

Anurofauna em uma área de ecótono entre  
Cerrado e Floresta Estacional: diversidade,  
distribuição e a influência de características  
ambientais

Thiago Alves Lopes de Oliveira

MESTRADO



PÓS GRADUAÇÃO  
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia  
Estrutural

# UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS

São José do Rio Preto – SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

THIAGO ALVES LOPES DE OLIVEIRA

Anurofauna em uma área de ecótono entre Cerrado e  
Floresta Estacional:  
diversidade, distribuição e a influência de características  
ambientais

Orientador: Ricardo Jannini Sawaya

Co-orientadora: Dr<sup>a</sup>. Denise de Cerqueira Rossa-Feres

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO INSTITUTO DE  
BIOCÊNCIA, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS,  
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, PARA  
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM BIOLOGIA  
ANIMAL.

Oliveira, Thiago Alves Lopes de.

Anurofauna em uma área de ecótono entre Cerrado e Floresta Estacional: diversidade, distribuição e a influência de características ambientais /Thiago Alves Lopes de Oliveira. - São José do Rio Preto : [s.n.], 2012.

69 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Ricardo Jannini Sawaya

Co-orientadora: Denise de Cerqueira Rossa-Feres

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Amphibia. 3. Anuros. 4. Diversidade. 5. GLM. 6. Estação Ecológica de Jataí. I. Sawaya, Ricardo Jannini. II. Rossa-Feres, Denise de Cerqueira. III. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. IV. Título.

CDU - 597.8

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

DATA DA DEFESA: 27/08/2012

## Banca Examinadora

### TITULARES:

PROF. DR. RICARDO JANNINI SAWAYA (ORIENTADOR)  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO (UNIFESP) / DIADEMA - SP

DRA. PAULA HANNA VALDUJO  
PEQUI – PESQUISA E CONSERVAÇÃO DO CERRADO / BRASÍLIA - DF

PROF. DRA. CÍNTIA AGUIRRE BRASILEIRO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO (UNIFESP) / DIADEMA - SP

### SUPLENTES:

DR. VITOR HUGO MENDONÇA DO PRADO  
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA (UNESP) / RIO CLARO - SP

PROFA. DRA. LILIAN CASATTI  
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA (UNESP) / SÃO JOSÉ DO RIO PRETO - SP

**“Dedico este trabalho a todas as pessoas que me apoiaram, acreditaram e me deram força para percorrer todo esse caminho”.**

## AGRADECIMENTOS

Declaro aqui os meus sinceros agradecimentos a todas as pessoas que me ajudaram e contribuíram para a realização desse trabalho.

Gostaria de agradecer primeiramente ao meu orientador e amigo Ricardo Jannini Sawaya, pela oportunidade de ingressar no mestrado sob sua orientação, pela ajuda no desenvolvimento do projeto, delineamento experimental, discussões sobre as análises, correções dos manuscritos, por as vezes precisar ensinar a diferença entre uma tabela e uma grade e por todo o convívio profissional e pessoal (mesmo que na maioria das vezes a distância) durante toda essa jornada. Agradeço também a minha co-orientadora (na prática tão orientadora quanto o Ricardo) e amiga Denise de Cerqueira Rossa-Feres, pela oportunidade de iniciar minha carreira de pesquisador trabalhando com ecologia de comunidades em seu laboratório, e por aceitar prontamente o “cargo” de co-orientadora. Obrigado Denise pelas discussões, correções, conselhos e muitas vezes pela força para continuar a caminhada.

Agradeço também:

- A minha mãe Eliane Alves do Vale Oliveira, que sempre acreditou em mim, me deu condições de começar e terminar todo esse percurso da minha vida, sempre me apoiou e incentivou em meus sonhos, ao meu pai Benedito que a sua maneira acreditou que um dia eu pudesse terminar meu “trabalho”, a minha irmã Érica e meu sobrinho Leonardo Pimenta por estarem ao meu lado e fazer meus dias mais felizes e com sentido e a toda minha família pelo apoio;
- A minha namorada Monize Rocha Correia que sempre esteve ao meu lado, acreditou, apoiou e também fez esse trajeto se tornar mais agradável e prazeroso. Nega, te amo!;
- A CAPES pela bolsa concedida;
- Ao Diretor da Estação Ecológica de Jataí, Edson Montilha de Oliveira, pela autorização de trabalho na estação e apoio e aos funcionários que ajudaram de alguma forma na realização do trabalho (cavando buracos ou tomando uma cerveja): Paulinho, Marquinho, Quirela, Jair, Dona Helena e a todos que agora não me recordo dos nomes;
- Ao projeto Jovem Pesquisador: “Diversidade, Distribuição e Conservação da Herpetofauna do Estado de São Paulo” coordenado por Ricardo J. Sawaya (FAPESP proc. nº 2008/54472-2).

- Aos Professores e Amigos Décio Tadeu Correa Filho, Sérgio Serrano Filho, Amom Mendes Luiz, Thiago Augusto Pires, Msc. Diogo Borges Provete, Dr. Thiago Gonçalves Souza, Dr. Fernando Rodrigues Silva, MSc. Lucas Batista Crivelari, Dr. Michel Varjão Garey, MSc. Leonardo Gerdraite, Mainara Xavier, Cássia Souza, MSc. Verônica Thieme, Lilian Sayuri, Fabiane Aniballe, MSc. Heloisa Almeida, Katiuce Picheli por todo incentivo, conhecimento disponibilizado, ajuda nas análises e pelas inúmeras discussões dos dados e discussões de bar;

- Ao curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, as suas Coordenadoras e Vice-coordenadora Prof. Dra. Lilian Casatti e Prof. Dra Eliane G. Freitas, aos professores das disciplinas e aos companheiros de curso;

- Aos professores Dra. Cíntia Aguirre Brasileiro e Dr. Célio Fernando B. Haddad pela ajuda na identificação das espécies encontradas;

- Aos amigos e pesquisadores que me forneceram dados complementares sobre a riqueza da anurofauna em cinco áreas similares estação ecológica de Jataí, e que foram utilizados no meu primeiro capítulo: Cíntia A. Brasileiro (dados da estação ecológica de Itirapina), Cybele Araújo (dados das estações de Angatuba, Assis e Santa Bárbara) e Marianna Dixo e Ricardo Guerra-Fuentes (dados do parque estadual de Porto Ferreira).

- A todos os amigos e companheiros que me ajudaram nas atividades de campo.

## CONTEÚDO

RESUMO GERAL.....	10
INTRODUÇÃO GERAL.....	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18
<b>CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DOS ANFÍBIOS ANUROS EM UMA ÁREA DE ECÓTONO ENTRE CERRADO E MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL.....</b>	<b>23</b>
RESUMO.....	24
INTRODUÇÃO.....	26
MATERIAL E MÉTODOS.....	28
RESULTADOS.....	31
DISCUSSÃO.....	32
CONCLUSÕES.....	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36
FIGURAS E TABELAS.....	41
<b>CAPÍTULO 2: QUAIS SÃO AS PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS QUE INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA DE ANUROS EM UMA ÁREA DE ECÓTONO ENTRE O CERRADO E A MATA ATLÂNTICA?.....</b>	<b>50</b>
RESUMO.....	51
INTRODUÇÃO.....	53
MATERIAL E MÉTODOS.....	54
RESULTADOS.....	57
DISCUSSÃO.....	57
CONCLUSÕES.....	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
FIGURAS E TABELAS.....	66
CONCLUSÕES GERAIS.....	68
ANEXOS.....	69

## GENERAL ABSTRACT

Two of the biggest challenges in community ecology are the capacity to find patterns in groups of species that live in their environment and to understand the processes that produce these patterns. Accordingly, studies describing the biological communities, exploring their species distribution patterns at different spatial and temporal scales and analyzing what factors influence the distribution of species, are of great interest and provide important information of the species and habitats that we know. Thus, this study aims to understand the structure of a community of frogs and toads in an area of ecotone between savanna and semideciduous forest in the northeastern of São Paulo state (Jataí Ecological Station - JEE). These physiognomies in the state of Sao Paulo suffered intense fragmentation and habitat loss, primarily due to urbanization, livestock and cultivation of monocultures as sugarcane. The study area are the largest protected area of Cerrado in São Paulo state, and presents an interesting area of study due to the spatial configuration of transition between a mosaic of Cerrado and a Floresta Estacional. The aim of this study was to describe the diversity of terrestrial frogs and toads and to understand the patterns of species abundance distributions and co-occurrence. Besides these goals, and due to the bias found in most studies of community ecology to assess the influence of descriptors of aquatic habitats on the richness and abundance of amphibians, our work also aims to understand the effects of the features of terrestrial habitats on the frog's abundance examining which features of the physical environment, such as canopy cover, percent cover soil, distance from the nearest body of water, could better predict the abundance of anurans. For this purpose, we installed pitfall traps with drift fences into four different physiognomies, including Floresta Estacional (FES), cerradão, cerrado *sensu stricto*, and campo sujo, with field sampling taken between October 2009 and September 2010. We recorded 12 species of terrestrial frogs in EEJ. The most abundant species was *Dermatonotus muelleri* and the less abundant species was *Physalaemus marmoratus*. Species richness did not differ between sampling sites, but there was some difference in species composition: *Physalaemus marmoratus* was recorded only in campo sujo and *P. centralis* was not found in cerradão. *Rhinella schneideri* and *Leptodactylus fuscus* were not recorded in cerrado *sensu stricto*. All other species were found in the four physiognomies. The models of species abundance distributions adjusted differently to the data of four physiognomies and evenness differed between areas: Forested areas (FES, cerradão and cerrado *sensu stricto*) showed a greater evenness in relation to the open areas (campo sujo).

Analysis of co-occurrence of the species showed that the community has no structure in the form of a checkerboard. The best model that explains the abundance of species included only the distance of water bodies as a related variable. Our results also show that greater the distance of aquatic habitat, the lower are the abundance of anurans in terrestrial habitats. Two other models are also plausible to predict the abundance of frogs: one includes the distance of the water body and the percentage of canopy cover, and the other the distance of the water body and the number of burrows in the sampled areas as variables that explain species abundances. Our results on composition, diversity, distribution, and co-occurrence reflect the species that make up the community as well as the landscape of this locality. The species are generalists in relation to habitat use and widely distributed, the landscape consists of different physionomies shaped in a mosaic in direct contact between them, and, moreover, the influence of external factors such as the formation of temporary ponds would be one factor determining a weak structure of this community. The analyses of the influence of environmental characteristics on the abundance of frogs demonstrate the importance of distance between terrestrial habitats and breeding areas for frogs. The shortest distance between the terrestrial habitat and breeding habitat may facilitate reserve of energy from a smaller displacement between areas, would be a factor responsible for the observed higher abundance in areas near water bodies and provide a lower risk associated with a movement between these two areas. On the other hand, the larger canopy cover could function as a protection against solar radiation and/or dehydration, and a greater number of burrows could be used as shelters or refuges. Our study provides important baseline information for understanding ecological patterns of distribution of amphibians and demonstrates the possible negative effect that the Brazilian forest code change would have on the diversity of frogs.

