


Jocilene Brandão Herrera



**Efeitos da Heterogeneidade do Ambiente,  
Área e Variáveis Ambientais Sobre  
Anfíbios Anuros em Paisagem  
Fragmentada de  
Floresta Atlântica**

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento  
Universidade Federal da Bahia  
Salvador, 2011**

---

Jocilene Brandão Herrera

Efeitos da heterogeneidade do ambiente, área e  
variáveis ambientais sobre anfíbios anuros em  
paisagem fragmentada de Floresta Atlântica

**Orientador:** Dr. Marcelo Felgueiras Napoli

Co-orientador: Dr. Danilo Boscolo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de mestre em Ecologia e Biomonitoramento.

Salvador  
2011

---

---

*Ficha Catalográfica*

---

Fotografias: Rafael Oliveira e Patrícia Fonseca

Capa: Fragmento Florestal de Catu e *Hylomantis* sp.

Biblioteca Central - UFBA

\_\_\_\_\_ Herrera, Jocilene Brandão

“Efeitos da heterogeneidade e área sobre a comunidade de anfíbios em uma paisagem fragmentada na Floresta Atlântica” / Jocilene Brandão Herrera - 2011.

Inclui Bibliografia

Orientador: Marcelo Felgueiras Napoli

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, 2011.

1. Comunidade de anuros 2. Heretogeneidade 3. Área 4. Variáveis ambientais 5. Mata Atlântica I. Napoli, Marcelo Felgueiras. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

**Comissão Julgadora**

\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Flora Juncá

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Mirco Solé

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Marcelo Felgueiras Napoli (Orientador)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Danilo Boscolo (Co-orientador)

*Á natureza por seu mistério  
e beleza, que me fascina e  
me encanta a cada dia.*

---

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu pai e minhas duas mães pelo amor e por acreditarem mim. Aos meus amigos Renata, Elze, Lore, Mone e Leo pela confiança, força e incentivo sempre! A Manu, amiga, companheira e braço direito nos momentos difíceis (que não foram poucos!), todas as risadas e choros ficarão na memória pra sempre!

Ao meu orientador, Prof. Dr. Marcelo Napoli, pela imensa paciência, e pelos ensinamentos e amizade durante estes dois anos. Com admiração, obrigada!

À Danilo Boscolo, pela co-orientação.

Ao Prof. Dr. Wilfried Klein, pelo apoio logístico para realização da pesquisa.

À Sidney e Pedro Coruja pela indispensável ajuda em selecionar e reconhecer os fragmentos florestais e contatos com os proprietários das fazendas.

À Emerson (Boy), por acolher os mais de 20 pesquisadores em sua fazenda, além de apoio logístico, amizade e boa vontade em ajudar em todos os momentos das coletas, além de sua paixão pela natureza.

Aos participantes de “A Fazenda 1 e 2”: Rafael pelo bom humor nos momentos mais cansativos, Tiko Jordão por nos acompanhar até as 3h da manhã cortando fitas de marcação de parcelas e ajuda na resolução de todos os imprevistos, À Aribio pela amizade, paciência e apoio na organização da logística de campo, à Super Patyca, Loucas, Deiseroca e Milla Souta pela grande ajuda na organização dos dados e cuidado com os animais. À Mary, Euvaldo, Joice Rio, Fila, Lagartinho, Trevi, Igor, Robson, Peu, Dani Zoo, Tábata, Daniela, Jeferson, Lane, Bruno, Kathleen, Lane, Gabriel, Tamiris, Vainessa, Patrícia e Lívia pela ajuda nas coletas. Obrigada a todos por “toda uma infra-estrutuuuura”!!!

Aos amigos e todos que não foram que para as coletas, mas que ajudaram de outras formas. Obrigada Milena, Laíshh, Marllita, Bruno Travassos, Claris...

Aos proprietários das áreas, pela autorização da entrada dos pesquisadores nas fazendas, dentre outros aos Sr. Eliomar e Sr. Renê, pela preocupação e dedicação á nossa biodiversidade.

Aos guias de campo Seu Emídio, Seu Aloísio, Seu Flamengo, Seu Vermelho, Dona Branca, Seu Evandro pelo apoio no campo.

Ao Gilson pelos ensinamentos bioestatísticos.

À Dudu pelos ensinamentos de ArcGis e grande paciência.

Á Jussara por todas as ajudas durante todo o período do programa.

Á minha turma de mestrado por compartilharmos os conhecimento e experiências

Aos professores do PPG-Bio.

À Fapesb e Marta Daniela

Ao CNPq pela bolsa concedida durante a realização do mestrado.

Enfim, agradeço aos anfíbios, por existirem e “permitirem” a realização de pesquisas sobre os mesmos.

---

**SUMÁRIO**

<b>Texto de divulgação</b>	<b>7</b>
<b>Introdução</b>	<b>9</b>
<b>Referências bibliográficas</b>	<b>14</b>
<b>Manuscrito. Revista <i>Phyllomedusa</i></b>	<b>24</b>
<b>Resumo/Abstract</b>	<b>25</b>
<b>Introdução</b>	<b>27</b>
<b>Material e métodos</b>	<b>31</b>
1. Delineamento experimental e métodos de campo	<b>31</b>
2. Análise de dados	<b>33</b>
<b>Resultados</b>	<b>35</b>
1. Aspectos descritivos da comunidade de anuros	<b>35</b>
2. Área e heterogeneidade ambiental vs. riqueza de espécies	<b>36</b>
3. Variáveis ambientais vs. composição de anuros dos fragmentos florestais	<b>38</b>
<b>Discussão</b>	<b>36</b>
<b>Agradecimentos</b>	<b>44</b>
<b>Referências bibliográficas</b>	<b>45</b>
<b>Tabelas</b>	<b>58</b>
<b>Legenda das figuras</b>	<b>63</b>
<b>Figuras</b>	<b>64</b>
<b>Conclusão geral</b>	<b>68</b>
<b>Anexo</b>	<b>70</b>

## TEXTO DE DIVULGAÇÃO

A paisagem natural da Floresta Atlântica tem sido modificada antropicamente de forma acelerada. Estatísticas sobre o desmatamento anual das florestas brasileiras estimam que esta atividade esteja crescente a cada ano e que se continuar com este ritmo, florestas tropicais estarão seriamente danificadas ou dizimadas em torno do ano 2100. Esta destruição e remoção de habitats naturais estão entre os principais fatores responsáveis pela perda da biodiversidade, pois quanto menor a área, menor o número de espécies presentes.

O presente estudo pretendeu analisar a influencia da heterogeneidade do ambiente e área sobre a riqueza de espécies de anuros e investigar quais micro-variáveis ambientais melhor explicam a composição de anfíbios entre remanescentes de Floresta Atlântica. A pesquisa foi realizada nos municípios de Catu, São Sebastião do Passé, Pojuca e Araçás localizados do estado da Bahia, Brasil. Vinte fragmentos florestais, de tamanhos distintos e com matriz de pasto, foram amostrados. Alocamos a quantidade de parcelas (25 x 60m) proporcional à área dos fragmentos, totalizando 122 parcelas. As coletas ocorreram em uma estação seca e uma chuvosa. Os anfíbios foram coletados através de busca ativa diurna e noturna.

A composição da comunidade foi representada através de um eixo sintético construído usando a técnica escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) sobre a matriz de abundâncias. Mensuramos nove micro-variáveis ambientais que foram reduzidas a três eixos sintéticos através da análise de componentes principais (PCA). O teste de regressão linear múltipla testou se a heterogeneidade ambiental, área ou ambos influenciam a riqueza de anfíbios. Aplicamos o teste de regressão múltipla, com correção de Bonferroni, para identificar quais micro-variáveis melhor explicam a composição dos anuros nos fragmentos florestais. Registramos 42 espécies de anfíbios para a área total estudada, porém consideramos somente 36 espécies nas análises.

A heterogeneidade ambiental, e não a área, dos fragmentos foi importante para a riqueza de anfíbios. O teste de Mantel indicou que o eixo NMDS correspondeu a 85% da variação original da composição da comunidade de anfíbios no espaço multidimensional. As micro-variáveis foram reduzidas a três eixos, representando ca.70% da variação da matriz. Os PC2, representando as bromélias terrestres e epífitas, e o



PC3, representando somente a serapilheira foram significativos para os anfíbios. Nossos resultados mostram que fragmentos pequenos também são importantes para a anurofauna. Além disso, as bromélias terrestres e epífitas juntamente com a serapilheira foram as micro-variáveis que explicaram a composição da comunidade. Estas variáveis promovem a umidade nos ambientes degradados e favorecem os organismos ali presentes. Portanto, fragmentos florestais mesmo de tamanho pequeno, são importantes para sustentar comunidades, desde que detenham estruturas-chave para as espécies estudadas.

## INTRODUÇÃO GERAL

A fragmentação é um processo natural, porém este evento é acelerado principalmente por ações humanas. Há muito tempo a Floresta Atlântica tem sofrido transformações significativas em suas extensões territoriais e paisagens naturais, tornando este bioma um mosaico composto por poucas áreas extensas com vários níveis de degradação (Guatura et al. 1996). O conceito de fragmentação, segundo Farigh (2003), é um processo que tem como consequência habitats descontínuos, aumentando o número de remanescentes de diferentes tamanhos e isolamento entre eles e distintos níveis de qualidade para muitas espécies, inseridos em uma matriz de vegetação que não é a natural (Young & Jarvis 2001). Como consequência, as populações são isoladas o que compromete o movimento das espécies entre os fragmentos (Rukke 2000, Mossman & Waser 2001, Fahrig 2003, Silvano et al. 2003), o fluxo gênico (Cunningham & Moritz 1998, Ricklefs 2003) e altera os padrões de distribuição das espécies (Boscolo & Metzger 2009).

Remanescentes florestais ganharam atenção de vários pesquisadores, aumentando a intensidade e número de estudos sobre o tema (fragmentação), o qual se tornou um dos mais relevantes na ecologia (Kapos 1989, Laurance & Yensen 1991, Taylor et al. 1993, Green 1994, Kupfer 1995, Stouffer & Bierregaard Junior 1995, Tabanez et al. 1997). Essa preocupação, principalmente relacionada à Floresta Atlântica, explica-se pelo reconhecimento da alta riqueza de espécies aliada a significativos níveis de endemismo deste bioma (Fonseca 1997, Cordeiro 1999).

Estatísticas sobre o desmatamento anual das florestas brasileiras estimam que esta atividade esteja crescente a cada ano e que se continuar com este ritmo, florestas tropicais estarão seriamente danificadas ou dizimadas em torno do ano 2100 (Whitmore 1990, Lugo 1997, Wilson 1997). Esta destruição e remoção de habitats naturais estão entre os principais fatores responsáveis pela perda da biodiversidade (Morellato & Haddad 2000, Myers et al. 2000, Primack & Rodrigues 2001, Gainsbury & Colli 2003, Reis et al. 2003, Brandon et al. 2005, Rodrigues 2005, Tabarelli et al. 2005), pois quanto menor a área, menor o número de espécies presentes (Preston 1948, Simberloff 1974, Abbott 1980).

Quando uma área florestal é reduzida, o centro aproxima-se da borda, onde condições microclimáticas são alteradas (por ex.: temperatura, umidade, estrutura da vegetação, luminosidade), o que pode afetar negativamente ou positivamente os organismos presentes neste habitat (Primack &

Rodrigues 2001). No entanto, apesar da área estar, muitas vezes, diretamente relacionada à riqueza, esta também pode estar relacionada indiretamente por meio de outros fatores que estejam fortuitamente correlacionados com esta variável (Báldi 2008, Moreno-Rueda & Pizarro 2009). São os chamados fatores de confusão, que podem mascarar a influência do efeito da área sobre os organismos (Ewers & Didhan 2006).

Características como permeabilidade da matriz, efeito temporal, nível de exigência de cada espécie em relação ao ambiente (Kapos 1989, Laurance & Yensen 1991, Tabanez et al. 1997, Zaú 1998, Ewers & Didhan 2006) e estrutura do habitat ou heterogeneidade (MacArthur & MacArthur 1961, Metzger 2000) são exemplos de variáveis que podem camuflar os efeitos da área. A estrutura de um ambiente tem sido tratada e mensurada na literatura como heterogeneidade ambiental, e sua variação é apontada como um dos principais fatores responsáveis pela alteração na riqueza de espécies em diferentes grupos zoológicos (MacArthur & MacArthur 1961, Parris 2004, Báldi 2008).

É esperado que áreas mais heterogêneas disponibilizem mais microambientes e nichos ecológicos e conseqüentemente ocorra maior riqueza de espécies (Bazzaz 1975, Ricklefs & Lovette 1999, Juncá 2006, Moraes et al. 2007, Baldi 2008), já que estes ambientes permitiriam a coexistência de um número maior de organismos, quando comparados a ambientes mais homogêneos (Cardoso et al. 1989, Gascon 1991). Estudos apontam que a heterogeneidade da vegetação tem um papel importante na determinação da estrutura do ambiente e, conseqüentemente, sobre a distribuição (Tews et al. 2004, Bastazini et al. 2007) e riqueza das espécies (Cardoso et al 1989).

A estrutura da vegetação vertical é apontada como uma variável que mais reflete a heterogeneidade de um habitat (Tews et al 2004). Embora florestas com estrutura vegetacional mais conservadas apresentem em geral, riquezas mais elevadas de espécies florestais do que ambientes mais antropizados, não significa que espécies de interesse para a conservação não ocorram em ambientes alterados (Silvano et al. 2003). Além disso, há florestas que ainda conseguem se recuperar, e são importantes para a manutenção da biodiversidade, mesmo após intervenções humanas e com certo grau de degradação (Lugo 1997). Colli et al. (2003) também ressalta que não somente os fragmentos em estado avançado de regeneração são importantes, pois há também outras características estruturais que podem ser condicionantes para a manutenção da população de determinadas espécies.

