

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO - SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

VITOR HUGO MENDONÇA DO PRADO

USO DE REMANESCENTES FLORESTAIS PELA ANUROFAUNA
DA REGIÃO NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

ORIENTADORA: **PROFA. DRA. DENISE DE CERQUEIRA ROSSA FERES**

Tese apresentada ao Instituto de
Biotecnologia, Letras e Ciências Exatas,
Universidade Estadual Paulista, para a
obtenção do título de Doutor em
Biologia Animal

Prado, Vitor Hugo Mendonça do.

Uso de remanescentes florestais pela anurofauna da região noroeste do estado de São Paulo / Vitor Hugo Mendonça do Prado. - São José do Rio Preto : [s.n.], 2009.

77 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Denise de Cerqueira Rossa-Feres
Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de

Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Anura. 3. Ecologia de comunidades. 4. Fragmentação florestal. I. Rossa-Feres, Denise de Cerqueira. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU - 597.8

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
Campus de São José do Rio Preto - UNESP

DATA DA DEFESA: 05 / 11 / 2009

BANCA EXAMINADORA

TITULARES:

PROFA. DRA. DENISE DE C. ROSSA FERES: _____
(ORIENTADORA)

PROF. DR. CÉLIO F. B. HADDAD: _____

PROF. DR. FAUSTO NOMURA: _____

PROFA. DRA. LILIAN CASATTI: _____

PROF. DR. RICARDO J. SAWAYA: _____

SUPLENTES:

PROFA. DRA. CÍNTIA A. BRASILEIRO: _____

PROF. DR. LUIS F. TOLEDO: _____

PROF. DR. ITAMAR A. MARTINS: _____

AGRADECIMENTOS

Esta tese é fruto da colaboração de diversas pessoas, seja pela amizade, convívio, profissionalismo ou mesmo curiosidade. Dado o grande tamanho da lista, peço as mais sinceras desculpas àqueles que não forem citados.

Gostaria de agradecer sinceramente:

- Aos meus familiares, minha irmã Larissa M. Prado e meus pais Adalberto V. Prado e Iraci M. Prado por todo amor, apoio e incentivo que dão aos meus projetos de vida;
- À Aline Z. L. Gonçalves, pelo amor, companheirismo e carinho, presente em todas as fases do trabalho, ajudando a tornar mais leve essa travessia;
- À Profa. Denise de C. Rossa-Feres, pela amizade, pelos ensinamentos (às vezes na forma de broncas) acumulados ao longo dos últimos nove anos e pela orientação fundamental durante todas as fases do trabalho;
- Aos Profs. Gustavo Q. Romero e Lilian Casatti pelas valiosas críticas e sugestões na banca de qualificação e, igualmente ao revisor anônimo da FAPESP pelas sugestões ao longo do trabalho;
- A todos que de alguma forma contribuíram para o bom andamento do trabalho, seja ajudando nas coletas e no laboratório, por discussões filosóficas em mesa de bar ou ambos: Rinneu E. Borges, Fernando R. Silva, Fausto Nomura, Thiago T. Tognolo, Fernando M. Couto (*In memoriam*), Donizete N. Pereira, Heloisa J. Almeida, Diogo B. Provete, Lucas Crivellari, Ricardo Brassaloti, Michel V. Garey, Denise D. Dias, Tiago Vasconcelos, Luciana Ortega, Thiago Alves, Daniel C. Carneiro, Tiago M. Oliveira, Maurício P. Arruda, Crasso P. B. Breviglieri, etc...etc.
- Ao biólogo Diogo Borges Provete pela revisão do *Abstract*;
- Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, pelos ensinamentos;
- A todos os companheiros do Laboratório de Ecologia Animal e da Pós-Graduação em Biologia Animal pelo excelente convívio;
- Aos proprietários das fazendas Serrinha, Águas Claras, Taperão, Boa Vista, Rancho Alegre, Pauã, Primavera, São João e à gerência da Estação Experimental – APTA de

Pindorama pela autorização das atividades de campo nas propriedades citadas acima;

- À FAPESP, pela bolsa concedida (proc. 06/51534-1), e ao projeto BIOTA / FAPESP – “Fauna e Flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (proc. 04/04820-3) ao qual a bolsa foi vinculada.

CONTEÚDO

RESUMO GERAL.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	5
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	8
CAPÍTULO 1: MULTISCALE DETERMINANTS OF ANURAN RICHNESS IN AN AGRICULTURAL REGION IN SOUTHEAST BRAZIL.....	11
Abstract.....	12
Introduction.....	12
Methods.....	14
Results.....	17
Discussion.....	18
Literature Cited.....	20
Tables.....	26
Figures.....	34
CAPÍTULO 2: COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES DE ANUROS EM CORPOS D'ÁGUA LOCALIZADOS EM UMA REGIÃO AGRÍCOLA: SEPARANDO OS EFEITOS DA LOCALIZAÇÃO ESPACIAL E DAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS.....	36
Resumo.....	37
Introdução.....	37
Material e Métodos.....	39
Resultados.....	42
Discussão.....	44
Referências Bibliográficas.....	46
Tabelas.....	49
Figuras.....	55
CAPÍTULO 3: QUAIS VARIÁVEIS AMBIENTAIS INFLUENCIAM A ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE ANUROS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS?.....	56
Resumo.....	57
Introdução.....	57
Material e Métodos.....	59
Resultados.....	62
Discussão.....	63
Referências Bibliográficas.....	66
Tabelas.....	70
Figuras.....	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77

RESUMO GERAL

O presente estudo teve como objetivo verificar os fatores determinantes da estrutura de comunidades de anuros em corpos d'água e no interior de fragmentos florestais na região noroeste do estado de São Paulo. Foram amostrados 51 corpos d'água por busca em sítio de reprodução e o interior de oito fragmentos florestais por armadilhas de interceptação e queda. Primeiramente analisamos a influência de variáveis locais e da paisagem na riqueza e composição de espécies nos corpos d'água. A riqueza de espécies foi afetada por variáveis de escala local: cobertura vegetal e profundidade (relação positiva) e número de tipos de vegetação (relação negativa). Entretanto, as variáveis da paisagem influenciaram a riqueza de espécies em guildas: a distância até o corpo d'água mais próximo influenciou positivamente a riqueza de anuros escaladores e a vegetação ao redor do corpo d'água influenciou negativamente a riqueza de anuros associados a formações abertas. A composição da fauna de anuros nos corpos d'água pode ser explicada principalmente pelas variáveis ambientais (26,2%) e pela localização espacial dos corpos d'água (19,3%). A combinação entre variáveis ambientais e espaciais explica 7,3% da variação na composição da fauna. As variáveis ambientais que mais influenciaram a variação na composição de espécies foram a velocidade da água e a cobertura vegetal no interior do corpo d'água. A composição de espécies é influenciada por substituição de espécies entre corpos d'água lóticos e lênticos e perda de espécies, que pode ser causada pela redução da quantidade de vegetação no interior dos ambientes lênticos. Além disso, a distância entre os corpos d'água amostrados também foi importante na variação da composição de espécies, refletindo a distribuição geográfica das espécies. Esse resultado evidencia que a conservação da riqueza de espécies de anuros nos corpos d'água da região estudada, implica na conservação dos diversos tipos de corpos d'água em várias localidades, ao invés de se proteger apenas uma grande mancha de habitat. A riqueza e a abundância total de anuros nos oito fragmentos amostrados não foram influenciadas pelas variáveis ambientais dos fragmentos florestais. A abundância de *Rhinella schneideri* e de *Leptodactylus mystacinus* foi positivamente influenciada pelo grau de conservação dos fragmentos, e negativamente influenciada pela circularidade e quantidade de cobertura florestal nos arredores dos fragmentos. Além destas variáveis, a área apresentou um efeito positivo sobre a abundância de *L. mystacinus* e a distância do fragmento mais próximo apresentou um efeito negativo sobre a abundância de *R. schneideri*. O grau de conservação e o conjunto total de variáveis influenciaram a similaridade na composição faunística no

interior dos fragmentos. Estes resultados evidenciam que a qualidade ambiental dos fragmentos é importante para a estruturação das comunidades de anuros. No entanto, variáveis associados ao uso da matriz foram tão importantes quanto as variáveis associados à qualidade dos fragmentos. Assim, para garantir a conservação da fauna de anuros da região, além da recuperação florestal, é necessário que o uso da matriz seja controlado para evitar práticas abusivas como o uso de pesticidas e fogo, além de evitar o estabelecimento de cultivos que diminuam a permeabilidade da matriz.

Palavras-chave: Ecologia animal, Ecologia de comunidades, Fragmentação florestal, Anura.

ABSTRACT

Our aim in this study was to establish the key factors structuring anuran communities along water bodies and forest fragments in the northwestern Sao Paulo state. We sampled 51 water bodies using search at breeding sites method, furthermore we used pitfall traps to survey the anuran fauna in eight forest fragments. First we analyzed how water bodies attributes influence species richness and composition at local and landscape scales. Species richness was influenced by local attributes: vegetation cover and water depth (positive relation) and number of vegetation types (negative relation). However, landscape attributes influenced the richness of guilds: distance to the near water body positively influenced the richness of climber anurans and vegetation around the water body influenced negatively the richness of anurans associated with open formations. The composition of the anuran fauna in the water bodies can be explained mainly by the environmental variables (26.2%) and the spatial position of water bodies (19.3%). The combination of spatial and environmental variables explains 7.3% of the variation in the faunal composition. The environmental variables that most influenced the variation in species composition were the water velocity and vegetation cover within the water body. The species composition is regulated by species turnover between lentic and lotic water bodies, and species loss caused by the reduction in the amount of vegetation within lentic environments. Moreover, the distance between the sampled water bodies was also important to explain the variation in species composition, reflecting the geographic distribution of species. This result demonstrates that the conservation of anuran species richness in the water bodies of the studied region, demand the conservation of many types of water bodies at several localities, rather than just protect a large patch of habitat. The anuran richness and total abundance in eight fragments were not influenced by the environmental variables of forest fragments. The abundance of *Rhinella schneideri* and *Leptodactylus mystacinus* was positively influenced by the level of fragment conservation and negatively influenced by the circularity and the amount of forest cover around the fragments. In addition to these variables, the area had a positive effect on the abundance of *L. mystacinus* and the distance from the nearest fragment had a negative effect on the abundance of *R. schneideri*. The level of conservation and the set of environmental variables influence the similarity in faunal composition within fragments. These results demonstrate that the environmental quality of fragments is important for anuran community structure. However, variables associated with the matrix were as important as the variables associated with the fragment

quality. Thus, to ensure the conservation of the anuran fauna in the region, as well as forest restoration, it is essential to control the use of the matrix to prevent abuses such as the use of pesticides and fire, and to prevent the establishment of cultures that reduce the matrix permeability.

Key-words: Animal ecology, Community ecology, Forest fragmentation, Anura.

INTRODUÇÃO GERAL

A destruição das florestas é um processo marcante e crescente na região tropical e a perda de habitats é a principal ameaça à biodiversidade (Wilson 1988). Compreender essa transformação é fundamental, tanto para evitar perdas quanto para gerenciar o uso sustentável da biodiversidade remanescente. Um exemplo é a vegetação da região noroeste do estado de São Paulo. Caracterizada como floresta estacional semidecidual e savana (Ab'Sáber 2003), esta formação foi intensamente devastada desde o século XIX, em razão de o solo oferecer condições favoráveis para a cafeicultura e a pecuária, restando hoje apenas 9% de sua área original, que foi substituída por pastagens, culturas diversas ou áreas urbanas (Kronka et al. 1993). Tal impacto coloca a região como a mais desmatada e fragmentada do estado e com a menor concentração de unidades de conservação, compondo um quadro que aparentemente não será revertido sem ações de manejo do meio ambiente (Kronka et al. 1993).

Segundo Rambaldi & Oliveira (2003), a floresta semidecidual é importante pela singularidade das espécies que a compõe, pelo nível de destruição e pela importância econômica das espécies. Paradoxalmente, este tipo de formação florestal tem recebido pouca atenção no que diz respeito ao estudo de sua biodiversidade. O estudo de avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a biodiversidade brasileira, realizado pelo Ministério do Meio Ambiente, revelou que grande parte das áreas consideradas como “de provável importância biológica, mas insuficientemente conhecida” é constituída por remanescentes de floresta estacional semidecidual (Maury 2002), reforçando a relevância e urgência de seu estudo e detalhamento.

Com base nestes indicativos, o projeto “Fauna e Flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (proc. FAPESP 04/04820-3) propôs-se a inventariar vários grupos taxonômicos (vegetais superiores, briófitas, algas, fungos, invertebrados aquáticos e terrestres, vertebrados aquáticos e terrestres) em fragmentos florestais do noroeste paulista, com o objetivo de obter (1) um diagnóstico ambiental que sirva como base sólida na elaboração de futuras propostas de conservação ambiental para essa região, que é uma das mais devastadas do estado e (2) um esboço sobre os possíveis efeitos da fragmentação na dinâmica e fisiologia de populações de espécies animais e vegetais, e de determinar (3) a importância dos fragmentos na manutenção da biodiversidade regional e (4) a importância dos fragmentos como reservatório de espécies com potencial importância na colonização de áreas

degradadas e no controle de pragas agrícolas.

Os anfíbios anuros são particularmente sensíveis às alterações do hábitat, pois, além da baixa mobilidade que limita a dispersão dos indivíduos para áreas favoráveis (Bowne & Bowers 1994), a maioria das espécies apresenta um ciclo de vida complexo, envolvendo uma larva aquática e um adulto terrestre (Wilbur 1980), o que os torna dependentes da qualidade destes dois ambientes (Duellman & Trueb 1986).

Os padrões locais de ocorrência e abundância das espécies são muito importantes, pois, segundo Gilpin & Hanski (1991), a persistência das espécies em escalas espaciais amplas é determinada pela dinâmica de extinção, colonização e migração de populações locais. As discussões sobre os mecanismos propostos para explicar os padrões locais e regionais de ocorrência e de abundância dos anfíbios têm se ampliado nos últimos anos (Cushman 2006, Parris 2004, Van Buskirk 2005). As primeiras propostas sobre os mecanismos determinantes dos padrões locais de ocorrência e de abundância de anfíbios reforçavam o papel das interações (Wilbur 1972) e do conflito entre pressão de predação e tolerâncias fisiológicas à dessecação (Wellborn et al. 1996). Recentemente, houve um aumento no número de estudos que abordam o papel da paisagem (tipo de matriz, número, distribuição e conectividade entre as poças, porcentagem de cobertura vegetal nativa, densidade de estradas) sobre a abundância e padrões de distribuição de populações de anfíbios (Gascon et al. 1999, Guerry & Hunter 2002).

Alguns estudos têm detectado que há uma relação positiva da abundância e riqueza de espécies de anfíbios com a área de cobertura florestal nativa (Guerry & Hunter 2002, Hecnar & M'Closkey 1997, Vallan 2000). Já a ocorrência de anuros de áreas abertas tem sido relacionada a outros fatores, como: heterogeneidade do habitat, incluindo altas proporções de borda florestal (Knuston et al. 1999) e características dos corpos d'água, como área de superfície e profundidade (Laan & Verboom 1990), vegetação no interior do corpo d'água (Vos & Chardon 1998) e hidroperíodo (Kolozsvary & Swihart 1999, Santos et al. 2007). No entanto, os fragmentos florestais adjacentes exercem forte influência na ocupação dos corpos d'água localizados em área aberta. Por exemplo, Laan & Verboom (1990) encontraram uma relação positiva entre diversidade de espécies nos corpos d'água e sua proximidade de fragmentos florestais. Além disso, os fragmentos florestais são de extrema importância para a dispersão dos juvenis de anuros, que evitam as áreas abertas devido ao alto risco de dessecação (Rothermel 2004, Rothermel & Semlitsch 2002) e podem servir de refúgios para os adultos de algumas espécies (Weyrauch & Grubb 2004).

Segundo Cushman (2006), para um melhor entendimento do uso de hábitat pelos

anfíbios e dos efeitos da perda de espécies, são necessários estudos que considerem as diferenças entre as espécies em diversas escalas. Em primeiro lugar, as relações espécie-ambiente podem diferir, dependendo da escala adotada (Cushman & McGarigal 2004). Portanto, o padrão de ocupação espacial de uma espécie influenciado por fatores em uma determinada escala, pode não sofrer influência nenhuma de fatores de outra escala mais ampla ou mais detalhada (Grand & Cushman 2003). Além disso, o ambiente é percebido e/ou explorado de maneiras diferentes entre os diferentes organismos (Levin 1992, Cushman 2006). Ou seja, a escala que é importante no padrão de ocupação espacial de uma espécie, pode não ser importante para outra (Cushman 2006).

A anurofauna da região noroeste do estado de São Paulo é composta, em sua maioria, por espécies características de áreas com vegetação de pequeno porte e/ou adaptadas a habitats alterados pelo homem. A maioria dos estudos conduzidos nessa região (Rossa-Feres & Jim 2001, Santos et al. 2007, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005) não abordou o uso de remanescentes florestais por parte da anurofauna. Uma exceção a esta regra foi o estudo conduzido por Silva (2007), no qual foi verificado que a abundância de machos em atividade de vocalização foi maior em corpos d'água próximos a fragmentos florestais do que em corpos d'água distantes de fragmentos.

Assim, procuramos avaliar a importância de variáveis ambientais na estruturação de comunidades de anuros em corpos d'água e no interior de fragmentos florestais em uma região intensamente desflorestada.