## RESUMO GERAL

Dois dos maiores desafios da ecologia de comunidades são encontrar padrões a respeito dos grupos de espécies que vivem em seus ambientes e entender os processos que produzem os padrões atuais. Nesse sentido, estudos que descrevam as comunidades biológicas, explorando os padrões de distribuição das espécies em diferentes escalas espaciais e temporais e que analisem o que poderia influenciar essa distribuição, são de grande interesse geral e nos fornecem importantes informações das espécies e habitats que conhecemos. Dessa forma, esse trabalho visa compreender a estrutura de uma comunidade de anfíbios anuros em uma área de ecótono entre cerrado e floresta estacional no nordeste do estado de São Paulo (Estação Ecológica de Jataí – EEJ). Essas fisionomias no estado de São Paulo sofreram intensamente a ação de fragmentação e perda de hábitat, devido principalmente à urbanização, pecuária e cultivo de monoculturas como a cana-de-açúcar. A área de estudo é a maior unidade de conservação do bioma Cerrado no estado de São Paulo e apresenta uma interessante área de estudo devido à configuração espacial da área, uma transição entre mosaico de fisionomias de Cerrado e Floresta Estacional. O objetivo do trabalho foi descrever a diversidade da anurofauna terrícola e entender os padrões de distribuição de abundâncias das espécies e de co-ocorrência. Além desses objetivos, e devido ao viés encontrado na maioria dos trabalhos de ecologia de comunidades que avaliam a influência de descritores dos habitats aquáticos sobre a riqueza e abundância de anfíbios anuros, nosso trabalho também visa compreender os efeitos das características dos habitats terrestres sobre a abundância da anurofauna avaliando quais características do meio físico, como cobertura do dossel, porcentagem de cobertura do solo, distância do corpo d'água mais próximo, poderiam melhor prever a abundância de anfíbios anuros. Para isso, armadilhas de interceptação e queda foram instaladas em quatro fisionomias, incluindo floresta estacional (FES), cerradão, cerrado *sensu stricto* e campo sujo, e as amostragens foram feitas entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Foram registradas 12 espécies de anuros terrícolas na EEJ, sendo a espécie mais abundante *Dermatonotus muelleri*, e a menos abundante *Physalaemus marmoratus*. A riqueza de espécies não diferiu entre as áreas amostradas, mas houve diferença na composição de espécies: *Physalaemus marmoratus* foi encontrado apenas em campo sujo e *P. centralis* só não foi encontrado no cerradão. *Rhinella schneideri* e *Leptodactylus fuscus* não foram capturados no cerrado *sensu stricto*. Todas as outras espécies foram encontradas nas quatro fisionomias. Os modelos das curvas de distribuição de abundâncias das espécies se ajustaram de maneira diferente aos dados das quatro fisionomias e a equitabilidade entre as áreas diferiu: áreas mais florestadas

(FES, cerradão e cerrado *sensu stricto*) apresentaram maior equitabilidade em relação as áreas abertas (campo sujo). As análises de co-ocorrência das espécies mostraram que a comunidade não apresenta estruturação na forma de tabuleiro de xadrez. O melhor modelo que explica os dados de abundância foi o que apresentava apenas a distância dos corpos d'água como variável preditora. Nossos resultados demonstram que quanto maior a distância dos habitats aquáticos, menor a abundância de anuros nos habitats terrestres. Dois outros modelos também são plausíveis para prever a abundância dos anuros: um apresenta a distância do corpo d'água e a porcentagem de cobertura de dossel no habitat terrestre, e o outro a distância do corpo d'água e o número de buracos nas áreas amostradas como variáveis que explicam as abundâncias de espécies. Nossos resultados sobre composição, diversidade, distribuição e co-ocorrência são um reflexo das espécies que compõe a comunidade, bem como da paisagem local. As espécies são generalistas em relação ao uso do hábitat e possuem ampla distribuição geográfica, a paisagem é constituída por diferentes fisionomias em forma de mosaico e em contato direto entre sí, e, além disso, a influência de fatores externos, como a formação de corpos d'água temporários, correspondem a fatores que estariam determinando a fraca estruturação dessa comunidade. Os resultados da análise da influência das características ambientais sobre a abundância dos anuros demonstram a importância da distância entre os habitats terrestres e as áreas de reprodução dos anuros. A menor distância entre o habitat terrestre e o habitat de reprodução poderia facilitar a reserva de energia proveniente de um menor deslocamento entre áreas, e seria um fator responsável pela maior abundância observada em áreas próximas aos corpos d'água, além de proporcionar um menor risco associado ao deslocamento entre áreas de reprodução e áreas terrestres. Por outro lado, a maior cobertura de dossel poderia funcionar como proteção contra radiação solar e/ou desidratação, e um maior número de buracos poderia corresponder à maior disponibilidade de abrigos ou refúgio. Nosso estudo apresenta importantes informações de base ecológica para a compreensão dos padrões de distribuição de anfíbios anuros e também demonstram o possível efeito negativo que a alteração do código florestal brasileiro teria sobre a diversidade da anurofauna.

## Introdução Geral

O cerne da ecologia de comunidades é composto pela busca da compreensão dos padrões de distribuição, composição, riqueza e abundância das populações, e ainda das interações entre as espécies que coexistem em diferentes escalas espaciais e temporais (Leibold, 2004; Zhou & Zhang, 2008). Intimamente ligado a esses objetivos principais, o entendimento de quais fatores podem influenciar essa distribuição desses grupos de espécies também se apresenta como tema de interesse entre os pesquisadores da área (Begon *et al.*, 2007).

As distribuições e abundâncias das espécies são influenciadas por condições ambientais como umidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e estrutura física do hábitat, bem como por processos bióticos como competição, predação, dispersão e distúrbios (Parris, 2004). Essas condições e processos podem levar a uma estruturação espacial das comunidades fazendo com que locais com habitats parecidos apresentem comunidades mais similares (Parris, 2004). A correlação espacial também pode fazer com que habitats mais próximos apresentem uma comunidade mais similar, simplesmente por esses habitats estarem mais próximos uns dos outros (Bell, 2001). Uma questão que tem sido proposta há muitos anos por diversos pesquisadores é se os padrões de co-ocorrência das espécies são ou não aleatórios (Ulrich, 2004). Padrões de co-ocorrência entre diferentes populações de espécies dentro de uma comunidade são utilizados como parâmetros para a compreensão de como e porque as espécies estão distribuídas em habitats naturais.

Embora muitas regras de montagem de comunidades tenham sido descritas (Gotelli & McCabe, 2002), o modelo de Diamond (1975) continua sendo um dos mais influentes até os dias de hoje (Gotelli, 1999). Em 1975, Diamond observou que algumas ilhas no arquipélago de Bismarck (Nova Guiné) apresentavam algumas espécies de aves e outras não. A conclusão do trabalho é a de que as espécies dessas ilhas apresentavam um padrão de exclusão mútua, ou seja, onde uma espécie ocorre outra espécie é excluída, o que ficou conhecido como padrão de tabuleiro de xadrez. O padrão de tabuleiro de xadrez, no qual algumas espécies raramente ocorrem juntas, pode ser gerado por dois mecanismos (Connor & Simberloff, 1979): (1) distribuição aleatória das espécies no hábitat, pelo qual os indivíduos das diferentes espécies se estabelecem ocasionalmente em locais diferentes; ou (2) competição interespecífica, pelo qual os indivíduos poderiam ocupar qualquer lugar no hábitat, mas uma espécie acaba por excluir a outra de um determinado local.

Devido à complexidade de se estudar essas comunidades biológicas, as pesquisas na maioria das vezes são focadas em algum grupo taxonômico (Magurran, 2005). Nesse trabalho,

serão discutidos aspectos relacionados à diversidade, distribuição, co-ocorrência de espécies e a influência de características ambientais sobre a abundância de anuros em uma comunidade associada a remanescentes de Cerrado e Floresta Estacional. O Brasil possui 913 espécies de anfíbios anuros (SBH, 2012), sendo que dessas espécies 230 (cerca de 25%) são encontradas no Estado de São Paulo (Rossa-Feres *et al.*, 2011). Apesar dessa grande riqueza encontrada no país, pouca atenção referente à conservação tem sido dada a esse grupo (Brasileiro, 2004), talvez devido à falta de interesse popular e à escassez de conhecimento sobre a dinâmica populacional da maioria das espécies (Drost & Fellers, 1996). Segundo Cushman (2006), fatores de origem antrópica, como perda e fragmentação de habitats (Bunnell & Zampella, 1999; Fahrig *et al.*, 1995; Gibbs, 1998; Laan & Verboom, 1990; Silva *et al.*, 2011) são as principais ameaças aos anfíbios, especialmente no Brasil (Silvano & Segalla, 2005).

Devido à maioria dos anfíbios possuírem um ciclo de vida complexo (Duellman & Trueb, 1994), a perda e a fragmentação de áreas naturais é uma ameaça latente e preocupante, pois fragmentos florestais providenciam refúgios para muitas espécies de anuros que passam grande parte do tempo em árvores, arbustos ou serrapilheira quando não estão na fase reprodutiva (Knutson *et al.*, 1999; Gibbons, 2003; Silva & Rossa-Feres, 2007). Estudos recentes tem demonstrado que a descontinuidade entre habitats aquáticos para reprodução e habitats terrestres em fragmentos florestais forçam muitas espécies com larvas aquáticas a realizarem migrações arriscadas através de ambientes alterados (Becker *et al.*, 2007; Becker *et al.*, 2010). Silva & Rossa-Feres (2011) e Silva *et al.* (2012) demonstraram em estudos realizados no sudeste do Brasil que a distância dos habitats aquáticos e terrestres tem uma influência importante na riqueza e abundância de anuros. De acordo com esses autores, quanto maior a distância entre os habitats aquáticos para reprodução e os habitats terrestres, menor é a riqueza e abundância de anuros.

