9).

O maior adensamento das árvores na borda favoreceu uma alta densidade do dossel, fator que reduziu pela metade a intensidade de luz no sub-bosque nessa faixa. Para as outras faixas de distância observou-se uma redução do número de árvores e uma distribuição mais uniforme entre as classes diamétricas. Na área utilizada como controle o dossel é denso, porém a incidência de luz é maior (Tabela 2), o que se deve à altura da copa das árvores e à menor densidade de arvoretas no sub-bosque, contribuindo para a difusão da luz que atravessa o dossel. No entanto, para melhor caracterização do estrato arbóreo, seria necessário amostrar áreas maiores em cada faixa de distância.

Microclima

Nas faixas externas à floresta e na borda registraram-se os maiores valores médios da temperatura e os menores valores médios de umidade, com ampla variação (15,4–29,0°C; 43,0–99,8%). A faixa de 25 m da borda dentro da floresta continuou apresentando uma ampla variação da temperatura (14,5–22,8°C) e menor variação da umidade na superfície da serapilheira (80,5–99,3%). A partir de 50m da borda, a temperatura tornou-se mais estável e a temperatura máxima não ultrapassou 25°C. Os parâmetros microclimáticos mais estáveis foram registrados na área-controle, que apresentou baixa variação de temperatura (18,5–20,7°C) e baixa variação da umidade (73,4–100%)

A relação entre a temperatura e a distância da borda foi negativa e significativa ($r^2 = 0,05$; $p = 0,05$) (Figura 10), embora o valor de r^2 tenha sido muito baixo, o que pode ser devido à baixa variação da temperatura média entre as faixas (apenas 2°C). Não houve relação significativa entre a umidade da serapilheira e a distância da borda ($r^2 = 0,04$; $p = 0,09$) (Figura 10). Essa ausência de relação pode estar associada à ampla variação da umidade em cada faixa amostrada.

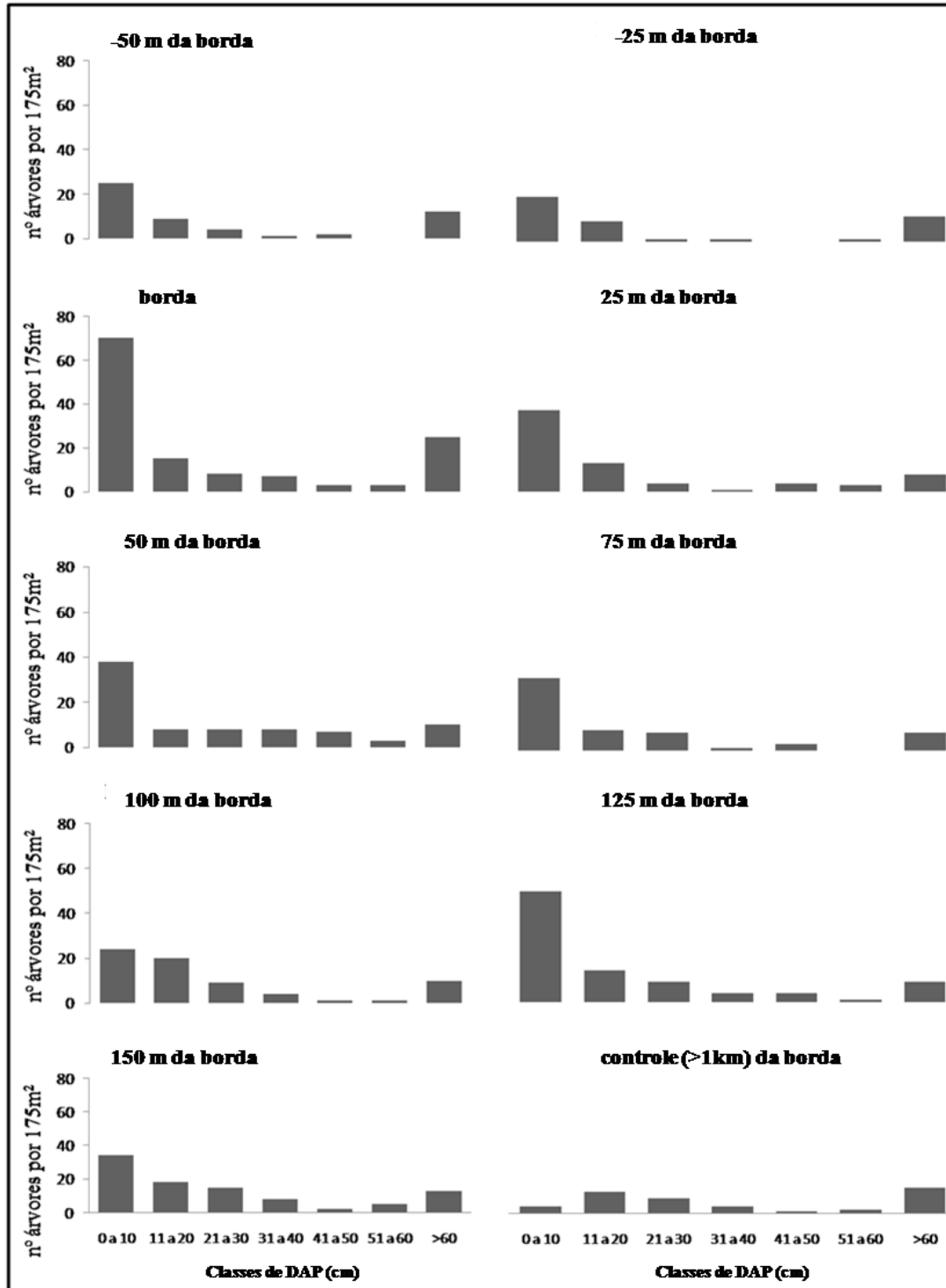


Figura 9 - Estrutura do estrato arbóreo de cada faixa de distância, com a distribuição dos indivíduos em sete classes diamétricas

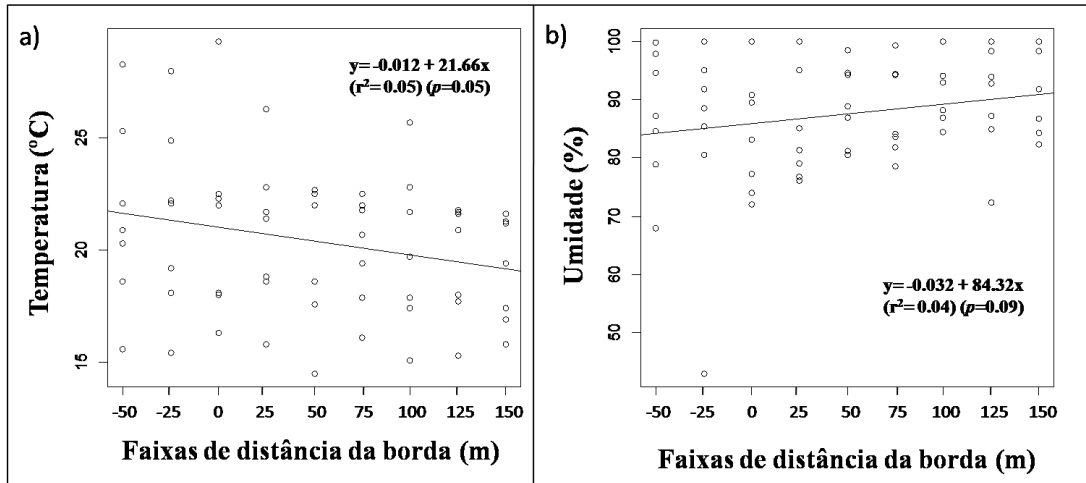


Figura 10 - Relação entre (a) a temperatura e a distância da borda e (b) entre a umidade da serapilheira e a distância da borda

Estrutura física da serapilheira

A estrutura da serapilheira nos plantios de eucalipto apresentou maior variação do que aquela encontrada no interior da floresta. Na borda foi registrada uma das maiores profundidades de serapilheira, enquanto nas outras faixas de distância, a variação dentro das parcelas foi menor, caracterizando um ambiente mais uniforme (Tabela 2).