Desta forma, a heterogeneidade de ambientes de fragmentos florestais é um parâmetro importante para mensurar a riqueza de espécies (Silvano et al 2003). Esta medida (número de espécies) é uma das maneiras que pode ser usada para descrever uma comunidade (Begon et al. 2007). MacArthur & MacArthur (1961) foram os primeiros a testar o efeito da heterogeneidade sobre a riqueza de espécies, usando aves como modelo, e foi encontrada relação positiva deste parâmetro sobre os organismos. Posteriormente, outros estudos corroboraram esta relação para alguns grupos taxonômicos (Pianka 1966, Ricklefs & Lovette 1999, Vallan 2000, Atauri & Lucio 2001, Tews et al. 2004, Baldi 2008). Entretanto, nem todos os autores que testaram a relação da heterogeneidade do ambiente com a biodiversidade obtiveram resultados positivos (August 1983, Brose 2003, Lassau & Hochulli 2004).

Essa divergência de conclusões pode ser explicada pela escala adotada no estudo, uma vez que características da heterogeneidade podem representar um habitat para uma comunidade e fragmentação para outra (Tews et al. 2004). Outra explicação para esta contradição seria os diferentes delineamentos utilizados. Espécies diferentes possuem exigências e particularidades com o meio (Homes et al. 1986), cada um com seu grau de tolerância, o que torna incoerente extrapolar determinados resultados obtidos para todos os organismos e ambientes. A maioria dos estudos que abordam esta relação usam como modelos artrópodes (Báldi 2008), aves (MacArthur & MacArthur (1961), mamíferos (August 1983, Reis et al. 2003), répteis (Pianka 1966) e anfíbios e répteis como um grupo na mesma análise (Ricklefs & Lovette 1999) . E em muitos daqueles estudos que usam os anfíbios como modelo, são testados em localidades com presença de corpos d'água (Vasconcellos & Rossa-Feres 2005). Investigações com delineamentos robustos são importantes para responder tal relação. Com base no exposto acima, nos questionamos qual será a influência da área e/ou heterogeneidade sobre a riqueza de anuros neotropicais em ambientes fragmentados?

Para determinar essa relação (heterogeneidade/riqueza) é essencial a escolha correta dos fatores estruturais como “estrutura-chave” (Tews et al. 2004). Fatores biológicos, químicos e/ou físicos são intimamente relacionados aos padrões das comunidades (Kennish 2000). Como já mencionado acima, os seres possuem uma inter-relação direta com o ambiente onde vivem, e conhecer tal relação de influência é um dos primeiros passos para os estudos de relações ecológicas. Compreender quais as micro-variáveis (neste estudo, são chamadas de micro-variáveis as características do ambiente que podem ser usadas para compor um conjunto de dados que reflitam a heterogeneidade ambiental) e como elas influenciam uma

comunidade, se torna essencial para que seja possível detectar se há padrões de distribuição das comunidades (Homes et al. 1986, Tuomisto & Ruokolainen 1997, Underwood et al. 2000).

Existem muitos estudos descritivos realizados para investigar as relações entre a distribuição da comunidade e variáveis do ambiente (Duellman 1988, Pombal Jr. 1997, Bertoluci 1998, Bernarde & Kokubum 1999, Rossa-Feres et al. 1999, Conte & Machado 2005, Feio & Ferreira 2005, Bernarde 2007, Uetanabaro 2007, Vieira et al. 2007, Zina et al. 2007). Colli et al. (2003) realizaram um trabalho multi-taxon, em vários biomas brasileiros, e seus resultados mostraram que características internas influenciam na estrutura das comunidades. Uma observação mais detalhada daqueles resultados mostra que determinadas micro-variáveis ambientais parecem ser especialmente importantes para a permanência de certas espécies em determinados habitats. Por exemplo, naquele estudo, a espécie de abelha *Melipona quadrifasciata* necessita de árvores com ocos grandes para estabelecer colônias, algumas espécies de aves e borboletas ocorrem apenas em grotas, e o lagarto endêmico *Cnemidophorus parecis* foi encontrado apenas em fragmentos de solos arenosos. Bastazini et al. (2007) encontraram influencia da estratificação vegetal, serapilheira e bromélias sobre a comunidade de anfíbios. Juncá (2006) constatou que a serapilheira e poças temporárias e permanentes foram os locais que ocorreram a maioria das espécies registradas.

O conhecimento desses fatores ambientais mantenedores da diversidade local é fundamental para a elaboração de propostas de conservação e manejo (Morin 1999, Primack & Rodrigues 2001, Santos 2003) dos últimos remanescentes que representam importância biológica.

Animais considerados bons objetos de estudo de fragmentação e as implicações que acompanham este processo são os anfíbios (Silvano et al. 2003), pois são muito sensíveis a mudanças ambientais devido às suas necessidades fisiológicas, especificidade de habitat e baixa capacidade de dispersão (Wyman 1990, Blaustein et al. 1994, Duellman & Trueb 1994, Lips 1998, Haddad & Prado 2005, Haddad et al. 2008). Algumas espécies de anfíbios não podem persistir em ambientes em que as condições de microhabitat e microclima não são favoráveis (Vallan 2000). Por esta razão, muitos pesquisadores têm buscado explicação para o declínio das populações de anuros e extinções locais (Sazima & Haddad 1992, Tilman et al. 1994, Myers et al. 2000, Juncá 2001, Young et al. 2001, Fahrig 2003, Eterovick et al. 2005, Silvano & Segala 2005).

A maioria dos estudos que investigam as comunidades de anuros sob a influência de micro-variáveis, estão restritos a ambientes com corpos d'água (Pombal 1997, Arzabe et al, 1998, Eterovick & Sazima 2000, Vasconcellos & Rossa-Feres 2005). Os poucos estudos realizados no Litoral Norte da Bahia (Juncá 2006, Bastazini et al. 2007, J. Munduruca, dados não publicados), não possuem delineamento que compare vários fragmentos de florestas, limitando-se apenas a uma floresta contínua ou parte dela (Reserva Sapiranga, Reserva Camurujipe e Praia do Forte, Município de Mata de São João), em áreas de restinga, não sendo representativos de toda a região. Portanto, há uma clara necessidade de estudos que esclareçam as relações que estruturam as comunidades bióticas nos últimos remanescentes da região, uma vez que dados como estes, podem compilar informações que subsidiem a aplicabilidade da conservação das espécies.

O presente estudo tem por objetivo responder as seguintes perguntas: (1) A riqueza de anuros de remanescentes florestados do Litoral Norte da Bahia pode ser explicada pela heterogeneidade local ou pela área? (2) Quais variáveis ambientais podem explicar o padrão da estrutura da comunidade de anfíbios nestes remanescentes?

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ABBOTT, I. 1980. Theories dealing with the ecology of landbirds on islands. *Advances in Ecological Research* 1:329-371.

ARZABE, C., CARVALHO, C.X. & COSTA, M.A.G. 1998. Anuran assemblages in Crasto forest ponds (Sergipe state, Brazil): comparative structure and calling activity patterns. *Herpetological Journal* 8:111–113.

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

AUGUST, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6):1495–1507.

BÁLDI, A. 2008. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 35:675–681.

BASTAZINI, C.V., MUNDURUCA, J.F.V., ROCHA, P.L.B. & NAPOLI, M.F. 2007. Which Environmental Variables Better Explain Changes in Anuran Community Composition a Case Study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63(4):459–471.

BAZZAZ, F.A. 1975. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. *Ecology, Early Spring* 56(2):485-488.

BEGON, M., HARPER, J. & TOWNSEND, C. 2007. *Ecologia: de Indivíduos a Ecosistemas*. 4 ed. Artmed, Porto Alegre.

BERNARDE, P.S. & KOKUBUM, M.N.C. 1999. Anurofauna do município de Guararapes, estado de São Paulo, Brasil (Amphibia, Anura). *Acta biológica leopoldensia* 21:89–97.

BERNARDE, P.S. 2007. Ambientes e temporada de vocalização da anurofauna no Município de Espigão do Oeste, Rondônia, Sudoeste da Amazônia - Brasil (Amphibia: Anura). *Biota Neotropica* 7:87–92.

BERTOLUCI, J.A. 1998. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. *Journal of Herpetology* 32:607–611.

BLAUSTEIN, A.R., WAKE, D.B., & SOUSA, W.P. 1994. Amphibians declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8:60–71.

BOSCOLO, D. & METZGER, J.P. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecol* 24: 907–918.

BRANDON, K., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B. & SILVA, J.M.C. 2005. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade*. 1:7–13.

BROSE, U., MARTINEZ, N.D. & WILLIAMS, R.J. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology*. 84: 2364–2377.

CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 49:241-249.

COLLI, G.R.; ACCACIO, G.M., ANTONINI, Y., CONSTANTINO, R., FRANCESCHINELLI, E.V., LAPS, R.R., SCARIOT, A., VIEIRA, M.V., WIEDERHECKER, H.C.A. 2003. A Fragmentação dos Ecossistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. In *Fragmentação de Ecossistemas: Causas,*



efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas (RAMBALDI, D. & OLIVEIRA D.A.S. ed). Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 318–324.

CONTE, E.C. & MACHADO, R.A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:940–948.

CORDEIRO, P.H.C. 1999. Padrões de distribuição geográfica dos passeriformes endêmicos da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

CUNNINGHAM, M. & MORITZ, C. 1998. Genetic effects of forest fragmentation on a rainforest restricted lizard (Scincidae: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation*. 83:19-30.

DUELLMAN, W.E. 1988. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:79–104.

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

ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia* 21 (4): 439-46.

ETEROVICK, P.C., CARNAVAL, A.C.O.Q.; BORGES-NOJOSA, D.M., SILVANO, D.L., SEGALLA, M.V. & SAZIMA, I. 2005. Amphibian declines in Brazil: An Overview. *Biotropica* 37(2):166–179.

EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.

- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- FEIO, R.N. & FERREIRA, P.L. 2005. Anfíbios de dois fragmentos de Mata Atlântica no município de Rio Novo, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Zoociências* 7:121–128.
- FONSECA, G.A.B. 1997. Biodiversidade e impactos antrópicos. Em J. A. de Paula Org. Biodiversidade, População e Economia: Uma região de Mata Atlântica. UFMG, Belo Horizonte, M. G.
- GAINSBURY, A.M. & COLLI, G.R. 2003. Lizards Assemblages from Natural Enclaves in Southwestern Amazônia: The Role of Stochastic Extinctions and Isolation. *Biotropica*. 35(4): 503-519.
- GASCON, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72:1731-1746.
- GREEN, D.G. 1994. Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. *Pacific Conservation Biology*, in press..
- GUATURA, I. N., CORRÊA, F., COSTA, J.P.O. & AZEVEDO, P.U.E. 1996. A questão fundiária: roteiro para a solução dos problemas fundiários nas áreas protegidas da Mata Atlântica. Roteiro para conservação de sua biodiversidade. *Série Cadernos da Reserva da Biosfera*, Caderno n. 1: 47.
- HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience*, 55(3): 207–217.
- HADDAD, C.F.B., TOLETO, L.F. & PRADO, C.P.A. 2008. Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica. São Paulo: Editora Neotropica.

HOMES, R.T., SHERRY, T.W. & STURGES, F.W. 1986. Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: long-term trends at Hubbard Brook. *Ecological Monographs* 56:201–220.

JUNCÁ, F. A. 2001. Declínio mundial das populações de anfíbios. *Sientibus série Ciências Biológicas* 1: 84–87.

JUNCÁ, F.A. 2006. Diversidade e uso de hábitat por anfíbios anuros em duas localidades de Mata Atlântica, no norte do estado da Bahia. *Biota Neotropica* 6 (2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?inventory+bn03006022006>.

KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*. 5:173-185.

KENNISH, M.J. 2000. *Estuary Restoration and Maintenance –The National Estuary Program*. New York. CRC Press.

KUPFER, J.A. 1995. Landscape ecology and biogeography. *Progress in Physical Geography*. 19(1):18-34.

LASSAU, S.A. & HOCHULLI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography* 27:157-166.

LAURENCE, W.F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1): 77-92.

LIPS, K.R. 1998. Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology* 12: 106–117.

LUGO, A.E. 1997. Estimativas de reduções na biodiversidade de espécies da floresta tropical. In *Biodiversidade* (E.O. Wilson, ed.). Nova Fronteira, Rio de Janeiro. p. 72-88.

MACARTHUR, R.H. & MACARTHUR, J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.

METZGER, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in A brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147–1161.

MORAES, R.A.(de), SAWAYA, R.J. & BARRELA, W. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 7 (2). Disponível em:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00307022007>.

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

MORENO-RUEDA, G & PIZARRO, M. 2009. Relative influence of habitats heterogeneity, climate, human disturbance, and special structure on vertebrate species richness in Spain. *Ecological Research* 24(2):335-344.

MORIN, P.J. 1999. *Community Ecology*. Blackwell Science, Malden.

MOSSMAN, C.A. & WASER, P.M. 2001. Effects of habitat fragmentation on population genetic structure in the white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*). *Can. J. Zool* 79: 285–95.

MUNDURUCA, J.F.V. 2005. Gradientes ambientais e composição da comunidade de anuros da Reserva Camurujipe, Mata de São João, Brasil. Dissertação de mestrado. Programa de Ecologia e Biomonitoramento, Universidade Federal da Bahia, Bahia.

MYERS. N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403:853-858.

PARRIS, K.M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* 27:392-400.

PIANKA, E.R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology* 47: 1055-1059.

POMBAL-JR, J.P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 57:583-594.

PRESTON, F.W. 1948. The commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29:254-283.

PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da conservação*. Ed. Planta, Londrina, PR, Brasil.

REIS, N.R., BARBIERI, M.L.S., LIMA, I.P. & PERACCHI, A.L. 2003. What is better for maintaining the richness of bat (Mammalia, Chiroptera) species: a large forest fragment or many small fragments. *Rev. Bras. Zool.* 20(2): 225-230.

RICKLEFS, R.E. & LOVETTE, I.J. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68: 1142-1160.

RICKLEFS, R.E. 2003. *A Economia da Natureza*. 5 ed. Editora Guanabara.

RODRIGUES, M.T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade*. 1(1): 87-94.

ROSSA-FERES, D.C., MENIN, M. & IZZO, T.J. 1999. Ocorrência sazonal e comportamento territorial em *Leptodactylus fuscus* (Anura, Leptodactylidae). *Ilheringia. Série Zoológica* 87:93-100.

RUKKE, B.A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead Wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography* 23: 492–502.

SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. (L. CULLEN, JR., RUDRAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. eds.). Curitiba, Ed. Da UFPR. p. 19-41.

SAZIMA, I. & HADDAD, C.F.B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal do Sudeste do Brasil*. Campinas (L.P.C. MORELLATO, Ed.). Editora da UNICAMP/FAPES. p. 212–236.

SILVANO, D.L.; G.R. COLLI; M.B.O. DIXO; B.V.S. PIMENTA; H.C. WIEDERHECKER. 2003. Anfíbios e Répteis. In *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas* (RAMBALDI, D., OLIVEIRA, D.A.S. ed). Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 183–200.

SILVANO, D.L.; M.V. SEGALLA. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*. 1(1): 79–86.

SIMBERLOFF, D. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual Review of ecology and Systematics* 5:161-182.

STOUFFER, P.C. & BIERREGAARD JUNIOR, R.O. 1995. Use of Amazonian Forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*. 76(8): 2429-2445.

TABANEZ, A.A.J., VIANA, V.M. & DIAS, A.S. 1997. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto do Piracicaba, SP. *Rev. Brasil. Biol.* 57 (1): 47-60.

TABARELLI, M., PINTO, L.P., SILVA, J.M. C., HIROTA, M. & BEDÊ, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 19(3): 695-700.

TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K. & MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68 (3): 571-573.

TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBORGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M. & F. JELTSCH. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.

TILMAN, D. 1994. Biodiversity and Stability in Grasslands. *Nature* 367: 363–365.

TUOMISTO, H. & RUOKOLAINEN, K. 1997. The role of ecological knowledge in explaining biogeography and biodiversity in Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 6: 347-357.

UETANABARO M., SOUZA F.L., FILHO, P.L., BEDA, A.F. & BRANDÃO, R.A. 2007. Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 7:279–289.

UNDERWOOD, A.J., CHAPMAN, M.G. & CONNELL, S.D. 2000. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:97–115.

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

VASCONCELOS, T. S. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 5(2): 1-14.

VIEIRA, W.L.S., ARZABE, C. & SANTANA, G.G. 2007. Composição e distribuição espaço-temporal de anuros no Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil. *Oecologia Brasileira* 11:383–396.

WILSON, E.O. 1997. A situação atual da biodiversidade biológica. In *Biodiversidade* (E.O. Wilson, ed.), Nova Fronteira, Rio de Janeiro. p. 3-24.

WITMORE, T.C. 1990. *An introduction to tropical rain forests*. Claredon Press. Oxford.

WYMAN, R.L. 1990. What's happening to the amphibians? *Conservation Biology* 4: 350–352.

YOUNG, C.H. & JARVIS, P.J. 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landsc. Ecol.* 16: 643–5.

ZAÚ, A.S. 1998. *Floresta e Ambiente*. v. 5 (1):160-170..

ZINA, J., ENNSER, J., PINHEIRO, S.C.P., HADDAD, C.B. & TOLEDO, L.F. 2007. 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* 7:1–9.



## MANUSCRITO PARA APRECIACÃO

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado **“Efeitos da heterogeneidade do ambiente, área e variáveis ambientais sobre anfíbios anuros em paisagem fragmentada de Floresta Atlântica”**, que se destina à submissão para publicação no periódico científico PHYLLOMEDUSA Journal of Herpetology. Os resultados aqui discorridos, assim como a discussão e conclusões derivadas, decorrem do desenvolvimento da presente dissertação. Os critérios de redação e formatação seguem as normas deste periódico, as quais se encontram disponíveis na íntegra no ANEXO desta dissertação.

**Effects of Environment Heterogeneity, area and environmental variables  
on Anurans Amphibians in Fragmented Landscape of Atlantic Forest**

**Jocilene Brandão Herrera<sup>1,4,6</sup>, Ariane Lima Xavier<sup>1,2</sup>, Danilo Boscolo<sup>3</sup> and  
Marcelo F. Napoli<sup>1,4,5</sup>**

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Instituto de Biologia,  
Universidade Federal da Bahia, Rua Barão de Jeremoabo, Campus Universitário de  
Ondina, 40170-115 Salvador, BA, Brazil.

<sup>2</sup>Instituto Federal Baiano, Campus Teixeira de Freitas, BR 101, Km 882  
45995 -000, Teixeira de Freitas, Bahia, Brazil

<sup>3</sup>Universidade Federal de São Paulo, Departamento de Ciências Biológicas, Campus  
Diadema, Rua Professor Artur Riedel, 275, Jardim El Dolrado, 09972-270 Diadema,  
SP, Brasil.

<sup>4</sup>Museu de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, 40170-115  
Salvador, Bahia, Brazil. E-mail: [napoli@ufba.br](mailto:napoli@ufba.br).

<sup>5</sup>Associate Researcher, Departamento de Vertebrados, Museu Nacional/UFRJ, Brazil.

<sup>4</sup>Autora para correspondência: [joice\\_bios@yahoo.com.br](mailto:joice_bios@yahoo.com.br)

**Abstract**

**Effects of Environment Heterogeneity, area and environmental variables  
on Anurans Amphibians in Fragmented Landscape of Atlantic Forest.**

This study aims was to test the influence of habitat heterogeneity and area on the frogs species richness and investigate which micro-environmental variables better explain the composition of anuran in remnants of Atlantic Forest. We conducted this study in Catu, São Sebastião do Passé, Pojuca and Araçás municipalities, state of Bahia, Brazil. Twenty forest fragments was selected with different matrix of pasture sizes . We placed a number of plots (25 x 60m) proportional the area of the fragments, totaling 22 plots. The samples were collected during the dry and rainy seasons. Amphibians were collected using the active nocturnal and diurnal search method. We represent the community composition using a synthetic axis constructed using the non metric multidimensional scaling technique (NMDS) on the abundance matrix. We measured nine environmental micro-variables and reduced to three synthetic axes by principal component analysis (PCA). The multiple linear regression test evaluated whether the habitat eterogeneity, area, or both influences the amphibians richness. We performed a multiple regression test, with Bonferroni correction to identify with micro-variables better explain the anuran composition in the forest fragments. We found a total of 42 amphibians species, but only 36 species were considered in the analysis. Habitat heterogeneity, but not fragments area was important for amphibian richness. Mantel's test suggests that the NMDS axis corresponded to 85% of the original variation of amphibian community composition in multidimensional space. The micro-variables were reduced in three axes, represent ca.70% of matrix variation. The PC2, representing terrestrial and epiphytic bromeliads , and PC3, representing only the litter were significant for amphibians. Our results suggests that small fragments are also important for the frogs. Moreover, terrestrial and epiphytic bromeliads together with the leaf litter were the micro-variables that better explain community composition. These

variables promote humidity in damaged environments and benefits the organisms that live there. Therefore, small sizes forest fragments are important to maintain communities, since they hold the key structures for the species.

**Keywords:** forest fragments, habitat complexity, anuran richness.

## **Introdução**

A fragmentação de florestas é um processo natural, porém este é acelerado por ações humanas (Guatura et al. 1996), o que causa alterações nas paisagens naturais, promove o aumento do número de fragmentos e o isolamento entre eles (Farigh 2003). Essa ruptura de habitat contínuo afeta os organismos (Young & Jarvis 2001), pois isola populações (Rukke 2000, Mossman & Waser 2001, Fahrig 2003, Silvano et al. 2003), afeta o fluxo gênico das espécies (Cunningham & Moritz 1998, Ricklefs 2003) e altera os padrões das comunidades (Boscolo 2007).

A Floresta Atlântica há muito tempo sofre transformações em suas extensões territoriais (Guatura et al. 1996), fato que chamou a atenção de muitos pesquisadores para o estudo da fragmentação (Laurance & Yensen 1991, Taylor 1993, Green 1994, Kupfer 1995, Tabanez et al. 1997), o qual é detentor de alta biodiversidade e endemismo (Fonseca 1997, Cordeiro 1999).

Esta remoção e destruição de habitats está entre as principais causas da perda de biodiversidade (Morellato & Haddad 2000, Myers et al. 2000, Primack & Rodrigues 2001, Gainsbury & Colli 2003, Reis et al. 2003, Brandon et al. 2005, Rodrigues 2005, Tabarelli et al. 2005), pois quanto menor a área, menor o número de espécies presentes (Preston 1948, Simberloff 1974, Abbott 1980).

Além da área, existem outros fatores ambientais (MacArthur & MacArthur 1961) que podem estar fortuitamente relacionados com a área (Báldi 2008, Moreno-Rueda & Pizarro 2009) e afetar as espécies, são os chamados fatores de confusão, que podem mascarar a influência do efeito da área sobre os organismos (Ewers & Didhan 2006). Por exemplo, quando a área de um fragmento é diminuída, o centro se aproxima da borda e suas características estruturais e climáticas são alteradas (luminosidade, estrutura vegetacional, temperatura, umidade, etc.) o que afeta a heterogeneidade do ambiente e conseqüentemente, os organismos presentes neste habitat (Primack & Rodrigues 2001).

A heterogeneidade é um dos principais fatores que causa essa “camuflagem” da relação área e riqueza de espécies (MacArthur & MacArthur 1961, Metzger 2000), pois, espera-se que áreas mais heterogêneas disponibilizem mais microambientes e nichos ecológicos para um número maior de espécies (Bazzaz 1975, Ricklefs & Lovette 1999, Juncá 2006, Moraes et al. 2007, Baldi 2008), já que estes ambientes permitiriam a coexistência de mais organismos, quando comparados a ambientes mais homogêneos (Cardoso et al. 1989, Gascon 1991).

Um parâmetro muito usado na literatura para mensurar a heterogeneidade ambiental (também tratada por muitos pesquisadores por diversidade ambiental) é a estrutura da vegetação, apontada como um dos principais fatores responsáveis pela alteração na riqueza de espécies em diferentes grupos zoológicos (MacArthur & MacArthur 1961, Parris 2004, Báldi 2008, Tews et al. 2004, Bastazini et al. 2007). Embora florestas com estrutura vegetacional mais conservada apresentem riquezas mais elevadas de espécies florestais do que ambientes mais antropizados, não significa que espécies de interesse para a conservação não ocorram em ambientes alterados (Silvano

et al. 2003). Além disso, há florestas que ainda conseguem se recuperar, e são importantes para a manutenção da biodiversidade, mesmo após intervenções humanas e com certo grau de degradação (Lugo 1997).

Estudos que tratam da relação heterogeneidade/biodiversidade são contraditórios, alguns obtendo resultados positivos (Pianka 1966, Ricklefs & Lovette 1999, Vallan 2000, Atauri & Lucio 2001, Tews et al. 2004, Baldi 2008), e outros negativos (August 1983, Brose 2003, Lassau & Hochulli 2004). Esta divergência de conclusões pode estar associada à escala adotada, já que características da heterogeneidade podem representar um habitat para uma comunidade e fragmentação para a outra (Tews et al. 2004), além de delineamentos distintos para cada estudo. Como cada grupo taxonômico possui exigências e particularidades com o meio (Homes et al. 1986), torna-se incoerente extrapolar determinados resultados para todos os organismos e ambientes. Assim, nos questionamos se a riqueza de espécies de anuros neotropicais em ambientes fragmentados pode ser explicada pela heterogeneidade do ambiente, pela área do fragmento ou por ambos.

Tews et al. (2004) enfatiza a importância da escolha correta dos fatores estruturais como “estrutura-chave” para a determinação da heterogeneidade e sua relação com as espécies. Os fatores ambientais (micro-variáveis) estão intimamente relacionados aos padrões das comunidades (Kennish 2000), e reconhecer tal inter-relação é um dos primeiros passos para os estudos de relações ecológicas e detecção desses padrões (Homes et al. 1986, Tuomisto & Ruokolainen 1997, Underwood et al. 2000).

Muitos estudos já investigaram as relações entre a distribuição da comunidade e variáveis do ambiente (Duellman 1988, Pombal Jr. 1997, Bertoluci 1998, Bernarde & Kokubum 1999, Rossa-Feres et al. 1999, Conte & Machado 2005, Feio & Ferreira

2005, Bernarde 2007, Uetanabaro 2007, Vieira et al. 2007, Zina et al. 2007). O conhecimento dos fatores ambientais mantenedores da diversidade local é fundamental para a elaboração de propostas de conservação e manejo (Morin 1999, Primack & Rodrigues 2001, Santos 2003) dos últimos remanescentes que representam importância biológica. Assim, nos surge o seguinte questionamento: Quais variáveis ambientais melhor explicam diferentes composições de espécies de anuros em remanescentes de Floresta Atlântica?

Os anfíbios foram usados nesta pesquisa por serem bons objetos de estudo de fragmentação (Silvano et al. 2003) e as implicações que acompanham este processo, pois são muito sensíveis a mudanças ambientais devido às suas necessidades fisiológicas, especificidade de habitat e baixa capacidade de dispersão (Wyman 1990, Blaustein et al. 1994, Duellman & Trueb 1994, Lips 1998, Haddad & Prado 2005, Faria et al. 2007, Haddad et al. 2008). Além disso, a maioria dos estudos que investigam as comunidades de anuros sob a influência de micro-variáveis, estão restritos a ambientes com presença de corpos d'água (Pombal 1997, Arzabe et al. 1998, Eterovick & Sazima 2000, Vasconcellos & Rossa-Feres 2005).

Os poucos estudos realizados no norte da Bahia (Juncá 2006, Bastazini et al. 2007, J. Munduruca dados não publicados), não possuem delineamento que compare vários fragmentos de florestas, limitando-se apenas a uma floresta contínua ou parte dela (Reserva Sapiroanga, Reserva Camurujipe e Praia do Forte, Município de Mata de São João), não sendo representativos de toda a região. Portanto, há uma clara necessidade de estudos com delineamentos robustos que esclareçam as relações que estruturam as comunidades bióticas nos últimos remanescentes da região, uma vez que

dados como estes, podem compilar informações que subsidiem a aplicabilidade da conservação das espécies.

O presente estudo tem por objetivo responder as seguintes perguntas: (1) a riqueza de espécies de anuros neotropicais em ambientes fragmentados pode ser explicada pela heterogeneidade do ambiente, pela área do fragmento ou por ambos? (2) Quais variáveis ambientais melhor explicam a composição de espécies de anuros entre remanescentes de Floresta Atlântica?