Tendo em vista a variação na escala espacial abordada neste estudo (corpos d'água e fragmentos florestais), a Tese está organizada em três capítulos:

1. “Fatores em multiescala determinantes da riqueza de anuros em uma região agrícola no sudeste do Brasil”, cujos objetivos são verificar (i) quais variáveis locais e da paisagem afetam a riqueza de anuros e (ii) se diferentes grupos funcionais de anuros apresentam respostas similares às variáveis locais e da paisagem;

2. “Composição de comunidades de anuros em corpos d'água localizados em uma região agrícola: separando os efeitos da localização espacial e das características ambientais”, cujos objetivos são verificar qual o papel relativo dos (i) variáveis ambientais, da (ii) posição espacial e dos (iii) variáveis ambientais espacialmente estruturados na composição de espécies de anuros, em uma paisagem agrícola;

3. “Quais variáveis ambientais influenciam a estrutura de comunidades de anuros em fragmentos florestais?”, cujos objetivos são responder às seguintes questões: (i) como a riqueza e abundância total de anuros terrestres são influenciadas por características

ambientais dos fragmentos florestais? (ii) quais variáveis ambientais dos fragmentos afetam a abundância das espécies dominantes da comunidade? (iii) qual a influência das variáveis ambientais dos fragmentos sobre a composição das comunidades de anuros?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. N. 2003. *Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas*. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- BOWNE, D. R. & BOWERS, M. A. 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecology* 19:1-20.
- CUSHMAN, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- CUSHMAN, S. A. & MCGARIGAL, K. 2004. Hierarchical analysis of forest bird species-environment relationships in the Oregon Coast Range. *Ecological Applications* 14:1090-1105.
- DUELLEMAN, W. E. & TRUEB, L. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company, New York. 670 pp.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in neotropical remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- GILPIN, M. & HANSKI, I. 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London.
- GRAND, J. & CUSHMAN, S. A. 2003. A multiple-scale analysis of species-habitat relationships: breeding birds in a pitch pine-scrub oak (*Pinus rigida*-*Quercus ilicifolia*) community. *Biological Conservation* 112:307-317.
- GUERRY, A. D. & HUNTER JR., M. L. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16:745-754.
- HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R. T. 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79:123-131.
- KNUTSON, M. G., SAUER, J. R., OLSEN, D. A., MOSSMAN, M. J., HEMESATH, L. M. & LANNOO, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland

- fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13:1437-1446.
- KOLOZSVARY, M.B. & SWIHART, R.K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians, patch and landscape correlates in farmland. *Canadian Journal of Zoology* 77:1288-1299.
- KRONKA, F.J.N., MATSUKUMA, C. K., NALON, M. A., DELCALI, I. H., ROSSI, M., MATTOS, I. F. A., SHIN-IKE, M. S. & PONTINHAS, A. A. S. 1993. *Inventário florestal do Estado de São Paulo*. Instituto Florestal, São Paulo.
- LAAN, R. & VERBOOM, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54:251-262.
- LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1967.
- MAURY, C. 2002. *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA/SBF, Brasília. 404 pp.
- PARRIS, K. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* 27:392-400.
- RAMBALDI, D. M. & OLIVEIRA, D. A. S. 2003. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA, Brasília.
- ROSSA-FERES, D. C. & JIM, J. 2001. Similaridade no sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18:439-454.
- ROTHERMEL, B. B. 2004. Migratory success of juveniles: a potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14:1535-1546.
- ROTHERMEL, B.B. & SEMLITSCH, R.D. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology* 16:1324-1332.
- SANTOS, T. G., ROSSA-FERES, D. C. & CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia* 97:37-49.
- SILVA, F. R. 2007. *A importância dos fragmentos florestais na diversidade de anfíbios anuros em Icem, região noroeste do estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) São José do Rio Preto: Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas. UNESP.

-
- VALLAN, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96:31-43
- VAN BUSKIRK, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86:1936-1947.
- 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* 5:1-14.
- VOS, C. C. & CHARDON, J. P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44-46.
- WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K. & WERNER, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:337-363.
- WEYRAUCH, S. L. & GRUBB JR., T. C. 2004. Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biological Conservation* 115:443-450.
- WILBUR, H. M. 1972. Competition, predation, and the structure of the *Ambystoma-Rana sylvatica* community. *Ecology* 53:3-21.
- WILBUR, H. M. 1980. Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:67-93.
- WILSON, E. O. 1988. The current state of biological diversity. Pp. 3-18 in: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington.

-CAPÍTULO 1-

**FATORES EM MULTIESCALA DETERMINANTES DA RIQUEZA
DE ANUROS EM UMA REGIÃO AGRÍCOLA NO SUDESTE DO
BRASIL**

Manuscrito submetido ao periódico *Journal of Tropical Ecology*:

**MULTISCALE DETERMINANTS OF ANURAN RICHNESS IN AN
AGRICULTURAL REGION IN SOUTHEAST BRAZIL**

ABSTRACT

One of the main objectives in ecology is to explain the determinants of species richness. In this study, we analyse the influence of local and landscape variables on (1) species richness and (2) richness of different functional anuran groups found in water bodies of an agricultural region. We made monthly anuran surveys in 51 water bodies (dams, ponds and streams). The influence of local and landscape variables on anuran richness was accessed by multiple regression analysis. Species richness was affected by three local variables: vegetation cover, and the depth (positive relation) and diversity of vegetation types (negative relation). Our results reinforce the role of vegetation and water body size in determining anuran richness. In addition, two landscape variables (distance to the nearest water body and water body surrounding vegetation) affected the richness of both climbing anurans (positive relation) and anurans associated with open areas (negative relation). In our study, local variables were more important to predict species richness. However, the role of landscape variables in richness of different functional groups emphasizes the role of different mechanisms: ecological interactions (fish predation) limiting occurrence of Hylidae in less isolated water bodies, and historical restriction to open domain associated species in forested water bodies.

Key-words: Anura, Community ecology, habitat use.

INTRODUCTION

One of the main objectives in ecology is to explain the determinants of community structure (Cody & Diamond 1975, Ricklefs & Schluter 1993). In this context, studies have focused on the importance of local habitat conditions as determinants of community structure, among them: tolerance to physical-chemical, climatic, and structural conditions (Carey & Johnson 1995, Gleason 1917, Whittaker 1956), inter-specific interactions (McCarthy 1997, Morin 1983, Shears & Babcock 2002), and environmental heterogeneity (Moreno-Rueda & Pizarro 2007, Pianka 1973, Tews *et al.* 2004).

According to Van Buskirk (2005), the early focus on local conditions as determinants of species occurrence and abundance has expanded to include large scale processes affecting landscapes. Several authors (Levin 1992, Wiens 1989) have argued that species distribution and community structure are determined by processes occurring in several

spatial scales.

MacArthur & Wilson (1967) proposed the Theory of Island Biogeography, and were the first to theoretically approach the influence of adjacent habitat on the communities of a given location. Their equilibrium model for number of species in islands includes both the island itself (local habitat) and the distance between the island and the continent (adjacent habitat) (MacArthur & Wilson 1967). When planning biological preservation areas, the Theory (Wilson & Willis 1975) has defined habitat patches as islands. The development of landscape ecology has not only defined the characteristics of habitat patches, such as the environment area, pattern, and heterogeneity, but also introduced new concepts such as factors affecting a broader spatial scale than the local habitat. Among these, the adjacent matrix permeability and patches connectivity, which were included in the species distribution models (Dunning *et al.* 1992, Fahrig 1998, Fortin 1999).

Anuran amphibians are excellent models for multiscale studies of the environmental factors determining richness, abundance and species composition in communities. They use both the aquatic environment for reproduction and the adjacent terrestrial area for migration, foraging, and diurnal or dry-season sheltering (Silva & Rossa-Feres 2007, Stebbins & Cohen 1995). Therefore, local characteristics of water bodies such as area, vegetation amount, presence of fish (Hecnar & M'Closkey 1998, Knuston *et al.* 2004, Parris & McCarthy 1999), and the adjacent landscape pattern such as pond density, number of roads and native forest cover (Guerry & Hunter 2002, Mazerolle *et al.* 2005, Pillsbury & Miller 2007), are important predictors of anuran richness. The variety of environmental factors determining anuran distribution can affect the overall community pattern and provide answers by specific species with different environmental needs (Guerry & Hunter 2002, Knuston *et al.* 1999).

The Neotropical region is one of the areas with the widest anuran diversity in the planet (AmphibiaWeb 2009). Despite the high diversity of anuran and the importance of multiscale analysis to understand anuran habitat use (Cushman 2006), the approach discussed above has been scarcely applied in the region. The development of the *habitat split* concept (Becker *et al.* 2007) is an example of the multiscale approach in the Neotropical region. The concept is defined by the disconnection between kinds of habitat used by anuran at different life stages due to anthropic interference (Becker *et al.* 2007). For the authors, the loss of stream riparian vegetation is one of the main threats to the species with larval development in the Atlantic Forest. The reason, they say, is that these species need the good quality water bodies for reproduction and tadpole development, as

well as the adjacent terrestrial environment for adult and juvenile migration (Becker *et al.* 2007).

In order to advance in the understanding of the role of local and landscape variables in the anuran richness distribution, our goals were verify (1) which local and landscape variables affect species richness and (2) if different functional groups have similar responses to local and landscape variables.

METHODS

Study area and survey sites

The study was conducted in Northwestern São Paulo state, drainage basin of the Upper Paraná River. The region is densely inhabited and is considered one of the most impacted drainage basins in South America (Castro *et al.* 2005). The basin covers the sediments of the Upper Cretaceous Bauru Formation, and its topography is smooth, with relatively uniform, wavy relief (Arid unpubl. data).

Summers are hot and humid and winters are dry (Barcha & Arid 1971). The rainy season (September through March) starts at different times every year (Rossa-Feres & Jim 2001), and receives 85% of the annual rainfall; the dry season (April through August) gets only 15% of the annual rainfall (1100 to 1250 mm, ± 225 mm) (Barcha & Arid 1971).

The native vegetation, a Semidecidual Seasonal Forest with patches of Cerrado vegetation (Ab'Sáber 2003), was severely devastated and replaced by crop and animal production due to the good regional soils; few and scattered fragments remain in the native vegetation area (São Paulo 2000).

Sampling procedures

Nine localities located 10 to 205 km apart were selected to represent the regional landscape (Figure 1). Three to eight water bodies (total of 51) were sampled at each locality, depending on local availability, distant from 8 to 7060 m apart. They consist of ponds, marshes, streams, marginal ponds, and dams (Table 1).

Anuran sampling was performed during the species vocalization turn, between 7 and 12 pm. Visual and hearing searches at the breeding habitat were used to find the specimens (*sensu* Scott & Woodward 1994). All the individuals vocalizing at the time of visits were counted. The researchers walked slowly the whole perimeter of each pond, marsh and dam

with less than 5000 m², as well as paths at least 50 m long by the streams and around dams bigger than 5000 m². The time spent in each water body varied between 15 to 40 min, depending on anuran abundance. The total abundance in each water body was considered the same as the total obtained for the month of highest abundance for each species. Although this procedure does not register the actual abundance of each species, it provides a fair estimate of the relative abundance of each species. According to Vasconcelos & Rossa-Feres (2005), the procedure prevents underestimates of population abundance by using the mean abundance for successive samples. It also prevents overestimates caused by re-counting individuals in successive samples.

The samples were collected monthly from each locality (by searching every water bodies). Seven (Vicentinópolis, Macaúbal, Votuporanga, Novo Horizonte, Sales, Planalto and União Paulista) of the nine sites were sampled from October 2006 to September 2007; the two remaining locations (Turmalina and Pindorama) were sampled from November 2006 to October 2007. Additionally, a marsh area in Macaúbal was found only in the second month, and three water bodies were not sampled in January 2007 due to heavy rains forbidding access. They were: a stream and a dam in Novo Horizonte, and a marginal pond in Sales. Therefore, we collected samples from 47 water bodies in 12 nights and only from four water bodies in 11 nights.

Environmental variables

The environmental heterogeneity variables were determined in a multiscale approach considering the following characteristics: the biotic, structural and physicochemical characteristics of water bodies (local variables), and the landscape characteristics surrounding the water bodies (landscape variables) (Table 2).

The variables of water body heterogeneity were measured in December 2006 (30 water bodies) and January 2007 (21 water bodies), months with higher rainfall volume and anuran diversity in the region (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005). The physicochemical parameters of water bodies (conductivity, dissolved oxygen, pH, temperature and turbidity) were determined using the digital marker HORIBA® U-10. Landscape characteristics were determined after local inspection and support of the software ArcGIS 9.2 (Esri 2006). The geographic coordinates for each water body were obtained by Global Positioning System (GPS).

Definition of functional groups

The registered species were divided into functional groups, according to: (1) micro-habitat use (aquatic, climbing, terrestrial or fossorial), following Duellman & Trueb (1986) and IUCN (2008); (2) associated domain (open or forest formations), according to Duellman (1999), Santos *et al.* (2007), and IUCN (2008).

Data analysis

Selection of predicting variables. First, the correlation among environmental variables was determined by ordination analysis. The Partial Canonical Correspondence Analysis (pCCA) was used to exclude collinear variables and select variables with significant association with faunal composition. Separate analyses were conducted for the local and the landscape variables.

The relative anuran abundance was treated as a dependent variable; local and landscape variables (log-transformed quantitative variables) were considered independent variables; geographical coordinates in decimal degrees (logarithmic scale) were the co-variables. Coordinates were used as co-variables to remove the potential effects of distance between water bodies on community composition (Borcard *et al.* 1992, Legendre 1993).

Collinear variables were removed based on the VIF (*Variance Inflation Factor*), where $VIF \geq 10$ represent high correlation among predicting variables (Quin & Keough 2002). We also removed variables with low influence ($p > 0.05$) on the variation in faunal composition. All analyses were conducted using CANOCO 4.53 (Ter Braak & Smilauer 2004).

Prediction of species richness. The influence of local variables and landscape on total species richness and species richness into each functional group (as mentioned beforehand) was tested by multiple regression analysis (Zar 1999). The dependent variables were: (1) total richness; richness of (2) climbing, (3) terrestrial, and (4) fossorial species; richness of species associated with (5) open areas, or (6) open and forest areas.

A preliminary multiple regression analysis was conducted between each of the six dependent variables and the water body geographical coordinates (in logarithmic scale) to exclude the effect of the geographical position of water bodies on the dependent variables (total richness and richness of each specific functional group). The residuals of each one of these regression analyses were used as dependent variables for a new multiple regression analysis; the six local variables and the two landscape variables selected by pCCA were considered independent variables. The tests were conducted in Statistica 7.0 (StatSoft

2004), at $p \leq 0.05$ significance level.

RESULTS

Species composition

We recorded 6708 specimens from 30 species belonging to five families (Table 3, Figure 2). Species richness varied from two to 19 species in each water body (Table 3).

Selection of predicting variables

Values referring to the 14 local and four landscape variables are in Tables 4 and 5. The first four pCCA axes explain 31.4% and 14.6% of species data variation in relation to local and landscape variables, respectively (Table 6). The first two pCCA axes explain 45.4% and 82.6% of species-environment relation with local and landscape variables, respectively (Table 6).

Partial CCA showed six local and two landscape non-collinear variables associated ($p \leq 0.05$) with variation in water body occupancy (Table 7). The sum of canonical eigenvalues of six local variables selected was 1.38, corresponding to 68% of the species composition variation in water bodies explained by local variables (Table 7). The sum of canonical eigenvalues of two landscape variables selected was 0.46, corresponding to 70% of the species composition variation in water bodies as explained by landscape variables (Table 7).

Prediction of richness

After eliminating the effect of geographical position, the species richness in water bodies was affected by three local variables: vegetation cover, depth, and number of vegetation types. We found a positive relation between richness and vegetation cover ($\beta_{\text{veg cov}} = 0.562$; $p < 0.01$) and depth ($\beta_{\text{depth}} = 0.462$; $p < 0.01$); a negative relation was observed between richness and number of vegetation types ($\beta_{\text{nveg}} = -0.499$; $p < 0.01$) (Table 8). The richness of four of the five specific functional groups had the same correlations and variables affecting the total richness of species (Table 8). Only the richness of fossorial species was not affected by any variable (Table 8).

In addition to local variables, the landscape variables distance to the nearest water body (d_{water}) and vegetation surrounding the water body (vegsur) influenced, respectively, the

number of climbing species ($\beta_{\text{dwater}} = 0.33$; $p = 0.029$) and number of species associated with open areas ($\beta_{\text{vegsur}} = -0.313$; $p = 0.039$) (Table 8).

DISCUSSION

Our results show that local variables affect the species richness: water bodies with higher vegetation cover, fewer vegetation types, and greater depth have higher species richness. Several studies emphasize the importance of water body vegetation for anuran communities (Bosch & Martínez-Solano 2003, Hecnar & M'Closkey 1998). Vegetation can protect tadpoles against predators (Kopp *et al.* 2006, Tarr & Babbitt 2002) and provide substrate for adult vocalization activities (Cardoso *et al.* 1989, Vasconcelos & Rossa-Feres 2008). Richness was positively related to vegetation cover but negatively so with vegetation heterogeneity (determined by number of vegetation types). In the study region, shrub and/or tree vegetation is important only for some medium and large Hylidae, such as *Hypsiboas albopunctatus*, *H. raniceps*, *Scinax similis*, and *Trachycephalus venulosus* (Rossa-Feres & Jim 2001, Santos & Rossa-Feres 2007). However, most of the species that vocalize on perches prefer herbaceous vegetation as substrate (Rossa-Feres & Jim 2001, Santos & Rossa-Feres 2007).

The role of water body depth in affecting the richness of anuran communities is quite controversial. Depth is often correlated with other variables of water body size, such as area and perimeter (e.g. Santos *et al.* 2007). To verify if this assumption applied to our data, we conducted an additional simple linear regression analysis between water body depth and area (both in logarithmic scale). Depth increased with area ($F_{1, 49} = 50.88$, $p < 0.01$), showing a correlation between the variables. Some studies have shown a positive relation between water body size and species richness (Laan & Verboon 1990, Lemckert *et al.* 2006, Parris & McCarthy 1999), whereas others have not found any relation (Mazerolle *et al.* 2005, Oertli *et al.* 2002). The positive relation between amount of habitat and species richness is well founded in the Island Biogeography Theory (MacArthur & Wilson 1967). According to this theory, the island area by itself is a predictor of species richness. However, due to the complexity of continental aquatic environments, we can not simply apply this theory before including, for instance, environmental heterogeneity, duration of the water body, and existence of top predators in the system (Scheffer *et al.* 2006, Wellborn *et al.* 1996). Then, in the present study, the positive relation between depth and

richness emphasizes the importance of water body size and amount of vegetation, which together can increase the availability of micro-habitats for adult vocalization and foraging (Lemckert et al. 2006).