Neste contexto, fragmentos florestais proporcionam corredores para migração de anuros entre sítios de reprodução e áreas de refúgio, alimentação e estivação (Laan & Verboom, 1990; Knutson *et al.*, 1999; Weyrauch & Gubb Jr., 2004). A temperatura mais alta e a baixa umidade encontrada em áreas abertas devem ser limitantes para anfíbios, que apresentam alta taxa de perda de água por evaporação e pouca habilidade de dispersão (Rothermel & Semlitsch, 2002). Portanto, a complexidade no uso de habitats por anfíbios impõe desafios ainda maiores para a conservação desse grupo, uma vez que nós precisamos conhecer os fatores que estruturam as comunidades de anfíbios tanto nos habitat aquáticos (e.g. hidroperíodo, sítios de vocalização e oviposição, predadores) quanto nos habitats terrestres

(e.g. cobertura de dossel, serrapilheira, predadores). Além de conhecer esses fatores estruturantes, é de suma importância avaliar esses fatores em áreas onde existam grandes riscos de ameaças, tanto das espécies que vivem nessas áreas, bem como das próprias áreas, como por exemplo, o Cerrado e a Mata Atlântica.

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, abrangendo 25% do território nacional, originalmente ocupando as regiões Centro-Oeste e parte do Sudeste, Norte e Nordeste do país (Ratter *et al.*, 1997). Apesar de seu tamanho e importância, o Cerrado é um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta (Fonseca *et al.*, 2004) principalmente pela agricultura e pecuária extensiva (Ratter *et al.*, 1997; Durigan & Ratter, 2006; Durigan *et al.*, 2007) e uma das regiões Neotropicais menos conhecidas (Colli *et al.*, 2002). O alto grau de endemismo de espécies e ameaça faz com que esse bioma seja considerado um *hotspot* de biodiversidade e desperte especial atenção para a conservação dos seus recursos naturais (Mittermeier, 2004). Recentemente dois amplos e importantes trabalhos foram desenvolvidos no bioma Cerrado, avaliando a diversidade, distribuição e a conservação dos anfíbios nesse bioma (Silvano, 2011; Valdujo, 2011).

Considerando os declínios populacionais observados entre os anfíbios, é urgente a criação de estratégias e mecanismos que maximizem os esforços para a conservação destas espécies, principalmente em regiões onde poucos dados sobre diversidade, abundância e distribuição estão disponíveis (Young *et al.*, 2001; Diniz-Filho *et al.*, 2004). Poucos trabalhos com anurofauna de Cerrado foram realizados no estado de São Paulo, sendo os mais recentes desenvolvidos a partir de 2005 (Brasileiro *et al.*, 2005; Oyamaguchi, 2006; Thomé, 2006; Bertoluci *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2009; Prado *et al.*, 2009). Além de ser um grande e importante bioma, o Cerrado possui áreas de contato e transição com todos os outros biomas brasileiros, incluindo a Mata Atlântica.

A Mata Atlântica foi amplamente destruída por atividades agropastoris, industriais e urbanas, e o pouco que ainda resta (entre 8% e 16%) encontra-se extremamente ameaçado pelas atividades humanas (Morellato & Haddad, 2000; Ribeiro *et al.*, 2009). Situada dentro do domínio Mata Atlântica a Floresta Estacional Semidecidual (FES) é uma das formações vegetais mais ameaçadas, com poucas áreas protegidas por unidades de conservação (INPE e SOS Mata Atlântica, 1997). Por outro lado, o estado de São Paulo é uma das regiões com maior número de estudos sobre anfíbios no Brasil (Araújo *et al.*, 2009), talvez devido a necessidade de se conhecer o pouco que resta de paisagens naturais e/ou pela concentração de pesquisadores na região, e grande parte deste conhecimento restringe-se à Mata Atlântica (e.g.

Haddad & Sawaya, 2000; Bertoluci & Rodrigues, 2002; Moraes *et al.*, 2007; Siqueira *et al.*, 2009).

A Estação Ecológica de Jataí (EEJ), município de Luiz Antônio, SP, representa um dos últimos fragmentos grandes e com algumas fitofisionomias de Cerrado e FES no estado de São Paulo (Toppa, 2004). Poucos estudos foram realizados em áreas de FES e de ecótonos entre Mata Atlântica e Cerrado (ver Araujo *et al.*, 2009). Apenas uma amostragem rápida de quatro dias foi desenvolvida com a anurofauna na EEJ (Prado *et al.*, 2009). Neste trabalho nós descrevemos uma comunidade de anfíbios anuros, salientando aspectos referentes à composição, diversidade, padrões de distribuição e de co-ocorrência espécies, assim como a influência de características ambientais na abundância das espécies dessa comunidade em uma paisagem de transição entre o Cerrado e a floresta estacional no nordeste do estado de São Paulo. Considerando o número reduzido de estudos envolvendo anfíbios no Cerrado Paulista, especialmente em suas áreas de transição com FES, esse trabalho fornecerá informações importantes sobre a ecologia de anfíbios anuros que poderão servir de subsídios para estratégias de conservação e manejo dos anfíbios anuros.

Os resultados obtidos são apresentados em dois capítulos, cujos objetivos foram:

- **Capítulo 1 – Diversidade e distribuição dos anfíbios anuros em uma área de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica no sudeste do Brasil**
  - ✓ Descrever a composição e a diversidade dos anfíbios anuros terrícolas da estação ecológica de Jataí (EEJ);
  - ✓ Analisar os padrões de distribuição de abundâncias das espécies na EEJ;
  - ✓ Analisar o padrão de co-ocorrência da anurofauna na EEJ e em outras cinco áreas com fisionomias semelhantes e áreas de transição.
  
- **Capítulo 2 – Quais são as principais características ambientais que influenciam a abundância de anfíbios em uma área de ecótono entre o Cerrado e a Mata Atlântica?**
  - ✓ Analisar e discutir quais características do ambiente possui maior influência sobre a fauna de anuros.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, C. O.; CONDEZ, T. H.; SAWAYA, R. J. 2009. Anfíbios Anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. *Biota Neotropica*, 9(2): 1 – 22.
- BECKER, C. G.; LOYOLA, R. D.; HADDAD, C. F. B.; ZAMUDIO, K. R. 2010. Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Biodiversity Research*, 16: 10 – 19.
- 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.
- BELL, G. 2001. Neutral macroecology. *Science*, 293: 2413-2418.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. 2007. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing.
- BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R. A.; RIBEIRO Jr, J. W.; VILELA, V. M. F. N.; SAWAKUCHI, H. O. 2007. Species composition and similarities among anuran assemblages of four forest sites in southeastern Brazil. *Scientia Agricola*, 64(4): 364-374.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. 2002. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 42(11): 287-297.
- BRASILEIRO, C. A.; SAWAYA, R. J.; KIEFER, M. C.; MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 5(2). acesso em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005>>
- BRASILEIRO, C. A. 2004. Diversidade de anfíbios anuros em área de cerrado no estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- BUNNELL, J. F.; ZAMPELLA, R. A. 1999. Acid water anuran pond communities along a regional forest to agro-urban ecotone. *Copeia*, 3: 614 – 627.
- CUSHMAN, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 28: 231 – 240.
- COLLI, G. R., BASTOS, R. P.; ARAÚJO, A. F. B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. pp. 223-239. In P. S. Oliveira and R. J. Marquis (eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York. Columbia University Press.

- CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, 60: 1132-1140.
- DIAMOND, J. M. 1975. Assembly of species communities. in CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (Eds). *Ecology and evolution in communities*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; VIEIRA, C. M.; SOUZA, M. C.; BASTOS, R. P.; BRANDÃO, D.; OLIVEIRA, L. G. 2004. Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 25: 63–75.
- DROST, C. A.; FELLERS, G. M. 1996. Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the California Sierra Nevada, USA. *Conservation Biology*, 10(2): 414 – 425.
- DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. 1994. *Biology of amphibians*. The JohnsHopkins University Press, Baltimore.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. 2006. Successional changes in Cerrado and Cerrado/forest ecotonal vegetation in Western São Paulo state, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(1): 119 – 130.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64(4): 355 – 363.
- FAHRIG, L.; PEDLAR, J. H.; POPE, S. E.; TAYLOR, P. D.; WEGNER, J.F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73: 177 – 182.
- FONSECA, G. A. B.; CAVALCANTI, R. B.; RYLANDS, A. B.; PAGLIA, A. P. 2004. Cerrado. In *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions* (R.A. Mittermeier, P.R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux & G.A.B. Fonseca, eds.). CEMEX & Agrupacion Sierra Madre, Mexico city, p. 93-97.
- GIBBS, J. P. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in Southern New England. *Journal of Wildlife Management*, 62(2): 584 – 589.
- GIBBONS, J. W. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands*, 23: 630 – 635.
- GOTELLI, N. J. 1999. How do communities come together? *Science*, 286:1684-1685.
- GOTELLI, N. J.; McCABE, D. J. 2002. Species co-occurrence: A meta analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83 (8): 2091-2096.

- HADDAD, C. F. B.; SAWAYA, R. J. 2000. Reproductive Modes of Atlantic Forest Hylid Frogs: A General Overview and the Description of a New Mode. *Biotropica*, 32 (4b): 862-871.
- 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, U.S.A. *Conservation Biology*, 13 (6): 1437-1446.
- LAAN, R.; VERBOOM, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54: 251 – 262.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P. J.; CHASE, M., HOOPES, M. F. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601- 613.
- MAGURRAN, A. E. 2005. Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology*, 19: 177 – 181.
- MITTERMEIER, R. A.; MYERS N.; GIL, P. R.; MITTERMEIER, C. G. 2004. Hotspots. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Conservation International, 431p.
- MORAES, R. A.; SAWAYA R. J.; BARRELA, W. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 7 (2): 1-10.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32(4b): 786-792.
- OYAMAGUCHI, H. M. 2006. Distribuição espacial e temporal de espécies simpátricas de *Leptodactylus* do grupo *fuscus* em áreas naturais e antrópicas na região de Itirapina e Brotas, sudoeste do Brasil. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. Dissertação de mestrado.
- PARRIS, K. M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*, 27: 392 – 400.
- PRADO, V. H. M.; SILVA, F. R.; DIAS, N. Y. N.; PIRES, J. S. R.; ROSSA-FERES, D. C. 2009. Anura, Estação Ecológica de Jataí, São Paulo state, southeastern Brazil. *Check List*, 5(3): 405-502.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80: 223 – 230.

- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. 2009. The brazilian atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142: 1141 – 1153.
- ROSSA-FERES, D. C.; SAWAYA, R. J.; FLAIVOVICH, J.; GIOVANELLI, J. G. R.; BRASILEIRO, C. A.; SCHIESARI, L.; ALEXANDRINO, J.; HADDAD, C. F. B. 2011. Anfíbios do estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. *Biota Neotropica*, 11: 1 – 19.
- 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.
- SBH – SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. 2012. Lista de anfíbios do Brasil. Disponível em < [http://www.sbherpetologia.org.br/?page\\_id=644](http://www.sbherpetologia.org.br/?page_id=644)>. Acesso em 06 de junho de 2012.
- SILVA, F. R.; OLIVEIRA, T. A. L.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. 2012. An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. *Landscape Ecology*, 27 (1): 1 – 10.
- SILVA, F. R.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. 2011. Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands*, 31(6): 1079 – 1087.
- 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(2).
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 79 – 86.
- SIQUEIRA, C. C.; VRCIBRADI, D.; ALMEIDA-GOMES, M.; BORGES-JUNIOR, V. N. T.; ALMEIDA-SANTOS, P.; ALMEIDA-SANTOS, M.; ARIANI, C. V.; GUEDES, D. M.; GOYANNES-ARAÚJO, P.; DORIGO, T. A.; SLUYS, M. V.; ROCHA, C. F. D. 2009. Density and richness of leaf litter frogs (Amphibia: Anura) of an Atlantic Rainforest area in the Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro State, Brazil. *Zoologia*, 26(1): 97-102.
- SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. 1997. Atlas dos remanescentes florestais do Domínio Mata Atlântica. São José dos Campos; São Paulo.

- THOMÉ, M. T. C. 2006. Diversidade de anuros e lagartos em fisionomias de Cerrado na região de Itirapina, Sudeste do Brasil. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. Dissertação de mestrado.
- TOPPA, R. H. 2004. Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. Tese de Doutorado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- ULRICH, W. 2004. Species co-occurrence and neutral models: reassessing J. M. Diamond's assembly rules. *Oikos*, 107: 603 – 609.
- VALDUJO, P. H. 2011. Diversidade e distribuição de anfíbios no Cerrado: o papel dos fatores históricos e dos gradientes ambientais. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- 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.
- YOUNG, B.; LIPS, K.; REHACER, J.; IBÁÑEZ, R.; SALAS, A.; CEDEÑO, R.; COLOMA, L.; RON, S.; LaMARCA, E.; MEYER, J.; MUÑOZ, A.; BOLAÑOS, F.; CHAVES, G.; ROMO, D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15: 1213-1223.
- ZHOU, S.; ZHANG, D. 2008. Neutral theory in community ecology. *Frontiers in Biology*, 3(1): 1-8.

# Capítulo 1

---

## Diversidade e distribuição dos anfíbios anuros em uma área de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica no sudeste do Brasil

Oliveira, Thiago Alves Lopes<sup>1</sup>; Corrêa Filho, Décio Tadeu<sup>2</sup>; Serrano Filho, Sérgio<sup>1</sup>; Rossa-Feres, Denise de Cerqueira<sup>3</sup>; Sawaya, Ricardo J.<sup>4</sup>

1 Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista. Rua Cristóvão Colombo 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

2 Programa de Pós-graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade Estadual de Campinas. Cidade Universitária “Zeferino Vaz”, Distrito de Barão Geraldo, CEP 13083-970, Campinas, São Paulo, Brasil.

3 UNESP - Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia e Botânica. Rua Cristóvão Colombo 2265, 15054-000 São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

4 UNIFESP - Universidade Federal de São Paulo, Departamento de Ciências Biológicas. Rua Professor Artur Riedel, 275, CEP 09972-270, Diadema, São Paulo, Brasil.

## ABSTRACT

A major goal of community ecology is to describe how biological communities are structured in patterns of species distribution at different spatial and temporal scales. In this study we describes a community of anurans in a transitional area of savanna and seasonal forest, and we investigate patterns of distribution and co-occurrence of anuran amphibian species in these areas. The study was conducted in a transition area between the Cerrado, a savanna-like vegetation with different physiognomic forms, and the *semideciduous forest*, a seasonal forest physiognomy of Atlantic Forest, in northeastern region of São Paulo state, southeastern Brazil, in Estação Ecológica de Jataí (EEJ). Pitfall traps with drift fences were installed in four different physiognomies: seasonal forest (FES), cerradão, cerrado *sensu stricto*, and campo sujo. Samples were taken between October 2009 and September 2010. We recorded 12 species of terrestrial frogs in the EEJ. Species richness did not differ between physiognomies, but species composition was slightly different: *Physalaemus marmoratus* was recorded only in campo sujo, *P. centralis* was not recorded in cerradão, and *Rhinella schneideri* and *Leptodactylus fuscus* were not recorded in cerrado *sensu stricto*. Most species were found in the four sampled physiognomies, but they differently in relative abundances. The models of species abundance distributions adjusted differently to the data of four physiognomies and evenness differed between areas: forested areas (FES, cerradão and cerrado *sensu stricto*) had a greater evenness compared to open areas (campo sujo). A co-occurrence analysis showed that the community is not structured as a checkerboard. Our results could be explained by the species composition of the community, mostly generalist and widely distributed species, the landscape configuration in a mosaic of different physiognomies, and probably the influence of external factors such as the formation of temporary bodies of water.

Key-words: Amphibia, co-ocurrence, mosaic of physiognomies, Estação Ecológica de Jataí

## RESUMO

Um dos principais objetivos da ecologia de comunidades é descrever como as comunidades biológicas estão estruturadas a partir de padrões de distribuição das espécies em diferentes escalas espaciais e temporais. Esse trabalho tem por objetivos descrever uma comunidade de anfíbios anuros em uma área de transição entre um mosaico de fisionomias de Cerrado e de floresta estacional, bem como investigar padrões de distribuição e co-ocorrência de espécies nessas áreas. O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Jataí (EEJ), nordeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Armadilhas de interceptação e queda foram instaladas em quatro fisionomias: floresta estacional (FES), cerradão, cerrado *sensu stricto* e campo sujo. As amostragens foram feitas entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Foram registradas 12 espécies de anuros terrícolas na EEJ. A riqueza de espécies não diferiu entre as fisionomias amostradas, mas a composição de espécies variou ligeiramente: *Physalaemus marmoratus* foi encontrado apenas em campo sujo, *P. centralis* só não foi encontrado no cerradão e *Rhinella schneideri* e *Leptodactylus fuscus* não foram capturados no cerrado *sensu stricto*. A maioria das espécies foram encontradas nas quatro fisionomias. Os modelos das curvas de distribuição de abundância das espécies se ajustaram de maneira diferente em relação aos dados das quatro fisionomias e a equitabilidade entre as áreas diferiu: áreas florestadas (FES, cerradão e cerrado *sensu stricto*) apresentaram maior equitabilidade em relação a áreas abertas (campo sujo). Análises de co-ocorrência das espécies mostraram que a comunidade não apresenta estruturação na forma de tabuleiro de xadrez. Esses resultados são um reflexo da composição de espécies que compõe a comunidade, em sua maioria generalistas e de ampla distribuição geográfica, da conformação da paisagem em mosaico em relação às diferentes fisionomias amostradas e da provável influência de fatores externos como a formação de corpos d'água temporários.

Palavras-chave: Amphibia, co-ocorrência, mosaico de fisionomias, Estação Ecológica de Jataí.

## 1. INTRODUÇÃO

As principais questões da ecologia de comunidades estão agrupadas em três temas: distribuição, abundância e diversidade (Bell 2001). Dois dos principais objetivos ao se estudar comunidades biológicas são descrever como as comunidades biológicas estão estruturadas a partir de padrões de distribuição das espécies em diferentes escalas espaciais e temporais (Zhou & Zhang 2008) e discutir o que pode influenciar a distribuição desses grupos de espécies (Begon et al. 2007). O padrão de distribuição espacial das espécies tem atraído a atenção de muitos ecólogos (Mackenzie et al. 2004).

A questão da distribuição de abundâncias das espécies também tem chamado a atenção de muitos pesquisadores, sendo um tema que ainda está longe de ser resolvido (Bell 2000). A abundância das espécies e a extensão de sua ocorrência poderia ser influenciada por taxas de nascimentos, mortes e imigração (Brown et al. 1996, Bell 2000), ou por simples proximidade entre locais (Bell 2001), visto que locais mais próximos poderiam apresentar características estruturais semelhantes (Bell 1993). Um dos primeiros pesquisadores a trabalhar com distribuição de abundâncias de espécies foi Frank Preston, com o modelo log normal (Preston 1948). Esse modelo de base puramente estatística descreve uma comunidade menos equitável em comparação aos outros modelos existentes. Com o passar do tempo muitos pesquisadores se interessaram em trabalhar com distribuição de abundâncias de espécies e muitos outros modelos acabaram sendo propostos, como por exemplo, o modelo de Broken-stick e da série geométrica, ambos com previsões biológicas (ver McGill 2007).

Padrões de co-ocorrência entre diferentes populações de espécies dentro de uma comunidade são utilizados como ferramenta para a compreensão de como e porque as espécies estão distribuídas em habitats naturais. Muitas regras de montagem de comunidades têm sido descritas (Gotelli & McCabe 2002), embora o modelo de Diamond (1975) continue sendo o mais influente (Gotelli 1999). No clássico estudo com aves do arquipélago de Bismarck, na Nova Guiné, Diamond (1975) observou que as ilhas apresentavam uma ou outra espécie, mas não ambas, e concluiu que a competição interespecífica entre as espécies seria o fator responsável por diferentes regras de montagem das comunidades (Diamond 1975), incluindo o padrão de mútua exclusão, denominado de distribuição em tabuleiro de xadrez. A presença de muitos pares de espécies com distribuição em tabuleiro de xadrez em uma comunidade é uma evidência de regra de montagem determinística (Diamond, 1975).

Connor & Simberloff (1979) testaram rigorosamente esse padrão de distribuição contra uma hipótese nula de que a distribuição espacial das espécies não difere de um padrão

aleatório (veja abaixo). O padrão de tabuleiro de xadrez, no qual as espécies raramente ocorrem juntas, pode ser gerado por dois mecanismos (Connor & Simberloff 1979): (1) distribuição em mosaico das espécies no hábitat, onde os indivíduos das diferentes espécies se estabelecem aleatoriamente em locais diferentes; ou (2) competição interespecífica, onde os indivíduos poderiam ocupar qualquer lugar no hábitat, mas uma espécie acaba por excluir a outra de um determinado local no hábitat.