## **Material e métodos**

### *Delineamento experimental e métodos de campo*

Nós distribuímos 122 parcelas (60 x 25m cada) equidistantes, em 20 fragmentos de Floresta Atlântica, que variaram de 16.5 a 1257.8 ha, localizados nos municípios de Catu (12° 20' S 38° 22' O), São Sebastião do Passé (12° 30' S 38° 29' 42" O), Pojuca (12° 25' S 38° 19' O) e Araçás (12° 13' S 38° 12' O), no estado da Bahia, Brasil. (Figura 1). Estas localidades possuem topografia irregular e clima tipo Aw (tropical) segundo a classificação de Köppen, quente com chuvas de verão e outono com temperatura média de 19° a 28°. A cobertura vegetal predominante original é de Floresta Atlântica Ombrófila Densa (Ab'Sáber 1977), mas hoje esta paisagem se encontra fragmentada devido o histórico de intensa exploração de madeira. Atualmente a matriz da paisagem é composta essencialmente por pastagens para criação de gado com muitos remanescentes em estágio de regeneração inicial a média.

Os fragmentos florestais foram delimitados no ArcMap (ArcGis) em unidades espaciais tipo polígono arquivados em formato *shapefile* (SOS Mata Atlântica 2011). O



tamanho das áreas foi obtido a partir do XTools Pro, versão 7.0.0, extensão para ArcGis, por meio do *Calculate area* em *Table Operations*. Coletamos os dados em duas campanhas, uma na estação chuvosa (maio/junho) e a outra na estação menos chuvosa (novembro/dezembro). Nós colocamos o número de parcelas proporcional ao tamanho do fragmento. Sendo assim, temos Cada uma das 122 parcelas foi amostrada através de procura visual ativa durante 40 minutos pela manhã e à noite. A estratégia de procura pelos animais foi igualmente realizada nos dois períodos amostrais. Assim, 12 fragmentos com quatro parcelas, totalizaram 640 minutos de procura ativa em cada; sete fragmentos com oito parcelas totalizaram 1280 minutos de esforço cada, e um fragmento com 18 parcelas totalizou 2280 minutos.

Aferirmos nove variáveis ambientais em cada parcela: (1) estimativa do percentual de cobertura d'água dentro da parcela (Porc\_água), (2) número de bromélias terrestres (Brom\_terr). (3) número de bromélias epífitas (Brom\_epif). As próximas variáveis ambientais foram tomadas em cinco pontos sorteados dentro da parcela, seguindo um mapa de pontos (Figura 2) usado para todas as parcelas. Um círculo de com 1 metro de raio em torno de cada ponto foi usado para aferir as seguintes variáveis: (4) Cobertura de serapilheira (Cobe\_sera): representadas por escala ordinal de 0 a 4: 0 (0%), 1 (1-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%) e 4 (75-100%). (5) Profundidade de serapilheira (Prof\_sera): medida com bastão graduado em cm. (6) Cobertura de herbáceas (Cobe\_herb): representada por escala ordinal de 0 a 4: 0 (0%), 1 (1-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%) e 4 (75-100%). (7) Cobertura de dossel (Cobe\_doss): representada por escala ordinal de 0 a 4: 0 (0%), 1 (1-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%). (8) Altura do dossel (Altu\_doss): estimada em metros. (9) Densidade de lenhosas (Dens\_lenh): realizada pelo método do quadrante-centrado (Krebs 1999).

Para quantificar a heterogeneidade ambiental dos fragmentos florestais, utilizamos as micro-variáveis ambientais mensuradas para o cálculo do índice de Simpson inverso (Simpson 1949, McCune & Grace 2002). A fórmula usada foi  $D = \sum p_i^2$ : onde  $p_i$  é a abundância relativa de cada variável na parcela, ou seja o índice é calculado a partir das proporções de cada variável ( $p_i$ ) na amostra total.

#### *Análise dos dados*

Para fins de análise produzimos as seguintes matrizes: (A) uma matriz com os dados brutos de riqueza das espécies de anuros vs. 20 réplicas (variável dependente). Dados da riqueza foram transformados em logaritmos naturais. (B) uma matriz com as médias das micro-variáveis ambientais (09 colunas) vs. réplicas (20 linhas). Relativizamos a matriz dessas micro-variáveis. Cada célula foi dividida pelo maior valor da coluna para que cada variável tivesse o mesmo peso na análise. Aplicamos a fórmula do índice de Simpson, substituindo valores de cada fragmento para obtermos o valor que corresponde à heterogeneidade de cada réplica (fragmento). (C) Uma matriz com o índice de heterogeneidade, calculada a partir dos dados da matriz B, e a área das réplicas (fragmentos), representando variáveis independentes da análise. Dados da área foram transformados em logaritmos naturais. (D) Uma matriz com os dados brutos de abundância das espécies de anuros (variável dependente) vs. réplicas. Esta matriz de abundância foi transformada em valores relativos, na qual dividimos o valor de cada célula pelo somatório dos valores das células da respectiva linha (fragmento florestal), de modo que todas as réplicas passam a ter o mesmo peso na solução da análise. (E) Uma matriz com escores obtidos da ordenação dos fragmentos pelo Método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) a partir da matriz D (ver

abaixo). (F) Uma matriz de distâncias (em metros) entre os fragmentos, calculadas a partir do centro de cada fragmento para testar a hipótese nula de ausência de associação entre a de riqueza de espécies de anfíbios (variável dependente) e a distribuição espacial das réplicas (autocorrelação espacial), testada pela análise de correlação de Mantel.

A fim de testar se a riqueza de espécies de anuros está associada à heterogeneidade dos fragmentos florestais, à área, ou a ambos, utilizamos a regressão linear múltipla, com valores residuais projetados em regressões parciais e com o valor de significância ( $P \leq 0.05$ ).

Utilizamos o Método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para reduzir o conjunto de dados da composição de anuros (variável dependente, matriz D) a poucos eixos sintéticos.

A hipótese nula de ausência de associação entre a composição da comunidade de anuros na paisagem (eixo NMDS) e a distribuição espacial das réplicas (independência entre réplicas ou ausência de autocorrelação espacial) foi testada pela Análise de Correlação de Mantel (McCune & Grace 2002), com valor de significância de  $P \leq 0.05$ .

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para reduzir as variáveis ambientais (matriz D, variáveis independentes) a poucos eixos que sintetizassem a maior parte da variação total (McCune & Grace 2002). Os autovalores e os autovetores associados foram calculados a partir de uma matriz de correlação. Consideramos para efeito de análise somente eixos com autovalores  $\geq 1$ , após solução Varimax (McCune & Grace 2002). A contribuição de cada variável para cada eixo sintético foi estimada pelo

cálculo dos ‘loadings’, obtidos pela correlação linear (Pearson) entre os valores originais e os escores obtidos na PCA.

A hipótese nula de ausência de associação entre a composição das espécies de anuros (eixo NMDS: variável dependente) e as variáveis ambientais (variáveis independentes: componentes principais) foi testada usando-se a regressão linear múltipla. Valores residuais foram projetados em regressões parciais e o valor de significância ( $P \leq 0.05$ ) corrigido pelo método de Bonferroni. Este teste de hipótese objetiva responder se as diferentes composições de espécies de anuros nos fragmentos florestais da paisagem estudada podem ser explicadas pelas variáveis ambientais mensuradas neste sistema.

## **Resultados**

### *Aspectos descritivos da comunidade de anuros*

Amostramos para a paisagem estudada um total de sete famílias, 17 gêneros e 42 espécies, sendo que seis destas espécies foram encontradas fora dos fragmentos e não foram incluídas nas análises subsequentes. Portanto, 36 espécies distribuídas em 16 gêneros e 340 indivíduos foram consideradas. A família com maior número de indivíduos observados foi Hylidae (representada por 19 espécies), seguida por Leptodactylidae (representada por cinco espécies). As cinco espécies mais abundantes em ordem decrescente foram *Ischnocnema* cf. *ramagii*, *Dendropsophus stuederae* (Carvalho e Silva, Carvalho e Silva & Izecksohn, 2003), *Hylomantis* cf. *aspera*, *Scinax eurydice* (Bokermann, 1968) e *Dendropsophus minutus* (Ahl, 1933) correspondendo a 59.1% dos indivíduos amostrados, sendo que *Ischnocnema* cf. *ramagii* equivaleu à 41.7% da abundância total. As maiores riquezas e abundâncias

foram encontradas no maior fragmento estudado, com 21 espécies e 122 espécimes (Tabela 1).

#### *Área e heterogeneidade ambiental vs. riqueza de espécies*

Segundo o índice de Simpson inverso, os fragmentos florestais variaram entre 5.52 e 8.26 (Tabela 2). Os valores de tolerância individual de cada variável de previsão (heterogeneidade ambiental e área) foram aferidos através do teste de regressão múltipla, no qual indicou ausência de colinearidade entre as variáveis (tolerance =0.64) (Quinn & Keough (2002). Os valores originais atingiram a normalidade e homogeneidade das variâncias após transformação logarítmica.

A análise de regressão linear múltipla evidenciou associação significativa entre a riqueza de anfíbios anuros e as variáveis heterogeneidade ambiental e área ( $F = 4.88$ ,  $r^2 = 0.36$ ,  $P \leq 0.02$ ). Entretanto, nas regressões parciais com os valores residuais somente a heterogeneidade ambiental se mostrou associada à riqueza de espécies de anuros ( $P = 0.05$ ).

#### *Variáveis ambientais vs. composição de anuros dos fragmentos florestais*

O teste de autocorrelação espacial (teste de correlação de Mantel) entre a composição das espécies (eixo NMDS) e as distâncias entre os fragmentos não foi significativo ( $P > 0.38$ ), aceitando a hipótese nula de independência entre as réplicas.

A ordenação da comunidade de anuros pelo Método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) em um único eixo resultou em estresse mínimo de 25.4 %. Segundo McCune & Grace (2002) valores elevados de estresse (>15%) podem estar associados ao aumento no número de unidades amostrais (objetos),

assim como nos casos em que estas se aproximam no número de táxons (atributos), não implicando necessariamente em baixo nível de interpretação dos dados. O teste de Monte Carlo indicou que o NMDS extraiu um eixo mais forte do que o esperado ao acaso ( $P \leq 0.03$ ). O teste de Mantel indicou que o eixo sintético extraído correspondeu a 85% da variação original no espaço multidimensional (Teste de Mantel:  $r = 0.85$ ,  $P \leq 0.001$ ).

O gráfico desta ordenação resultou na formação de três grupos de fragmentos (grupos A–C), evidenciando mudança ou quebra no padrão geral da composição das espécies de anuros na paisagem estudada (Figura 3).

A análise dos componentes principais para nove variáveis ambientais resultou em três eixos com autovalores maiores que 0.1, os quais representaram 71.29% da variância total após solução Varimax. O primeiro componente principal (PC1) representou 39.78% da variância total e teve como variáveis de maior contribuição ( $loadings \geq 0.7$ ) aquelas relacionadas à cobertura do dossel, altura do dossel e porcentagem de água na parcela. No PC2 (18.30%) as variáveis que mais contribuíram foram bromélias terrestres e bromélias epífitas ( $loadings \geq 0.7$ ); no PC3 (13.20%) somente a cobertura de serapilheira ( $loadings \geq 0.8$ ) (Tabela 3).

Para testar se as variáveis ambientais mensuradas eram capazes de explicar o padrão geral dos anuros considerando simultaneamente os três grupos de fragmentos, realizamos a regressão linear múltipla entre o eixo da comunidade de anuros (eixo NMDS, variável dependente) e as variáveis ambientais (PC1–PC3, variáveis independentes), resultando na aceitação da hipótese nula de ausência de associação entre a variável de fauna e as variáveis ambientais ( $P > 0.70$ ,  $F_{3,16} = 0.39$ ,  $r^2 = 0.07$ ).

A ausência de associação entre o eixo NMDS e os três primeiros componentes principais, todavia, não traduz necessariamente a não associação das variáveis ambientais (PC1–PC3) aos três grupos de fragmentos identificados na Figura 5 (grupos A–C) caso considerados em separado, já que estes agrupamentos apontam para possíveis processos subjacentes atuando diferentemente em cada grupo de fragmentos. Todavia, somente o Grupo A apresentou número mínimo suficiente de fragmentos que possibilitasse nova regressão linear ( $n \geq 10$  unidades). A fim de testar se este conjunto de variáveis ambientais era capaz de explicar o padrão observado para o Grupo A, realizamos nova análise de regressão múltipla ( $P$  corrigido por Bonferroni), agora entre o eixo NMDS, representado somente pelas 14 réplicas do Grupo A (variável dependente), e os três primeiros componentes principais (variáveis independentes), o que resultou em associação significativa entre as variáveis em foco ( $r^2 = 0.71$ ,  $F = 8.45$ ,  $P < 0.004$ ,  $T \geq 0.8$ ). A projeção dos valores residuais em regressões parciais foi significativa para o eixo NMDS vs. PC2 ( $P < 0.01$ ) e PC3 ( $P < 0.01$ ), mas não vs. PC1 ( $P > 0.9$ ). As variáveis que mais contribuíram para o PC2 foram, em ordem crescente, bromélias epífitas e bromélias terrestres e para o PC3 cobertura de serapilheira.

## **Discussão**

A riqueza de espécies encontrada neste trabalho foi comparada aos estudos de Munduruca (2005), Juncá (2006) e Bastazini *et al* (2007), todos desenvolvidos no Município de Mata de São João com comunidades de anuros em áreas de Floresta Atlântica e fisionomicamente similares às investigadas no presente estudo. Ao todo, segundo os estudos citados, registra-se 44 espécies para a região do litoral Norte da

Bahia, das quais 52% foram encontradas para a área de Catu, São Sebastião e Pojuca/Bahia.