Even though landscape variables do not affect total richness, they were important to predict richness into functional groups. The richness of climbing species was positively related to isolation (distance to the nearest water body), whereas the richness of species associated with open formations was negatively related with presence of vegetation around the water bodies. According to theoretical (MacArthur & Wilson 1967) and empirical (Mazerolle et al. 2005) formulations, habitat isolation leads to low species richness. However, this relation can be inverted in continental aquatic ecosystems such as ponds and shallow lakes (Scheffer et al. 2006). They support that richness of several taxa including amphibians can be greater in isolated water bodies because pond isolation forbids the establishment of top predators such as fishes (Scheffer et al. 2006), responsible for reducing anuran richness in water bodies (Hecnar & M'Closkey 1997).

We found the pattern described above only among the Hylidae (climbing species). The colonization of isolated water bodies can be related to Hylidae dispersal ability (Johnson *et al.* 2007, Neckel-Oliveira & Gascon 2006) and tadpole susceptibility to fish predation (Gunzburger & Travis 2004) in less isolated water bodies. The occurrence of fish was limited by the isolation of water bodies in the studied region (Prado unpubl. data). A hypothesis to explain the greater Hylidae richness in isolated water bodies is that most species (nine of the 13 species) belonging to this family in the region have nektonic tadpoles. In this guild, tadpoles can be more susceptible to fish predation because both occupy the same kind of micro-habitat (e.g. Oliveira unpubl. data). In an experiment, Cruz & Rebelo (2005) showed that the co-occurrence of the same kind of micro-habitat increases tadpole susceptibility to fish predation.

A negative relation observed between presence of vegetation around the water body and the richness of species associated with open formations has been expected. Despite a higher amount of vegetation increase the environmental heterogeneity, forest cover appears to be limiting for these species (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Santos et al. 2007). Several studies highlight the role of vegetation surrounding the water body in determining anuran richness (Guerry & Hunter 2002, Laan & Verboon 1990, Mazerolle et al. 2005). Both the percentage of forest cover around the water body (Guerry & Hunter 2002) and its distance to the nearest forest fragment (Laan & Verboon 1990) have been considered good predictors of richness increase. For Guerry & Hunter (2002), however, species responses

may differ depending on their specific requirements. In Maine (USA), their study of amphibian communities in ponds showed a positive relation between the increase in forest cover around the water body and the occurrence of most of the analysed species, however, some species had a negative relation with forest cover.

In our study, local variables were more important to predict species richness. However, the role of landscape variables in richness of different functional groups emphasizes that different mechanisms can act: ecological interactions (fish predation) limiting occurrence of Hylidae in less isolated water bodies, and historical restriction to open domain associated species in forested water bodies.

LITERATURE CITED

- AB'SABER, A. N. 2003. *Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas*. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- AMPHIBIAWEB. 2009. *AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation*. Berkeley, California. Available at <http://amphibiaweb.org/>
- BARCHA, S. F. & ARID, F. M. 1971. Estudo da evapotranspiração na região Norte Ocidental do Estado de São Paulo. *Revista científica da Faculdade de Ciências e Letras de Votuporanga* 1:97-122.
- BECKER, C. G., FONSECA, C. R., HADDAD, C. F. B, BATISTA, R. F. & PRADO, P. I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318:1775-1778.
- BORCARD, D., LEGENDRE, P. & DRAPEU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045-1055.
- BOSCH, J. & MARTÍNEZ-SOLANO, I. 2003. Factors influencing occupancy of breeding ponds in a montane amphibian assemblage. *Journal of Herpetology* 37:410-413.
- 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.
- CAREY, A. B. & JOHNSON, M. L. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.
- CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., VARI, R. P., MELO, A. L. A., MARTINS, L. S. F., ABREU, T. X., BENINE, R. C., GIBRAN, F. Z., RIBEIRO, A. C., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G. Z. P., FERREIRA, K. M.

-
- STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Paraná basin, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 16:193-214.
- CODY, M. L. & DIAMOND, J. M. 1975. *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Cambridge. 545 pp.
- CRUZ, M. J. & REBELO, R. 2005. Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkia*. *Amphibia-Reptilia* 26:293-303.
- CUSHMAN, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- DUELLMAN, W. E. 1999. Distribution patterns of amphibians in the South America. Pp. 255-328 in Duellman, W. E. (ed.). *Patterns of Distribution of Amphibians – A Global Perspective*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 565pp.
- DUELLMAN, W. E. & TRUEB, L. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company, New York. 670 pp.
- DUNNING, J. B., DANIELSON, B. J. & PULLIAM, H. R. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- ESRI (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE). 2006. *ArcGIS 9.2: Geographic Information System Software*. ESRI, Redlands, California.
- FAHRIG, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival. *Ecological Modelling* 105: 273-292.
- FORTIN, M.-J. 1999. Spatial statistics in landscape ecology. Pp. 253-279 in Klopatek, J. M. & Gardner, R. H. (eds.). *Landscape Ecological Analysis. Issues and Applications*. Springer-Verlag, New York.
- GLEASON, H. A. 1917. The structure and development of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 44:463-481.
- GUERRY, A. D. & HUNTER JR., M. L. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16:745–754.
- GUNZBURGER, M. S. & TRAVIS, J. 2004. Evaluating predation pressure on Green treefrog larvae across a habitat gradient. *Oecologia* 140:422-429.
- HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R. T. 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79:123–131.
- HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R. T. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography* 25:763-772.

-
- IUCN, CONSERVATION INTERNATIONAL, AND NATURESERVE. 2008. *An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List*. IUCN/SSC – CI/CABS Biodiversity Assessment Unit, Arlington. Available at <http://www.iucnredlist.org/amphibians>.
- JOHNSON, J. R., KNOUFT, J. H. & SEMLITSCH, R. D. 2007. Sex and seasonal differences in the spatial terrestrial distribution of gray treefrog (*Hyla versicolor*) populations. *Biological Conservation* 140:250-258.
- KNUSTON, M. G., RICHARDSON, W. B., REINEKE, D. M., GRAY, B. R., PARMELE, J. R. & WEICK, S. E. 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications* 14:669-684.
- KNUTSON, M. G., SAUER, J. R., OLSEN, D. A., MOSSMAN, M. J., HEMESATH, L. M. & LANNOO, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13:1437–1446.
- KOPP, K., WALCHLEVSKI, M., & ETEROVICK, P. C. 2006. Environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. *Canadian Journal of Zoology* 84:136-140.
- LAAN, R. & VERBOOM, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54: 251–262.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74:1659-1673.
- LEMCKERT, F., HAYWOOD, A., BRASSIL, T. & MAHONY, M. 2006. Correlations between frogs and pond attributes in central New South Wales, Australia: What makes a good pond? *Applied Herpetology* 3:67-81.
- LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1967.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MAZEROLLE, M. J., DESROCHERS, A. & ROCHEFORT, L. 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecological Applications* 15:824-834.
- MCCARTHY, M. A. 1997. Competition and dispersal from multiple nests. *Ecology* 83:1146-1161.
- MORENO-RUEDA, G. & PIZARRO, M. 2007. The relative influence of climate, environmental heterogeneity, and human population on the distribution of vertebrate

- species richness in south-eastern Spain. *Acta Oecologica* 32:50-58.
- MORIN, P. J. 1983. Predation, competition, and the composition of larval anuran guilds. *Ecological Monographs* 53:119-138.
- NECKEL-OLIVEIRA, S & GASCON, C. 2006. Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 128:308-315
- OERTLI, B., JOYE, D. A., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J.-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104:59-70.
- PARRIS, K. M. & MCCARTHY, M. A. 1999. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? *Australian Journal of Ecology* 24:495-502.
- PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53-74.
- PILLSBURY, F. C. & MILLER, J. R. 2007. Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an urban-rural gradient. *Ecological Applications* 18:1107-1118.
- QUIN, G. P. & KEOUGH, M. J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge. 537 pp.
- RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. 1993. *Species Diversity in Ecological Communities*. The University of Chicago Press, Chicago. 414 pp.
- ROSSA-FERES, D. C. & JIM, J. 2001. Similaridade no sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18:439-454.
- SANTOS, T. G. & ROSSA-FERES, D. C. 2007. Similarities in vocalization site and advertisement call among amphibian anurans in Southeast Brazil. *South American Journal of Herpetology* 2:17-30
- SANTOS, T. G., ROSSA-FERES, D. C. & CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia* 97:37-49.
- SÃO PAULO. 2000. *Atlas das unidades de conservação ambiental do estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 64 pp.
- SCHEFFER, M., VAN GEEST, G. J., ZIMMER, K., BUTLER, M. G., HANSON, M. A., DECLERCK, S., DE MEESTER, L., JEPPESEN, E. & SONDERGAARD, M. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on

- biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227-231.
- SCOTT JR., N. J. & WOODWARD, B. D. 1994. Surveys at breeding sites. Pp. 84-92 in Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R.W., Hayek, L. A. C. & Foster, M. S. (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution, Washington. 388 pp.
- SHEARS, N. T. & BABCOCK, R. C. 2002. Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132:131-142.
- SILVA, F. R. & ROSSA-FERES, D. C. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 7:1-7.
- STATSOFT, INC. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- STEBBINS, R. C. & COHEN, N. W. 1995. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, Princeton. 332 pp.
- TARR, T. L. & BABBITT, K. J. 2002. Effects of habitat complexity and predator identity on predation of *Rana clamitans* larvae. *Amphibia-Reptilia* 23:13-20.
- TER BRAAK, C. & SMILAUER, P. 2004. Canoco for Windows v. 4.53. *Plant Research International*. Wageningen, The Netherlands.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SHWAGER, M. & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79-92.
- VAN BUSKIRK, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86:1936-1947.
- 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* 5:1-14.
- VASCONCELOS, T. S. & ROSSA-FERES, D. C. 2008. Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in Southeastern Brazil. *Phyllomedusa* 7:127-142.
- WELLBORN, G. A., SKELLY, D. K. & WERNER, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:337-363.
- WHITTAKER, R. H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological*

Monographs 26:1-80.

WIENS, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385-397.

WILSON, E. O. & WILLIS, E. O. 1975. Applied biogeography. Pp. 523-534 in Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Cambridge. 545 pp.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 663 pp.

TABLES

Table 1. Localities and water bodies sampled from October 2006 to October 2007, Northwest of São Paulo state.

Locality	Abbreviation	Water body sampled (n)
Vicentinópolis	Vic	pond (1), marsh (2), stream (1), dam (2)
Macaubal	Mac	pond (5), marsh (1), stream (1)
Votuporanga	Vot	pond (1), marsh (1), stream (2), dam (1)
Turmalina	Tur	pond (3), marsh (1), dam (1)
Pindorama	Pin	pond (1), marsh (1), stream (1), dam (3)
Novo Horizonte	Nov	marsh (2), stream (1), dam (3)
Sales	Sal	marginal pond (1), dam (2)
União Paulista	Uni	pond (5), stream (1), dam (2)
Planalto	Pla	pond (2), dam (3)

Table 2. Local and landscape variables of 51 water bodies sampled in the Northwest of São Paulo state.

Variable	Abbreviation	Definition
Local habitat		
Water velocity	veloc	Backwater (0), water in constant exchange (1), running water (2)
Hydroperiod	hydrop	Temporary (without water during the dry season) (0) and permanent (water all year) (1)
Vegetation cover	vegcov	Percentage of vegetation within the water body
Number of vegetation types	nveg	Number of vegetation types within the water body according to the following categories: a. macrophytes (Cyperaceae, Nymphaeaceae, Pontederiaceae), b. herbaceous vegetation (Asteraceae, Cyperaceae, Malvaceae, Onagraceae, Poaceae, Pteridophyta), c. cattail (Typhaceae), d. shrub (Melastomataceae) and trees
Maximum height of vegetation within the water body	maxh	(0) without vegetation, (1) short stratum (macrophytes and herbaceous vegetation), (2) medium stratum (cattail and shrubs), (3) tall stratum (trees)
Number of height vegetation stratum within the water body	nstrat	Sum of height vegetation stratum within the water body
Fish presence	fish	Determined by visual inspection or collected by a dipnet: absent (0) or present (1)
Area	area	Surface area of the water body (m ²)
Depth	depth	Maximum depth of the water body (cm)
Conductivity	cond	Water conductivity (mS/cm)
Dissolved oxygen	DO	Dissolved oxygen in water (mg/l)
pH	pH	Water pH
Temperature	temp	Water temperature (°C)
Turbidity	turb	Water turbidity (NTU)
Landscape		
Vegetation surrounding the water body	vegsur	Pasture or planting (0), open area and forest or riparian vegetation less than 10 m (1), forest (2)
Forest cover	forcov	Percentage of forest cover in a buffer of 1 km radius around the pond
Distance to the nearest forest fragment	dfrag	Distance to the nearest forest fragment (m)
Distance to the nearest water body	dwater	Distance to the nearest water body (m)

Table 3. Species registered from October 2006 October 2007, abundance, number of water bodies with the species, functional group according to species microhabitat use, and distribution in South America according to natural formations (*sensu* Duellman, 1999). O = species occurring primarily in open environments (the Caatinga-Cerrado-Chaco complex); O/F = species occurring in open and forest formations (*e.g.* the Atlantic and the Amazon forests); ? = data not available in the literature.

Family / Species	Abundance	Number of water bodies	Microhabitat	Distribution
Bufonidae				
<i>Rhinella schneideri</i>	35	16	Terrestrial	O/F
Hylidae				
<i>Dendropsophus elianeae</i>	425	10	Climbing	O?
<i>Dendropsophus minutus</i>	465	21	Climbing	O/F
<i>Dendropsophus nanus</i>	1749	40	Climbing	O
<i>Dendropsophus sanborni</i>	577	18	Climbing	O?
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	242	32	Climbing	O/F
<i>Hypsiboas faber</i>	5	1	Climbing	O/F
<i>Hypsiboas lundii</i>	20	2	Climbing	O/F
<i>Hypsiboas raniceps</i>	232	30	Climbing	O/F
<i>Phyllomedusa azurea</i>	2	1	Climbing	O?
<i>Pseudis platensis</i>	165	21	Aquatic	O
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	498	28	Climbing	O/F
<i>Scinax fuscovarius</i>	122	18	Climbing	O
<i>Scinax similis</i>	44	9	Climbing	O/F
<i>Trachycephalus venulosus</i>	3	2	Climbing	O/F
Leiuperidae				
<i>Eupemphix nattereri</i>	46	13	Fossorial	O
<i>Physalaemus centralis</i>	100	19	Terrestrial	O/F
<i>Physalaemus cuvieri</i>	231	43	Terrestrial	O/F
<i>Pseudopaludicola</i> aff. <i>falcipes</i> 1	646	27	Terrestrial	O?
<i>Pseudopaludicola</i> aff. <i>falcipes</i> 2	4	2	Terrestrial	O?
Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus furnarius</i>	12	1	Terrestrial	O/F
<i>Leptodactylus fuscus</i>	213	35	Terrestrial	O/F
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	8	7	Terrestrial	O/F
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	23	3	Terrestrial	O/F
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	5	5	Terrestrial	O/F
<i>Leptodactylus ocellatus</i>	1	1	Terrestrial	O/F
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	754	35	Terrestrial	O/F
Microhylidae				
<i>Dermatonotus muelleri</i>	11	2	Fossorial	O
<i>Elachistocleis bicolor</i>	26	9	Fossorial	O/F
<i>Elachistocleis</i> sp.	44	12	Fossorial	O?

Table 4. Summary of local and landscape quantitative environmental variables determined in 51 water bodies sampled in the Northwest of São Paulo state. October 2006 to October 2007. Abbreviations are the same as in Table 2.

Variable	Unit	Min	Max	Mean	SD
vegcov	%	0	100	41.96	32.53
nveg		0	4	2.06	1.21
nstrat		0	3	1.61	0.85
area	M ²	13	140077	12550.88	27956.78
depth	cm	5	200	90.61	70.84
cond	mS/cm	0.006	0.301	0.0463	0.046
DO	Mg/l	1.02	8.96	5.63	2.01
pH		5.06	9.02	6.93	0.87
temp	°C	22.4	35.3	29.21	2.98
turb	NTU	2	999	98.92	238.10
forcov	%	3.24	56.65	25.05	12.32
dfrag	M	0	2613	354.73	561.78
dwater	M	0	330	35.96	66.50

Table 5. Summary of local and landscape categorical variables determined in 51 water bodies samples in the Northwest of São Paulo state. October 2006 to October 2007. Abbreviations are the same as in Table 2.

Variable	Category (number of observations)
veloc	backwater (15), constant exchange water (29), running water (7)
hydrop	temporary (10), permanent (41)
maxh	vegetation absent (5), low (16), medium (22), tall (8)
fish	absent (12), present (39)
vegsur	pasture or planting (27), open area and forest (20), forest (4)

Table 6. Eigenvalues for the first four axes in the Partial Canonical Correspondence Analysis (pCCA) and role of 18 environmental variables in explaining anuran species distribution in 51 water bodies sampled in the Northwest of São Paulo state, October 2006 to October 2007.