Tabela 2 - Variáveis ambientais e estruturais da borda florestal ($Z \pm DP$) da área de estudo em cada faixa de distância

Distância da borda (m)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Profundidade da serapilheira (cm)	Densidade do dossel (%)	Intensidade de luz (lux)
-50	21,58 ± 4,20	87,3 ± 11,34	5,04 ± 3,73	11,75 ± 5,22	79,88 ± 9,15
-25	21,41 ± 4,25	83,47 ± 18,94	4,70 ± 2,62	9,99 ± 1,16	80,11 ± 8,13
Borda	21,1 ± 4,24	84,78 ± 9,09	4,17 ± 1,33	97,38 ± 0,72	721,71 ± 406,39
25	20,11 ± 3,26	90,44 ± 7,18	3,34 ± 1,14	97,56 ± 1,60	476,82 ± 410,36
50	20 ± 2,37	88,7 ± 9,38	4,19 ± 0,79	96,93 ± 1,61	579,91 ± 246,84
75	19,8 ± 3,41	89,95 ± 7,11	3,81 ± 1,34	96,93 ± 2,07	406,05 ± 255,44
100	20,21 ± 3,64	86,2 ± 9,89	3,42 ± 0,79	97,61 ± 1,34	393,68 ± 506,82
125	19,35 ± 2,67	91,61 ± 5,30	3,47 ± 0,78	97,59 ± 1,58	926,37 ± 1757,22
150	20,18 ± 2,62	86 ± 8,74	4,56 ± 1,46	96,31 ± 2,30	349,28 ± 207,54
Controle	19,22 ± 0,73	90,82 ± 9,29	3,06 ± 1,09	95,51 ± 1,53	1269,74 ± 1278,22

4.3 Extensão do efeito de borda

A riqueza e a diversidade de espécies aumentaram com a distância da borda florestal (Figura 11). Na borda e nas áreas externas à floresta registraram-se as menores riquezas e abundâncias. Foram registradas apenas cinco espécies na borda florestal (faixa 0), nove espécies na faixa de distância seguinte (25m) e não menos que oito espécies nas parcelas do interior da floresta (Tabela 3).

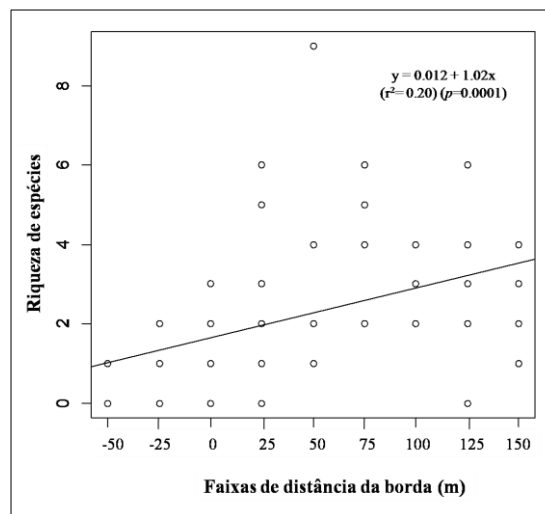


Figura 11 - Relação entre a riqueza de espécies de anuros e a faixa de distância da borda

A partir da faixa 50m, a diversidade e a equitabilidade foram semelhantes às da área controle (Tabela 4). Esses valores sugerem um limite do efeito de borda na comunidade de anuros entre 0 e 50 m da borda. A menor dominância foi registrada nas faixas externas à floresta (-50 e -25 m) (Tabelas 3 e 4).

O valor de diversidade β calculado para toda a comunidade avaliada foi de 0,813, indicando que a composição de espécies se altera ao longo das diferentes distâncias da borda.

Esse resultado auxilia a compreensão dos índices de dominância e equitabilidade observados, uma vez que as faixas de borda e 25m apresentaram os menores valores de diversidade e do índice de dominância de Berger-Parker, indicando baixa dominância e menor variação na abundância das espécies (Tabela 4). Assim, segundo os modelos preditivos de Ries et al. (2004), resposta da comunidade de anfíbios de serapilheira da EBB ao efeito de borda (Figura 12) pode ser classificada como transacional negativo.

Tabela 3 - Composição de espécies e abundância (por 175 m²) de anuros de serapilheira em cada faixa de distância da borda (m) amostrada na EBB. Os números destacados apresentam as espécies dominantes em cada faixa de distância da borda

Espécie	-50	-25	Borda	25	50	75	100	125	150	Controle
<i>Hypsiboas faber</i>	1									
<i>Adenomera marmorata</i>	3	5		1		2	1			
<i>Haddadus binotatus</i>		1	2	1	2			1		
<i>Ischnocnema juipoca</i>		1	1		3	2	3	3	6	1
<i>Ischnocnema sp.</i>			13	11	11	13	20	11	24	1
<i>Brachycephalus nodoterga</i>			5	9		16	11	3	11	4
<i>Ischnocnema parva</i>				7	10	9	3	3	7	13
<i>Brachycephalus hermogenesi</i>				1	4	2	2	2		1
<i>Ischnocnema guentheri</i>				4	3	1	1	1		4
<i>Ischnocnema cf. holti</i>				1	1			1		5
<i>Scinax perpusillus</i>				1		1				
<i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i>					1			1		
<i>Scinax gr. hiemalis</i>					1				1	
<i>Chiasmocleis leucosticta</i>					1					
<i>Paratelmatobius lutzii</i>						1			1	
<i>Hylodes phyllodes</i>						2				1
<i>Rhinella ornata</i>						8				
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>						1				
<i>Physalaemus moreirae</i>							1			1
<i>Ischnocnema gr. lacteus</i>								1	1	
<i>Bokermannohyla hylax</i>									1	
<i>Ischnocnema nigriventris</i>									1	1
<i>Ischnocnema randorum</i>										1
Número de espécies	2	3	4	9	10	12	8	10	9	11
Número de indivíduos	5	7	21	36	37	51	42	27	53	33

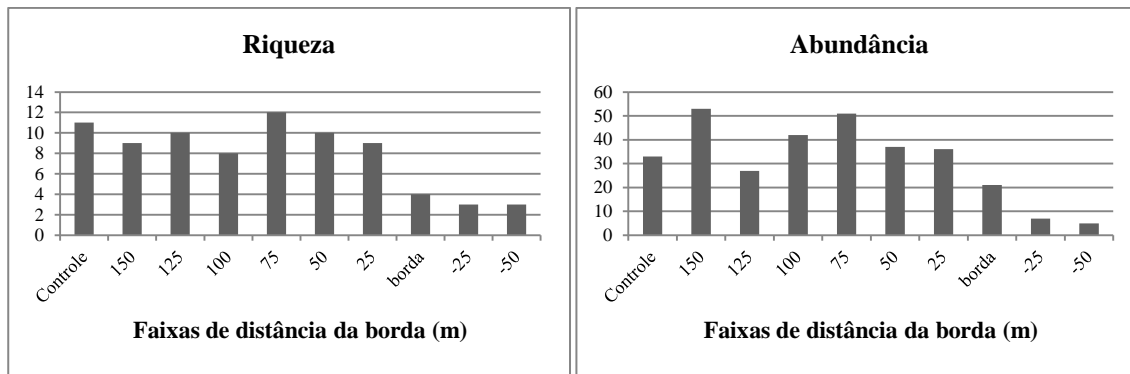


Figura 12 - Variação da riqueza de espécies e da abundância ao longo do gradiente de distâncias da borda.-