As espécies encontradas no presente estudo ( $n = 42$ ) coincidiram em 68% com aquelas obtidas por Juncá (2006) ( $n=25$ ) e em 58% por Bastazini et al. (2007) ( $n = 34$ ), ambos desenvolvidos na Reserva Sapiranga. As espécies daqueles dois estudos que não coincidiram com as espécies coligidas no presente trabalho, podem ser explicadas pelo fato de que Juncá (2006) e Bastazini et al. (2007) coletaram espécies tanto em ambientes florestados quanto em restingas arbustivas, enquanto que neste estudo, limitamos as coletas a áreas florestadas. As espécies encontradas por J. Munduruca (dados não publicados) no remanescente florestal da Reserva Camurujipe ( $n = 28$  espécies) coincidiram em 64% com as espécies obtidas no presente estudo. Esta diferença se deve às espécies de áreas alagadas coligidas por Munduruca (2005), pois o delineamento experimental direcionava para áreas com algum tipo de reservatório de água no solo, o que levou a uma maior amostragem de espécies de áreas alagadas.

Entendemos que embora a relação espécie-área seja uma “lei básica” em ecologia (Rosenzweig 1995) e que a idéia de que fragmentos menores se tornam menos heterogêneos (Zimmerman & Bierregaard 1986), uma vez que a complexidade do ambiente influencia na capacidade de suportar um grande número de espécies (Rego et al. 2003), esta hipótese não foi aplicável para o sistema estudado. Neste estudo, das duas variáveis testadas para verificar a influência sobre a riqueza de anfíbios, apenas a heterogeneidade do ambiente foi relevante para a riqueza amostrada. O estudo realizado por Báldi (2008), no qual a heterogeneidade foi negativamente correlacionada com a área, evidenciou claramente que não houve influência da área para a maioria dos grupos de invertebrados. Associações positivas de variáveis com a riqueza, diversidade ou



composição de espécies foram encontradas por Parris & McCarthy (1999), Vallan (2002), Krishnamurthy (2003), Parris (2004) e Bastazini et al. (2007).

A falta da relação espécie-área sobre a riqueza de anfíbios encontrada nestes fragmentos, pode estar associada à substituição de espécies especialistas por espécies generalistas que possuam maior facilidade de se adaptarem a ambientes perturbados (Van Rooy & Stumpel 1995). Conforme os resultados de um estudo de longo prazo (durante 19 anos) realizado por Gascon et al. (1999), a riqueza de anfíbios respondeu positivamente à fragmentação, mostrando que espécies de áreas abertas acabam por “invadir” os fragmentos de mata, assim como as espécies tolerantes à matriz também podem ser relativamente tolerantes aos efeitos de borda dos fragmentos. Anfíbios, mesmo generalistas, são animais sensíveis à mudança de ambientes, portanto, mesmo os anuros que se reproduzem em áreas abertas podem depender dos fragmentos da mata para sobreviverem durante a estação reprodutiva (Bernarde et al. 1999).

Assim como neste trabalho, Ricklefs & Lovete (1999) e Aauri & Lucio (2001) encontraram associação positiva entre a riqueza de anfíbios e répteis com a diversidade de habitat, mas não para área, que se apresentou mais importante para aves e morcegos, provavelmente por serem animais com grande dispersão. Entretanto, o primeiro estudo citado, trabalhou com dados secundários, desconhecendo assim, se os esforços de coleta foram iguais. Além disso, Ricklefs & Lovete (1999) consideraram os dois grupos faunísticos na mesma análise, podendo desta forma ter mascarado os resultados, uma vez que anfíbios e répteis possuem restrições fisiológicas e ecológicas distintas. Por outro lado Silvano et al. (2003) analisaram a riqueza somente de anfíbios e também não encontraram relação positiva para a área. Nossos resultados mostram que a anurofauna

está sendo mantida nos pequenos fragmentos, indicando a importância destes para a comunidade de anfíbios.

A associação positiva entre riqueza de anuros e a heterogeneidade do habitat é compatível com a maioria dos estudos realizados relacionando riqueza de vários grupos distintos de animais com área e heterogeneidade de habitat (Ricklefs & Lovette 1999, Vallan 2001, Báldi 2008). A explicação mais bem aceita para esse tipo de mecanismo (Tews et al. 2004) é a hipótese da heterogeneidade de habitats, considerada uma “pedra-chave” na ecologia (Simpson 1949, MacArthur & Wilson 1961, Lack 1976). Assume-se que ambientes mais complexos estruturalmente são capazes de deter mais nichos e formas diversas de exploração dos recursos ambientais e, assim, aumentar a diversidade de espécies (Bazzaz 1975).

Bernarde et al. (1999), em um comparativo da riqueza de anfíbios no interior da floresta, bordas e áreas abertas, sugerem que as florestas possuem maior riqueza provavelmente pela maior heterogeneidade ambiental (Pianka 1967). A heterogeneidade de habitats parece ser um fator importante nas relações espécies-área (Báldi 2008, MacArthur & Wilson 1967, Rosenzweig 1995, Tews et al. 2004). Portanto, mesmo fragmentos florestais pequenos são importantes ecologicamente, pois podem suportar populações de anfíbios a depender da heterogeneidade ainda presente.

Quando avaliamos quais as variáveis ambientais que melhor explicam a composição de espécies de anuros entre remanescentes de Floresta Atlântica, observamos que os pontos interpretados como *outliers* (grupos B e C) de fato são fragmentos muito distintos do restante (Grupo A) que se agruparam na ordenação. Os fragmentos do grupo A possuem características semelhantes em termos de estrutura, enquanto que os fragmentos do grupo B são os mais conservados e muito parecidos

entre si, pois possuem a maior porcentagem de água nas parcelas, o dossel mais alto e mais denso.

Já os fragmentos do grupo C foram os únicos que apresentaram ausência da espécie *I. gr. ramagii*, a qual ocorreu quase sempre com alta abundância em todos os outros remanescentes. *Ischnocnema gr. ramagii* e *Scinax eurydice*, foram registradas por Rodrigues (2003) em ambientes com feição particular de caatinga, caracterizados por vegetação estacional. Este resultado indica que estas espécies possuem ampla tolerância quanto ao uso do habitat. Apesar de não termos quantificado, esta ausência de *Ischnocnema gr. ramagii* nos fragmentos do grupo C, pode ter ocorrido devido a fatores históricos destas áreas.

Segundo nossos resultados, as bromélias epífitas e terrestres e a serapilheira foram capazes de explicar uma parte do padrão geral encontrado (grupo A). As bromélias são micro-habitats importantes para a sobrevivência dos anfíbios, pois elas promovem umidade, abrigo, refúgio e áreas de reprodução, sobretudo em ambientes com escassez de água e umidade (Peixoto 1995, Dejean & Olmsted 1997, Richardson 1999, Shineider & Teixeira 2001, Teixeira et al. 2002), como é o caso dos fragmentos analisados. Apesar das espécies encontradas não serem bromelícolas ou bromelígenas (Peixoto 1995), acreditamos que a relação entre a composição de anuros e o número de bromélias terrestres e epífitas pode ser explicada pelo fato de que mesmo os remanescentes antropizados, a presença das bromélias proporciona refúgio, microhabitats e retenção de umidade necessária para sustentar as populações que ainda resistem nestes ambientes. Bastazini et al. (2007) relataram a importância das bromélias para área de Restinga, ecossistema característico do domínio da Floresta Atlântica, localizadas nas baixadas litorâneas e constituídas por dunas e cordões arenosos, onde as zonas de moitas

apresentaram grande importância para os anuros, por ser local crítico de umidade, com insolação direta, ao contrário das matas em que outras variáveis podem estar influenciando nesta sustentabilidade ecológica.

Na maioria dos habitats, a estrutura física do ambiente determina as comunidades e influencia as distribuições e interações de espécies de animais (Lawton 1983, Bell et al. 1991, Tews et al. 2004). Algumas espécies de anuros podem usar as bromélias como habitat de refúgio diurno (Schneider & Teixeira 2001, Peixoto 1995). Espécies do gênero *Ischnocnema* com reprodução terrestre foram encontradas em ambientes abertos e distantes de corpos d'água vocalizando nas bases das touceiras de capins, as quais são aparentemente também capazes de reter umidade, (Bernarde et al. 1999).

A serapilheira foi a variável de maior contribuição no PC3, que explicou 13% da estrutura da comunidade estudada. Esta variável é importante para muitas espécies de anfíbios, podendo ser encontrados neste ambiente por viverem diretamente no solo da floresta (Gascon 1991) e alimentarem-se de organismos que vivem neste micro ambiente ((Duellman 1990, Duellman & Trueb 1994, Heinen 1992). A serapilheira disponibiliza refúgios e recursos alimentares (Bultman & Uetz 1984, Vasconcelos 1990; Moore et al. 1991), além de proporcionar maior umidade para a floresta e minimiza a lixiviação e erosão causados pelas chuvas (Faccelli & Pickett, 1991). Segundo Vitousek (1984) a serapilheira é a maior fonte de nutrientes no solo de uma floresta, o que influencia diretamente na comunidade biológica (Faccelli & Pickett 1991).

A espécie mais encontrada nos fragmentos analisados neste estudo foi *Ischnocnema* gr. *ramagii*. Esta espécie usa o sub-bosque para o canto, e deposita seus ovos no solo, o que pode indicar que apesar desta espécie ser generalista, necessita de recursos como a serapilheira para proteção. A serapilheira já foi apontada na literatura como um dos

fatores físicos que pode influenciar na diversidade, densidade ou biomassa de comunidades (Scott 1976, Fauth et al. 1989, Sawaya 1999). Matéria orgânica morta em decomposição no chão das florestas proporcionam abrigo, alimento e locais de acasalamento e ovoposição para a herpetofauna (Scott 1976).

Assim, entendemos que uma variável, ou um conjunto delas, não é capaz de explicar a estrutura da comunidade que envolva ambientes distintos. Segundo Pardini et al. (2010) os ambientes podem apresentar uma quebra no padrão, sugerindo que as mesmas variáveis não são explicativas para qualquer remanescente de mata. Os processos que ocorrem em determinado ambiente podem não ser os mesmos que ocorrem em ambientes com características distintas.

### **Agradecimentos**

Somos gratos à Wilfred Klein pelo apoio logístico, a Sidney Sampaio e Francisco Pedro Neto pela grande ajuda no reconhecimento das áreas, á Emerson Teixeira por acolher toda a equipe em sua fazenda e todo o apoio logístico, a todos os proprietários pela autorização da entrada dos pesquisadores, aos Sr. René e Sr. Eliomar pela confiança e apoio ao trabalho, aos guias de campo, á família Amphibia e agregados: Tiago Jordão, Rafael Abreu, Ariane Xavier, Patrícia Fonseca, Deise Cruz, Camilla Souto, Lucas Menezes, Camila Trevisan, Thaís Dórea, Euvaldo Marciano, Joice Ruggeri., Maria Cunha, Laís Encarnação, Milena Camardelli e a todos que auxiliaram nas coletas de campo. Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos para a primeira autora.

## Referências Bibliográficas

- Ab'Sáber, A. N. 1977. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Geomorfologia* 52: 1–22.
- Abbott, I. 1980. Theories dealing with the ecology of landbirds on islands. *Advances in Ecological Research* 1: 329–371.
- Arzabe, C., C. X Carvalho, and M. A. G. Costa. 1998. Anuran assemblages in Crasto forest ponds (Sergipe state, Brazil): comparative structure and calling activity patterns. *Herpetological Journal* 8: 111–113.
- Atauri, A. A. and J. V. Lucio. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147–159.
- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64:1495–1507.
- Báldi, A. 2008. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 35: 675–681.
- Bastazini, C. V., J. F. V. Munduruca, P. L. B. Rocha, and M. F. Napoli. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63: 459–471.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. *Ecology, Early Spring* 56: 485–488.
- Bell, S. S., E. D. McCoy, and H. R. Mushinsky. 1991. *Habitat structure the physical arrangement of objects in space*. London: Chapman & Hall.

- Bernarde, P. S. and M. N. C. Kokubum. 1999. Anurofauna do município de Guararapes, estado de São Paulo, Brasil (Amphibia, Anura). *Acta biológica leopoldensia* 21: 89–97.
- Bernarde, P. S. 2007. Ambientes e temporada de vocalização da anurofauna no Município de Espigão do Oeste, Rondônia, Sudoeste da Amazônia - Brasil (Amphibia: Anura). *Biota Neotropica* 7:87–92.
- Bertoluci, J. A. 1998. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. *Journal of Herpetology* 32: 607–611.
- Blaustein, A. R., D. B. Wake, and W. P. Sousa. 1994. Amphibians declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8: 60–71.
- Boscolo, D. and J. P. Metzger. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24: 907–918.
- Brandon, K., G. A. B. Fonseca, A. B. Rylands, and J. M. C. Silva. 2005. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade 1*: 7–13.
- Brose, U., N. D. Martinez, and R. J. Williams. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84: 2364–2377.
- Bultman, T. L. and G. W. Uetz. 1984. Effect of structure and nutritional quality litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *American Midl. Nature* 111: 165–172.
- Camacho, A. G. and P. L. B. Rocha. 2010. Passive Restoration in Biodiversity Hotspots: Consequences for an Atlantic Rainforest Lizard Taxocene. *Biotropica* 42: 379–387.

- Cardoso, A. J., G. V. Andrade, and C. F. B. Haddad. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 49: 241–249.
- Colli, G. R., G. M. Accacio, Y. Antonini, R. Constantino, E. V. Franceschinelli, R. R. Laps, A. Scariot, M. V. Vieira, and H. C. A. Wiederhecker. 2003. A Fragmentação dos Ecossistemas e a Biodiversidade Brasileira: uma síntese. Pp. 318–324 in Rambaldi, D. and D.A.S. Oliveira (eds.) *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Conte, E. C. and R. A. Machado. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 940–948.
- Cordeiro, P. H. C. 1999. Padrões de distribuição geográfica dos passeriformes endêmicos da Mata Atlântica. Unpublished Sc. Dissertation de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais/Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Brasil.
- Cunningham, M. and C. Moritz. 1998. Genetic effects of forest fragmentation on a rainforest restricted lizard (Scincidae: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation* 83: 19–30.
- Dejean, A. and I. Olmsted. 1997. Ecological studies on *Aechmea bracteata* (Swartz) (Bromeliaceae). *Journal Natural History* 31: 1313–1334.
- Dixo, M. and J. Baumgarten. 2009. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist



- species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142: 1178–1190.
- Duellman, W. E. 1988. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 79–104.
- Duellman, W. E. and L. Trueb. 1994. *Biology of Amphibians*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Eterovick, P. C. and I. Sazima. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia* 21: 439–46.
- Ewers, R. M. and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–142.
- Faccelli, J. M.; and S. T. A. Pickett. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57: 1–32.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Faria, D., M. L. B. Paciencia, M. Dixo, R. R. Laps, and J. Baumgarten. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity Conservation* 16: 2335–2357.
- Feio, R. N. and P. L. Ferreira. 2005. Anfíbios de dois fragmentos de Mata Atlântica no município de Rio Novo, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Zoociências* 7: 121–128.