Alguns trabalhos recentes têm focado padrões de co-ocorrência em diversos grupos, por exemplo, em serpentes, onde foi demonstrando as diferenças nos padrões de partição de recursos e competição interespecífica em relação ao habitat/nicho das espécies e a região geográfica que se encontravam (Luiselli, 2006), tartarugas de água doce, onde a disponibilidade de alimento e o microhabitat foram os fatores que mais influenciaram na partição de recursos (Luiselli, 2008) e em larvas de anuros, onde a co-ocorrência das espécies depende da estação analisada e da guilda em questão (Both et al., 2011). Entretanto não estão disponíveis estudos que testam esse padrão de co-ocorrência de tabuleiro de xadrez em anfíbios anuros adultos em regiões de transição de fisionomias vegetais, biomas ou mosaicos.

O grande número de modos reprodutivos apresentado por anfíbios anuros (Haddad & Prado 2005) reflete a diversidade encontrada dentro desse grupo. Além disso, anfíbios possuem fortes restrições fisiológicas quanto ao ambiente onde habitam (Semlitsch 2000) e parecem não apresentar capacidade de dispersão muito ampla (Smith & Green 2005). Por outro lado, anfíbios anuros da região noroeste do estado de São Paulo são tipicamente generalistas e de ampla distribuição geográfica (Duellman 1999). Essa região é caracterizada por formações vegetacionais dispostas em mosaico, constituídas por Floresta Estacional Semidecidual (FES), uma fisionomia de Mata Atlântica *latu sensu*, e várias fisionomias de Cerrado. As espécies de anuros dessas regiões utilizam os remanescentes de formações florestais como áreas de refúgio, alimentação e abrigo (Silva & Rossa-Feres 2007). Essas áreas são em sua maioria áreas de transição entre FES e Cerrado, onde boa parte da vegetação nativa foi substituída por pastagens, culturas diversas e áreas urbanas (SMA/IF 2005).

A área de estudo, na região Nordeste do estado, se assemelha bastante a região noroeste do estado de São Paulo, que se apresenta como a região mais desmatada e fragmentada do estado e com a menor concentração de unidades de conservação (Kronka et al. 1993). Assim, dados sobre a distribuição dos anfíbios anuros nessa área de transição e mosaico entre Cerrado e Mata Atlântica podem fornecer informações importantes a respeito da existência de um padrão de ocorrência das espécies entre essas fisionomias. Além disso, essas informações

podem servir de subsídio para ações de manejo e conservação dos anuros dos remanescentes de Cerrado e Mata Atlântica.

Nesse capítulo foram explorados diversidade, os padrões de distribuição da abundância na EEJ e de co-ocorrência de espécies na EEJ e em outras cinco áreas que apresentam paisagem e faunas similares. Dada a configuração espacial das fisionomias da região como mosaicos de fisionomias de vegetação (cerradão, cerrado campo sujo, cerrado *stricto sensu* e floresta estacional), propomos as seguintes hipóteses: (i) a diversidade difere entre as fisionomias amostradas, e (ii) existe um padrão de co-ocorrência entre as espécies nessas fisionomias.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Jataí (EEJ), localizada no município de Luiz Antônio (21° 30' a 21°40' S e 47° 40' a 47° 50' O), região nordeste do Estado de São Paulo (Figura 1). A EEJ é a maior unidade de conservação de Cerrado no Estado de São Paulo, que a partir de 2002 teve sua área ampliada de 4.532 ha para cerca de 9.000 hectares.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é Aw, clima tropical com estação seca, com temperatura média anual de 21,7°C, alcançando valores inferiores à 18°C no inverno e superiores à 24°C no verão (Figura 2). A precipitação anual varia em torno de 1500 mm, concentrada no período de outubro a março, denominado como estação chuvosa. Na estação seca a precipitação não ultrapassa os 27 mm e na estação chuvosa a precipitação é superior aos 270 mm (dados: CEPAGRI 2011, Figura 2).

A EEJ é composta por vegetação nativa de floresta estacional semidecidual (13%), e Cerrado, incluindo as seguintes fisionomias: cerradão (60%), cerrado *sensu stricto* (0,6%), campo sujo (1,2%), cerrado em regeneração (20%) e várzea (1%), além de reflorestamentos de Eucalipto (0,3%) e Pinus (1,5%) (Toppa 2004). Essa diversidade de habitats dentro da EEJ é distribuída entre ambientes aquáticos como rios, lagoas, córregos, banhados, áreas alagáveis, e formações vegetais livres de inundações (Toppa, 2004). O entorno da EEJ é composto por áreas alteradas, utilizadas para culturas agrícolas, dominado atualmente por plantações de cana-de-açúcar.

## 2.2 Período e métodos de amostragem

As amostragens foram conduzidas por um período de 12 meses, entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Foram instaladas armadilhas de interceptação e queda com cerca guia (AIQ) (*pitfall traps with drift fences*; Greenberg *et al.*, 1994, Cechin & Martins, 2000) em diferentes fisionomias de vegetação: dois conjuntos de armadilhas no cerradão e cerrado *sensu stricto*, um conjunto em campo sujo e um na FES (Figura 1). Cada conjunto de armadilhas era composto por três linhas de quatro baldes de 100 litros enterrados ao nível do solo e uma cerca guia de lona plástica interligando os baldes (Figura 3). A distância entre cada balde era de 15 metros, e entre cada linha de 500 metros. Ao todo foram instaladas 18 linhas dentro da Estação ecológica totalizando 72 baldes de 100 litros. Cada linha instalada recebeu uma sigla representando sua fisionomia e localização: cerradão (CE1, CE2, CE3, CE4, CE5, CE6), cerrado *sensu stricto* (CSS1, CSS2, CSS3, CSS4, CSS5, CSS6), FES (FES1, FES2, FES3) e campo sujo (CS1, CS2, CS3).

Foram realizadas 12 campanhas de amostragem entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Cada campanha foi composta por seis dias de amostragem. No primeiro dia os baldes eram abertos pela manhã e a primeira amostragem era realizada após 24 horas a partir da abertura. No sexto dia era realizada a última amostragem do mês e os baldes eram fechados para que nenhum animal caísse nos intervalos da amostragem. No total foram realizados 60 dias não consecutivos e 4320 dias-balde de amostragem de amostragem.

Os indivíduos capturados e coletados foram mortos com xilocaína a 5%, fixados em formol a 10% e posteriormente conservados em álcool a 70%. Quando os animais capturados não foram coletados, foi realizada a marcação dos indivíduos pela técnica de amputação de dedos e artelhos (Heyer *et al.*, 1994). A marcação foi realizada para não superestimarmos a abundância de cada espécie por fisionomia. Os indivíduos coletados foram depositados nas seguintes coleções científicas: Coleção Científica do Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto (DZSJRP/UNESP), Coleção Científica Célio Fernando Baptista Haddad (CFBH) e Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

## 2.3 Dados complementares

Para testar se o padrão de co-ocorrência de tabuleiro de xadrez ocorre em diferentes áreas com paisagens semelhantes no Estado de São Paulo, os registros de ocorrência de espécies de anfíbios anuros em cinco áreas de transição Cerrado/FES foram solicitados aos pesquisadores

que trabalharam nessas áreas: Estação Ecológica de Angatuba, Estação Ecológica de Assis, Estação Ecológica de Itirapina, Parque Estadual de Porto Ferreira e Estação Ecológica de Santa Bárbara. Todas as áreas apresentam fisionomias similares à EEJ, sendo formadas por remanescentes de FES e de cerrados *latu sensu* configuradas em mosaico.

## 2.4 Análise dos dados

Para avaliar se todas as espécies que podem ser capturadas com o método empregado foram capturadas, foi utilizada curva de rarefação de espécies com 1000 aleatorizações (*sensu* Gotelli, 2001) com a soma de capturas em todas as fisionomias da EEJ. Para comparar a riqueza de espécies entre as fisionomias foi utilizado o método de rarefação com 1000 aleatorizações (Gotelli & Colwell, 2001) para cada conjunto de dados respectivo a cada fisionomia e posterior plotagem dos resultados em um gráfico e o estimador de riqueza Chao 2 (Chao, 2005). As análises foram realizadas nos programas “EstimateS 8.2.0” (Colwell, 2005) e “R” utilizando o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2011).

Foram utilizadas curvas de distribuição de abundâncias das espécies (SADs) para avaliar qual modelo se ajusta melhor às distribuições de abundâncias das espécies dos dados em cada fisionomia, e também para avaliar qual fisionomia apresenta a maior equitabilidade. O modelo selecionado para cada uma das fisionomias correspondeu ao menor valor de Akaike apresentado por todos os modelos testados. As análises foram realizadas no programa R (versão 2.13.2) utilizando o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2011).

Para avaliar o padrão de estruturação das comunidades em relação à co-ocorrência de espécies nas diferentes fisionomias foi utilizado o programa EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2001). As áreas foram avaliadas quanto à estruturação em tabuleiro de xadrez. Foi utilizado o índice C-score (Stone & Roberts, 1990), que mede o número médio de unidades de tabuleiro de xadrez (*checkerboard units*) entre todos os pares de espécies. Foram utilizados dois algoritmos de simulação. O SIM-2, no qual a soma total das linhas (espécies) na matriz se mantém fixa, ou seja, o número de ocorrência de cada espécie na comunidade nula é igual ao da comunidade real, e o número de espécies em cada fisionomia é equiprovável, ou seja, as espécies encontradas podem ocorrer em qualquer fisionomia amostrada (cf. Gotelli, 2000). O SIM-2 corresponde a um modelo simples de comunidade na qual as espécies colonizam áreas de forma independente umas das outras. Quando rodados juntos, o índice C-score e o algoritmo SIM-2 não são propensos a falsos positivos (erro do tipo I) (Gotelli, 2000). Já no algoritmo SIM-1, todas as espécies e todos os locais são equiprováveis, ou seja, esse

algoritmo representa a mais nula de todas as simulações. Isso corresponde a um teste simples de randomização, na qual todas as combinações de dados são igualmente prováveis. Embora esse algoritmo represente uma situação próxima da real considerando a área de estudo, ele possui maior risco de erro do tipo I (cf. Gotelli, 2000).

### 3. RESULTADOS

No total foram registradas 12 espécies de anuros terrícolas na estação ecológica de Jataí. Nas diferentes fisionomias o número de espécies estimadas foram muito próximas aos números reais de espécie amostradas na EEJ (Tabela 1). A curva da rarefação, considerando todas as fisionomias conjuntamente não apresentou tendência a estabilização (Figura 4). A riqueza de espécies de cada fisionomia, comparada através de curvas de rarefação, não variou significativamente entre as fisionomias amostradas (Figura 5).