Tabela 4 - Índices de diversidade, equitabilidade e dominância para cada faixa de distância da borda (em metros)

	-50	-25	Borda	25	50	75	100	125	150	Controle
Índice Shannon-Wiener (H')	0,9502	0,7963	1,0074	1,7691	1,9102	1,946	1,4931	1,9013	1,5736	1,9061
Índice Equitabilidade de Pielou (J')	0,5903	0,4092	0,3308	0,4936	0,529	0,4949	0,3994	0,5768	0,3963	0,5451
Índice Dominância de Berger-Parker	0,6	0,7142	0,619	0,3055	0,2972	0,3137	0,4761	0,4074	0,4528	0,3939

Hypsiboas faber foi a única espécie que ocorreu apenas no eucalipto. O efeito de borda influenciou cada espécie com uma intensidade diferente. Assim apenas *Adenomera marmorata* foi considerada neutra ao efeito de borda. Sete espécies foram classificadas como intolerantes: *Ischnocnema randorum*, *I. gr. lacteus*, *Rhinella ornata*, *Trachycephalus mesophaeus*, *Hylodes phyllodes*, *Physalaemus moreirae* e *Paratelmatoobius lutzii*; as espécies que ocorreram nas imediações (até 25 m) e na própria da borda foram consideradas tolerantes ao efeito de borda (*Brachycephalus hermogenesi*, *B. nodoterga*, *I. guentheri*, *I. cf. holti*, *I. juipoca*, *I. parva*, *Ischnocnema sp.*, *Haddadus binotatus*, *Scinax gr. hiemalis*, *Scinax perpusillu* e *Chiasmocleis leucosticta*) (Tabela 3).

4.3.1 Caracterização do efeito de borda

A riqueza de espécies de anuros não sofreu influência da temperatura ($r^2 = 0,02$, $p = 0,25$) ou da umidade da serapilheira ($r^2 = 0,003$, $p = 0,62$), quando avaliadas separadamente. A análise de Correspondência Canônica (ACC) resultou em 19 eixos, sendo apenas seis deles significativos pelo teste de permutação de Monte Carlo ($p > 0,0001$) com base em 0,29 observações e 5999 réplicas. Os eixos 1 e 2 foram os que melhor representaram os dados (81%). O eixo 1 indica que a temperatura foi negativamente correlacionada com a riqueza e com a abundância de anuros e que a maior densidade do dossel e o maior diâmetro das árvores favorecem maior riqueza e abundância. O eixo 2 aponta uma correlação negativa

entre a densidade do dossel e a riqueza e a abundância e uma correlação positiva destas com a umidade (Tabela 5).

No entanto, a relação dos valores da Análise de Componentes Principais com os da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico não foi significativa ($r^2 = 0,010$, $p = 0,66$). Desse modo, deve-se aceitar a hipótese-nula de que não há relação entre a estrutura da floresta e a composição das espécies da comunidade de anuros.

Tabela 5 - Resultados da análise de Correspondência Canônica, feita a partir de duas matrizes (comunidade de anuros e variáveis ambientais)

CCA		Eixos					
		1	2	3	4	5	6
Autovalores		0,4734	0,3409	0,2197	0,1578	0,09667	0,05451
Variação percentual (%) de :							
	Dados	0,3364	0,2422	0,1562	0,1122	0,0687	0,03874
	Cumulativa dos dados	0,3364	0,5786	0,7348	0,8469	0,91564	0,95438
Correlações internas com os eixos (r):							
	Temperatura (°C)	-0,63395	-0,20759	-0,29282	0,125	0,34145	-0,2988
	Umidade (%)	-0,18593	0,47375	-0,39251	-0,4566	-0,51806	0,3012
	Profundidade da serapilheira (cm)	-0,26867	-0,31182	-0,08859	0,7139	0,0175	0,3546
	DAP (cm)	0,45309	0,2032	0,4622	-0,3423	0,02933	0,4282
	Altura (m)	-0,35279	-0,12776	0,8084	-0,3009	-0,1747	0,1542
	Densidade do dossel (%)	0,67061	-0,64417	-0,0652	-0,1144	-0,11909	0,1007
	Intensidade de luz (lux)	0,25141	0,25053	-0,04115	-0,175	0,06801	-0,321

Os valores de densidade do dossel e DAP das árvores das áreas externas (plantios de eucalipto) foram diferentes daqueles de todas as outras distâncias, não se diferenciando no interior da floresta, exceto a temperatura e a umidade dessas áreas, que foram semelhantes às da borda. Observou-se que as alterações no microclima (temperatura e umidade) limitaram-se à faixa 75m (Tabela 6).

Tabela 6 - Diferenças e semelhanças nos valores das variáveis ambientais ao longo das distâncias da borda apresentando as médias (Z), os desvios-padrão (DP) e o resultado do teste de Tukey a partir da Análise de Variância (letras)

Distância (m)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Densidade do dossel (%)	DAP (cm)
-50	21.58 ±4.,20 A	87.3 ±11,34 A	79.88 ±9,15 A	54.63 ±51,67 A
-25	21.41 ±4,25 A	83.47 ±18,94 A	80.11 ±8,13 A	50.01 ±41,76 A
Borda	21.1 ±4,24 AB	84.78 ±9,09 AB	97.38 ±0,72 B	38.44 ±47,21 B
25	20.11 ±3,26 BC	90.44 ±7,18 BC	97.56 ±1,60 B	33.74 ±45,79 C
50	20 ±2,37 BC	88.7 ±9,38 BC	96.93 ±1,61 C	22.14 ±27,90 D
75	19.8 ± 3,41 BE	89.95 ±7,1 BD	96.93 ±2,07 B	61.64 ±23,73 B
100	20.21 ±3,64 C	86.2 ±9,89 CD	97.61 ±1,34 C	28.93 ±26,52 B
125	19.35 ±2,67 D	91.61 ±5,30 D	97.59 ±1,58 B	32.29 ±30,31 B
150	20.18 ±2,62 E	86 ±8,74 E	96.31 ±2,30 C	33.73 ±41,43 B
Controle	19.22 ±0,73 F	90.82 ±9,29 B	95.51 ±1,53 D	62.43 ±40,10 D

5 DISCUSSÃO

5.1 Natureza do efeito de borda

Foi possível identificar a influência dos efeitos de borda sobre a comunidade de anfíbios anuros de serapilheira da EBB pela alteração na composição de espécies e pela redução da riqueza e da abundância nas faixas mais próximas à borda da floresta nativa. Mesmo assim, a alta diversidade da comunidade estudada, aliada aos plantios de eucalipto ao longo da bordadura florestal, pode ter minimizado os efeitos de borda.