- Fonseca, G. A. B. 1997. Biodiversidade e impactos antrópicos. Pp.34–67 in de J. A. Paula (org.) Biodiversidade, População e Economia: Uma região de Mata Atlântica. UFMG, Belo Horizonte.
- Gainsbury, A. M. and G. R. Colli. 2003. Lizards Assemblages from Natural Enclaves in Southwestern Amazônia: The Role of Stochastic Extinctions and Isolation. *Biotropica*. 35: 503–519.
- Gascon, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72: 1731–1746.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher, and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.
- Green, D. G. 1994. Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. *Pacific Conservation Biology*, in press.
- Guatura, I. N., F. Corrêa, J. P. O. Costa, and P. U. E. Azevedo. 1996. A questão fundiária: roteiro para a solução dos problemas fundiários nas áreas protegidas da Mata Atlântica. Roteiro para conservação de sua biodiversidade. *Série Cadernos da Reserva da Biosfera, Caderno n. 1*: 47.
- Haddad, C. F. B. and C. P. A. Prado. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55: 207–217.
- Haddad, C.F.B., L.F. Toledo, and C.P.A. Prado. 2008. *Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica*. São Paulo, Editora Neotropica.

- Heinen, J. T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24: 43–439.
- Homes, R. T., T. W. Sherry, and F. W. Sturges. 1986. Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: long-term trends at Hubbard Brook. *Ecological Monographs* 56: 201–220.
- Hulbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187–211.
- Juncá, F. A. 2006. Diversidade e uso de hábitat por anfíbios anuros em duas localidades de Mata Atlântica, no norte do estado da Bahia. *Biota Neotropica* 6: 1–17
- Lawton, J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annu. Revista Entomologia* 28: 23–39.
- Kennish, M. J. 2000. *Estuary Restoration and Maintenance –The National Estuary Program*. New York. CRC Press.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, San Francisco, California.
- Krishnamurthy, S. V. 2003. Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, Central Western Ghats, India. *Environmental Conservation* 30: 274–282.
- Kupfer, J.A. 1995. Landscape ecology and biogeography. *Progress in Physical Geography* 19: 18–34.
- Lack, D. 1976. *Island Biology Illustrated by the Land Birds of Jamaica*. University of California Press, Berkeley, CA.

- Lassau, S. A. and D. F. Hochulli. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography* 27: 157–16.
- Laurence, W. F. and E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77–92.
- Lips, K. R. 1998. Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology* 12: 106–117.
- Lugo, A. E. 1997. Estimativas de reduções na biodiversidade de espécies da floresta tropical. Pp. 72–88 in E. O. Wilson (Ed) *Biodiversidade*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- MacArthur, R.H. and J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- MacArthur, R. H. and J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- Melo, A. S. 2004. A critic of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness in assemblages. *Community Ecology* 5: 149–157.
- Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in the brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147–1161.
- Moraes, R. A., R. J. Sawaya, and W. Barreia. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 7: 27–36.
- Morellato, L. P. C. and C. F. B. Haddad. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786–792.

- Moreno-Rueda, G. and M. Pizarro. 2009. Relative influence of habitats heterogeneity, climate, human disturbance, and special structure on vertebrate species richness in Spain. *Ecological Research* 24: 335–344.
- Morin, P.J. 1999. *Community Ecology*. Blackwell Science, Malden.
- Mossman, C. A. and P. M. Waser. 2001. Effects of habitat fragmentation on population genetic structure in the white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*). *Canadian Journal of Zoology* 79: 285–95.
- Munduruca, J. F. V. 2005. Gradientes ambientais e composição da comunidade de anuros da Reserva Camurujipe, Mata de São João, Brasil. Unpublished Sc. Dissertation. Universidade Federal da Bahia/Programa de Ecologia e Biomonitoramento, Brasil.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Parris, K. M. and M. A. McCarthy. 1999. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? *Australian Journal of Ecology* 24: 495–502.
- Parris, K. M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* 27: 392–400.
- Peixoto, O. L. 1995. Associação de anuros de bromeliáceas na Mata Atlântica. *Revista da Universidade Rural* 17: 75–83.
- Pianka, E. R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology* 47: 1055–1059.
- Pombal Jr., J. P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 57: 583–594.

- Preston, F. W. 1948. The commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29: 254–283.
- Primack, R. B. and E. Rodrigues. 2001. *Biologia da conservação*. Ed. Planta, Londrina, PR, Brasil.
- Quinn, G. P. and M. J. Keough. 2004. *Experimental design and data analysis for biologists*. Melbourne: Cambridge University Press.
- Reis, N. R., M. L. S. Barbieri, I. P. Lima, and A. L. Peracchi. 2003. What is better for maintaining the richness of bat (Mammalia, Chiroptera) species: a large forest fragment or many small fragments. *Revista Brasileira de Zoologia*. 20: 225–230.
- Richardson, B. A. 1999. The bromeliad microcosm and the assessment of faunal diversity in a Neotropical Forest. *Biotropica* 31: 321–336.
- Ricklefs, R. E. and I. J. Lovette. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68: 1142–1160.
- Ricklefs, R. E. 2003. *A Economia da Natureza*. 5 ed. Editora Guanabara.
- Rodrigues, M. T. 2003. Herpetofauna da Caatinga. Pp. 181–23 in M. Tabarelli and J. M. C. Silva (eds.) *Biodiversidade, ecologia e conservação da Caatinga*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Rodrigues, M. T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade* 1: 87–94.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rossa-Feres, D. C., M. Menin, and T. J. Izzo. 1999. Ocorrência sazonal e comportamento territorial em *Leptodactylus fuscus* (Anura, Leptodactylidae). *Ilheringia, Série Zoológica* 87: 93–100.

- Rukke, B. A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead Wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography* 23: 492–502.
- Scott Jr., N. J. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of tropical forest litter. *Biotropica* 8: 41–58.
- Santos, A. J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. Pp. 19-41. in L. Cullen, J R. Rudran, and C. Valladares-Padua (eds.) *Métodos de Estudos em Biología da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba, Ed. da UFPR.
- Sawaya, R.J. Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna de serapilheira da ilha de São Sebastião, SP. São Paulo. Unpublished Sc. Dissertation. Universidade de São Paulo, Brasil.
- Schneider, J. A. P. and R. L. Teixeira. 2001. Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da Restinga de Regência, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica* 91: 41–48.
- Silvano, D. L., G. R. Colli; M. B. O. Dixo, B. V. S. Pimenta, and H. C. Wiederhecker. 2003. Anfíbios e Répteis. Pp. 183–200 in D. Rambaldi and D. A. S. Oliveira (eds). *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Simberloff, D. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual Review of ecology and Systematics* 5: 161–182.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Tabanez, A. A. J., V. M. Viana, and A. S. Dias. 1997. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um

- fragmento de floresta de planalto do Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 47–60.
- Tabarelli, M., L. P. Pinto, J. M. C. Silva, M. Hirota, and L. Bedê. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 19: 695–700.
- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.
- Teixeira, R. L., J. A. P. Schineider, and G. I. Almeida. 2002. The occurrence of amphibians in bromeliads from a southeastern Brazilian Restinga habitat, with special reference to *Aparasphenodon brunoii* (Anura, Hylidae). *Brazilian Journal of Biology* 62:263–268.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- Tuomisto, H. and K. Ruokolainen. 1997. The role of ecological knowledge in explaining biogeography and biodiversity in Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 6: 347–357.
- Uetanabaro, M., F. L. Souza, P. L. Filho, A. F. Beda, and R. A. Brandão. 2007. Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 7: 279–289.
- Underwood, A. J., M. G. Chapman, and S. D. Connell. 2000. Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 97–115.



- Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96: 31–43.
- Van Rooy, P. T. J. C. and A. H. P. Stumpel. 1995. Ecological impact of economic development on sardinian herpetofauna. *Conservation Biology* 9: 263–269.
- Vasconcelos, H. L. 1990. Effects of litter collection by understory palms on the associated macroinvertebrate fauna in Central Amazonia. *Pedobiologia* 34: 157–160.
- Vasconcelos, T. S. and D. C. Rossa-Feres. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 5: 1–14.
- Vieira, W. L. S., C. Arzabe, and G. G. Santana. 2007. Composição e distribuição espaço-temporal de anuros no Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil. *Oecologia Brasileira* 11: 383–396.
- Vitousek, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forest. *Ecology* 65: 285–29.
- Whittaker, R. J. and K. J. Willis. 2001. Field Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453–470.
- Wyman, R. L. 1990. What's happening to the amphibians? *Conservation Biology* 4: 350–352.
- Young, C. H. and P. J. Jarvis. 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landscape Ecology* 16: 643–5.

Zimmerman, B. L. and R. O. Bierregaard. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal Biogeography* 13: 133–14.

Zina, J., J. Enns, S. C. P. Pinheiro, C. B. Haddad, and L. F. Toledo. 2007. 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* 7: 1–9.

## **Tabelas**

Tabela 1 – Distribuição dos valores de abundância, riqueza e porcentagem de contribuição das espécies coletadas nas unidades amostrais utilizadas nas análises estatísticas de acordo com os ambientes amostrados.

Table 1 - Abundance, richness and contribution percentage of species collected in the sample units used in the statistical analysis according to study sites environment.

Réplicas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	Total	Contribuição
<hr/>																						
<b>Espécies</b>																						
<b>Brachycephalidae</b>																						
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>ramagii</i>	2	8			2	9		6	10	15	5	19	13	20	2			10	7		145	41,76%
<i>Ischnocnema</i> sp.												1				15	2				1	0,29%
<b>Bufo</b>																						
<i>Rhinella boulengeri</i>												2									2	0,58%
<i>Rhinella crucifer</i>			1	1			3														5	1,47%
<i>Rhinella jimi</i>										5		1						1			8	2,35%
<b>Craugastoridae</b>																						
<i>Haddadus binotatus</i>										2											2	0,58%
<b>Eleutherodactylidae</b>																						
<i>Adelophryne pachydactyla</i>										1											1	0,29%
<i>Adelophryne</i> sp.												2									2	0,58%
<b>Hylidae</b>																						
<i>Dendropsophus branneri</i>										8				1							9	2,64%
<i>Dendropsophus</i> gr. <i>microcephalus</i>						1															1	0,29%
<i>Dendropsophus elegans</i>										9											9	2,64%
<i>Dendropsophus haddadi</i>						2															2	0,58%
<i>Dendropsophus minutus</i>										12											12	3,52%
<i>Dendropsophus stuederae</i>										20											20	5,88%
<i>Hylomantis</i> sp.					3		1			9		1									14	4,11%
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>										2		1						3	1		7	2,05%

Réplicas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	Total	Contribuição
<b>Espécies</b>																						
<i>Hypsiboas albomarginatus</i>						1				6			1	1							9	2,64%
<i>Hypsiboas crepitans</i>												2									2	0,58%
<i>Hypsiboas semilineatus</i>												1									1	0,29%
<i>Phyllodytes melanomystax</i>										1		2					1	1	3		8	2,35%
<i>Scinax argyreornatus</i>						1				5				2				3			11	3,23%
<i>Scinax auratus</i>													1								1	0,29%
<i>Scinax eurydice</i>	1	1			1	3				4									1	1	12	3,52%
<i>Scinax gr. Ruber</i>													1			1					2	0,58%
<i>Sphaenorhynchus prasinus</i>										9											9	2,64%
<i>Trachycephalus atlas</i>										2											2	0,58%
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>			1							2		1									4	1,17%
<b>Leiuperidae</b>																						
<i>Physalaemus cuvieri</i>													1								1	0,29%
<i>Physalaemus signifer</i>						5				3				1				2			11	3,23%
<i>Pseudopaludicola sp.</i>													5								5	1,47%
<b>Leptodactylidae</b>																						
<i>Leptodactylus fuscus</i>													1								1	0,29%
<i>Leptodactylus mystaceus</i>						8				3											11	3,23%
<i>Leptodactylus natalensis</i>										3											3	0,88%
<i>Leptodactylus troglodytes</i>							1			1		1					1			2	6	1,76%
<i>Leptodactylus vastus</i>													1								1	0,29%
<b>Abundância de espécies</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>33</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>122</b>	<b>5</b>	<b>35</b>	<b>26</b>	<b>25</b>	<b>2</b>	<b>16</b>	<b>5</b>	<b>20</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>340</b>	<b>100%</b>
<b>Riqueza de espécies</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>21</b>	<b>1</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>36</b>	
<b>Índice Shannon-Wiener</b>	<b>0.6</b>	<b>0.3</b>	<b>0.6</b>	<b>0.0</b>	<b>0.6</b>	<b>1.9</b>	<b>0.9</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	<b>2.7</b>	<b>0.0</b>	<b>1.7</b>	<b>1.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.0</b>	<b>2.0</b>	<b>1.3</b>	<b>1.4</b>	<b>1.0</b>	<b>0.3</b>		

1 Tabela 2. Valores relativos das variáveis ambientais mensuradas, área em hectare e índice de heterogeneidade dos fragmentos estudados.

2 Table 2. Values for environmental variables measured, area in hectare, and index of heterogeneity of the studied fragments.