Variable	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0.536	0.39	0.264	0.221
Species-environment correlations	0.913	0.898	0.705	0.802
Local Cumulative percentage variance				
of species data	11.9	20.6	26.5	31.4
of species-environment relation	26.3	45.4	58.4	69.2
Eigenvalues	0.382	0.162	0.08	0.034
Species-environment correlations	0.78	0.65	0.539	0.439
Landscape Cumulative percentage variance				
of species data	8.5	12.1	13.9	14.6
of species-environment relation	58	82.6	94.8	100

Table 7. Canonical Eigenvalues of local and landscape variables in 51 water bodies in the Northwest of São Paulo state. Abbreviations are the same as in Table 2. Boldface variables indicate significant association ($p \leq 0.05$) with species distribution in water bodies and low collinearity ($VIF \leq 10$) with the other variables.

	Variable	Canonical eigenvalue	P	VIF
Local	veloc	0.43	≤ 0.05	1.02
	hydrop	0.13	≤ 0.05	4.84
	vegcov	0.3	≤ 0.05	4.96
	nveg	0.16	≤ 0.05	5.5
	maxh	0.07	0.45	30.35
	nstrat	0.09	0.26	31.04
	fish	0.09	0.23	5.03
	area	0.08	0.26	5.13
	depth	0.21	≤ 0.05	7.31
	cond	0.13	0.06	2.58
	DO	0.04	0.96	2.79
	pH	0.1	0.12	2.78
	temp	0.15	≤ 0.05	2.78
	Turb	0.06	0.58	2.96
	Total	2.04		
Landscape	vegsur	0.31	≤ 0.05	2.63
	forcov	0.11	0.25	2.16
	dfrag	0.09	0.37	2.63
	dwater	0.15	≤ 0.05	1.61
	total	0.66		

Table 8. Multiple regression between total richness and anuran richness in five specific functional groups (climbing, terrestrial, fossorial, fossorial, and species associated with open and forest areas), with six local variables and two landscape variables after removal of the geographical coordinates effect. Abbreviations are the same as in Table 2. β = partial correlation coefficient.

Variable	Total		Climbing		Terrestrial		Fossorial		Open		Open/Forest	
	β	P	β	P	β	P	β	P	β	P	β	P
hydrop	0.065	0.674	0.183	0.234	-0.026	0.866	-0.027	0.863	0.085	0.585	0.040	0.795
veloc	0.023	0.884	0.023	0.881	0.172	0.265	-0.272	0.074	-0.251	0.100	0.188	0.222
temp	-0.091	0.556	-0.160	0.301	0.093	0.547	-0.037	0.813	-0.259	0.090	0.034	0.825
vegcov	0.562	0.000	0.512	0.000	0.486	0.001	0.132	0.393	0.432	0.003	0.555	0.000
nveg	-0.499	0.001	-0.352	0.019	-0.471	0.001	-0.261	0.087	-0.383	0.010	-0.490	0.001
depth	0.462	0.002	0.311	0.040	0.454	0.002	0.076	0.622	0.371	0.013	0.443	0.003
Landscape vegsur	-0.228	0.137	-0.268	0.078	-0.097	0.530	-0.093	0.546	-0.313	0.039	-0.129	0.406
dwater	0.278	0.067	0.330	0.029	0.079	0.610	0.057	0.711	0.241	0.115	0.250	0.102

FIGURES

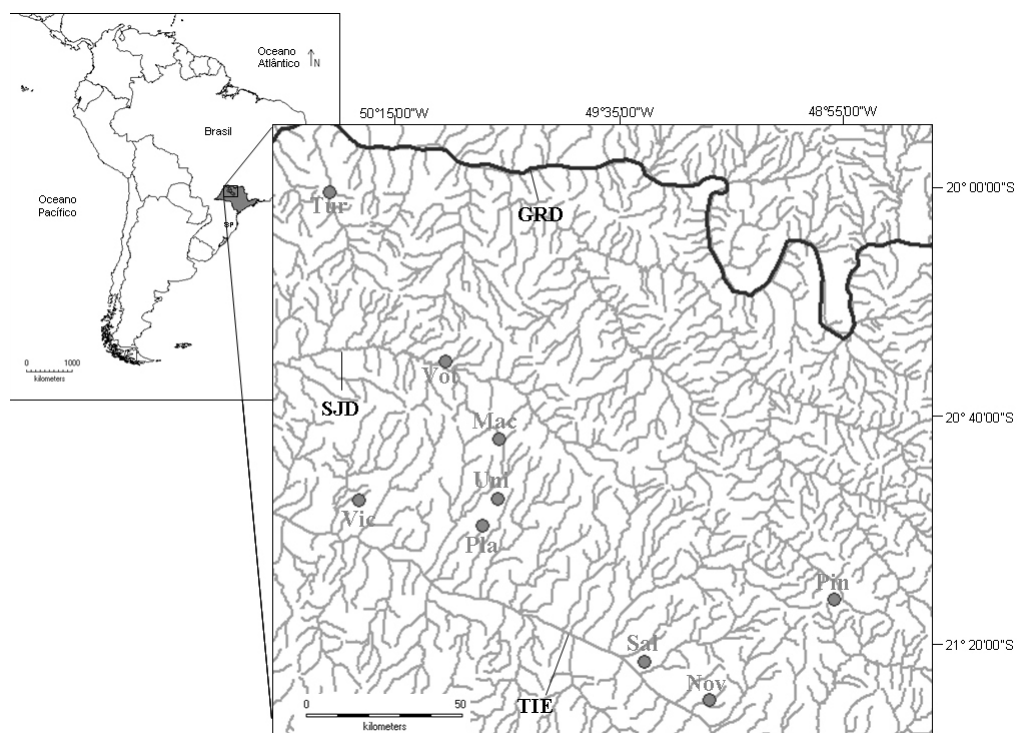


Figure 1. Map of São Paulo state, the Northwest region, and the sampling localities. Abbreviations: Rio São José dos Dourados (SJD), Rio Grande (GRD), Rio Tietê (TIE). Abbreviations are the same as in Table 1.



Figure 2. Eighteen of the 30 species registered during the study: A- *Rhinella schneideri*, B- *Dendropsophus minutus*, C- *D. nanus*, D- *Hypsiboas albopunctatus*, E- *H. faber*, F- *H. lundii*, G- *H. raniceps*, H- *Phyllomedusa azurea*, I- *Pseudis platensis*, J- *Scinax fuscovarius*, K- *Eupemphix nattereri* (couple in amplexus), L- *Physalaemus cuvieri*, M- *Pseudopaludicola* aff. *falcipes* 1 (couple in amplexus), N- *Leptodactylus fuscus*, O- *L. labyrinthicus*, P- *L. mystaceus*, Q- *L. mystacinus*, R. *Elachistocleis* sp.

-CAPÍTULO 2-

**COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES DE ANUROS EM CORPOS D'ÁGUA
LOCALIZADOS EM UMA REGIÃO AGRÍCOLA: SEPARANDO OS
EFEITOS DA LOCALIZAÇÃO ESPACIAL E DAS CARACTERÍSTICAS
AMBIENTAIS**

RESUMO

Em ecologia de comunidades, duas teorias distintas sugerem que a composição das comunidades é influenciada (1) pelas características do ambiente ou (2) por processos bióticos que, por sua vez, são dependentes da localização espacial dos organismos. No primeiro modelo, locais com características ambientais semelhantes tendem a apresentar composição de espécies semelhante, enquanto que no segundo modelo, locais geograficamente mais próximos tendem a apresentar composição de espécies mais semelhante do que locais distantes. Além destes dois modelos as características ambientais podem ser dependentes da localização geográfica. A influência relativa das variáveis ambientais, da localização espacial e das variáveis ambientais espacialmente estruturados na composição da fauna de anuros em paisagem agrícola no sudeste do Brasil foi verificada pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) e CCA parcial (pCCA), com base na abundância relativa de 30 espécies de anuros em 51 corpos d'água. As variáveis espaciais foram selecionados pela análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM). Com relação às variáveis ambientais, a velocidade da água e a cobertura vegetal no interior do corpo d'água apresentaram maior importância sobre a variação na composição da fauna. As variáveis ambientais explicaram 26,2 %, as variáveis espaciais 19,3% e a combinação entre variáveis ambientais e espaciais 7,3% da variação na composição da fauna. No presente estudo a composição de espécies é influenciada por substituição de espécies entre corpos d'água lóticos e lênticos e perda de espécies de acordo com a redução da quantidade de vegetação no interior dos ambientes lênticos. Além disso, a distância entre localidades também foi importante na variação da composição de espécies das comunidades, refletindo a distribuição geográfica das espécies. Esse resultado evidencia que a conservação da riqueza de espécies de anuros na região estudada, implica a conservação dos diversos tipos de corpos d'água em várias localidades, ao invés de se proteger apenas uma grande mancha de habitat.

Palavras-chave: Composição de comunidades, análise espacial, partição da variação, Modelo de Controle Biótico, Modelo de Controle Ambiental, Anura.

INTRODUÇÃO

Dois modelos clássicos são considerados como determinantes da estrutura das

comunidades (Borcard et al. 1992): os modelos de controle ambiental e biótico.

No modelo de controle ambiental as condições ambientais, tais como clima, umidade e temperatura são consideradas mais importantes, pois influenciam diretamente a tolerância fisiológica das espécies e indiretamente a composição das comunidades (Gleason 1917, Parris 2004, Whittaker 1956). Neste caso, a composição das comunidades simplesmente reflete a presença de espécies com histórias de vida independentes em um mesmo lugar e tempo (Ernst & Rödel 2008), cada uma respondendo às condições ambientais existentes. Assim, locais com condições ambientais semelhantes tendem a apresentar composição de espécies semelhante (Parris 2004).

Por outro lado, no modelo de controle biótico, processos bióticos como dispersão, competição e predação são os principais determinantes da estrutura das comunidades (Clements 1916, Tilman 1994, Woodward 1983). No entanto, esses processos bióticos são dependentes da localização espacial dos organismos, já que indivíduos mais próximos tendem a interagir mais entre si que com indivíduos distantes (Tilman 1994). Nesse modelo, locais mais próximos tendem a apresentar composição de espécies mais semelhante (Legendre & Fortin 1989), pois a posição geográfica é uma variável que possibilita inferências sobre os processos bióticos (Tilman 1994).

Além destes dois modelos, as condições ambientais podem ser dependentes da posição geográfica, de modo que locais mais próximos apresentam condições ambientais semelhantes e, neste caso, as variáveis ambientais são considerados espacialmente estruturados (Borcard et al. 1992). Assim, segundo estes autores três componentes explicam a variação na composição das comunidades: (1) fatores puramente ambientais (controle ambiental), (2) fatores puramente espaciais (controle biótico) e (3) fatores ambientais espacialmente estruturados. A inclusão do componente espacial como preditor da composição das comunidades têm se tornado imprescindível para detectar ou corrigir possíveis problemas de autocorrelação espacial entre variáveis ambientais (Legendre 1993). Atualmente, a detecção e a análise da autocorrelação espacial são consideradas um novo paradigma na ecologia de comunidades (Legendre 1993, Lichstein et al. 2002). Segundo Keller et al. (2009), separar estes efeitos e sua contribuição relativa para a estruturação das comunidades é um desafio ecológico e metodológico.

Os anfíbios anuros de regiões tropicais sazonais, que se reproduzem em ambientes aquáticos constituem um grupo bastante adequado para estudos teóricos em ecologia de comunidades, pois a maioria das espécies ocorre no mesmo período do ano, durante a estação chuvosa, e, geralmente, num espaço delimitado. Apesar da importância dos anuros

como modelo para estudos teóricos em ecologia de comunidades, os estudos que avaliam o papel relativo dos componentes espaciais e ambientais sobre a composição de comunidades de anuros (Ernst & Rödel 2008, Keller et al. 2009, Parris 2004) são relativamente recentes e têm apresentado resultados contrastantes. Parris (2004) detectou alta influência ambiental e baixa influência espacial sobre a composição de comunidades de anuros australianos. No entanto, a autora verificou que uma alta proporção da variação da comunidade pôde ser explicada por variáveis ambientais espacialmente estruturadas. Em um estudo comparativo entre comunidades de anfíbios em florestas preservadas e degradadas no Parque Nacional Taï (sudeste da Costa do Marfim) e na Reserva Florestal Mabura Hill (região central da Guiana), foi verificado que em áreas com ambos os estados de conservação, a estrutura espacial apresentou maior importância, enquanto que efeitos estritamente ambientais foram verificados somente nos ambientes degradados (Ernst & Rödel 2008). Além dos efeitos separados do ambiente ou do espaço, Keller et al. (2009) verificaram a influência tanto ambiental quanto espacial sobre comunidades de anuros em florestas conservadas de Bornéu sem, no entanto, detectar a presença de variáveis ambientais espacialmente estruturadas.

Dado o estado incipiente do conhecimento sobre a importância relativa das variáveis ambientais e da posição espacial sobre a composição de comunidades de anuros, nosso objetivo foi verificar qual o papel relativo dos (1) variáveis ambientais, da (2) posição espacial e dos (3) variáveis ambientais espacialmente estruturadas na composição de espécies de anuros, em uma paisagem agrícola.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

As descrições do relevo, do clima e do tipo de vegetação da região estudada encontram-se no Capítulo 1 do presente estudo.

Amostragem

Foram selecionadas nove localidades, distantes 10 a 205 km entre si, na tentativa de representar o panorama da paisagem regional (Figura 1). Em cada localidade foram amostrados de três a oito corpos d'água, distantes 8 a 7060 m entre si, de acordo com a disponibilidade do local, totalizando 51 corpos d'água, constituídos por açudes, brejos,

córregos, lagoas marginais e represas (Tabela 1).

A amostragem foi realizada durante o turno de vocalização das espécies, entre 19 h e 0 h. A procura dos espécimes foi efetuada por uma combinação de busca visual e auditiva em habitat de reprodução (sensu Scott & Woodward 1994). A cada visita, todo o perímetro de cada açude, brejo e represas com área inferior a 5000 m², e trechos com pelo menos 50 m de comprimento ao longo das margens dos córregos e das represas com área superior a 5000 m², foram percorridos lentamente, contabilizando todos os indivíduos em atividade de vocalização. A abundância total em cada corpo d'água foi considerada igual à do mês com maior abundância. Este procedimento não reflete a abundância real das espécies, no entanto, fornece uma boa estimativa da abundância relativa de cada espécie, pois, segundo Vasconcelos & Rossa-Feres (2005), evita tanto subestimativas de abundância populacional decorrentes do uso da média de abundância entre amostragens sucessivas, quanto superestimativas decorrentes do uso da somatória, como resultado da recontagem de indivíduos em amostragens sucessivas.

As amostragens foram realizadas com frequência mensal de uma noite por localidade. Sete (Vicentinópolis, Macaubal, Votuporanga, Novo Horizonte, Sales, Planalto e União Paulista) das nove localidades foram amostradas de outubro de 2006 a setembro de 2007 e duas (Turmalina e Pindorama, SP) foram amostradas de novembro de 2006 a outubro de 2007, completando 12 meses de amostragem em todas as localidades. Dos 51 corpos d'água, um brejo (em Macaubal, SP) foi localizado somente no segundo mês de amostragem e outros três corpos d'água (um córrego e uma represa em Novo Horizonte, e uma lagoa marginal em Sales, SP) não foram amostrados no mês de janeiro de 2007 em decorrência das chuvas fortes que destruíram parte da estrada, impedindo o acesso até os corpos d'água.

Variáveis ambientais

As variáveis da heterogeneidade ambiental foram determinadas em multi-escala: características bióticas, estruturais e físico-químicas dos corpos d'água (variáveis locais), e características da paisagem circundante aos corpos d'água (variáveis da paisagem) (Tabela 2).

As 14 variáveis da heterogeneidade dos corpos d'água foram mensurados nos meses de dezembro de 2006 (em 30 corpos d'água) e janeiro de 2007 (em 21 corpos d'água), meses com maior volume de chuva e diversidade de anuros na região estudada (Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005). Os parâmetros físico-químicos dos corpos d'água (condutividade,

oxigênio dissolvido, pH, temperatura e turbidez) foram determinados com um marcador digital HORIBA® U-10. As características da paisagem foram determinadas por inspeção local e com auxílio do programa computacional ArcGIS 9.2 (Esri 2006), gerando 4 variáveis ambientais. As coordenadas geográficas de cada corpo d'água foram determinadas pelo Sistema de Posicionamento Global (GPS).

Análise dos dados

Seleção das variáveis ambientais. Inicialmente, foi verificada a existência de correlação entre as variáveis ambientais aplicando análise de ordenação (Análise Parcial de Correspondência Canônica, pCCA), que possibilita a exclusão das variáveis colineares e seleção daqueles que apresentaram associação significativa com a composição da fauna. Essa análise foi aplicada separadamente para as variáveis locais e da paisagem.

Para esta análise a abundância relativa dos anuros foi tratada como variável dependente, as variáveis locais e da paisagem (com as variáveis quantitativas log transformadas) foram as variáveis independentes e as coordenadas geográficas, em graus decimais (em escala logarítmica), foram tratadas como co-variáveis. As coordenadas foram utilizadas como co-variáveis para retirar os possíveis efeitos da distância entre os corpos d'água na composição da comunidade (Borcard et al. 1992, Legendre 1993).

As variáveis colineares foram excluídas com base no valor do VIF (*Variance Inflation Factor*). Valores de $VIF \geq 10$ indicam alta correlação entre variáveis preditoras (Quin & Keough 2002). Além das variáveis colineares, foram excluídas aquelas que apresentaram baixa influência ($p > 0,05$) na variação da composição faunística.

Seleção das variáveis espaciais. As variáveis espaciais foram obtidas pelo método proposto por Borcard & Legendre (2002), denominado Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (*Principal Coordinates of Neighbour Matrices*, PCNM), que permite detectar e quantificar padrões ao longo de várias escalas espaciais (local, regional). O método envolve duas etapas (Borcard & Legendre 2002):

(1) Modificação da matriz de distância entre localidades. Após a determinação da distância entre localidades, deve ser definida uma distância limite (chamada de distância de truncamento), acima da qual, qualquer distância entre pares de localidades é considerada um valor alto de distância, igual a quatro vezes a distância de truncamento (para maior detalhamento veja Borcard & Legendre 2002);

(2) A segunda etapa é calcular as Coordenadas Principais da matriz modificada de

distâncias. As Coordenadas Principais obtidas serão consideradas como variáveis espaciais preditoras (matriz de variáveis espaciais) que podem ser usadas em análises de ordenação ou regressão múltipla (Borcard & Legendre 2002).