A alta diversidade de anuros conhecida para a EBB pode ter influenciado a curva de acúmulo de espécies, que se estabilizou nas últimas unidades amostrais, apresentando o acréscimo de mais cinco espécies pelos estimadores. Biomas com alta diversidade de anuros, como a Mata Atlântica, que possui alta diversidade de habitats disponíveis (HADDAD; PRADO, 2005; WELLS, 2007), exigem diferentes métodos de levantamento, como a busca ativa e auditiva, transectos, pontos de escuta e armadilhas (HEYER et al., 1994; CONTE; ROSSA-FERES, 2006). Além disso, a riqueza encontrada neste estudo representa cerca de 55 % de todas as espécies de serapilheira registrada na EBB (J. Bertoluci com. pess.), o que confirma a eficiência de amostragem de anuros de serapilheira pelo método de parcelas (ROCHA et al., 2001).

A riqueza e o número de indivíduos capturados na EBB, quando comparados aos de outras localidades de Mata Atlântica, que utilizaram outro método de amostragem (armadilha de interceptação e queda), como a Reserva do Morro Grande – SP (808 indivíduos de 27 espécies) (DIXO; VERDADE, 2006), como a Reserva Biológica do Una – BA (1927 indivíduos de 15 espécies) (DIXO; MARTINS, 2009) e como um estudo de 15 fragmentos no planalto do estado de São Paulo (11.824 indivíduos de 30 espécies) (BRUSCAGIN et al., 2014), essa comparação indica que a área de estudo possui alta riqueza e que o método de parcela é mais adequado para amostrar a riqueza de anuros de serapilheira.

A área amostrada possui uma alta diversidade β , o que corrobora o padrão conhecido para comunidades de anuros de florestas tropicais (RUDOLF et al., 2010). A distribuição espacial de diversas populações de anfíbios de serapilheira é positivamente correlacionada com as características dos micro-habitats disponíveis (DEMAYNADIER; HUNTER, 1998; WELLS, 2007).

A comunidade de anuros registrada neste estudo apresentou 11 modos reprodutivos distintos. Das 23 espécies registradas, 13 possuem modos reprodutivos dependentes da

umidade da serapilheira, como as espécies dos gêneros *Brachycephalus*, *Ischnocnema* e *Haddadus*, modo 27 (desenvolvimento direto de ovos terrestres); *Adenomera*, modo 32 (ninho de espuma em câmara subterrânea com desenvolvimento larval concluído no ninho). As espécies com modos reprodutivos dependentes da umidade da floresta tendem a ser diretamente influenciadas pelo desmatamento e degradação dos ambientes florestais (DUELLMAN; TRUEB, 1986). Dessa forma, espécies com menor dependência da umidade, adaptam-se melhor a condições extremas, o que possibilita seu estabelecimento em ambientes alterados, como foi o caso de *Adenomera marmorata*, dominante apenas nas áreas de cultivo de eucalipto.

A presença da eucaliptocultura na borda avaliada pode ter minimizado outros efeitos de borda, particularmente reduzindo a turbulência ocasionada pelo vento e a incidência de luz, o que pode justificar a ausência de relação identificada no teste de hipótese. A estrutura da floresta é amplamente influenciada pelo contexto em que está inserida, e este provoca alterações na vegetação (FERREIRA; LAURENCE, 1997; TOCHER; GASCON; MEYER, 2001). A permeabilidade da matriz na paisagem é considerada elemento chave para compreender as respostas da herpetofauna aos efeitos de borda (DIXO; MARTINS; 2008). Contudo, o cultivo do eucalipto causa alterações abruptas apenas no ciclo de corte; se adotados cuidados na colheita que mantenham o sub-bosque, os efeitos de borda são minimizados (DEMAYNADIER; HUNTER, 1998).

Os resultados apresentados indicam uma fraca tendência de redução da temperatura e aumento da umidade da borda para o interior da floresta. Porém, a alta variação da temperatura e da umidade na borda dificultou à compreensão de qual variável climática mais afeta a estrutura da comunidade de anfíbios, sugerindo que a instabilidade dessas duas variáveis altera o microclima na borda da floresta, bem como a composição e a distribuição das espécies de serapilheira. Os anfíbios geralmente são sensíveis a alterações na estrutura da vegetação e no microclima devido às suas exigências fisiológicas restritas (DEMAYNADIER; HUNTER, 1998). No entanto, Dixo e Martins (2009) não evidenciaram o efeito de borda e afirmaram que as necessidades fisiológicas não são afetadas pelas alterações da borda.

Nas áreas de cultivo de eucalipto, registrou-se maior profundidade da serapilheira (Tabela 2), que, associada à menor umidade e maior temperatura, geralmente resulta em baixas taxas de decomposição (CÉSAR, 1993). Apesar de aumentar a disponibilidade de serapilheira, fatores microclimáticos desfavoráveis podem justificar a baixa riqueza e abundância de anuros. Os padrões de deposição de serapilheira introduzem heterogeneidade

temporal e espacial e são fatores importantes da dinâmica desse microambiente florestal (FACELLI; PICKETT, 1991).

5.2 Extensão do efeito de borda

Os efeitos da borda alteraram a estrutura da comunidade de anuros de serapilheira da EBB nos primeiros 50 m de distância da borda para o interior da floresta. Porém, as diferentes exigências ecofisiológicas das espécies registradas resultaram em respostas distintas; mesmo assim, a maior parte das espécies (cerca de 70%) foi considerada tolerante aos efeitos de borda.

A instabilidade das condições microclimáticas da serapilheira até a faixa 75 m pode ter sido um fator limitante para a ocorrência das espécies consideradas intolerantes aos efeitos de borda, como também para as espécies tolerantes que não ocorreram na borda. Entre as espécies tolerantes, apenas quatro ocorreram na faixa da borda. Essa redução drástica na riqueza nessa faixa pode estar relacionada à instabilidade das condições microclimáticas e à estrutura do estrato arbóreo, que apresentou maior número de árvores na menor classe diamétrica e maior densidade do dossel. Essas mudanças podem estar associadas a alterações nas taxas de decomposição da serapilheira, que é atribuída ao tipo de cobertura vegetal, à qualidade do material depositado, à atividade da fauna no solo, à temperatura e à umidade (CÉSAR, 1993).

Hypsiboas faber é uma espécie de área aberta (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002 a) e foi a única espécie que só ocorreu no eucalipto, sua ocorrência esta associada a uma poça permanente próxima à parcela onde foi registrada, pois, seu modo reprodutivo (modo 4, os girinos se desenvolvem em poças naturais ou construídas pelos machos) é dependente de desse ambiente (DUELLMAN; TRUEB, 1986).

Apenas *Adenomera marmorata* foi classificada como neutra aos efeitos de borda. Isto pode estar relacionado a seu modo reprodutivo, pois essa espécie constrói ninhos de espuma em câmaras subterrâneas, o que as torna mais resistente ao dessecamento da serapilheira (DUELLMAN; TRUEB, 1986). A maioria das espécies tolerantes aos efeitos de borda pertencem à família Brachycephalidae, cujas espécies possuem modos reprodutivos terrestres dependentes da umidade da serapilheira, principalmente, as espécies do gênero *Brachycephalus* e *Ischnocnema*, que depositam os ovos diretamente no chão da floresta e

dependem da umidade da serapilheira pois não apresentam mecanismos para evitar o dessecação dos ovos.

Embora, tenha ocorrido até na faixa -25 m da borda, *Ischnocnema juipoca*, não foi considerada neutra aos efeitos de borda devido à redução da abundância registrada na borda e na faixa -25 m (dentro do cultivo de eucalipto). O efeito direto sobre a abundância das espécies nos primeiros 50 m da floresta foi identificado em outros estudos sobre efeitos de borda em comunidades de anuros de serapilheira (SCHLAEPFER; GAVIN, 2001; CORTÉS et al., 2008).