Frag.	Área (ha)	IS	Brom_Terres	Brom_epift	Água (% parcela)	Prof_serap	Cob_serapil	Cob_herb	Cob_dossel	Alt_dossel	Dens_lenh (Krebs)
P1	52,4	7,46	0,55	0,63	0,00	0,90	0,99	0,75	0,50	0,43	0,81
P2	64,3	7,15	0,35	1,00	0,00	0,62	1,00	0,67	0,50	0,43	0,68
P3	58,78	6,13	0,30	0,00	0,00	0,45	1,00	0,67	0,75	0,57	0,39
P4	56,21	7,34	0,35	0,70	0,00	0,39	0,75	0,75	0,63	0,43	0,39
P5	31,65	6,76	0,70	0,16	0,00	1,00	1,00	0,67	0,63	0,36	0,55
P6	125,46	6,73	0,20	0,00	0,86	0,52	0,92	0,50	1,00	0,86	0,32
P7	48,78	6,51	0,00	0,70	0,00	0,74	0,98	0,67	0,50	0,43	0,48
P8	16,5	5,78	0,05	0,00	0,00	0,86	0,98	0,67	0,50	0,50	0,71
P9	20,5	5,58	0,00	0,00	0,00	0,46	1,00	0,70	0,50	0,57	0,71
P10	1257,8	8,26	1,00	0,94	1,00	0,98	0,97	0,40	1,00	1,00	0,35
P11	133,67	5,51	0,10	0,00	0,00	0,35	0,99	0,85	0,61	0,57	0,35
P12	321,68	7,39	0,60	0,12	0,43	0,85	0,99	0,33	0,87	0,71	0,39
P13	29,6	5,59	0,00	0,00	0,06	0,82	0,98	1,00	0,75	0,57	0,32
P14	74,37	6,70	0,70	0,23	0,00	0,55	0,89	1,00	0,65	0,43	0,26
P15	116,17	5,96	0,35	0,08	0,00	0,59	0,85	1,00	0,25	0,36	0,94
P16	543,87	7,14	0,28	0,00	0,34	0,57	0,77	0,33	0,75	0,71	0,68
P17	50,3	6,52	0,80	0,00	0,00	0,77	0,94	1,00	0,50	0,43	0,65
P18	253,1	6,26	0,00	0,00	0,29	0,81	0,89	1,00	0,63	0,64	0,45
P19	625,32	7,13	0,40	0,23	0,00	0,67	0,94	0,67	0,83	0,64	0,48
P20	76,5	6,39	0,20	0,16	0,00	0,46	0,80	0,78	0,64	0,43	1,00

Tabela 3. Coeficientes padronizados da Análise de Componentes Principais (após rotação Varimax) das micro-variáveis ambientais dos fragmentos florestais nos municípios de Catu, São Sebastião do Passé, Pojuca e Araçás, Estado da Bahia, Brasil..

Table 3. Principal Components Analysis standardized coefficients (after Varimax rotation) of micro-environmental variables of the forests fragments in the municipalities of Catu, São Sebastião do Passé, Pojuca and Araçás, state of Bahia, Brazil.

<b>Variáveis ambientais</b>	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>	<b>PC3</b>
Brom_terr	0,187447	0,722644	0,161873
Brom_epif	0,010353	0,748276	- 0,022024
Porc_água	0,885010	0,234864	- 0,018659
Prof_sera	0,067814	0,532575	0,635523
Cobe_sera	0,010226	0,005730	0,892839
Cobe_herb	-0,676342	-0,347422	0,114029
Cobe_doss	0,936482	-0,012452	0,075118
Altu_doss	0,944794	-0,006536	0,041601
Dens_lenh	-0,598022	0,268137	- 0,382939
Autovalores	3,580717	1,647457	1,188585
% Total da variância	39,78	18,30	13,20

## Legenda das figuras

Figura 1. Mapa de distribuição das 20 réplicas (fragmentos enumerados de 1 a 20) nos municípios de Catu, São Sebastião do Passé, Pojuca e Araçás, estado da Bahia, Brasil. Bahia, destacando a paisagem estudada (cinza).

Figure 1. Distribution map of 20 replicas (fragments numbered 1 to 20) in the municipalities of Catu, São Sebastião do Passé, and Pojuca Araçás, Bahia, Brazil. Bahia, highlighting (gray) the field study landscape.

Figura 2. Mapa da distribuição dos 05 pontos escolhidos aleatoriamente dentro das parcelas. As 08 micro-variáveis mensuradas usando este mapa foram: número de bromélias terrestres e epífitas, percentual e profundidade de serapilheira, percentual de herbáceas e percentual, altura do dossel e densidade de lenhosas.

Figure 2. Distribution map of 05 environmental sampling points randomly chosen in the plots. Eight environmental variables were taken following this map: number of terrestrial bromeliads and epiphytes, leaf litter percentual and depth, percentual of herbaceous and percentual, canopy height and density of trees.

Figura 3. Gráfico representando a ordenação da comunidade de anuros das réplicas.

Figure 3. Graphic showing the sort of community of anurans of the replicas.



## **Figuras**

Figura 1

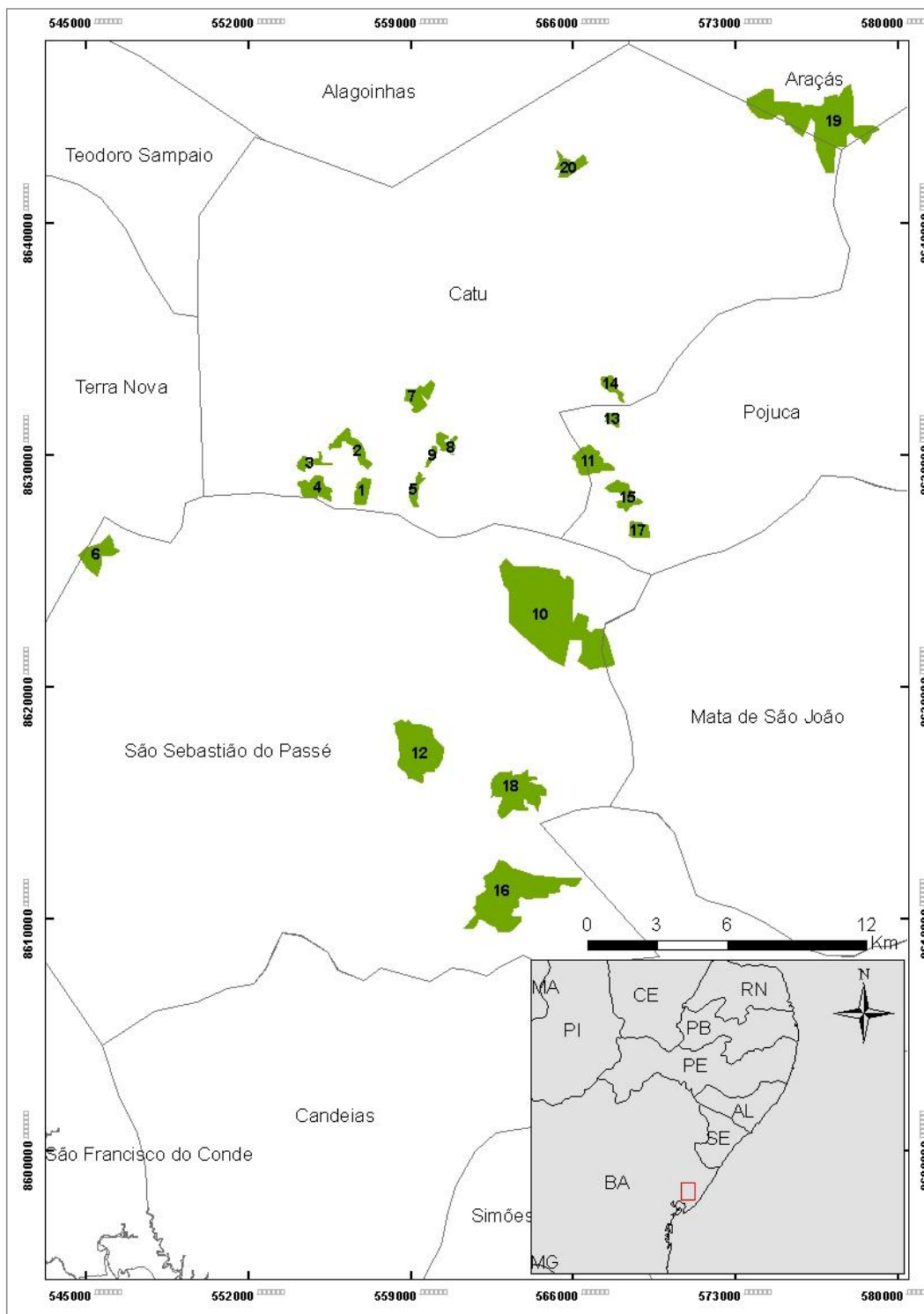


Figura 2

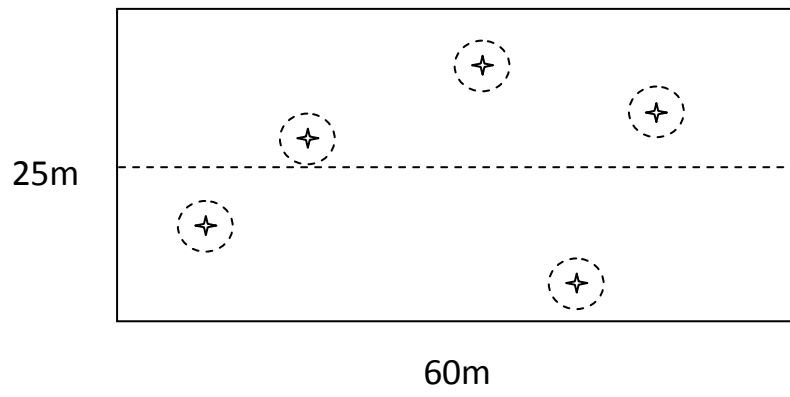
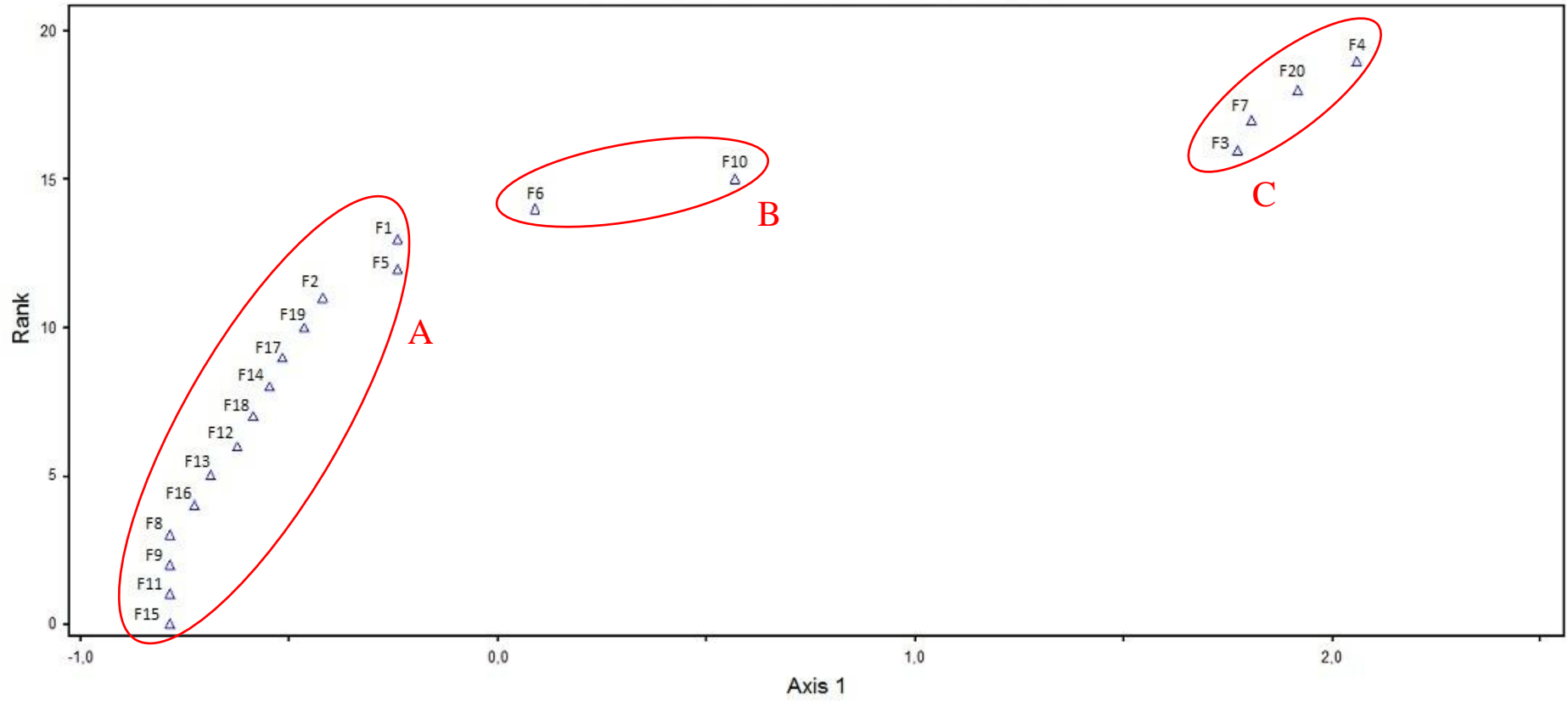


Figura 3



## CONCLUSÃO GERAL

- Os anfíbios da paisagem estudada não responderam á área dos fragmentos. Entendemos que não somente grandes fragmentos são importantes para a anurofauna, pois os fragmentos de áreas menores também foram capazes de sustentar comunidades dos anfíbios.
- A heterogeneidade ambiental foi a variável que contribuiu positivamente para a riqueza de anuros, indicando que este é um bom preditor para a riqueza de espécies. No entanto, é importante ponderar quais fatores ambientais serão escolhidos para refletir bem heterogeneidade ambiental para o grupo estudado, uma vez que espécies de grupos distintos podem interpretar esta “heterogeneidade” como fragmentação.
- Para os anfíbios estudados, a qualidade ambiental é mais importante do que o tamanho deste, uma vez que se trata de animais sensíveis á alterações ambientais, possuem especificidade de habitat e vagilidade quando comparados a outros grupos faunísticos.
- As variáveis que melhor explicaram a estrutura da comunidade foram bromélias terrestres e bromélias epífitas e a serapilheira. Estes fatores são capazes de manter uma qualidade interna dos fragmentos, pois aumentam a umidade, e oferecem refúgios, locais para reprodução e abrigam organismos usados pelos anfíbios como recursos alimentares. Além disso, a serapilheira também minimiza a incidência de luz sobre o solo e a lixiviação causada pelo impacto da água da chuva.
- Constatamos neste estudo, que as mesmas variáveis não são capazes de explicar a estrutura das comunidades de anfíbios em qualquer ambiente, visto que em ambientes mais conservados ocorrem processos ecológicos distintos dos que ocorrem em ambientes antropizados, fazendo com que ocorra uma quebra no padrão ecológico.