Em relação à composição de espécies, *Physalaemus marmoratus* foi registrado apenas em campo sujo e *P. centralis* só não foi encontrado no cerradão. *Rhinella schneideri* e *Leptodactylus fuscus* não foram registrados no cerrado *sensu stricto*. Todas as outras espécies foram registradas nas quatro fisionomias (Tabela 1 e Figura 6). A abundância relativa das espécies e a dominância em cada fisionomia foram diferentes entre as áreas amostradas (Tabela 1 e Figura 6). O Campo Sujo foi a fisionomia que apresentou menor equitabilidade, com uma única espécie (*D. muelleri*) representando 50,3% da abundância total. As demais áreas apresentaram maior equitabilidade na abundância das espécies, embora a dominância das espécies mais abundantes seja diferente entre as fisionomias mais equitáveis.

As SADs indicam que a abundância das espécies nas áreas de cerradão, cerrado *sensu stricto* e FES se ajustam ao grupo de modelos de partição de nicho. A abundância das espécies no cerradão e no cerrado *sensu stricto* se ajusta ao modelo *Broken stick* (MacArthur 1957, 1960), e na área de FES a distribuição da abundância se ajusta ao modelo Série geométrica (Motomura 1932). Por outro lado, a distribuição da abundâncias no campo sujo se ajusta ao grupo de modelos de processos de ramificação hierárquica, correspondente ao modelo lognormal (Preston 1948) (Figura 7 e Tabela 3).

A análise de co-ocorrência indicou que a distribuição dos anuros não é estruturada na forma de tabuleiro de xadrez, ou seja, a distribuição foi aleatória em todas as áreas analisadas (Tabela 2).

#### 4. DISCUSSÃO

Nosso resultado mostra que apesar das diferenças estruturais entre as diferentes fisionomias, a riqueza de espécies não diferiu entre as áreas amostradas. O resultado encontrado é contrário ao esperado, pois a EEJ é constituída de diferentes tipos de fisionomias. De qualquer forma, as espécies encontradas na EEJ são praticamente as mesmas que são encontradas na região noroeste do Estado de São Paulo (obs. pess.). Essas espécies são associadas a áreas abertas, utilizam fisionomias florestais como áreas de abrigo e forrageio (Silva & Rossa-Feres, 2007) e utilizam os corpos d'água das áreas abertas para reprodução (Prado *et al.*, 2009; Silva & Rossa-Feres, 2007; Silva & Rossa-Feres, 2011). É provável que na área de estudo as espécies também usem as áreas não florestais, por exemplo, cerrado *sensu stricto*, como área de abrigo e forrageio, visto que a riqueza e composição de espécies não diferiu entre as fisionomias.

Apesar da similaridade faunística entre as fisionomias em relação à riqueza e a ocorrência de espécies, a abundância relativa das espécies é muito diferente entre as áreas abertas (campo sujo) e mais florestais (cerradão, cerrado *sensu stricto* e FES), assim como a dominância (Tabela 1 e Figura 7). A menor equitabilidade foi encontrada na fisionomia de campo sujo, enquanto no cerradão, cerrado *sensu stricto* e FES a distribuição das abundâncias das espécies se mostrou mais equitativa.

Devido às diferenças estruturais entre as diferentes fisionomias que compõe a paisagem da região, mesmo não havendo diferenças entre a riqueza de espécies entre essas fisionomias, mas havendo diferenças na composição e abundância das espécies, nós esperávamos que as curvas de distribuição de abundâncias fossem diferentes para cada fisionomia. No cerradão e no cerrado *sensu stricto* a distribuição das abundâncias das espécies se ajustou melhor ao modelo *Broken-stick* (vara-quebrada; McArthur, 1957; 1960). Esse modelo prediz que as espécies utilizam os recursos do ambiente de forma aleatória. Essa situação não deveria corresponder à realidade local, pois entendemos que em áreas de transição de Cerrado e floresta estacional as comunidades deveriam apresentar certa estrutura em suas distribuições. Por outro lado, uma vez que as espécies dessa região são tipicamente generalistas em relação ao uso do habitat, elas estariam utilizando as fisionomias de forma aleatória, e assim não apresentariam uma estrutura.

A distribuição de abundâncias do campo sujo se ajustou ao modelo lognormal (Preston, 1948), e, portanto, a que apresenta a menor equitabilidade (veja Figura 8). Independente da base estatística do modelo apresentado, hipotetizamos uma possível explicação biológica para

a distribuição de abundâncias pouco equitativa encontrada no campo sujo. A área de campo sujo possui um histórico de perturbação (plantação de *Pinus* sp.), e se encontra em fase de recuperação (obs. pess.). As condições existentes nesse ambiente podem, a princípio, favorecer apenas algumas espécies, pois atualmente essa área se apresenta como um ambiente mais hostil, sem cobertura de dossel e com ausência de folhiço e sombra. A espécie mais abundante na área é *Dermatonotus muelleri*, que exibe um comportamento de enterrar-se enquanto não está se reproduzindo (Nomura *et al.*, 2008). Dessa forma, talvez esse ambiente ainda não apresente as condições “ideais” para que outras espécies colonizem a área.

A distribuição de abundâncias da FES se ajustou ao modelo de série geométrica. Nesse modelo a espécie com maior capacidade para utilizar certo recurso (exemplo, eficiência na busca por abrigos), utiliza uma fração maior do recurso deixando uma menor disponibilidade desse recurso para as espécies seguintes. A espécie seguinte com uma capacidade um pouco menor de encontrar abrigos, utiliza uma porção menor que a anterior e assim sucessivamente (Motomura, 1932; 1947). Isso poderia refletir uma diferença na capacidade de encontrar abrigo e/ou forragear no interior da fisionomia. A espécie mais abundante nessa fisionomia foi *D. muelleri*, da mesma forma que na área de campo sujo. Mesmo apresentando uma estrutura de vegetação muito diferenciada, a riqueza e composição de espécies entre FES e campo sujo foram a mais parecida (12 espécies no campo sujo e 11 na FES) diferenciando-se pela presença de *P. marmoratus* na área de campo sujo. Essa similaridade pode ter ocorrido pelo fato das fisionomias estarem próximas ou da proximidade de corpos d'água nessas áreas. Os animais que foram capturados no campo sujo e que provavelmente se reproduzem nas áreas úmidas mais próximas, poderiam atravessar a fisionomia de FES pela configuração espacial entre as fisionomias para chegarem até os corpos d'água. Apesar da similaridade de composição e riqueza entre essas duas fisionomias, o número de espécies dominantes e a porcentagem representativa de cada espécie no pool total são bastante diferentes (ver Figura 7). Essa diferença pode ser devido a um maior número de microhabitats existentes na FES e que proporcionam melhores condições para essas espécies.

Outro aspecto importante que se deve considerar em relação aos modelos SADs na EEJ é o fato de que os resultados foram diferentes entre as fisionomias pela presença de *D. muelleri*. Essa espécie possui reprodução explosiva (Nomura, 2003) e dependendo das condições ambientais ela pode ocorrer em grande número nos locais próximos às armadilhas de interceptação e queda. Os resultados das análises das SADs neste estudo refletem a diferença

de equitabilidade entre as diferentes áreas: FES, cerrado *sensu stricto* e cerradão são áreas que apresentam maior equitabilidade, e o campo sujo a que apresenta a menor equitabilidade.

Alguns trabalhos que foram conduzidos em ambientes com gradientes de vegetação demonstram diferenças entre regiões desses gradientes, incluindo a riqueza de espécies de aranhas em gradientes latitudinais (Whitehouse *et al.*, 2009), a variação fenotípica em larvas de anuros ao longo do gradiente de cobertura de dossel (Buskirk, 2011), a diversidade de anfíbios e borboletas em gradiente de influência antrópica (Kudavidanage *et al.*, 2012) e a diversidade e abundância de anuros em gradiente altitudinal (Giaretta *et al.*, 1999). Esses resultados foram obtidos em áreas onde foram analisados gradientes da vegetação ou paisagem local. Os resultados apresentados neste estudo foram obtidos através de dados coletados em uma área de transição entre Cerrado e floresta estacional, mas com fisionomias estruturadas em uma configuração espacial em forma de mosaico. Essa configuração da paisagem em mosaico pode em grande parte influenciar o padrão de distribuição e ocorrência dos anuros na comunidade local.

Um estudo realizado no parque Metropolità de Collserola (próximo a Barcelona, Espanha), descreve uma comunidade formada por oito espécies de anfíbios, estruturada na forma de tabuleiro de xadrez (Richter-Boix *et al.*, 2007). Semelhante a nossa área de estudo, o parque de Collserola também apresenta fisionomias em forma de mosaico e assim Richter-Boix *et al.* (2007) discutem que essa configuração limitaria o deslocamento das espécies entre as áreas. Por outro lado, a fauna de Collserola é formada por espécies tanto de anuros terrícolas como arborícolas, além de uma espécie de urodela. Na EEJ as espécies encontradas são todas de habitat terrestre, e que são consideradas habitat generalistas. Essa característica habitat generalista deve prevalecer sobre o fato da EEJ ser formada por um mosaico de fisionomias, e assim possuir maior influência na distribuição dessas espécies.

Além das características de configuração da paisagem e das espécies possuírem características habitat generalistas, outros fatores poderiam influenciar a distribuição dessas espécies. Um trabalho desenvolvido no Kenya avaliou a estruturação de uma comunidade de anuros em uma área composta de vegetação aquática, pântanos e campos cultiváveis (Vignoli *et al.*, 2009). Os resultados mostraram que havia uma segregação entre as poças analisadas, e a co-ocorrência de espécies não foi encontrada. Esses resultados poderiam ser um reflexo da recente instalação das poças (poças artificiais), e assim a comunidade ainda não estaria totalmente estabelecida. Isso pode ser um fator importante na estruturação da comunidade na EEJ, pois a formação de poças temporárias, sendo também recentes, levaria a uma

distribuição aleatória das espécies. Dessa forma, e baseados em dados mais evidentes, entendemos que as características das espécies encontradas, como utilização generalizada do hábitat, ampla distribuição e modos reprodutivos generalistas influenciam essa distribuição aleatória dentro da comunidade.