No presente estudo, as coordenadas foram definidas em UTM (zona 22S) e a distância de truncamento da matriz foi 2385 m. Esta distância foi obtida pela aplicação de uma análise de agrupamento por ligação simples na matriz de distância geográfica entre os corpos d'água (Borcard et al. 2004). O maior valor das primeiras ligações é considerado a distância de truncamento, distância mais curta que retém o maior número de variáveis espaciais na PCNM (Borcard et al. 2004). A PCNM foi realizada no programa SAM 3.0 (Rangel et al. 2006).

Partição da variação. A variação total da composição de espécies foi determinada pela Análise de Correspondência (CA). Para verificar qual proporção da variação na composição de espécies foi determinada pelas variáveis ambientais, pela posição geográfica ou por ambos, foram construídas três matrizes: (A) matriz de abundância relativa das espécies em cada corpo d'água; (B) matriz das variáveis ambientais; (C) matriz de variáveis espaciais, evidenciadas na análise PCNM. A análise envolve quatro etapas (Borcard et al. 1992): (1) Análise de Correspondência Canônica (CCA) para verificar o quanto da variação na composição de espécies (matriz A) é explicada pelas variáveis ambientais (matriz B); (2) CCA para verificar o quanto a variação na composição de espécies (matriz A) é explicada pelas variáveis espaciais (matriz C); (3) Análise Parcial de Correspondência Canônica (pCCA) para verificar o quanto da variação na composição de espécies (matriz A) é explicada pelas variáveis ambientais (matriz B), excluindo-se o efeito das variáveis espaciais (matriz C); (4) pCCA para verificar quanto da variação na composição de espécies (matriz A) é explicada pelas variáveis espaciais (matriz C), excluindo-se o efeito das variáveis ambientais (matriz B). Deste modo, a variação na composição de espécies explicada pelas variáveis ambientais e espaciais é composta pelos seguintes componentes: variação estritamente ambiental (etapa 3), variação ambiental e espacial em conjunto (etapa 1- etapa 3 ou etapa 2 – etapa 4) e variação estritamente espacial (etapa 4).

A significância estatística de cada variável ambiental e espacial foi estimada com base em 9999 permutações de Monte Carlo. A análise de partição da variação foi realizada no programa Canoco 4.53 (Ter Braak & Smilauer 2004).

RESULTADOS

Composição de espécies

Foram registrados 6708 exemplares de 30 espécies pertencentes a cinco famílias (Tabela 3). A riqueza em cada corpo d'água variou de duas a 19 espécies. A espécie mais abundante foi *Dendropsophus nanus* com 1749 indivíduos registrados (Tabela 3), enquanto que a espécie mais freqüente foi *Physalaemus cuvieri* registrada em 43 corpos d'água (Tabela 3). Todas as espécies registradas são típicas de formações abertas ou ocorrem tanto em formações abertas como florestais (sensu Duellman 1999; Tabela 3).

Seleção das variáveis preditoras

O modo como as variáveis ambientais foram quantificadas e categorizadas está apresentado nas Tabelas 4 e 5. Das 18 variáveis ambientais analisadas, a pCCA evidenciou seis variáveis locais e duas da paisagem não colineares e associados ($p \leq 0,05$) à variação na ocupação dos corpos d'água (Tabela 6). A soma dos autovalores canônicos das seis variáveis locais selecionados foi 1,38 e corresponde a 68% da variação na composição de espécies dos corpos d'água explicada pelas variáveis locais (Tabela 6). Já a soma dos autovalores canônicos das duas variáveis da paisagem selecionados foi 0,46 e corresponde a 70% da variação na composição de espécies dos corpos d'água explicada pelas variáveis da paisagem (Tabela 6). As variáveis ambientais que melhor explicam a variação na composição de espécies da comunidade são a velocidade da água e o tipo de vegetação no entorno do corpo d'água (Tabela 6). Com base na PCNM, foram evidenciadas 11 variáveis espaciais (Tabela 7), extraídos da localização geográfica dos corpos d'água.

Partição da variação

A variação total da composição de espécies, evidenciada pela soma dos autovalores da Análise de Correspondência foi 4,82. Para a partição da variação na composição de espécies foram evidenciados os seguintes resultados (Figura 2): variação estritamente ambiental (etapa 3) = 26,2%; variação ambiental e espacial em conjunto (etapa 1- etapa 3 ou etapa 2 – etapa 4) = 7,3%; variação estritamente espacial (etapa 4) = 19,4 %. A porcentagem da variação da comunidade que não é explicada pelas variáveis ambientais e/ou espaciais é 47,1%. As variáveis ambientais que mais contribuíram para a variação na comunidade foram velocidade da água e cobertura vegetal no interior do corpo d'água. Já

as variáveis espaciais que mais contribuíram para a variação na comunidade foram as PCNMs 1 e 2 (Tabela 8). A PCNM 1 representa a segregação entre os corpos d'água das diferentes localidades amostradas (corpos d'água na mesma localidade ficaram agrupados), enquanto que a PCNM2 representa a segregação entre localidades nos extremos leste e oeste da região amostrada.

DISCUSSÃO

No presente estudo, pouco mais da metade da variação na composição das comunidades pôde ser explicada pelas variáveis ambientais e/ou espaciais. Segundo Parris (2004), a variação não explicada pode ser resultado de três fatores: (1) variação estocástica nas comunidades; (2) variáveis importantes que não foram mensuradas; (3) insuficiência amostral. No entanto, Okland (1999) demonstrou que a perda de ajuste dos dados ecológicos aos modelos utilizados nos métodos de ordenação gera um número alto de eixos sem significado, aumentando substancialmente a variação que não é explicada. Segundo o autor, a inevitável inflação destes eixos sem significado resulta em uma variação não-explicada superestimada. Assim, a interpretação dos resultados de análises de ordenação deve ser feita com base nos autovalores que são explicados pelas variáveis preditoras ao invés dos autovalores da variação total (Okland 1999).

Com base na variação explicada pelas variáveis preditoras, tanto a posição espacial, quanto a semelhança ambiental dos corpos d'água foram importantes para determinar a composição das comunidades de anuros. No entanto, as variáveis ambientais espacialmente estruturados (que indica a existência de autocorrelação espacial entre as variáveis ambientais) não foram importantes. A baixa relação entre as variáveis ambientais e sua localização espacial evidencia que os habitats de reprodução dos anfíbios na região estudada estão mais distribuídos sob a forma de manchas do que em gradientes contínuos ao longo do espaço: corpos d'água com características semelhantes podem se apresentar próximos ou distantes entre si. Além disso, pelo fato de toda a região amostrada apresentar o relevo e o clima homogêneos, não é esperado a formação de gradientes. Resultados semelhantes foram obtidos por Vandusevan et al. (2006) e Keller et al. (2009). Segundo estes autores, a distância é um preditor importante da composição das comunidades, pois influencia os processos de migração que dependem da habilidade de dispersão das espécies. Locais mais próximos tendem a apresentar composição de fauna semelhante

porque existem limitações impostas pela distância para o deslocamento dos organismos.

No entanto, mais do que a distância, a heterogeneidade da paisagem e a conseqüente heterogeneidade das variáveis ambientais promovem a diversificação na composição da fauna (Keller et al. 2009). A grande diferença entre o presente estudo e o estudo conduzido por Keller et al. (2009) é que esses autores estudaram riachos em floresta preservada (uma paisagem com grande heterogeneidade), enquanto que o presente estudo foi realizado em corpos d'água localizados em paisagem agrícola, presumivelmente com baixa heterogeneidade. Por esse motivo, no presente estudo as principais variáveis associadas à variação na composição de espécies da comunidade foram variáveis locais dos corpos d'água: velocidade da água e cobertura vegetal no interior do corpo d'água. A velocidade da água exerce uma forte pressão para a diversificação das comunidades, já que o uso de corpos d'água lênticos e lóticos compartimentaliza a comunidade. Segundo Zimmerman & Simberloff (1996), o uso de corpos d'água lênticos e lóticos é mais um reflexo de restrições históricas em eventos de especiação do que da disponibilidade de poças ou riachos. Na região onde foi conduzido o presente estudo, os riachos além de apresentarem menor riqueza, apresentam composição de fauna diferente dos ambientes lênticos (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005; presente estudo). Já a cobertura vegetal tem sido retratada como importante para a estrutura de comunidades de anuros (Bosch & Martínez-Solano 2003, Hecnar & M'Closkey 1998). A vegetação pode tanto fornecer abrigo para os girinos contra predadores (Kopp et al. 2006), quanto fornecer substrato para a atividade de vocalização dos adultos (Cardoso et al. 1989, Vasconcelos & Rossa-Feres 2008). Deste modo, a redução da cobertura vegetal pode limitar a composição da fauna apenas às espécies que não dependam da vegetação para vocalizar ou cujos girinos sejam pouco susceptíveis à predação.

Estas diferenças nas características dos corpos d'água possibilitam diferenças na composição de espécies, geradas por diferentes processos: substituição de espécies entre corpos d'água lóticos e lênticos (Vasconcelos & Rossa-Feres 2005) e perda de espécies de acordo com a redução da quantidade de vegetação no interior dos ambientes lênticos (Capítulo 1 do presente estudo), mesmo que se localizem geograficamente próximos. No entanto, a distância entre localidades também foi importante na variação da composição de espécies das comunidades, o que provavelmente reflete a distribuição geográfica das espécies (Brown 1995), já que a região estudada encontra-se em uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado. Esse resultado evidencia que a conservação da riqueza de espécies de anuros na região estudada, implica a conservação

dos diversos tipos de corpos d'água em várias localidades, ao invés de se proteger apenas uma grande mancha de habitat.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BORCARD, D. & LEGENDRE, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modelling* 153:51-68.
- BORCARD, D., LEGENDRE, P. & DRAPEU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045-1055.
- BORCARD, D., LEGENDRE, P., AVOIS-JACQUET, C. & TUOMISTO, H. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85:1826-1832.
- BOSCH, J. & MARTÍNEZ-SOLANO, I. 2003. Factors influencing occupancy of breeding ponds in a montane amphibian assemblage. *Journal of Herpetology* 37:410-413.
- BROWN, J. S. 1995. *Macroecology*. The University Chicago Press, Chicago. 269 pp.
- 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.
- CLEMENTS, F. E. 1916. *Plant succession*. Carnegie Institute of Washington Publications, Washington. 242 pp.
- DUELLMAN, W. E. 1999. Distribution Patterns of Amphibians in the South America. Pp. 255-328 in Duellman, W. E. (ed.). *Patterns of Distribution of Amphibians – A Global Perspective*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 565pp.
- ERNST, R. & RÖDELL, M.-O. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal of Tropical Ecology* 24: 111-120.
- ESRI (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE). 2006. *ArcGIS 9.2: Geographic Information System Software*. ESRI, Redlands, California.
- GLEASON, H. A. 1917. The structure and development of the plant association. *Bulletin of Torrey Botanical Club* 44: 463-481.
- HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R. T. 1998. Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography* 25:763-772.
- KELLER, A., RÖDELL, M.-O., LINSÉNMAI, K. E. & GRAFE, T. U. 2009. The

- importance of environmental heterogeneity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology* 78:305-314.
- KOPP, K., WALCHLEVSKI, M., & ETEROVICK, P. C. 2006. Environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. *Canadian Journal of Zoology* 84:136-140.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74:1659-1673.
- LEGENDRE, P. & FORTIN, M.-J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80:107-138.
- LICHSTEIN, J. W., SIMONS, T. R., SHRINER, S. A. & FRANZREB, K. E. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs* 72:445-463
- ØKLAND, R. H. 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journal of Vegetation Science* 10: 131-136.
- PARRIS, K. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* 27:392-400.
- RANGEL, T. F. L. V. B., DINIZ-FILHO, J. A. F. & BINI, L. M. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 15: 321-327.
- SCOTT JR., N. J. & WOODWARD, B. D. 1994. Surveys at breeding sites. Pp. 84-92 in Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R.W., Hayek, L. A. C. & Foster, M. S. (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution, Washington. 388 pp.
- TER BRAAK, C. & SMILAUER, P. 2004. Canoco for Windows v. 4.53. *Plant Research International*. Wageningen, The Netherlands.
- TILMAN, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology* 75:2-16.
- VANDUSEVAN, K., KUMAR, A. & CHELLAM, R. 2006. Species turnover: the case of stream amphibians of rainforests in the Western Ghats, southern India. *Biodiversity and Conservation* 15:3515-3525.
- VASCONCELOS, T. S. & 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.
- VASCONCELOS, T. S. & ROSSA-FERES, D. C. 2008. Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in Southeastern Brazil.

Phyllomedusa 7:127-142.

WHITTAKER, R. H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* 26:2-80.

WOODWARD, B. D. 1983. Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. *Ecology* 64: 1549-1555.

ZIMMERMAN, B. & SIMBERLOFF, D. 1996. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian Forest. *Journal of Biogeography* 23:27-46.

TABELAS

Tabela 1. Localidades e corpos d'água amostrados durante o período de outubro de 2006 a outubro de 2007, na região noroeste do estado de São Paulo.

Localidade	Abreviação	Tipo de corpo d'água amostrado (n)
Vicentinópolis	Vic	açude (1), brejo (2), córrego (1), represa (2)
Macaubal	Mac	açude (5), brejo (1), córrego (1)
Votuporanga	Vot	açude (1), brejo (1), córrego (2), represa (1)
Turmalina	Tur	açude (3), brejo (1), represa (1)
Pindorama	Pin	açude (1), brejo (1), córrego (1), represa (3)
Novo Horizonte	Nov	brejo (2), córrego (1), represa (3)
Sales	Sal	lagoa marginal (1), represa (2)
União Paulista	Uni	açude (5), córrego (1), represa (2)
Planalto	Pla	açude (2), represa (3)

Tabela 2. Variáveis locais e da paisagem dos 51 corpos d'água amostrados na região noroeste do estado de São Paulo.

Variável	Abreviação	Classificação
Habitat local		
Velocidade da água	Veloc	parada (0), constante troca (1), corrente (2)
Hidroperíodo do corpo d'água	Hidrop	temporário (sem água durante a estação seca) (0) e permanente (com água durante todo o ano) (1)
Cobertura de vegetação	cobveg	Porcentagem de vegetação no interior do corpo d'água
Diversidade de tipos de vegetação	Nveg	Número de tipos de vegetação no interior do corpo d'água nas seguintes categorias de vegetação: a. macrófitas (Cyperaceae, Nympheaceae, Pontederiaceae), b. vegetação herbácea ereta (p.ex., Asteraceae, Cyperaceae, Malvaceae, Onagraceae, Poaceae, Pteridophyta), c. taboa (Thyphaceae), d. vegetação arbustiva (p. ex. Melastomataceae) e vegetação arbórea
Altura máxima da vegetação no interior do corpo d'água	Altmax	Categoria de altura da planta mais alta no corpo d'água: (0) vegetação ausente, (1) vegetação baixa (macrófitas, como Cyperaceae, Nympheaceae, Pontederiaceae e vegetação herbácea ereta, p.ex., Asteraceae, Cyperaceae, Malvaceae, Onagraceae, Poaceae, Pteridophyta), (2) vegetação de altura intermediária (taboa e vegetação arbustiva, p. ex. Melastomataceae), (3) vegetação alta (vegetação arbórea)
Número de extratos de altura da vegetação no interior dos corpos d'água	Nextr	Número de extratos de altura presentes no interior do corpo d'água
Presença de peixe	Peixe	ausente (0) ou presente (1)
Área	Área	área de superfície do corpo d'água (m ²)
Profundidade	Prof	Profundidade máxima do corpo d'água (cm)
Condutividade	Cond	Condutividade da água (mS/cm)
Oxigênio dissolvido	OD	Oxigênio dissolvido na água (mg/l)
pH	pH	pH da água
Temperatura	Temp	Temperatura da água (em °C)
Turbidez	Turb	Turbidez da água (NTU)
Paisagem		
Vegetação no entorno do corpo d'água	Vegent	pastagem ou cultivo (0), área aberta e mata ou mata ciliar menor que 10 m de largura (1), mata (2)
Cobertura florestal	cobflor	Porcentagem de cobertura florestal no raio de 1 km ao redor do corpo d'água
Distância até o fragmento florestal	Dfrag	Distância até o fragmento florestal mais próximo (em metros)
Distância até o corpo d'água	Dagua	Distância até o corpo d'água mais próximo (em metros)

Tabela 3. Espécies registradas entre outubro de 2006 e outubro de 2007, abundância e número de corpos d'água em que a espécie ocorreu.

Família	Espécie	Abundância	Nº de corpos d'água
Bufonidae	<i>Rhinella schneideri</i>	35	16
Hylidae	<i>Dendropsophus elianeae</i>	425	10
	<i>Dendropsophus minutus</i>	465	21
	<i>Dendropsophus nanus</i>	1749	40
	<i>Dendropsophus sanborni</i>	577	18
	<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	242	32
	<i>Hypsiboas faber</i>	5	1
	<i>Hypsiboas lundii</i>	20	2
	<i>Hypsiboas raniceps</i>	232	30
	<i>Phyllomedusa azurea</i>	2	1
	<i>Pseudis platensis</i>	165	21
	<i>Scinax fuscomarginatus</i>	498	28
	<i>Scinax fuscovarius</i>	122	18
	<i>Scinax similis</i>	44	9
	<i>Trachycephalus venulosus</i>	3	2
Leiuperidae	<i>Eupemphix nattereri</i>	46	13
	<i>Physalaemus centralis</i>	100	19
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	231	43
	<i>Pseudopaludicola</i> aff. <i>falcipes</i> 1	646	27
	<i>Pseudopaludicola</i> aff. <i>falcipes</i> 2	4	2
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus furnarius</i>	12	1
	<i>Leptodactylus fuscus</i>	213	35
	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	8	7
	<i>Leptodactylus mystaceus</i>	23	3
	<i>Leptodactylus mystacinus</i>	5	5
	<i>Leptodactylus ocellatus</i>	1	1
	<i>Leptodactylus podicipinus</i>	754	35
Microhylidae	<i>Dermatonotus muelleri</i>	11	2
	<i>Elachistocleis bicolor</i>	26	9
	<i>Elachistocleis</i> sp.	44	12

Tabela 4. Resumo das variáveis ambientais quantitativas, locais e da paisagem, determinados nos 51 corpos d'água amostrados no noroeste paulista entre outubro/2006 e outubro/2007. As abreviações seguem a Tabela 2.