- Concluimos que fragmentos florestais pequenos podem sustentar comunidades de anfíbios, mesmo com certo grau de antropização, desde que detenha fatores que contribuam para a permanência das espécies.

## ANEXO

Normas para submissão de artigos a serem publicados no periódico PHYLLOMEDUSA  
Journal of Herpetology.

### INSTRUCTIONS TO AUTHORS

**General Information.** Phyllomedusa publishes articles dealing with the entire field of herpetology. The journal also maintains sections for Short Communications and Book Reviews. Manuscripts are considered on the conditions that they: (1) have not been published elsewhere; (2) are not under consideration for publication, in whole or in part, in another journal or book; and (3) are submitted by the authors in the format and style of Phyllomedusa and in accordance with the specifications included in the Instructions to Authors. Manuscripts should be submitted as a Microsoft Word document via e-mail or via surface delivery on a CD. High-quality color images are accepted. Manuscripts must be written in English with appropriate abstracts in alternate languages. If English is not your

primary language, arrange to have your manuscript reviewed for English usage before you submit it. Direct any questions about manuscript submission to the primary editor. Publication in Phyllomedusa, including color images, is free of charge.

**Scope.** Manuscripts must contain significant new findings of fundamental and general herpetological interest. Surveys and taxonomic descriptions are published only if there is sufficient new biological information or taxonomic revision to render the paper of general herpetological interest. Lower priority is accorded confirmatory studies,

investigations primarily of localized interest, range extensions, technique papers with narrow application, descriptions of phenomena based on insufficient data, and descriptive work that is not placed in a significant context. Manuscripts should include a clear statement of the purpose of the study or the hypothesis that was tested.

**Peer Review.** At least two referees, an Associate Editor, and the Editor will review each manuscript that is deemed to fall within the scope of Phyllomedusa. Authors will be notified of the status of their manuscript within 90 days. Revised manuscripts accepted for publication will be edited for English usage and syntax prior to final acceptance for publication.

**Manuscript Style and Format.** Use the active voice when possible; thus, you should write “I/we studied the frog,” rather than “The frog was studied by me/us” (passive voice). Use American spelling and punctuation. Double space the entire manuscript, including references, tables, table captions, and legends for illustrations. Use Times New Roman 12-point font, and set up document with margins of at least 2.54 cm (1 in.) on each side. Do not justify the text; it should be left aligned and ragged right. Number manuscript pages consecutively, following the arrangement and format outlined below exactly.

- **Title:** Bold-faced caps and lower-case Roman; sentence capped, left aligned; use colons to separate ranked taxonomic names.

- **Name(s) of author(s):** Bold-faced caps and lower-case Roman; left aligned; use serial commas. Follow example:

José Wellington Alves dos Santos<sup>1,2</sup>, Roberta Pacheco Damasceno<sup>1,2</sup>, and Pedro Luís Bernardo da Rocha<sup>2,3</sup>



- **Institutional affiliation(s):** Light-faced caps and lower-case Roman; left aligned.

Follow example:

<sup>1</sup> Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 05508-900, São Paulo, São Paulo, Brazil. E-mail: wly@ib.usp.br.

<sup>2</sup> Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia Universidade Federal da Bahia, 40170-210, Salvador, Bahia, Brazil. E-mail: peurocha@ufba.br.

<sup>3</sup> Current address: Department of Ecology and Evolutionary Biology, The University of Kansas, Lawrence, Kansas 66045-7580, USA.

- **Abstract:** Should not exceed 350 words (including lead title) and one paragraph and only is included in regular articles. Alternate-language abstracts may be included, but these must match the content of the English abstract. See example:

Abstract

**Title of paper in bold-faced Roman.** Content of abstract follows in light-faced Roman; left alignment.

- **Keywords:** Light-faced Roman; separate words with commas; capitalize only proper nouns; include descriptors not contained in the title in alphabetical order.

- **Body of Article:** The text of the article will include the following parts indicated by primary headings in bold-faced Roman aligned to the left (except for References, which should be centered).

**Introduction**

**Materials and Methods**

**Results****Discussion****Acknowledgments****References**

**Secondary headings** within major sections are title-capped, italics aligned left.

Tertiary headings follow a paragraph indentation; they are sentence capped, and set in italics. Tertiary headers are followed by a point and an emdash. Follow example:

**Material and Methods** [Primary header]

*Study Site* [Secondary header]

*Selection of site.*—This is a Tertiary, or third-level, heading. Note that it is indented and lacks a hard return. The heading is followed by a point or period and a long (emdash).

- **Body of Short Communication or Book Review:** These shorter articles do not include the primary headings Introduction, Materials and Methods, Results, and Discussion. “Acknowledgments” is treated as a third-level, or tertiary header.
- **Tables:** Number tables consecutively with Arabic numbers. Refer to tables in text as Table 1, Tables 2 and 3, and Tables 2–5. Exceedingly long tables should be placed in appendices. Table captions should be placed above the table. Horizontal rules may be used in the table header and at the foot of the table. No rules (horizontal or vertical) should appear in the body of a table. Consult Vol. 9 (1) of *Phyllomedusa* for proper format of table captions and contents.

- **Appendices:** Number appendices consecutively with Roman numerals. Refer to tables in text as Appendix I, Appendices II and III, and Appendices II–V. Appendix captions should be placed above the appendix content. Most appendices should follow the format instructions for tables. Extensive lists of specimens examined should be included as an appendix. Consult Vol. 9 (1) of *Phyllomedusa* for proper format and arrangement of specimens examined.

- **Figure captions or legends:** All figures must be numbered consecutively and their legends or captions formatted in *Phyllomedusa* style (Vol. 9, No. 1). The captions should be listed in order separate from the images. Refer to figures in text as Figure 1, Figures 2 and 3, Figures 2–5, Figure 4A, and Figure 4A, B. “Figure” or “Figures” are always spelled out—even in parentheses. Figures must be cited in order in the text. See specific instructions for preparation of figures.

- **Figures for review:** Embed all figures in order at the end of the Word document as PNG (Portable Network Graphic) files. Identify each with the figure number and a short caption, and indicate whether the figure is intended for reproduction at column or page width, or as a broadside.

Preparation of Figures for Publication. All figures should be submitted digitally as TIF files with LZW compression, separately from the files embedded in the manuscript for review. Each figure should be submitted at the exact size intended for publication.

There are three choices: page width (34 picas, 145 mm, 5 and 11/16 in.), column width (16.5 picas, 70 mm, 2 and 3/4 in.), or broadside (193 mm × 145 mm). All illustrations must allow room for a caption to be printed below the figure, while conforming to these measurements.

- **Labeling figures:** Labels must be consistent on a figure and among all figures included in the article. Use a sans serif font that is common to Windows and Macintosh platforms (e.g., Arial). Subunits of multipart figures must be labeled with capital letters (A, B, C) placed in the upper, left-hand area of each unit. The letters should be about 10 points large (not to exceed 12 pt); they must be identical in size and typeface on each figure included in the manuscript.

**Labeling within figures** (e.g., anatomical parts, legends on axes of graphs, etc.) should be in the range of 8–9 pt and in a sans serif font, such as Arial. Scale bars should be labeled with their values on the face of the figure (e.g., 5 mm); the minimal size of lettering that may be used is 7 points in a sans serif font for scale bars, longitude and latitude on maps, etc.

- **Vector graphics:** *Maps, graphs, and line drawings* should be prepared with an illustration program such as Adobe Illustrator, CorelDRAW, or Deneba Canvas. Graphs and maps generated in other programs (e.g., Sigma Plot, Excel) can be imported into these illustration programs and manipulated (or used as a template to produce a new drawing) to produce an acceptable figure at the size intended for publication. Similarly, drawings executed by hand, should be scanned (300–600 dpi) and imported into an illustration program in which they can be sized and labeled for publication. Follow the instructions for labeling provided above, along with the following guidelines for illustrations at column and page widths.

- ✓ Sized for publication, lines (strokes) should be between 0.25 and 2 points wide.

- ✓ Tick marks on graphs should be on the outside of the axis line. Sized for publication, they are between 3 and 5 points in length and 0.25 pt in weight. Longitude and latitude marks should be on the inside of the map border.
  - ✓ All maps must have an appropriate scale in kilometers.
  - ✓ Overlapping symbols and lines must be counter shadowed with white.
  - ✓ Export completed image as a TIF document for submission.
- **Raster graphics:** Photographs (color and gray-scale [black & white]) and tone (gray-scale) renderings should be submitted as a RGB document in TIF format sized for publication (described above) at a resolution between 300 and 600 dpi (after reduction/sizing). To label raster images, import them into a vector graphic program, follow the directions above, and export the completed image as a TIF document for submission.

### **Editorial conventions.**

- **Taxonomy.** All generic and specific names must appear in italics. At the first mention of a species in any paragraph, provide its complete binomial name; in subsequent references to the same species, the generic name may be abbreviated. The first citation of a species in a taxonomic paper must include the authority and date, but the authority does not have to be cited in the References. Hierarchical taxa are separated with colons (e.g., Anura: Leptodactylidae). New taxonomic names should not appear in the Abstract or Keywords.
- **Dashes.** There are three kinds of dashes. Short dashes (-) are used as hyphens. En-dashes (–) are used to denote ranges (e.g., 5–10, May–September) and the minus sign in

mathematics. Em-dashes (—) are used in Tertiary Headings, and frequently as a substitute for parentheses and colons. There should be no space on either side of any of these dashes.

- **Numbers and units.** All measurements are noted in Arabic, unless the number starts a sentence.

- ✓ Measurements include distances, areas, dimensions, volumes, weights, time (e.g., hours, days, seconds, minutes), temperatures, etc. Standard SI units are used—e.g., time: 08:16 h; distances and areas: 7 km, 12.5 mm, 17,840 ha; geographic coordinates: 04°43'23" S; temperature: 24°C. To indicate degrees, use a degree sign (°), not a superscript oh (o). Note that degrees and minutes are straight quotation marks or prime signs; do not use curly quotes.

- ✓ Use the double-digit rule for numbers other than measurements. Numbers less than 10 are spelled out—e.g., "... nine animals were sampled"; numbers of 10 and more are denoted in Arabic—e.g., "... but 10 larvae were collected."

- **Citations.** Authorities are cited in text as follows. Single: (Caballero 1944); double: (Burseley and Goldberg 2006); three or more (Goldberg et al. 2002). Note use of "and" and italics for "et al." Multiple text citations should be listed in chronological order and separated by commas—thus: (Crump 1974, Duellman 1978a–c, 1980, Duellman and Trueb 1986). Two or more publications by the same author should be cited in the following pattern: (Vanzolini 1991, 1992) or Cadle (1984a, b, 1985).

- **References.** All publications cited in the text (except taxonomic authorities) must be included in the References in alphabetical order. "Gray literature" (e.g., technical

reports, theses, dissertations that have limited distribution or are difficult to identify and acquire) should be avoided. Follow the formats shown below.

✓ **Normal journal articles:**

Vanzolini, P. E. 1993. A new species of turtle, genus *Trachemys*, from the state of Maranhão, Brazil (Testudines, Emydidae). *Revista Brasileira de Biologia* 55: 111–125.

✓ **Two authors in a journal series:**

Zamudio, K. R. and H. W. Greene. 1997. Phylogeography of the bushmaster (*Lachesis muta*: Viperidae): implications for Neotropical biogeography, systematics, and conservation. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 421–442.

✓ **More than two authors in a journal series:**

Hero, J.-M., W. E. Magnusson, C. F. D. Rocha, and C. P. Catterall. 2001. Antipredator defenses influence the distribution of amphibian prey species in the central Amazon rain forest. *Biotropica* 33: 131–141.

✓ **Chapter in an edited volume:**

Hedges, S. B. 1999. Distribution patterns of amphibians in the West Indies. Pp. 211–254 in W. E. Duellman (ed.), *Patterns of Distribution of Amphibians. A Global Perspective*. Baltimore and London. The Johns Hopkins University Press.

✓ **Unpublished thesis or dissertation:**

Verdade, V. K. 2001. Revisão das espécies de *Colostethus* Cope, 1866 da Mata Atlântica (Anura, Dendrobatidae). Unpublished M.Sc. Dissertation. Universidade de São Paulo, Brazil.

✓ **Book:**

McDiarmid R. W. and R. Altig (eds.). 1999. Tadpoles. The Biology of Anuran Larvae. Chicago and London. The University of Chicago Press. 633 pp.

✓ **Material from the World Wide Web:**

Frost, D. R. (ed.). 2010. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.4 (8 April 2010). Electronic Database accessible at [http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/American Museum of Natural History](http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/American%20Museum%20of%20Natural%20History), New York, USA. Captured on 22 August 2010.

✓ **Software:**

Maddison, W. P. and D. R. Madison. 2010. Mesquite. A Modular System for Evolutionary Analysis. Version 2.73. URL: <http://mesquiteproject.org>

• **Animal care and permits.** The editorial staff of *Phyllomedusa* subscribes to humane and ethical treatment of all animals; all contributors to the journal must comply with this principle. In addition, all required state and federal permits (IBAMA license for Brazil) must have been obtained and must be cited in the

**Acknowledgments.**

• **Proofs.** The publisher will undertake proofreading, unless specifically advised otherwise by the corresponding author when the contribution is accepted for publication.

• **Reprints.** Authors will receive a PDF of their contribution, and the senior author will receive a hardcopy of the issue of *Phyllomedusa* in which the paper appeared.



• **Submission.** Send manuscripts as Microsoft Word (.doc or .docx) via e-mail to the Editor (bertoluc@esalq.usp.br) or through the homepage ([www.esalq.usp.br/phyllomedusa](http://www.esalq.usp.br/phyllomedusa)). Manuscript may also be submitted by surface mail (CD-ROM) to:

**Jaime Bertoluci**

Departamento de Ciências Biológicas

ESALQ – USP

Av. Pádua Dias, 11 Caixa Postal 9

13418-900 Piracicaba – SP BRAZIL