## 5. CONCLUSÃO

O mosaico de fisionomias vegetais de Cerrado e Mata Atlântica que ocorre na região, normalmente em contato direto na área de estudo, e o fato da maioria das espécies se reproduzirem em poças de área aberta e se deslocarem para chegar até os corpos d'água deve estar relacionado à riqueza semelhante entre as áreas, assim como ao padrão de co-ocorrência aleatório no uso do hábitat (por exemplo para forrageio e abrigo). Mesmo em um ambiente estruturalmente complexo e com grande flutuação climática, a comunidade não se mostrou estruturada provavelmente pela ocorrência de espécies generalistas em relação ao uso do hábitat e com ampla distribuição geográfica (Duellman, 1999) e modos reprodutivos generalizados (*see* Duellman & Trueb, 1994; Prado *et al.*, 2002; Haddad & Prado, 2005). A maior equitabilidade na abundância de espécies apresentada pelas fisionomias mais florestais (cerradão, cerrado *sensu stricto* e FES), entretanto, indica que ambientes mais heterogêneos devem fornecer maior diversidade de microhábitats, e portanto favorecer maiores abundâncias de um maior número de espécies. Sugerimos que a distribuição aleatória das espécies nessas áreas é um resultado da configuração espacial da paisagem em forma de mosaico, da característica generalista das espécies amostradas e de possíveis fatores externos, como formação de corpos d'água temporários que estariam influenciando a distribuição das espécies da comunidade.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. 2007. Ecology: from individuals to ecosystems. Blackwell Publishing.
- BELL, G.; LECHOVIEZ, M. J.; APPENZELLER, A.; CHANDLER, M.; DeBLOIS, E.; JACKSON, L.; MACKENZIE, B.; PREZIOSI, R.; SCHALLENBERG, M.; TINKER, N. 1993. The spatial structure of the physical environment. *Oecologia*, 96: 114-121.
- BELL, G. 2000. The distribution of abundance in neutral communities. *The American Naturalist*, 155(5): 606-617.
- BELL, G. 2001. Neutral macroecology. *Science*, 293: 2413-2418.
- BOTH, C.; MELO, A. S.; CECHIN, S. Z.; HARTZ, S. M. 2011. Tadpole co-occurrence in ponds: When do guilds and time matter? *Acta Oecologica*, 37: 140-145.
- BROWN, J. H.; STEVENS, G. C.; KAUFMAN, D. M. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries and internal structure. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 27: 597-623.
- BUSKIRK, J. V. 2011. Amphibian phenotypic variation along a gradient in canopy cover: species differences and plasticity. *Oikos*, 120: 906-914.
- 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(3):729-749.
- CEPAGRI 2011. Clima dos municípios paulistas. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>. Acesso em junho 2011.
- CHAO, A. 2005. Species richness estimation in: BALAKRISHNAN, N.; READ, C. B.; VIDAKOVIC, B. (Eds). *Encyclopedia of Statistical Sciences*. New York.
- CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, 60: 1132-1140.
- COLWELL, R. K. 2005. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateSPages/EstSUsersGuide/EstimateSUsersGuide.htm>

- DIAMOND, J. M. 1975. Assembly of species communities. in CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (Eds). Ecology and evolution in communities. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. 1994. Biology of Amphibians. McGraw-Hill, Baltimore and London.
- DUELLMAN, W. E. 1999. Distribution patterns of amphibians in the South America. In: Duellman WE. editor. Patterns of distribution of amphibians – a global perspective. Johns Hopkins University Press.
- GIARETTA, A. A.; FACURE, K. G.; SAWAYA, R. J.; MEYER, JH De M.; CHEMIN, N. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: Seasonal and altitudinal changes. *Biotropica*, 31(4): 669-674.
- GREENBERG, C. H.; NEARY, G.; HARRIS, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. *Journal of Herpetology*, 28 (3): 319-324.
- GOTELLI, N. J. 1999. How do communities come together? *Science*, 286:1684-1685.
- GOTELLI, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81 (9): 2606-2621.
- GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. 2001. Ecosim: Null Models Software for Ecology, Version 6.10. Acquired Intelligence Inc. & Keesy-Bear [www document]. URL <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379–391.
- GOTELLI, N. J.; McCABE, D. J. 2002. Species co-occurrence: A meta analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83 (8): 2091-2096.
- HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bioscience*, 55 (3): 207-217.
- HEYER, W. R.; DONNELLY, M.; McDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington.
- KRONKA, F. J. N.; MATSUKUMA, C. K.; NALON, M. A.; DELCALI, I. H.; ROSSI, M.; MATTOS, I. F. A.; SHIN-LKE, M. S.; PONTINHAS, A. A. S. 1993. Inventário florestal do Estado de São Paulo. Instituto Florestal: São Paulo. São Paulo: SMA; CINP; Instituto Florestal.

- KUDAVIDANAGE, E. P.; WANGER, T. C.; ALWIS, C. de.; SANJEEWA, S.; KOTAGAMA, S. W. 2011. Amphibian and butterfly diversity across a tropical land-use gradient in Sri Lanka: implications for conservation decision making. *Animal Conservation*, 15(3): 253-265.
- LUISELLI, L. 2006. Resource partitioning and interspecific competition in snakes: the search for general geographical and guild patterns. *Oikos*, 114: 193-211.
- LUISELLI, L. 2008. Resource partitioning in freshwater turtle communities: a null model meta-analysis of available data. *Acta Oecologica*, 34: 80-88.
- MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L.; NICHOLS, J. D. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73: 546-555.
- MaCARTHUR, R. 1957. On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 43: 293-295.
- MaCARTHUR, R. 1960. On the relative abundance of species. *American Naturalist*, 94: 25-36.
- McGILL, B. J.; ETIENNE, R. S.; GRAY, J. S.; ALONSO, D.; ANDERSON, M. J.; BENECHA, H. K.; DORNELAS, M.; ENQUIST, B. J.; GREEN, J. L.; He F.; HURLBERT, A. H.; MAGURRAN, A. E.; MARQUET, P. A.; MAURER, B. A.; OSTLING, A.; SOYKAN, C. U.; UGLAND, K. L.; WHITE, E. P. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10: 995-1015.
- MOTOMURA, I. 1932. A statistical treatment of associations; in Japanese. *Japanese Journal of Zoology*, 44: 379-383.
- MOTOMURA, I. 1947. Further notes on the law of geometrical progression of the population density in animal association; in Japanese. *Physiological Ecology*, 1: 55-60.
- NOMURA, F. 2003. Ecologia reprodutiva e comportamento de forrageio e escavação de *Dermatonotus Muelleri* (Boettger, 1885) (Anura, Microhylidae). Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", São José do Rio Preto (Dissertação de mestrado)
- NOMURA, F.; ROSSA-FERES, D. De C.; LANGEANI, F. 2008. Burrowing behavior of *Dermatonotus muelleri* (Anura, Microhylidae) with reference to the origin of the burrowing behavior of anura. *Journal of Ethology*, 27 (1): 195-201.

- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. 2011. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PRADO, C. P. A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C. F. B. 2002. Description of a new reproductive mode in *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae), with a review of the reproductive specialization toward terrestriality in the genus. *Copeia*, 4: 1128-1133.
- PRADO, V. H. M.; SILVA, F. R.; DIAS, N. Y. N.; PIRES, J. S. R.; ROSSA-FERES, D. De C. 2009. Lists of species. Anura, Estação Ecológica de Jataí, São Paulo State, southeastern Brazil. *Check List*, 5 (3): 495-502.
- PRESTON, F. W. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29: 254–283.
- RICHTER-BOIX, A.; LLORENTE, G. A.; MONTORI, A. 2007. Structure and dynamics of an amphibian metacommunity in two regions. *Journal of Animal Ecology*, 76: 607-618.
- SEMLITSCH, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, 64 (3): 615-631.
- SFENTHOURAKIS, S.; TZANATOS, E.; GIOKAS, S. 2005. Species co-occurrence: the case of congeneric species and a causal approach to patterns of species association. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 39-49.
- SILVA, F. R.; ROSSA-FERES, D. De C. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 7(2): [www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03707022007](http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03707022007).
- SILVA, F. R.; PRADO, V. H. M.; ROSSA-FERES, D. De C. 2011. Value of Small Forest Fragments to Amphibians. *Science*, 332: 1033.
- SMA/IF (Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal). 2005. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo.
- SMITH, M. A.; GREEN, D. M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110-128.
- STONE, L.; ROBERTS, A. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, 85 (1): 74-79.
- TOPPA, R. H. 2004. Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. Tese de

Doutorado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

- VIGNOLI, L.; PAU, F.; LUISELLI, L; CARPANETO, G. M. 2009. Co-ocurrence patterns of five species of anurans at a pond network in Victoria Lake, Kenya. *African Journal of Ecology*, 48: 275-279.
- WHITEHOUSE, M. E. A.; HARDWICK, S.; SCHOLZ, B. C. G.; ANNELLS, A. J.; WARD, A.; GRUNDY, P. R.; HARDEN, S. 2009. Evidence of a latitudinal gradient in spider diversity in Australian cotton. *Austral Ecology*, 34: 10-23.
- ZHOU, S.; ZHANG, D. 2008. Neutral theory in community ecology. *Frontiers in Biology*, 3(1): 1-8.