Variável	Unidade	Min	Max	Média	DP
cobveg	%	0	100	41.96	32.53
nveg		0	4	2.06	1.21
nextr		0	3	1.61	0.85
area	m ²	13	140077	12550.88	27956.78
prof	cm	5	200	90.61	70.84
cond	mS/cm	0.006	0.301	0.0463	0.046
OD	mg/l	1.02	8.96	5.63	2.01
pH		5.06	9.02	6.93	0.87
temp	°C	22.4	35.3	29.21	2.98
turb	NTU	2	999	98.92	238.10
cobflor	%	3.24	56.65	25.05	12.32
dfrag	m	0	2613	354.73	561.78
dagua	m	0	330	35.96	66.50

Tabela 5. Resumo da frequência das variáveis ambientais categóricas, locais e da paisagem, determinados nos 51 corpos d'água amostrados no noroeste paulista entre outubro/2006 e outubro/2007. As abreviações seguem a Tabela 2.

Variável	Categoria (no. de obs.)
veloc	parada (15), constante troca (29), corrente (7)
hidrop	temporário (10), permanente (41)
altmax	vegetação ausente (5), baixa (16), intermediária (22), alta (8)
peixe	ausente (12), presente (39)
vegent	pastagem ou cultivo (27), área aberta e mata (20), mata (4)

Tabela 6 Autovalores Canônicos das variáveis locais e da paisagem dos 51 corpos d'água amostrados no noroeste paulista. As abreviações seguem a Tabela 2. Em negrito as variáveis com associação significativa ($p \leq 0,05$) na variação da distribuição das espécies nos corpos d'água e com baixa colinearidade ($VIF \leq 10$) com as demais variáveis.

	Variável	autovalor canônico	P	VIF
Local	veloc	0,43	$\leq 0,05$	1,02
	hidrop	0,13	$\leq 0,05$	4,84
	cobveg	0,3	$\leq 0,05$	4,96
	nveg	0,16	$\leq 0,05$	5,5
	altmax	0,07	0,45	30,35
	next	0,09	0,26	31,04
	peixe	0,09	0,23	5,03
	area	0,08	0,26	5,13
	prof	0,21	$\leq 0,05$	7,31
	cond	0,13	0,06	2,58
	OD	0,04	0,96	2,79
	pH	0,1	0,12	2,78
	temp	0,15	$\leq 0,05$	2,78
	turb	0,06	0,58	2,96
	total	2,04		
Paisagem	vegent	0,31	$\leq 0,05$	2,63
	cobflor	0,11	0,25	2,16
	dfrag	0,09	0,37	2,63
	dagua	0,15	$\leq 0,05$	1,61
	total	0,66		

Tabela 7. Valores mínimos, máximos, média e desvio padrão das 11 PCNM selecionadas.

	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
PCNM1	-0,11	0,343	-1,96078. 10 ⁻⁵	0,141475
PCNM2	-0,3	0,279	9,80392. 10 ⁻⁵	0,141411
PCNM3	-0,237	0,183	1,96078. 10 ⁻⁵	0,141406
PCNM4	-0,307	0,327	1,96078. 10 ⁻⁵	0,141417
PCNM5	-0,222	0,374	-1,96078. 10 ⁻⁵	0,141403
PCNM6	-0,13	0,473	5,88235. 10 ⁻⁵	0,141497
PCNM7	-0,343	0,437	-3,92157. 10 ⁻⁵	0,141486
PCNM8	-0,128	0,442	-3,92157. 10 ⁻⁵	0,141469
PCNM9	-0,503	0,497	-0,00027451	0,141415
PCNM10	-0,812	0,247	5,88235. 10 ⁻⁵	0,141391
PCNM11	-0,187	0,538	3,92157. 10 ⁻⁵	0,141476

Tabela 8. Contribuição das variáveis ambientais e espaciais na matriz de composição de espécies explicada pela CCA e pCCA.

Tipo	Variável	Autovalor	
		CCA	pCCA
Ambiental	Veloc	0.45	0.38
	Cobveg	0.35	0.25
	Prof	0.23	0.18
	Hidrop	0.15	0.07
	Nveg	0.14	0.15
	Temp	0.13	0.06
	Vegent	0.11	0.14
	Dagua	0.06	0.04
Espacial	PCNM1	0.21	0.12
	PCNM2	0.16	0.13
	PCNM3	0.13	0.05
	PCNM4	0.15	0.11
	PCNM5	0.12	0.1
	PCNM6	0.04	0.04
	PCNM7	0.09	0.07
	PCNM8	0.11	0.07
	PCNM9	0.13	0.1
	PCNM10	0.08	0.07
	PCNM11	0.07	0.07

FIGURAS

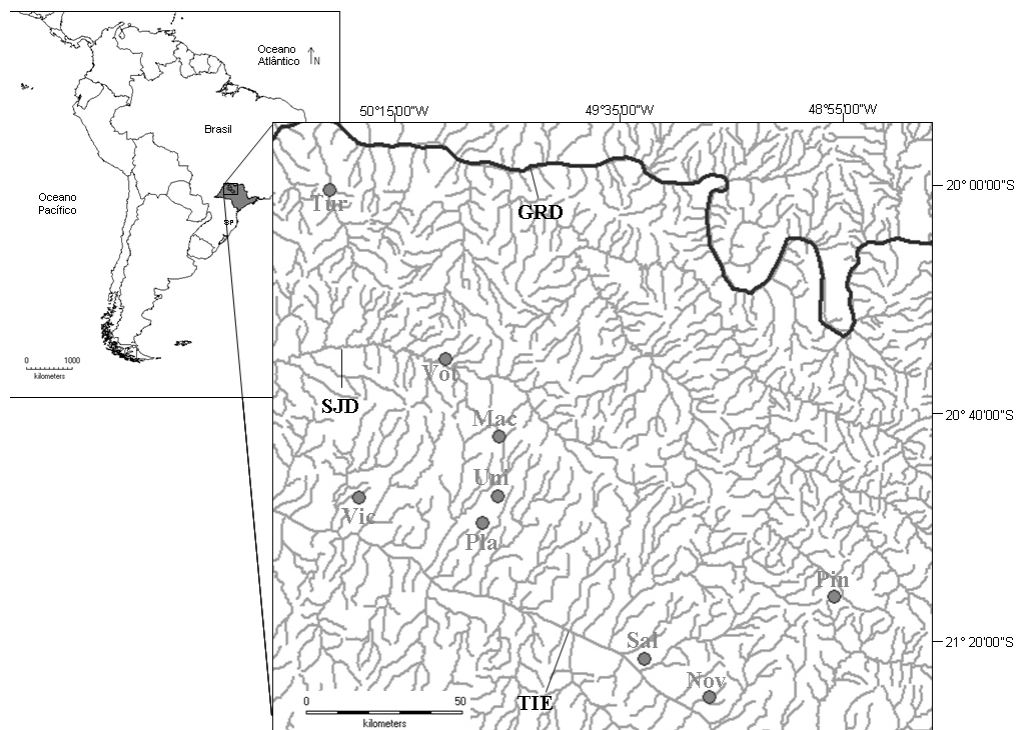


Figura 1. Mapa do Estado de São Paulo, destacando a região noroeste e as localidades amostradas. Abreviações: Rio São José dos Dourados (SJD), Rio Grande (GRD), Rio Tietê (TIE). Abreviações dos nomes das localidades seguem a Tabela 1.

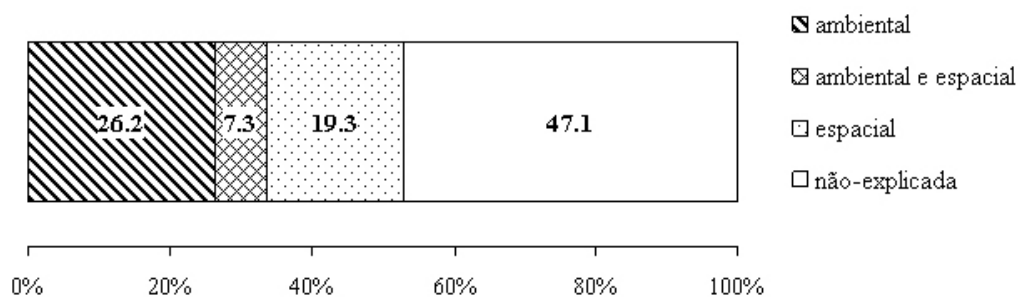


Figura 2. Partição da variação na composição de espécies de anuros em 51 corpos d'água amostrados na região noroeste do Estado de São Paulo.

-CAPÍTULO 3-

**QUAIS VARIÁVEIS AMBIENTAIS INFLUENCIAM A ESTRUTURA
DE COMUNIDADES DE ANUROS EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS?**

RESUMO

Estudamos a fauna de anuros terrestres em uma região fragmentada para responder (1) quais características dos fragmentos florestais influenciam a riqueza e abundância de anuros terrestres, (2) a abundância das espécies dominantes e (3) a composição das comunidades de anuros. Foram realizadas amostragens com armadilha de interceptação e queda em oito fragmentos florestais. A influência das variáveis dos fragmentos (área, grau de conservação, formato, diversidade de corpos d'água, isolamento e cobertura florestal) sobre a riqueza, abundância total e abundância das espécies dominantes da comunidade, foi testada por análise de regressão múltipla. Para avaliar a influência das variáveis ambientais na composição de espécies, excluindo-se o efeito da distância entre os fragmentos foi utilizado o teste parcial de Mantel. Não houve influência das variáveis ambientais sobre a riqueza e a abundância total de anuros nos fragmentos estudados. A abundância de *Rhinella schneideri* e de *Leptodactylus mystacinus* foi influenciada pelo grau de conservação dos fragmentos (efeito positivo), pela circularidade e quantidade de cobertura florestal nos arredores dos fragmentos (efeito negativo). Além destas variáveis, a área apresentou um efeito positivo sobre a abundância de *L. mystacinus* e a distância do fragmento mais próximo apresentou um efeito negativo sobre a abundância de *R. schneideri*. O grau de conservação e o conjunto total de variáveis influenciaram a similaridade na composição faunística. Estes resultados evidenciam que a qualidade ambiental dos fragmentos é importante para a estruturação das comunidades de anuros. No entanto, variáveis associadas ao uso da matriz foram tão importantes quanto as variáveis associadas à qualidade dos fragmentos. Assim, para garantir a conservação da fauna de anuros da região, além da recuperação florestal, é necessário que o uso da matriz seja controlado para evitar práticas abusivas como o uso de pesticidas e fogo, além de evitar o estabelecimento de cultivos que diminuam a permeabilidade da matriz.

Palavras-chave: Ecologia de comunidades, perda de habitat, fragmentação, Anura.

INTRODUÇÃO

Segundo Wilson (1988) a destruição das florestas é um processo marcante e crescente na região tropical e a perda de habitats é a principal ameaça à biodiversidade. Compreender essa transformação é fundamental, tanto para evitar perdas quanto para

gerenciar o uso sustentável da biodiversidade remanescente, já que as conseqüências imediatas da destruição das paisagens naturais são a remoção das populações e o seu isolamento nos fragmentos remanescentes (Silvano et al. 2003). Um exemplo lastimável é a vegetação da região noroeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual e Savana (Ab'Sáber 2003), esta formação foi intensamente devastada desde o século XIX, em razão de o solo oferecer condições favoráveis para a cafeicultura e a pecuária, restando hoje apenas 9% de sua área original, que foi substituída por pastagens, culturas diversas ou áreas urbanas (Kronka et al. 1993). Tal impacto coloca a região como a mais desmatada e fragmentada do Estado e com a menor concentração de unidades de conservação, compondo um quadro que aparentemente não será revertido sem ações de manejo do meio ambiente (Kronka et al. 1993). Essa situação, aliada ao pequeno conhecimento da composição e distribuição espacial das espécies, embasa considerá-la como área prioritária para inventários de fauna e flora (Rodrigues et al. 2008).

Os anfíbios anuros são particularmente sensíveis às alterações do hábitat, pois, além da baixa mobilidade que limita a dispersão dos indivíduos para áreas favoráveis (Bowne & Bowers 1994), a maioria das espécies apresenta um ciclo de vida complexo, envolvendo uma larva aquática e um adulto terrestre (Wilbur 1980), o que os torna dependentes da qualidade destes dois ambientes (Duellman & Trueb 1986). O fato de apresentarem a pele permeável e dependente da umidade do ambiente (Duellman & Trueb 1986) aumenta a importância dos remanescentes florestais para a fase adulta dos anuros, já que os remanescentes florestais apresentam-se como ambientes menos hostis e com um microclima mais úmido (Knuston et al. 1999). Esta dependência da qualidade ambiental, associada ao fato dos anfíbios apresentarem baixa mobilidade, especificidade de hábitat e serem conspícuos, os torna modelos ideais para estudos sobre a perda de hábitat (Silvano et al. 2003). No entanto, segundo McGarigal & Cushman (2002), junto com os répteis, os anfíbios são o grupo animal menos representado nos estudos sobre o efeito da destruição do hábitat. Refletindo essa lacuna de conhecimento, são recentes os estudos dos efeitos da destruição florestal sobre a riqueza, a abundância e a composição de espécies em comunidades de anuros na região neotropical (e. g. Bell & Donnelly 2006, Gascon et al. 1999, Pineda & Halfter 2004, Zimmerman & Bierregard 1986).

De um modo geral, a maioria dos estudos sobre o efeito da fragmentação em comunidades de anfíbios tem verificado uma relação positiva entre a área dos fragmentos e a riqueza e abundância das espécies (Bell & Donnelly 2006, Marsh & Pearman 1997, Pineda

& Halfter 2004). No entanto, este efeito pode ser verificado apenas para um subconjunto de espécies da comunidade (Walting & Donnelly 2006), ser considerado uma consequência do aumento da heterogeneidade ambiental em fragmentos maiores (Zimmerman & Bierregard 1986), ou pode haver uma relação negativa entre riqueza e área, já que fragmentos florestais pequenos podem apresentar maior riqueza em decorrência da invasão de espécies de áreas abertas presentes na matriz (Gascon et al. 1999). Enquanto a área encontra-se associada à riqueza e abundância de anuros, a heterogeneidade ambiental medida pela estrutura da vegetação e presença de áreas úmidas tem sido evidenciada como o principal fator associado à mudança na composição da fauna (Pineda & Halfter 2004, Silvano et al. 2003). Além desses, fatores como a altitude (Pineda & Halfter 2004) e o isolamento dos fragmentos (Walting & Donnelly 2006) têm sido considerados importantes para explicar as diferenças na composição da fauna.

Devido ao estado incipiente do conhecimento dos efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de anuros neotropicais, estudamos a fauna de anuros terrestres em uma região fragmentada no sudeste do Brasil de modo a responder às seguintes questões: (1) como a riqueza e abundância total de anuros terrestres são influenciadas por características ambientais dos fragmentos florestais? (2) quais variáveis ambientais dos fragmentos afetam a abundância das espécies dominantes da comunidade? (3) qual a influência das variáveis ambientais dos fragmentos sobre a composição das comunidades de anuros?

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

As descrições do relevo, do clima e do tipo de vegetação da região estudada encontram-se no Capítulo 1 do presente estudo.

Amostragem

Foram selecionados oito fragmentos florestais, distantes de 08 a 202 km entre si, na tentativa de representar o panorama existente na região (Figura 1). A amostragem no interior dos fragmentos foi efetuada pela instalação de armadilhas de interceptação e queda (AIQ; Cechin & Martins 2000) (Figura 2). Em cada fragmento foram preparadas três linhas dessas armadilhas, cada uma com quatro baldes de 100 l, separados 15 metros um do outro,

totalizando 12 baldes por fragmento. Cada linha de armadilhas foi distanciada em, no mínimo, 100 m entre si. Os baldes de cada linha foram conectados por uma cerca guia de forma a aumentar a eficiência de captura (Cechin & Martins 2000). Durante a estação seca, cada fragmento foi amostrado por um período de seis dias, entre os meses de junho e agosto de 2007. Já na estação chuvosa, os oito fragmentos foram amostrados em três períodos (de 21/11 a 21/12/2007, de 07/01 a 25/01/2008 e de 19/02 a 04/03/2008), cada um também com seis dias amostragem. O maior esforço de coleta durante a estação chuvosa se deveu ao fato da quase totalidade das espécies da região estarem reprodutivamente ativas durante esse período (e.g. Santos et al. 2007, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005). Os exemplares coletados foram fixados segundo Jim (1980) e depositados na Coleção de Anfíbios DZSJRP da UNESP, campus de São José do Rio Preto, SP.

Variáveis ambientais

Foram determinadas seis variáveis dos fragmentos florestais, segundo McDiarmid (1994), Boulger et al. (2000), Guery & Hunter (2002), Skelly et al. (2005) e Nascimento et al. (2006) (Tabelas 1 e 2).