A tolerância dessas espécies a pequenas alterações na umidade da serapilheira corrobora o que foi sugerido por Pearman (1997), que associou a alta sensibilidade das espécies dessa família a seus modos reprodutivos especializados.

Dessa forma, pode-se estabelecer o limite geral da influência do efeito de borda sobre a comunidade de anuros de serapilheira entre a borda da floresta e os primeiros 50 m. Além das espécies consideradas intolerantes não ocorrerem nessa faixa, a riqueza e a abundância da comunidade diminuem efetivamente a partir da distância 25 m para fora da floresta. Assim a resposta da comunidade de anuros de serapilheira da EBB, aos efeitos de borda foi considerada transacional negativa, com todas as espécies estudadas, exceto *Hypsiboas faber* e *Adenomera marmorata*, respondendo diretamente à perda da qualidade do habitat.

O modelo conceitual proposto por Ries et al. (2004) auxilia na compreensão das conseqüências ecológicas dos efeitos de borda para os anfíbios e, conseqüentemente, dos efeitos da fragmentação dos habitats florestais. Dessa forma, pudemos identificar o padrão de resposta da comunidade ao conjunto de alterações na qualidade de habitat, os limites dos efeitos de borda na comunidade e, principalmente, determinar as espécies tolerantes e intolerantes aos efeitos de borda. Identificar padrões e respostas às alterações nos habitats e restrições à distribuição das espécies torna-se essencial para avaliar a efetividade das unidades de conservação, como também para a elaboração de planos de manejo que assegurem a proteção das espécies nessas áreas, proporcionando ambientes adequados por longo tempo (LEME; MELO; LOYOLA, 2014).

6 CONCLUSÕES

A alta diversidade β registrada para a comunidade de anuros de serapilheira da EBB indica uma alta taxa de substituição de espécies nas diferentes distâncias da borda.

O cultivo de eucalipto pode ter minimizado os efeitos da borda sobre a comunidade de anuros de serapilheira da EBB.

Diferentes respostas das espécies aos efeitos de borda indicam duas faixas de transição para a comunidade de anuros de serapilheira ao longo do gradiente de distância da borda. O primeiro ocorre entre a borda e os primeiros 25 m no interior da floresta, devido à drástica redução da riqueza e da abundância de espécies. O segundo ocorre entre 50 e 75 m para o interior da floresta, alterando a composição de espécies. De modo geral, a extensão dos efeitos de borda na EBB limitou-se a 50 m no interior da floresta.

As alterações do microclima até a faixa 75 m da borda para o interior da floresta e a correlação positiva entre as variáveis estruturais (densidade do dossel e diâmetro das árvores) e a riqueza e a abundância de anuros nas diferentes faixas de distância da borda foram os fatores de maior influência sobre a estrutura da comunidade de anuros de serapilheira.

As espécies apresentaram respostas distintas aos efeitos da borda, porém, todas as repostas estão de acordo com o modelo transacional negativo, pois houve perda da qualidade do habitat a partir da borda, o que afetou a riqueza de espécies e a abundância das espécies.

REFERÊNCIAS

- ALFORD, R.A.; RICHARDS, S.J. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Michigan, v. 30, p. 133–165, 1999.
- ALMEIDA-SANTOS, M.; SIQUEIRA, C.C.; VAN SLUYS, M.; ROCHA, C.F.D. Ecology of the Brazilian flea frog *Brachycephalus didactylus* (Terrarana: Brachycaphalidae). **Journal of Herpetology**, Lawrence, v. 45, p. 251–255, 2011.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, São Leopoldo, v. 71, p. 355–366, 1994.
- ARAÚJO, M.B.; ALAGADOR, D.; CABEZA, M.; NOGUÉS-BRAVO, D.; THUILLER, W. Climate change threatens European conservation areas. **Ecology Letters**, California, v. 14, p.484-492, 2011.
- BEARD, K.H.; VOGT, K.A.; KULMATISKI, A. Top-down effects of a terrestrial frog on forest nutrient dynamics. **Oecologia**, Berlin, v. 133, p. 583–593, 2002.
- 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, p.1775–1777, 2007.
- BERNECK, B.V.M.; COSTA, C.O.R.; GARCIA, P.C.A. A new species of *Leptodactylus* (Anura: Leptodactylidae) from the Atlantic Forest of São Paulo State, Brazil. **Zootaxa**, Auckland, v. 1795, p. 46–56, 2008.
- BERTOLUCI, J. **Partição de recursos associada à atividade reprodutiva em uma comunidade de anuros (Amphibia) de Mata Atlântica**. 1992. p. 254. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.
- _____. **Fenologia e seleção de hábitat em girinos da Mata Atlântica em Boracéia, São Paulo (Amphibia, Anura)**. 1997. 325. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- _____. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. **Journal of Herpetology**, Connecticut, v. 32, p. 607–611, 1998.
- BERTOLUCI, J.; HEYER, W.R. Boracéia update. **Froglog Newsletter of the IUCN**, Gland, v. 14, p. 2–3, 1995.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES M.T. Utilização de habitats e microhabitats 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, 2002a.
- _____. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, Braunschweig, v. 23, p. 161–167, 2002b.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R.A.; RIBEIRO JUNIOR, J.W.; VILELA, V.M.F.N.; SAWAKUSHI, H.O. Anuran species assemblages of four forest sites in Southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 364–374, 2007.

BERTOLUCI, 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. **Anais...** Belo Horizonte: SBH, 2005. p. 756.

BIERREGARD, R.O. JR.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragments forest**. New Haven; London: Yale University Press, 2001. 456 p.

BLAUSTEIN, A.R.; BANCROFT, B.A. Amphibian population declines: evolutionary considerations. **BioScience**, California, v. 57, p. 437–444, 2007.

BLAUSTEIN, A.R.; WAKE, D.B.; SOUSA, W.P. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. **Conservation Biology**, New York, v. 8, p. 60–71, 1994.

BOQUIMPANI-FREITAS, L.; ROCHA, C.F.D.; VAN-SLUYS, M. Ecology of the horned leaf-frog, *Proceratophrys appendiculata* (Leptodactylidae), in an insular Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, Lawrence, v. 36, p. 318–322, 2002.

BURTON, T.M.; LIKENS, G.E. Salamander populations and biomass in Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. **Copeia**, Lawrence, Kansas, v. 1975, p. 541–546, 1975.

BRASILEIRO, C.A.; SAWAYA, R.J.; KIEFER, M.C.; MARTINS, M. Amphibians of an open cerrado fragment in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 5, p. 1–17, 2005.

BRASSALOTI, R.A.; ROSSA-FERES, D.C.; BERTOLUCI, J. Anurofauna da Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 10, p. 275–292, 2010.

BRITO, D. Amphibian conservation: are we on the right track? **Biological Conservation**, Boston, v. 141, p. 2912–2917, 2008.

CADENASSO, M.L.; PICKETT, S.T.A.; WEATHERS, K.C.; JONES, C.G. A framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience**, California, v. 53, p. 750–758, 2003.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 205–221, 1995.

CAMPOS, F.S.; BRITO, D.; SOLÉ, M. Threatened Amphibians and their Conservation status within the protected area network in Northeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, Lawrence, v. 47, p. 277–285, 2013.

CASSIANO-LIMA, D.; BORGES-NOJOSA, D.M.; CASCON, P.; CECHIN, S.Z. The reproductive mode of *Adelophryne maranguapensis* Hoogmoed, Borges & Cascon, 1994, (Anura, Eleutherodactylidae) an endemic and threatened species from Atlantic forest remnants in northern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, Oradea, v. 7, p. 92–97, 2011.

CÉSAR, O. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 53, p. 671–681, 1993.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 1994. 144 p.

_____. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: PRIMER-E, 2001. 233 p.

COCO, L.; BORGES JÚNIOR, V.N.T.; FUSINATTO, L.A.; KIEFER, M.C.; OLIVEIRA, J.C.F.; ARAUJO, P.G.; COSTA, B.M.; VAN SLUYS, M.; ROCHA, C.F.D. Feeding habits of the leaf litter frog *Haddadus binotatus* (Anura, Craugastoridae) from two Atlantic Forest areas in southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 86, p. 239–249, 2014.

COLWELL, R.K. **EstimateS, version 8.2**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's guide and application. 2009. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.unconn.edu/EstimateS>>. Acesso em: 12 ago. 2011.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. **Estimating terrestrial biodiversity**. London: Biological Sciences, 1994. 118 p.

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

CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Pittsburgh, v. 111, p. 1119–1144, 1977.

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, p. 162–175, 2006.

CORTÉS, A.M.; RAMIREZ-PINILLA, M.P.; SUAREZ, H.A.; TOVAR, E. Edge Effects on richness, abundance and diversity of frogs in Andean Cloud forest fragments. **South American Journal of Herpetology**, Curitiba, v. 3, p. 213–222, 2008.

CRUMP, M.L. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. **Occasional Papers of the Museum of Natural History**, Kansas, v. 3, p. 1–62, 1971.

_____. Reproductive strategies in a tropical anuran community. **University of Kansas, Museum of Natural History, Miscellaneous Publications**, Lawrence, v. 61, p.1–68, 1974.

_____. Amphibian reproductive ecology on the community level. In: SCOTT JR., N.J. (Ed.). **Herpetological communities**. Washington: Wildlife Research Report, 1982. p. 21–36.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica**. 6. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1995. 484 p.

DEFRIES, R.S.; FOLEY, J.A.; ASNER, G.P. *Front. Ecology Environmental*, New York, v. 2, p. 249, 2004.

DEMAYNADIER, P.G.; HUNTER, M.L. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. **Conservation Biology**, New York, v. 12, p. 340–352, 1998.

DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. **Biological Conservation**, Boston, v. 7, p. 129–145, 1975.

DIXO, 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.

DIXO, M.; VERDADE, V.K. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 6, p. 1–20, 2006.

DUELLMAN, W.E. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. **University of Kansas, Museum of Natural History, Miscellaneous Publications**, Lawrence, v. 65, p. 1–352, 1978.

_____. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Missouri, v. 75, p. 79–104, 1988.

_____. Patterns of distribution amphibians in South America. In: DUELLMAN, W.E. **A global perspective**. London: John Hopkins University, 1999. p. 255–328.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. New York: McGraw-Hill, 1986. 670 p.

ESRI. **ArcGIS software**: version 9.3. 2008. Disponível em: <<http://www.esri.com/products/index.html>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

ETEROVICK, P.C.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORGES-NOJOSA, D.M.; SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V.; SAZIMA, I. Amphibiandeclines in Brazil: an overview. **Biotropica**, Florida, v. 37, p. 166–179, 2005.

FACELLI, J.M.; PICKETT, S.T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, Topeka, v. 57, p. 1–32, 1991.

FAGAN, W.F.; CANTRELL, R.S.; COSNER, C. How habitat edges change species interactions. **The American Naturalist**, Pittsburgh, v. 153, p. 165–182, 1999.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Michigan, v. 34, p. 487–515, 2003.

FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology**, New York, v. 11, p. 797–801, 1997.

FERREIRA, J.; PARDINI, R.; METZGER, J.P.; FONSECA, C.R.; POMPEU, P.S.; SPAROVEK, G.; LOUZADA, J. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, Scarborough, v. 49, p. 535–541, 2012.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; STUART, F.C.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, p. 570–574, 2005.

FROST, D.R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R.H.; HAAS, A.; HADDAD, C.F.B.; AS, R.O.; CHANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S.C.; RAXWORTHY, C.; CAMPBELL, J.A.; BLOTTO, B.L.; MOLER, P.; DREWES, R.C.; NUSSBAUM, R.A.; LYNCH, J.D.; GREEN, D.M.; WHEELER, W.C. The amphibian tree of life. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, Washington, v. 297, p. 1–370, 2014.

GARCIA, P.C.A.; BERNECK, B.V.M.; COSTA, C.O.R. A new species of (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) from Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, Curitiba, v. 4, p. 217–224, 2009.

GARDNER, T.A.; FITZHERBERT, E.B.; DREWES, R.C.; HOWELL, K.M.; CARO, T. Spatial and temporal patterns of abundance and diversity of an East African leaf litter amphibian fauna. **Biotropica**, Florida, v. 39, p. 105–113, 2007.

GASCON, C. Breeding-habitat use by five Amazonian frogs at forest edge. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 2, p. 438–444, 1993.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.C.; BIERREGAARD, R.O.J.R.; MALCOLM, 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** Boston, v. 91, p. 223–230, 1999.

GIARETTA, A.A.; SAWAYA, R.J.; MACHADO, G.; ARAÚJO, M.S.; FACURE, K.G.; 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, p. 341–346, 1997.

GOERCK, J.M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, New York, v. 11, p. 112–118, 1997.

GOTELLI, N.J. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology**, Washington, v. 81, p. 2606–2621, 2000.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, California, v. 4, p. 379–391, 2001.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. **EcoSim**: null models software for ecology; version 7. Jericho: AcquiredIntelligence, 2006. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Acesso em: 12 ago. 2011

GOTELLI, N.J.; McCABE, D.J. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. **Ecology**, Washington, v. 83, p. 2091–2096, 2002.

GRADWOHL, J.; GREEMBERG, R. Small forest reserves: making the best of a bad situation. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 19, p. 253–256, 1991.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **BioScience**, California, v. 55, p. 207–217, 2005.

HANNAH, L.; MIDGLEY, G.; ANDELMAN, S.; ARAÚJO, M.; HUGHES, G.; MARTINEZ-MEYER, E.; PEARSON, R.; WILLIAMS, P. Protected area needs in a changing climate. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 5, p. 131–138, 2007.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.; CHEN, J.; BROSOFSKY, K.D.; SAUNDERS, S.; EUSKIRCHEN, E.S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.; ESSEEN, P.A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, New York, v. 19, p. 768–782, 2005.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest**: island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago Press, 1984. 325 p.

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**, Florida, v. 20, p. 230–235, 1988.

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; London: Smithsonian Institution Press, 1994.

HEYER, W.R.; RAND, A.S.; GONÇALVES DA CRUZ, C.A.; PEIXOTO, O.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, Curitiba, v. 31, p. 231–410, 1990.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The IUCN red list of threatened species**: version 2013.2. 2013. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 21 nov. 2013.

JAEGER, R.G.; INGER, R.F. Standard techniques for inventory and monitoring: quadrat sampling. In: HEYER, W.R.; DONNELLY, M.A.; MCDIARMID, R.W.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. (Ed). **Measuring and monitoring biological diversity**: standard methods for amphibians. Washington: Smithsonian Institution Press, 2001. p. 97–102.

JONGSMA, G.F.M.; HEDLEY, R.W.; DURAES, R.; KARUBIAN, J. Amphibian diversity and species composition in relation to habitat type and alteration in the mache-chindul reserve, northwest Ecuador. **Herpetologica**, Lawrence, Kansas, v. 70, p. 34–46, 2014.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN, J.L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, A. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. cap. 14, p. 383–394.