As variáveis dos fragmentos florestais foram determinadas durante as visitas e por consulta a imagens aéreas e de satélite, financiadas pelo projeto “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (FAPESP, Proc. no. 04/04820-3) ou obtidas junto à base de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, <http://www.dgi.inpe.br>). A análise das imagens foi realizada com o auxílio do programa computacional ArcGIS 9.2 (Esri 2001).

Análise dos dados

Deteção de colinearidade entre as variáveis ambientais. Para verificar como as espécies da comunidade respondem aos gradientes ambientais (resposta unimodal ou linear), realizamos uma DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) (Leps & Smilauer 2004). Esta análise permite testar se as respostas das espécies são unimodais ou lineares com base no gradiente mais longo (extensão máxima de substituição de espécies ao longo de gradientes individuais independentes) (Ernst & Rödel 2008). Gradientes maiores do que 4,0 indicam uma resposta unimodal, enquanto que gradientes menores que 3,0 indicam uma resposta linear e gradientes entre 3,0 e 4,0 indicam que a resposta da comunidade pode ser tanto unimodal quanto linear. No presente estudo, o valor do gradiente mais longo foi

1,62, indicando uma resposta linear da comunidade. Devido à resposta linear da comunidade, para verificar a existência de correlação entre as variáveis ambientais aplicamos uma Análise de Redundância (RDA), que é uma análise direta de gradiente a qual prevê relações lineares entre as espécies e os gradientes ambientais. A detecção de colinearidade entre as variáveis preditoras foi verificada com base no valor de VIF (*Variance Inflation Factor*). Valores de $VIF \geq 10$ indicam alta correlação entre variáveis preditoras (Quin & Keough 2002), devendo ser mantidas para as análises posteriores apenas as variáveis com baixa colinearidade ($VIF \leq 10$). Todas as análises foram realizadas no programa computacional CANOCO 4.53 (Ter Braak & Smilauer 2004).

Predição da riqueza e da abundância de espécies. A influência das variáveis dos fragmentos sobre a riqueza e a abundância total e sobre a abundância das espécies dominantes da comunidade, foi testada por análise de regressão múltipla (Zar 1999). As variáveis dependentes foram: (1) riqueza total, (2) abundância total e (3) abundância das espécies com mais de 50 indivíduos registrados. As espécies com mais de 50 indivíduos registrados foram selecionadas por apresentarem maior variação na abundância entre os diferentes fragmentos, permitindo detectar a existência de possíveis relações com as variáveis ambientais. As variáveis independentes foram as variáveis ambientais dos fragmentos, selecionadas com base no VIF (*seção Detecção da colinearidade*). Os testes foram realizados no programa computacional Statistica 7.0 (StatSoft 2004) a um nível de significância de $p \leq 0,05$.

Predição na composição da fauna. Para verificar se a distância entre os fragmentos influenciou a composição de espécies, foi aplicado o teste de correlação de Mantel (Sokal & Rohlf 1995) entre as matrizes de distância e de similaridade na composição de espécies, determinada pelo índice de Jaccard (Krebs 1999). Para avaliar a influência das variáveis ambientais dos fragmentos na similaridade entre os fragmentos quanto à composição de espécies, excluindo o efeito da distância entre os fragmentos, foi aplicado o teste parcial de Mantel (Smouse et al. 1986, 1994). Para este teste foram construídas as seguintes matrizes: (a) similaridade na composição faunística (índice de Jaccard), (b) distância euclidiana entre os fragmentos com base em cada uma das variáveis ambientais selecionadas de acordo com o VIF (*seção Detecção da colinearidade*) e com base no conjunto total destes variáveis, (c) distância entre os fragmentos (em km). O teste parcial de Mantel permite comparar duas matrizes (A e B), removendo o efeito de uma terceira matriz (C) (Smouse et

al. 1986). Primeiro é realizada uma regressão de C com A e B, das quais é obtida a matriz de resíduos, que representam a variação das matrizes A e B que não é explicada por C (Smouse et al. 1986). As matrizes de resíduos são então correlacionadas, permitindo verificar o efeito de A sobre B excluindo o efeito de C (Smouse et al. 1986). A significância do teste de Mantel e do teste parcial de Mantel foi determinada pelo teste de permutação de Monte Carlo (Smouse et al. 1986), usando 9999 permutações e o nível de significância adotado foi de $p \leq 0,05$. Os testes foram realizados no programa computacional NTSYSpc 2.1 (Rohlf 1989). Devido à presença de valores com diferentes ordens de magnitude, os valores das variáveis ambientais dos fragmentos foram transformados em Z-scores (Gotelli 2004) anteriormente à aplicação da análise de Distância Euclidiana, utilizando a fórmula: $Z = (Y_{\text{observado}} - Y_{\text{média}})/DP$; onde Z = valor de Z-score, $Y_{\text{observado}}$ = valor da variável para uma determinada amostra, $Y_{\text{média}}$ = média de uma variável para todas amostras.

RESULTADOS

Diversidade e composição da fauna

Nas armadilhas de interceptação e queda, foram capturados 1135 indivíduos pertencentes a 16 espécies (Tabela 3; Figura 3). Das espécies registradas, *Scinax fuscovarius* não foi considerada nas análises, pois, como se trata de uma espécie capaz de escalar para fugir das armadilhas, sua captura foi considerada acidental. A riqueza no interior dos fragmentos variou de seis a dez espécies e a abundância variou de 27 a 463 indivíduos (Tabela 3). A espécie mais abundante foi *Physalaemus cuvieri* com 356 indivíduos (Tabela 3), enquanto que as espécies mais frequentes foram *Rhinella schneideri*, *Eupemphix nattereri* e *Physalaemus cuvieri*, ocorrendo nos oito fragmentos estudados (Tabela 3).

Predição da riqueza e da abundância

Todas variáveis preditoras apresentaram $VIF < 10,0$ e, portanto, foram consideradas nas análises (Tabela 4). Não houve influência de nenhuma das variáveis ambientais sobre a riqueza e a abundância de anuros nos fragmentos estudados (Tabela 5). No entanto, a abundância de *Rhinella schneideri* e de *Leptodactylus mystacinus* foi influenciada pelas variáveis ambientais: o grau de conservação dos fragmentos apresentou um efeito positivo

sobre a abundância destas espécies, enquanto que o índice de circularidade e a quantidade de cobertura florestal nos arredores dos fragmentos apresentaram um efeito negativo (Tabela 5). Além destas variáveis, a área apresentou um efeito positivo sobre a abundância de *L. mystacinus* e a distância do fragmento mais próximo apresentou um efeito negativo sobre a abundância de *R. schneideri* (Tabela 5).

Predição da composição da fauna

A similaridade média na composição da fauna entre os pares de fragmentos foi de 0,57 (mín. 0,36 e máx. 0,88) (Tabela 6). A distância entre os fragmentos não influenciou a similaridade na composição da anurofauna (Tabela 7). Após a remoção do efeito da distância entre os fragmentos, o grau de conservação influenciou a similaridade na composição da fauna: fragmentos com maior similaridade ambiental apresentaram maior similaridade na composição faunística (Tabela 7).

DISCUSSÃO

Embora a anurofauna da região noroeste do estado de São Paulo seja constituída principalmente por espécies associadas formações abertas sul americanas (Complexo Caatinga-Cerrado-Chaco e/ou Pampa; sensu Duellman 1999) e/ou espécies com capacidade de colonizar com sucesso áreas antrópicas, incluindo pastagens (Brandão 2002, Brandão & Araújo 1998, Santos et al. 2007, Strüsmann 2000), os resultados obtidos indicam que os fragmentos florestais são utilizados pela anurofauna desta região, já que 44% das espécies registradas na região foram encontradas no interior dos oito fragmentos florestais amostrados. Além disso, a riqueza de espécies no interior dos fragmentos é superior à registrada, pois o método de amostragem empregado (armadilhas de interceptação e queda) apresenta um desvio para a coleta de anuros terrestres, praticamente excluindo os hilídeos da amostragem. Além de *Scinax fuscovarius*, pelo menos mais quatro espécies de hilídeos foram observadas ocasionalmente (*Dendropsophus nanus*, *Hypsiboas albopunctatus* e *Trachycephalus venulosus*) ou vocalizando (*Hypsiboas lundii*) nos fragmentos estudados (V. H. M. Prado, obs. pessoal). Segundo Silva & Rossa-Feres (2007) os fragmentos florestais podem ser utilizados de três maneiras não excludentes pelos anuros que se reproduzem em corpos d'água localizados em área aberta: (1) como áreas de refúgio durante a estação seca; (2) como abrigo diurno durante a estação reprodutiva e (3)

como local de forrageio.

As variáveis ambientais dos fragmentos não influenciaram a riqueza e a abundância de anuros na comunidade como um todo, no entanto, influenciaram a abundância de *Rhinella schneideri* e de *Leptodactylus mystacinus*. O grau de isolamento do fragmento apresentou um efeito negativo sobre as populações de *R. schneideri* e a área apresentou um efeito positivo sobre *L. mystacinus*. Quanto maior o grau de isolamento, maior a chance de eliminação de pequenas populações isoladas (Metzger 2003). Segundo a Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967), o aumento do número de espécies em ilhas maiores e menos isoladas pode ser uma consequência do aumento do tamanho de cada população, o que reduz o risco de extinções por eventos estocásticos, como, por exemplo, flutuações climáticas (MacArthur & Wilson 1967). O aumento da área e a diminuição do isolamento das ilhas permitem, por sua vez, que um número maior de populações se estabeleça nestas ilhas (MacArthur & Wilson 1967).

O modo como a abundância de *R. schneideri* e *L. mystacinus* foi influenciada pelo isolamento e pela área pode estar relacionado à sua capacidade de dispersão. De um modo geral, a capacidade de dispersão e a área de vida dos anuros são bastante relacionadas ao tamanho corporal (Duellman & Trueb 1986). Embora não exista nenhum estudo específico com *R. schneideri*, os bufonídeos tendem a apresentar uma área de vida ampla (Duellman & Trueb 1986). O aumento da conectividade entre fragmentos pode facilitar a movimentação de bufonídeos de grande porte, como é o caso de *Rhinella schneideri*. *Leptodactylus mystacinus*, por sua vez, por apresentar menor tamanho pode ser mais residente e, neste caso, a abundância desta espécie pode ser influenciada pelo tamanho do fragmento. Segundo Heyer et al. (2009) algumas populações de *Leptodactylus mystacinus* podem sofrer ameaça devido à perda de florestas.

A abundância de *Rhinella schneideri* e *Leptodactylus mystacinus* também foi positivamente influenciada pelo grau de conservação dos fragmentos, e negativamente pela circularidade e quantidade de cobertura florestal nos arredores dos fragmentos. Segundo Paglia et al. (2008) dois fatores importantes estão relacionados com a manutenção de populações em fragmentos florestais: o estado de conservação do fragmento e a interação entre os limites do fragmento e a matriz de habitat que o envolve (efeito de borda). Mesmo com a anurofauna regional constituída por espécies associadas a formações abertas (Duellman 1999), a conservação do fragmento foi importante para as populações de *R. schneideri* e *L. mystacinus*. Essas espécies se reproduzem em poças de área aberta (Santos et al. 2007, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005) e, portanto, com baixa cobertura florestal.

Segundo Silva & Rossa-Feres (2007) espécies de área aberta necessitam de um mosaico de paisagem na qual os fragmentos florestais apresentam um papel importante nos processos de dispersão, forrageio e refúgio durante a estação seca para jovens e adultos, enquanto que, segundo Skelly et al. (2005), a incidência de luz nas poças favorece o desenvolvimento larvário.

O fato destas duas espécies se reproduzirem em corpos d'água localizados em áreas abertas e serem positivamente influenciadas pelo grau de conservação dos fragmentos evidencia a complexidade de fatores envolvidos no uso de habitat pelos anuros. Se por um lado o grau de conservação dos fragmentos florestais é importante por proporcionar microhabitats mais úmidos, que reduzem o risco de dessecação na fase adulta (Knuston et al. 1999), por outro, variáveis relacionadas a áreas abertas (grande proporção de borda nos fragmentos com baixa circularidade e pouca cobertura florestal nos arredores) também são fundamentais para a reprodução destas espécies, já que na região estudada a maior parte da anurofauna se reproduz em corpos d'água parada de médio porte (com área entre 500 e 10000 m²), localizados em área aberta (Santos et al. 2007, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Capítulo 1 do presente estudo).

A conservação dos fragmentos também foi determinante para a similaridade na composição faunística. Pineda & Halfter (2004), evidenciaram a importância da cobertura vegetal dos fragmentos sobre a composição da fauna de anuros.

No presente estudo, evidenciamos que o grau de conservação dos fragmentos do noroeste paulista é importante para a estruturação das comunidades de anuros de área aberta. No entanto, variáveis associadas ao uso da matriz adjacente aos fragmentos florestais pelos anuros da região foram tão importantes quanto as variáveis associadas à qualidade dos fragmentos. A importância da matriz aponta para um panorama mais complexo do que a simples manutenção da qualidade dos fragmentos. Manter a conectividade entre fragmentos e poças pode evitar fenômenos como *habitat split* (Becker et al. 2007), no qual o rompimento de conexão entre o ambiente de forrageio dos anuros e o ambiente de reprodução ameaçam a sobrevivência das populações. Pelo fato das espécies da região noroeste do estado de São Paulo utilizarem a matriz agrícola é necessário que o uso antrópico não a torne impermeável (sensu Gascon et al. 1999). O uso da matriz agrícola reflete a ausência de áreas abertas preservadas na região de estudo, nas quais os principais tipos de corpos d'água seriam as várzeas e poças temporárias. Assim, para garantir a conservação da fauna de anuros da região, além da recuperação florestal, é necessário que o uso da matriz adjacente aos fragmentos seja controlado para evitar

práticas abusivas como o uso de pesticidas e o fogo, além de evitar o estabelecimento de cultivos que diminuam o grau de permeabilidade da matriz.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. 2003. *Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas*. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- BECKER, C. G., FONSECA, C. R., HADDAD, C. F. B., BATISTA, R. F. & PRADO, P. I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318:1775-1778.
- BELL, K. E. & DONNELLY, M. A. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. *Conservation Biology* 20:1750-1760.
- BOULGER, D. T., SUAREZ, A. V., CROOKS, K. R., MORRISON, S. A. & CASE, T. J. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. *Ecological Applications* 10:1230-1248.
- BOWNE, D. R. & BOWERS, M. A. 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecology* 19:1-20.
- BRANDAO, R. A. & ARAÚJO, A. F. B. 1998. A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas. PP. 9-21 in Marinho-Filho, J. S., Rodrigues, F. C. & Guimarães, M. M. (Org.). *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas - História Natural e Ecologia em um Fragmento de Cerrado do Brasil Central*. GDF/SEMATEC/IEMA, Brasília.
- CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17:729-749.
- DUELLMAN, W. E. 1999. Distribution Patterns of Amphibians in the South America. Pp. 255-328 in Duellman, W. E. (ed.). *Patterns of Distribution of Amphibians – A Global Perspective*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 565pp.
- DUELLMAN, W. E. & TRUEB, L. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company, New York. 670 pp.
- ERNST, R. & RÖDELL, M.-O. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal of Tropical Ecology* 24:111-120.

-
- ESRI (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE). 2006. *ArcGIS 9.2: Geographic Information System Software*. ESRI, Redlands, California.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in neotropical remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- GOTELLI, N. J. 2004. *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates, Sunderland.
- KNUTSON, M. G., SAUER, J. R., OLSEN, D. A., MOSSMAN, M. J., HEMESATH, L. M. & LANNOO, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13:1437-1446.
- KREBS, C. J. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, New York.
- KRONKA, F.J.N., MATSUKUMA, C. K., NALON, M. A., DELCALI, I. H., ROSSI, M., MATTOS, I. F. A., SHIN-IKE, M. S. & PONTINHAS, A. A. S. 1993. *Inventário florestal do Estado de São Paulo*. Instituto Florestal, São Paulo.
- LEPS, J. & SMILAUER, P. 2004. Multivariate analysis of ecological data. Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, České Budejovice.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MARSH, D. M. & PEARMAN, P. B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylidae frogs in an Andean Montane Forest. *Conservations Biology* 11:1323-1328.
- MCDIARMID, R. W. 1994. Data standards. Pp. 57-60 in Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R.W., Hayek, L. A. C. & Foster, M. S. (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution, Washington. 388 pp.
- MCGARIGAL, K. & CUSHMAN, S. A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12:335-345.
- METZGER, J. P. 2003. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. Pp. 423-453 in: CULLEN, L. Jr., RUDRAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (org.). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR, Curitiba.
- NASCIMENTO, M. C., SOARES, V. P., RIBEIRO, C. A. A. S. & SILVA, E. 2006.

- Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite Ikonos II. *Revista Árvore* 30:389-398.
- PAGLIA, A. P., FERNANDEZ, F. A. S. & DE MARCO, P. 2006. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? Pp. 281-316 in: Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G., Van Sluys, M. & Alves, M. A. S. (org.). *Biologia da Conservação: Essências*. RiMa Editora, São Carlos. 588 pp.
- PINEDA, E. & HALFFTER, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in México. *Biological Conservation* 117:499-508.
- QUIN, G. P. & KEOUGH, M. J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York. 537 pp.
- RODRIGUES, R. R., JOLY, C. A., DE BRITO, M. C. W., PAESE, A., METZGER, J. P., CASATTI, L., NALON, M. A., MENEZES, N., IVANAUSKAS, N. M., BOLZANI, V. & BONONI, V. L. R. (org.). 2008. *Diretrizes para a restauração e conservação da biodiversidade no estado de São Paulo*. FAPESP, São Paulo. 246 pp.
- ROHLF, F. J. 2000. *NTSYS 2.1: Numerical Taxonomic and Multivariate Analysis System*. Exeter Software, New York.
- SANTOS, T. G., ROSSA-FERES, D. C. & CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia* 97:37-49.
- SILVA, F. R. & ROSSA-FERES, D. C. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 7:1-7.
- SILVANO, D. L., COLLI, G. R., DIXO, M. B. O., PIMENTA, B. V. S. & WIEDERHECKER, H. C. 2003. Anfíbios e Répteis. Causas Naturais. Pp. 183-200 in: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*.
- SKELLY, D. K., HALVERSON, M. A., FREIDENBURH, L. K. & URBAN, M. C. 2005. Canopy closure and amphibian diversity in forested wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 13:261-268.
- SMOUSE, P. E., LONG, J. C. & SOKAL, R. R. 1986. Multiple Regression and Correlation Extensions of the Mantel Test of Matrix Correspondence. *Systematic*

Zoology 35:627-632.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. *Biometry*. W. H. and Freeman, New York.