KAPLAN, R.H. Ovum size plasticity and maternal effects on the early development of the frog, *Bombina orientalis*, in a field population in Korea. **Functional Ecology**, London, v. 3, p. 597–604, 1989.

KLAION, T.; ALMEIDA-GOMES, M.; TAVARES, L.E.R.; ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M. Diet and nematode infection in *Proceratophrys boiei* (Anura: Cycloramphidae) from two Atlantic rainforest remnants in Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 83, p. 1303–1312, 2011.

KNUTSON, M.G.; SAUER, J.R.; OLSEN, D.A.; MOSSMAN, M.J.; HEMESATH, L.M.; LANNOO, M.J. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. **Conservation Biology**, New York, v. 13, p. 1437–1446, 1999.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Addison Wesley Longman, 1999. 574 p.

LAURANCE, W.F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 71–83.

_____. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 15, p. 134–135, 2000.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 616 p.

LAURENCE, W.F.; USECHE, D. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. **Conservation Biology**, New York, v. 23, p. 1427–1437, 2009.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-De MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Washington, v. 79, p. 203–240, 1998.

LAW, B.S.; DICKMAN, C.R. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 7, p. 323–333, 1998.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier, 1998. 853 p.

LEIBOLD, M.A.; HOLYOAK, M.N.; MOUQUET, A.; MARASEKARE, P.; CHASE, J.M.; HOOPES, M.F.; HOLT, R.D.; SHURIN, J.B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, California, v. 7, p. 601–613, 2004.

LEMES, P.; MELO, A.S.; LOYOLA, R.D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 23, p. 357–368, 2014.

LEOPOLD, A. **Game management**. New York: Charles Scribner's, 1933. 144 p.

LIEBERMAN, S.S. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a neotropical rainforest: La Selva, Costa Rica. **Acta Zoológica Mexicana**, Ciudad de México, v. 15, p. 1–72, 1986.

LOYOLA, R.D.; LEMES, P.; FALEIRO, F.V.; TRINDADE-FILHO, J.; MACHADO, R.B. Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, p. e46257, 2012.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 205 p.

MACHADO, A.B.M.; MARTINS, C.S.; DRUMMOND, G.M. **Lista de fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo as listas de espécies quase ameaçadas e deficiente em dados. Belo Horizonte: Biodiversidade 19, 2005. 46 p.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, London, v. 102, p. 475–485, 2014.

MAGURRAN, A.E. **Multivariate statistical methods**. New York: A Primer Chapman and Hall, 1986. 159 p.

_____. **Ecological diversity and its measurements**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 185 p.

MANLY, B.F. Randomization and regression methods for testing for association with geographical, environmental and biological distances between populations. **Research in Population Ecology**, Hamamatsu, v. 28, p. 201–218, 1986.

MARSH, D.M.; PERMAN, P.B. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of leptodactylid frogs in an Andean montane forest. **Conservation Biology**, New York, v. 11, p. 1323–1328, 1997.

McCALLUM, M.L. Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. **Journal of Herpetology**, Lawrence, v. 41, p. 483–491, 2007.

McCOLLIN, D. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. **Ecography**, Sweden, v. 21, p. 247–260, 1998.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, p. 445–462, 1998.

MININ, E.D.; MACMILLAN, D.C.; GOODMAN, P.S.; ESCOTT, B.; SLOTOW, R.; MOILANEN, A. Conservation businesses and conservation planning in a biological diversity hotspot. **Conservation Biology**, New York, v. 27, p. 808–820, 2013.

MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; ROBLES GIL, P.; MITTERMEIER, C.C. **Hotspots**. Mexico City: CEMEX, 1999. 185 p.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Florida, v.32, p. 786–792, 2000.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Tree**, New South Wales, v. 10, p. 58–62, 1995.

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

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 Neotropica**, São Paulo, v. 9, p. 1–7, 2009.

NAVAS, C.A.; OTANI, L. Physiology, environmental change, and anuran conservation. **Phyllomedusa**, Piracicaba, v. 6, p. 83–103, 2007.

PALIK, B.; MURPHY, P.G. Disturbance versus edge effects in sugar: maple/beechn forest fragments. **Forest Ecology and Management**, Ferrum, v. 32, p. 187–202, 1990.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 5, p. e13666, 2010.

PERMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology**, New York, v. 11, p. 1211–1225, 1997.

PETRANKA, J.W. Recovery of salamanders following clear cutting in the southern Appalachians: a critique of Ash's (1997) estimates. **Conservation Biology**, New York, v. 13, p. 203–205, 1998.

PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. Patch dynamics: a synthesis. In: STEWARD, T.A.; PICKETT, P.S. WHITE, P.S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. p. 371–384.

PICKETT, S.T.A.; MCGRATH, B.; CADENASSO, M.L.; FELSON, A.J. Ecological resilience and resilient cities. **Building Research & Information**, London, v. 42, p. 143–157, 2014.

PINHEIRO, S.C.P. **Anurofauna de serapilheira de diferentes formações vegetais ao longo de um gradiente altitudinal no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, município de Cananéia, SP.** 2009. 110 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) –Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

PINTO, L.P.; BRITO, M.C.W. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira uma introdução. In: LEAL, C.G.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas.** Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica; Conservação Internacional, Centro de Ciências Aplicadas à Biodiversidade, 2005. cap. 3, p. 27–30.

POULIN, B.G.; LEFBVRE, A.; MCNEIL, R. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. **Ecology**, Washington, v. 73, p. 2295–2309, 1992.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação.** Londrina: E. Rodrigues, 2001. 327 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R version 2.15.0:** a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 13 mar. 2014.

RANKIN-DE MÉRONA, J.M.; HUTCHINGS, R.W.H. Deforestation effects on the edge of an Amazonian forest fragment: tree mortality, damage and recruitment. In: BIERREGARD, R.O. JR.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragments forest.** New Haven; London: Yale University Press, 2001. chap. 9, p. 97–106.

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**, Boston, v. 142, p. 1141–1153. 2009.

RIBEIRO JR., J.W.; BERTOLUCI, J. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 9, p. 207–216, 2009.

RIES, L.; SISK, T.D. A predictive model of edge effects. **Ecology**, Washington, v. 3, p. 456–468, 2004.

RIES, L.; FLETCHER, R.J. JR.; BATTIN, J.; SISK, T.D. Ecological responses to habitat edges: mechanism, model and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Michigan, v. 35, p. 491–522, 2004.

ROCHA, C.F.D.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO, H.G.; VRCIBRADIC, D. Estimates of forest floor litter frog communities: a comparison of two methods. **Australian Ecology**, Melbourne, v. 26, p. 14–21, 2001.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of BIRD populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of Linnean Society**, London, v. 42, p. 149–163, 1991.

RUDOLF, V.M.; JENNIFER, M.; JACOBS, R.; SANTA-CRUZ, J.; VALDIVIA, J.M.; HUAMÁN, R. F.; MAUREEN, M. R.; DONNELLY, A. Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, p. 509–519, 2010.

SANTOS, A.J. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN, L. Jr.; PUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003.p. 19–41.

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**, London, v. 43, p. 973–993, 2009.

SAWAYA, R.J. **Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna da serapilheira da Ilha de São Sebastião, SP**. 1999. 65 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

SCHLAEPFER, M.A.; GAVIN, T.A. Edge effects on lizard and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, New York, v. 15, p. 1079–1090, 2001.

SCHLUTER, D. A variance test for detecting species associations, with some applications. **Ecology**, Washington, v. 65, p. 998–1005, 1984.

SCHOENER, T.W. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. **Ecology**, Washington, v. 51, p. 408–418, 1970.

SEALE, D.B.; BECKVAR, N. The comparative ability of anuran larvae (genera: Hyla, Bufo and Rana) to ingest suspended blue-green algae. **Copeia**, Lawrence, Kansas, v. 1980, p. 495–503, 1980.

SEGALLA, M.V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C.A.G.; GARCIA, P.C.A.; GRANT, T.; HADDAD, C.F.B.; LANGONE, J. **Brazilian amphibians: list of species**. Curitiba: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2012. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 15 jul. 2013.

SEMLITSCH, R.D. (Ed.). **General Threats to amphibians: Amphibian conservation**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2003. 234 p.

SEMLITSCH, R.D.; BODIE, J.R. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. **Conservation Biology**, New York, v. 17, p. 1219–1228, 2003.

SETZER, J. **Contribuição para o estudo do clima do Estado de São Paulo**. São Paulo: Escolas Profissionais Salesianas, 1946. 239 p.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, p. 79–86, 2005.

- SMITH, M.A.; GREEN, D.M. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? **Ecography**, Sweden, v. 28, p. 110–128, 2005.
- SOUZA, V.M.; SOUZA, M.B.; MORATO, E.F. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuabba e seu entorno, Acre, Amazônia sul-ocidental. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 25, p. 49–57, 2008.
- SOUZA, W.P. The role of disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Michigan, v. 15, p. 353–391, 1984.
- STEWART, M.M.; WOOLBRIGHT, L.L. Amphibians. In: REAGAN, D.P.; WAIDE, R.B. (Ed.). **The food web of a tropical rain forest**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. p. 273–320.
- STONE, L.; ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. **Oecologia**, Berlin, v. 8, p.74–79, 1990.
- STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISCHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, Washington, v. 306, p. 1783–1786, 2004.
- SUGAI, J.L.M.M.; TERRA, J.S.; FERREIRA, V.L. Diet of *Leptodactylus fuscus* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) in the Pantanal of Miranda river, Brazil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 12, p. 99–104, 2012.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; GIRÃO, L.C.; PERES, C.A.; LOPES, A.V. Effects of Pioneer tree species hyper abundance on Forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, New York, v. 24, p. 1654–1663, 2010.
- TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual and can draw for windows user's guide**: software for canonical community ordination (version 4.5). Ithaca: Microcomputer Power, 2002. 500 p.
- TOCHER, M.D.; GASCON, C.; MEYER, J. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic sites. In: BIERREGARD, R.O. JR.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragments forest**. New Haven; London: Yale University Press, 2001. chap. 19, p. 235–247.
- TRAVASSOS-FILHO, L.; CAMARGO, H.F.A. A Estação Biológica de Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, Curitiba, v. 11, p. 1–21, 1958.
- TSIANOU, M.A.; AZARIS, A.D.; KALLIMANIS, A.S.; DELIGIORIDI, P.K.; APOSTOLOPOULOU, E. Identifying the criteria underlying the political decision for the prioritization of the Greek Natura 2000 conservation network. **Biological Conservation**, Boston, v. 166, p. 103–110, 2013.
- TUOMISTO, H.A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. **Oecologia**, Berlin, v. 164, p. 853–860, 2010.

- TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. The conservation of small, isolated fragments of lowland tropical rainforest. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 11, p. 330–333, 1996.
- UNDERWOOD, A.J.; CHAPMAN, M.G.; CONNELL, S.D. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Groton, Connecticut, v. 250, p. 97–115, 2006.
- VAN SLUYS, M.; ROCHA, C.F.D.; SOUZA, M.B. Ecology of the leptodactylid litter frog *Zachaenusparvulus* in Atlantic rainforest of southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, Lawrence, v. 35, p. 322–325, 2001.
- VASCONCELOS, T.S.; SANTOS, T.G.; HADDAD, C.F.B.; ROSSA-FERES, D.C. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, p. 423–432, 2010.
- VELOSO, P.V. Sistema fitogeográfico. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. p. 158.
- VERDADE, V.K.; DIXO, M.; CURCIO, F.F. Os riscos de extinção de sapos, rãs e pererecas em decorrência das alterações ambientais. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 68, p. 161–172, 2010.
- VERDADE, V.K.; CARNAVAL, A.C.; RODRIGUES, M.T.; SCHIESARI, L.; PAVAN, D.; BERTOLUCI, J. Decline of Amphibians in Brazil. In: HEATWOLE, H.; WILKINSON, J.W. (Org.). **Status of decline of Amphibians: Western Hemisphere. Part 2: Uruguay, Brazil, Ecuador and Colombia**. Chipping Norton: Surrey Beatty, 2011. p. 85–127. (Series Amphibian Biology, 9).
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches: in tropical landscape**. Washington: Island Press, 1996. chap. 8, p. 151–167.
- VIÉ, J.-C.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S.N. (Ed.). **Wildlife in a changing world: an Analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species**. Gland: IUCN, 2009. 180 p.
- WAKE, D.B. Declining amphibian populations. **Science**, Washington, v. 253, p. 860–875, 1991.
- WATLING, J. I.; DONNELLY, M. A. Seasonal patterns of reproduction and abundance of leaf litter frogs in a Central American rainforest. **Journal of Zoology**, London, v. 258, p. 269–276, 2002.
- WELLS, K.D. **The ecology and behavior of Amphibians**. Chicago: University of Chicago Press, 2007. 1148 p.
- WHITFIELD, S.M.; PIERCE, M.S.F. Tree buttress microhabitat use by a Neotropical leaf-litter herpetofauna. **Journal of Herpetology**, Lawrence, v. 39, p. 2–192, 2005.
- WIENS, J.A.; CRAWFORD, C.S.; GOSZ J.R. Boundary dynamics: a conceptual frame-work for studying landscape ecosystems. **Oikos**, São Leopoldo, v. 45, p. 421–427, 1985.

WILMS, W.; IMPERATRIZ-FONSECA, V.L.; ENGELS, W. Resource partitioning between highly eusocial bees and possible impact of the introduced africanized honey bee on native stingless bees in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Tübingen, v. 31, p. 137–151, 1996.

WYMAN, R.L. Experimental assessment of salamanders as predators of detrital food webs: effects on invertebrates, decomposition and the carbon cycle. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 7, p. 641–650; 1998.

YOUNG, B.E.; STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; BOUCHER, T.M. **Joyas que están desapareciendo: el estado de los anfibios en el nuevo mundo**. Arlington: NatureServe, 2004. 53 p.

YOUNG, B.E.; LIPS, K.R.; REASER, J.K.; IBÁÑEZ, R.; SALAS, A.W.; CEDEÑO, J.R.; COLOMA, L.A.; RON, S.; LA MARCA, E.; MEYER, J.R.; MUÑOZ, A.; BOLAÑOS, F.; CHAVES, G.; ROMO, D. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. **Conservation Biology**, New York, v. 15, p.1213–1223, 2001.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 929 p.

ZIMMERMAN, B.L.; BIERREGAARD, R.O. JR. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area reactions to conservation with a case from Amazonia. **Journal of Biogeography**, Norwich, v. 13, p. 143–133, 1996.

ZIMMERMAN, B.L.; RODRIGUES, M.T. Frogs, snakes, and lizards of the INPA-WWF Reserves near Manaus, Brazil. In: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four Neotropical rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p. 426–454.

ZINA, J.; ENNSER, J.; PINHEIRO, S.C.P.; HADDAD, C.F.; 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 Neotropica**, São Paulo, v. 7, p. 49–58, 2007.