STATSOFT, INC. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7.
www.statsoft.com.

TER BRAAK, C. & SMILAUER, P. 2004. Canoco for Windows v. 4.53. *Plant Research International*. Wageningen, The Netherlands.

UETANABARO, M., PRADO, C. P. A., RODRIGUES, D. J., GORDO, M. & CAMPOS, Z. 2008. Guia de Campo dos Anuros do Pantanal Sul e Planaltos de Entorno. UFMS, Campo Grande.

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: 1-14.

WALTING, J. I. & DONELLY, M. A. 2008. Species richness and composition of amphibians and reptiles in a forest landscape in northeastern Bolivia. *Basic and Applied Ecology* 9:523-532.

WILBUR, H. M. 1980. Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:67-93.

WILSON, E. O. 1988. The current state of biological diversity. Pp. 3-18 in: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4^a ed. Prentice Hall, New Jersey.

ZIMMERMAN, B. L. & BIERREGARD, R. O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography* 13:133-143.

TABELAS

Tabela 1. Variáveis ambientais dos oito fragmentos florestais amostrados na região noroeste do estado de São Paulo.

Variável	Abreviação	Definição
Área	AREA	Área (em ha) dos fragmentos
Grau de conservação	CONS	Como nenhum dos fragmentos possui vegetação em estágio avançado de sucessão, o grau de conservação foi determinado pela porcentagem de vegetação em estágio médio de sucessão
Formato do fragmento	ICIR	Determinada pela aplicação do índice de circularidade, $IC = 2 \cdot \sqrt{\pi \cdot A} / P$, onde A corresponde a área do fragmento e P ao perímetro; quanto mais próximo $IC = 1,0$ mais circular é o fragmento e quanto mais $IC < 1,0$ mais irregular é o fragmento
Diversidade de corpos d'água	NAGUA	Número de tipos (açudes, represas, córregos, brejos, rios e lagoas marginais) de corpos d'água no interior e nas bordas dos fragmentos
Isolamento	DFRAG	Distância (em km) até o fragmento mais próximo
Cobertura florestal	CFLR	Cobertura florestal (em ha) no raio de 10 km a partir do centróide do fragmento florestal

Tabela 2. Fragmentos amostrados no período de junho de 2007 a março de 2008 na região noroeste do estado de São Paulo e características ambientais. As abreviações seguem a Tabela 1.

Localidade	Abreviação	AREA	CONS	ICIR	NAGUA	DFRAG	CFLR
Vicentinópolis	Vic	128	83,62	0,66	3	0,2	2703,63
Macaubal	Mac	67	0,00	0,67	4	0,29	1597,69
Votuporanga	Vot	113	55,33	0,54	1	1,22	3215,05
Turmalina	Tur	108	65,30	0,72	2	2,09	1464,16
Novo Horizonte	Nov	635	59,73	0,75	1	0,08	3850,83
Sales	Sal	1800	52,82	0,50	3	0,25	5140,16
Planalto	Pla	208	69,62	0,80	4	0,19	2906,53
União Paulista	Uni	230	73,81	0,75	1	0,39	2777,70

Tabela 3. Abundância e riqueza de anuros no interior de oito fragmentos amostrados durante o período de junho de 2007 a março de 2008, na região noroeste do estado de São Paulo. Abreviação dos nomes dos fragmentos como na Tabela 2. * Captura considerada acidental.

Família / Espécie	Vic	Mac	Vot	Tur	Nov	Sal	Pla	Uni	total
Bufonidae									
<i>Rhinella schneideri</i>	22	15	1	10	4	3	1	4	60
Hylidae									
<i>Scinax fuscovarius</i> *	0	0	1	0	0	0	1	1	3
Leiuperidae									
<i>Eupemphix nattereri</i>	24	3	21	10	5	4	27	9	103
<i>Physalaemus centralis</i>	69	0	2	28	3	0	5	26	133
<i>Physalaemus cuvieri</i>	54	44	32	63	9	16	29	109	356
<i>Pseudopaludicola aff. falcipes</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	3
Leptodactylidae									
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	0	0	1	1	0	6	0	0	8
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0	0	0	2	0	2	0	0	4
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	0	4	2	1	1	0	0	0	8
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	4	1	0	92	2	21	1	5	126
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	13	0	0	0	1	0	5	0	19
Microhylidae									
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	0	1	0	0	2	0	0	0	3
<i>Dermatonotus muelleri</i>	19	14	7	256	0	2	2	4	304
<i>Elachistocleis bicolor</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Elachistocleis sp.</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	3
riqueza	7	10	7	9	8	7	8	6	
abundância	205	87	66	463	27	54	73	157	

Tabela 4. VIF (*Variance Inflation Factor*) das seis variáveis ambientais de oito fragmentos florestais amostrados na região noroeste do estado de São Paulo. As abreviações seguem a Tabela 1.

Variável	VIF
AREA	3,63
CONS	1,78
ICIR	2,91
NAGUA	1,52
DFRAG	3,35
CFLR	7,73

Tabela 5. Resultado da regressão múltipla entre a riqueza (Riq), a abundância total de anuros (Abd) e a abundância de seis espécies com mais de 50 indivíduos registrados, com seis variáveis ambientais de oito fragmentos florestais da região noroeste do estado de São Paulo. Os números indicam o coeficiente de correlação parcial e significância do teste (entre parênteses). Rsch= *Rhinella schneideri*, Enatt= *Eupemphix nattereri*, Pcentr= *Physalaemus centralis*, Pcuv= *P. cuvieri*; Lmyst= *Leptodactylus mystacinus*, Dmuell= *Dermatonotus muelleri*.

Variável	Riq	Abd	Rsch	Enatt	Pcentr	Pcuv	Lmyst	Dmuell
AREA	0,30 (0,78)	0,79 (0,13)	0,55 (0,09)	-1,14 (0,17)	0,02 (0,95)	-0,24 (0,87)	1,67 (0,01)	0,39 (0,29)
CONS	-0,51 (0,54)	0,68 (0,11)	0,69 (0,05)	0,57 (0,23)	1,07 (0,08)	0,44 (0,69)	0,58 (0,02)	0,49 (0,17)
ICIR	0,13 (0,89)	-0,31 (0,29)	-1,23 (0,04)	0,36 (0,41)	-0,29 (0,34)	-0,14 (0,91)	-0,41 (0,04)	-0,51 (0,21)
NAGUA	0,18 (0,79)	-0,05 (0,75)	-0,27 (0,12)	0,42 (0,28)	-0,20 (0,35)	0,03 (0,98)	0,03 (0,39)	0,08 (0,65)
DFRAG	-0,06 (0,95)	0,17 (0,48)	-1,35 (0,03)	0,53 (0,32)	-0,39 (0,28)	0,13 (0,93)	0,17 (0,11)	0,17 (0,52)
CFLR	-0,72 (0,66)	-1,57 (0,10)	-2,41 (0,03)	1,29 (0,21)	-0,97 (0,18)	-0,53 (0,81)	-1,83 (0,02)	-1,35 (0,13)

Tabela 6. Similaridade na composição da anurofauna entre os oito fragmentos florestais amostrados na região noroeste do estado de São Paulo. As abreviações dos nomes dos fragmentos seguem a Tabela 2.

	Vic	Mac	Vot	Tur	Nov	Sal	Pla
Mac	0,42						
Vot	0,56	0,42					
Tur	0,60	0,46	0,78				
Nov	0,67	0,50	0,50	0,55			
Sal	0,56	0,42	0,56	0,78	0,36		
Pla	0,88	0,38	0,50	0,55	0,60	0,50	
Uni	0,86	0,45	0,63	0,67	0,56	0,63	0,75

Tabela 7. Resultado do teste de correlação de Mantel e do teste parcial de Mantel* (realizado para excluir o efeito da distância entre os fragmentos) entre a distância, as seis variáveis ambientais dos fragmentos e o conjunto total de variáveis e a similaridade na composição da fauna. Em negrito os resultados significativos. As abreviações das variáveis seguem a Tabela 1.

Variável	r	p
Distância	0,11	0,37
AREA*	-0,17	0,27
CONS*	-0,55	0,03
ICIR*	-0,03	0,44
NAGUA*	-0,008	0,43
DFRAG*	-0,007	0,48
CFLR*	-0,26	0,18

FIGURAS

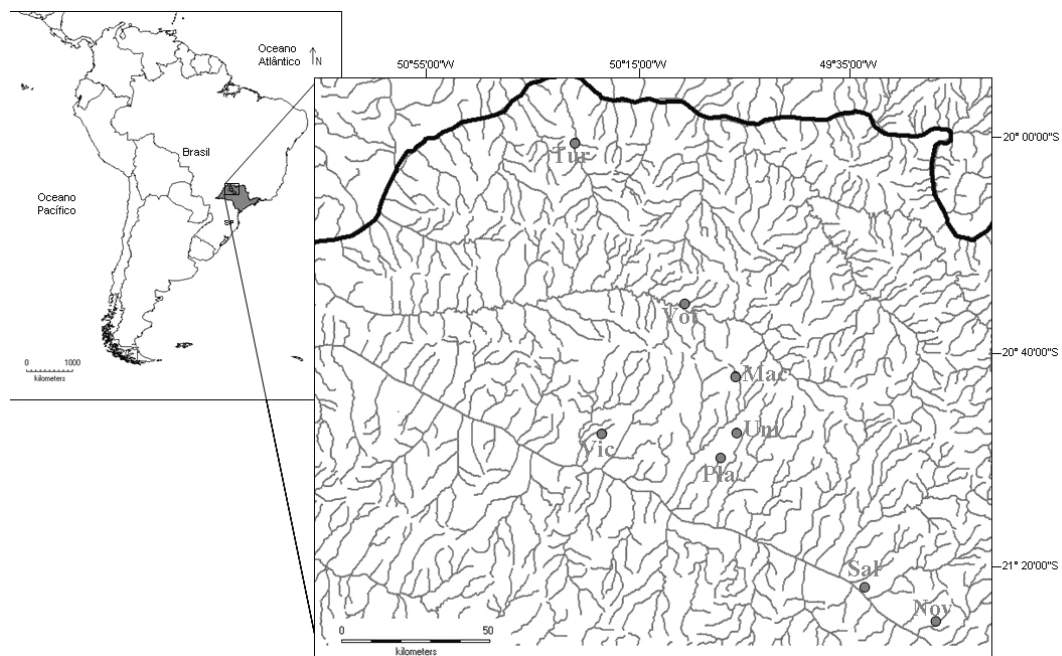


Figura 1. Mapa da América do Sul, destacando a região noroeste e os oito fragmentos florestais amostrados. Abreviações dos nomes dos fragmentos como na Tabela 1.



Figura 2. Armadilha de interceptação e queda utilizada para a amostragem no interior de oito fragmentos florestais na região noroeste do estado de São Paulo.

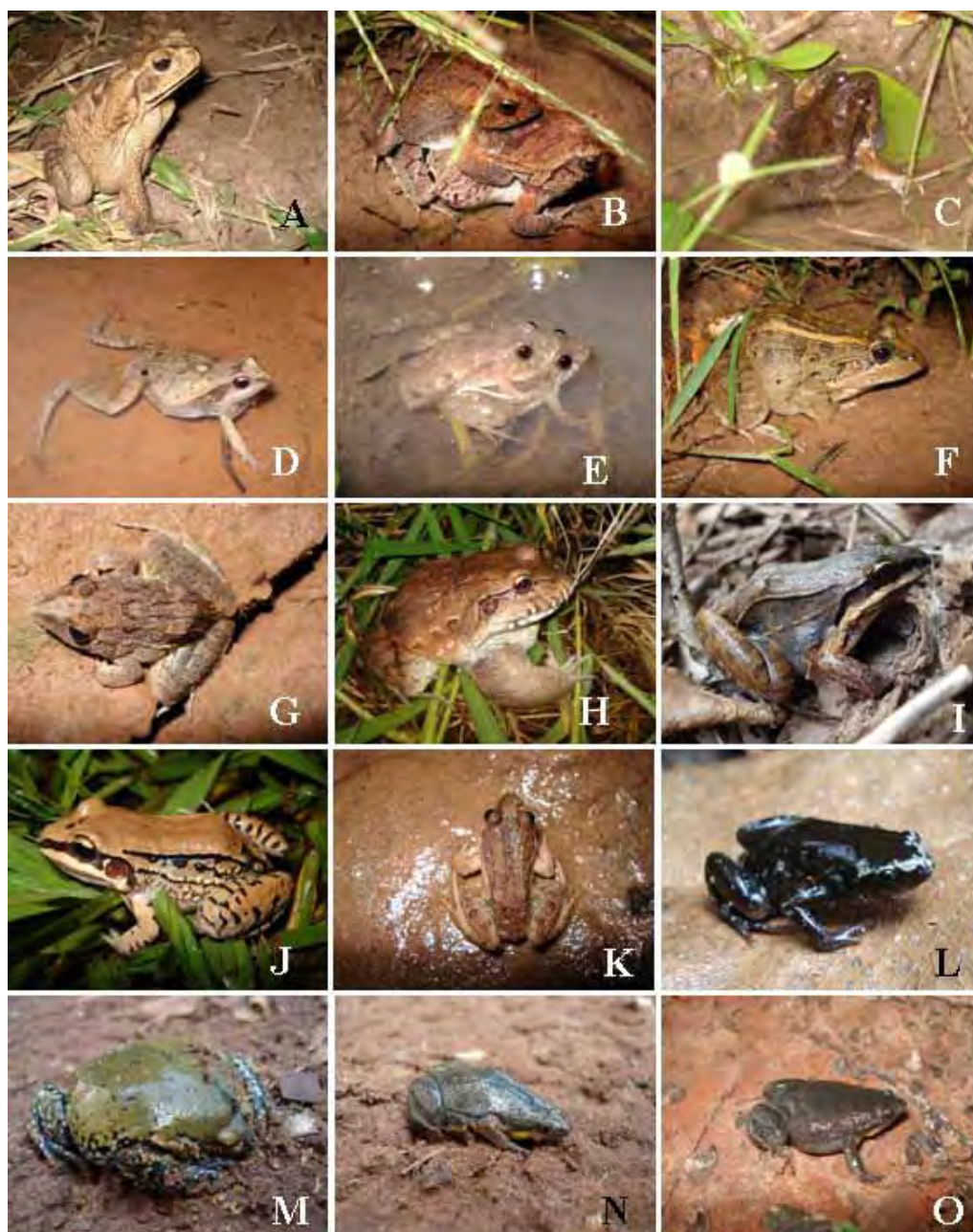


Figura 3. Quinze espécies de anuros registradas nos oito fragmentos florestais amostrados na região noroeste do estado de São Paulo, no período de junho de 2007 a março de 2008: A- *Rhinella schneideri*, B- *Eupemphix nattereri* (casal em amplexo), C- *Physalaemus centralis*, D- *P. cuvieri*, E- *Pseudopaludicola* aff. *falcipes* (casal em amplexo), F- *Leptodactylus chaquensis*, G- *L. fuscus*, H- *L. labyrinthicus*, I- *L. mystaceus*, J- *L. mystacinus*, K- *L. podicipinus*, L- *Chiasmocleis albopunctata*, M- *Dermatoneotus muelleri*, N- *Elachistocleis bicolor*, O. *Elachistocleis* sp.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A fauna da região noroeste do estado de São Paulo é constituída em sua maioria por espécies típicas de formações abertas e/ou tolerantes às modificações antrópicas;
- A riqueza de anuros nos corpos d'água é determinada por variáveis locais do habitat: vegetação no interior e o tamanho dos corpos d'água;
- As variáveis da paisagem influenciaram a riqueza de espécies dos grupos funcionais: o isolamento influenciou a riqueza de espécies escaladoras e o tipo de vegetação ao redor do corpo d'água influenciou a riqueza de espécies associadas a formações abertas;
- A composição da fauna de anuros nos corpos d'água é influenciada tanto pelas características dos corpos d'água quanto por sua localização geográfica;
- A composição de espécies é influenciada por substituição de espécies entre corpos d'água lóticos e lênticos e perda de espécies associada à redução da quantidade de vegetação no interior dos ambientes lênticos;
- A conservação da riqueza de espécies de anuros na região estudada, implica a conservação dos diversos tipos de corpos d'água em várias localidades, ao invés de se proteger apenas uma grande mancha de habitat;
- Não houve influência das variáveis ambientais sobre a riqueza e a abundância total de anuros no interior de fragmentos florestais;
- A abundância de *Rhinella schneideri* e de *Leptodactylus mystacinus* no interior dos fragmentos foi influenciada pelo grau de conservação dos fragmentos (efeito positivo), pela circularidade e quantidade de cobertura florestal nos arredores dos fragmentos (efeito negativo) e, além destas variáveis, a área apresentou um efeito positivo sobre a abundância de *L. mystacinus* e a distância do fragmento mais próximo apresentou um efeito negativo sobre a abundância de *R. schneideri*;
- O grau de conservação influenciou a similaridade na composição faunística no interior de fragmentos florestais;
- O grau de conservação dos fragmentos é importante para a estruturação das comunidades de anuros, no entanto, variáveis associadas ao uso da matriz (grau de circularidade e quantidade de cobertura florestal nos arredores dos fragmentos) foram tão importantes quanto as variáveis associadas à qualidade dos fragmentos.