## FIGURAS E TABELAS

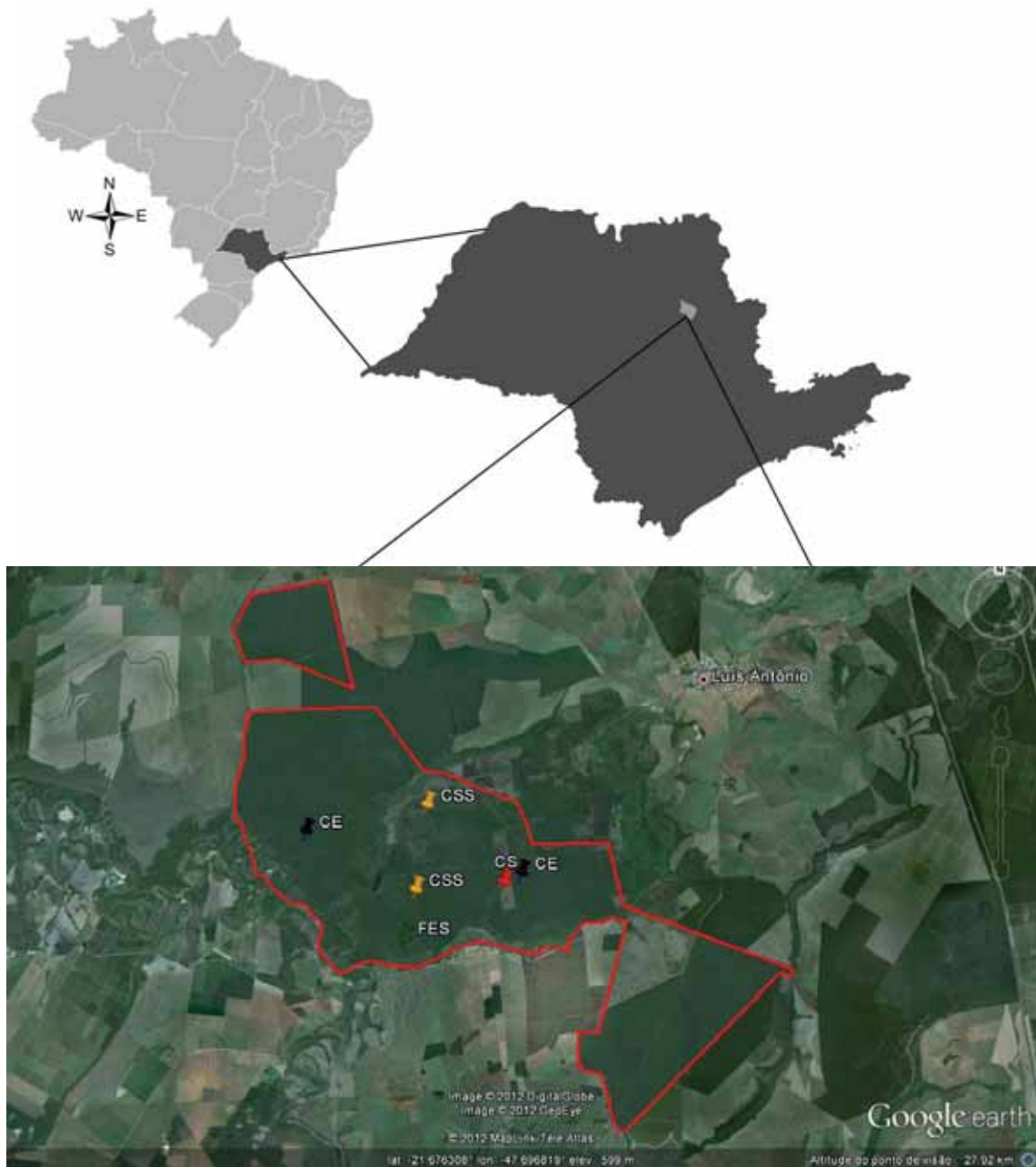


Figura 1 – Localização da Estação Ecológica de Jataí, região nordeste do Estado de São Paulo (21°30' a 21°40' S e 47°40' a 47°50' O). Pontos no mapa indicam a localização das armadilhas de interceptação e queda. CSS (amarelo): Cerrado *sensu stricto*; CE (azul): Cerradão; CS (vermelho): Campo sujo; FES (verde): Floresta Estacional Semidecidual.



Figura 2 – Perfil climático na região da EEJ. Barras cinzas = Pluviosidade; Linha vermelha = Temperatura máxima; Linha azul = Temperatura mínima (fonte: Secretaria da agricultura e meio ambiente de Luiz Antônio; 2009/2010)



Figura 3 – Linha de armadilhas de interceptação e queda com cerca guia instalada em área de Campo sujo.

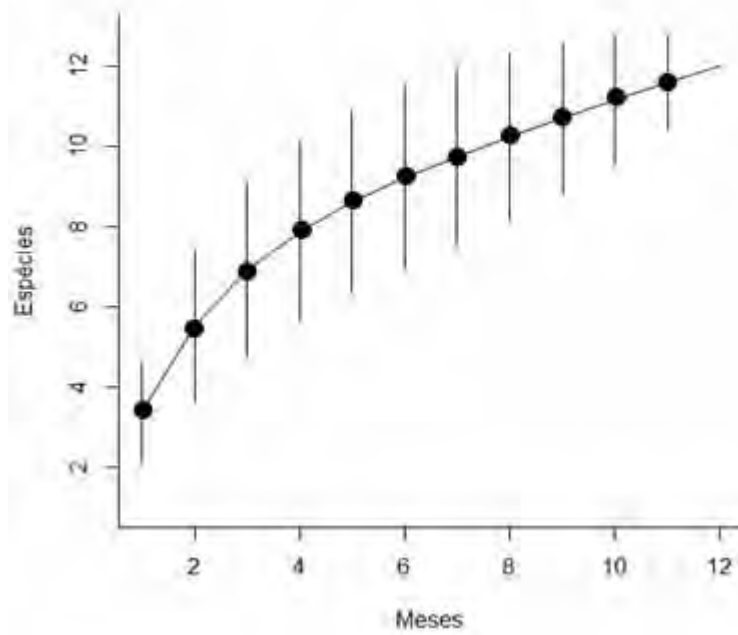
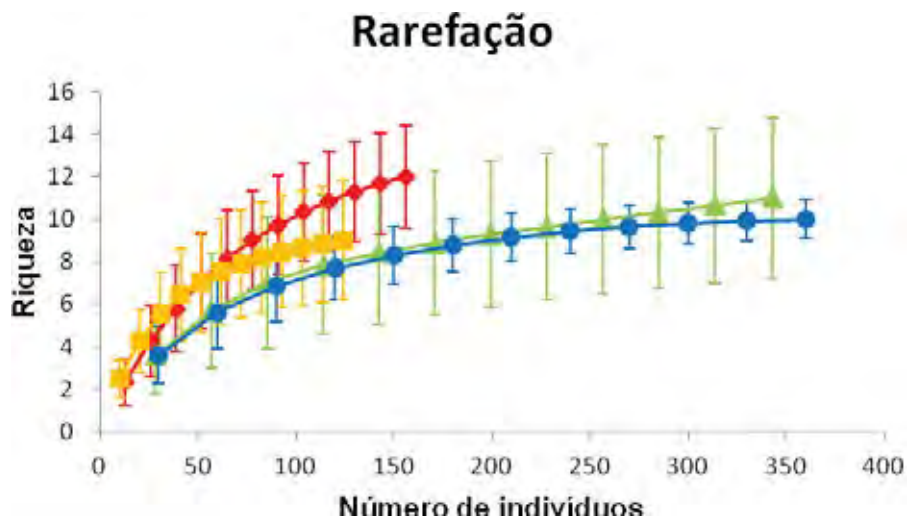
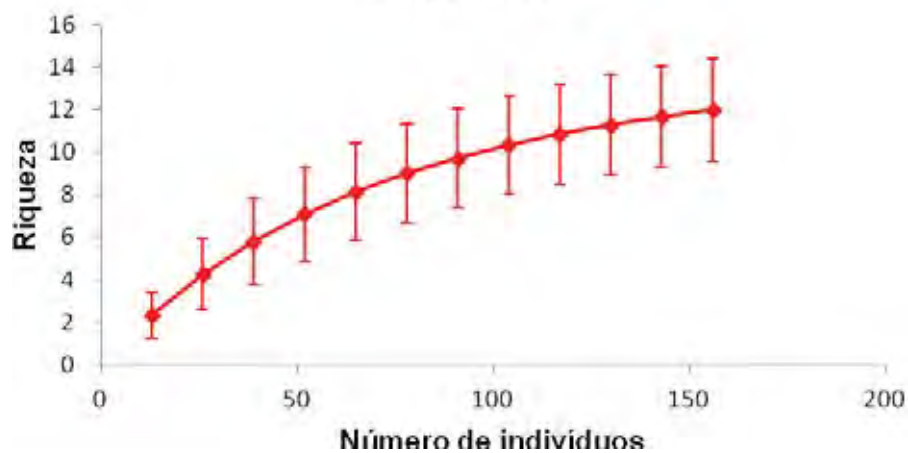


Figura 4 – Curva de rarefação representando os 12 meses de coleta. Barras = desvio-padrão; espécies = número de espécies encontradas; meses = meses amostrados.

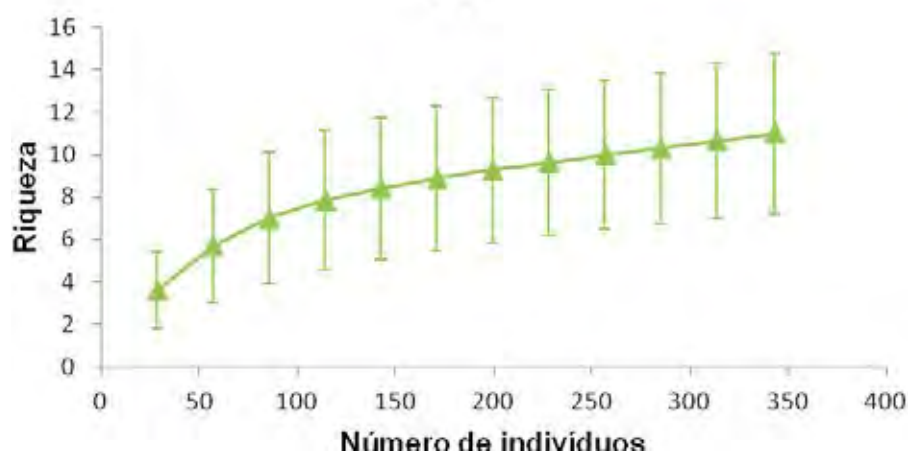


Continua...

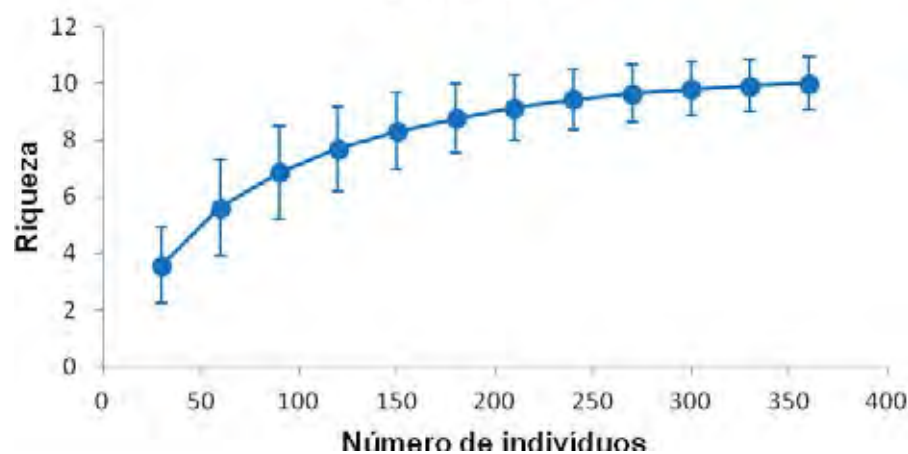
### Campo sujo



### FES



### Cerradão



Continua...

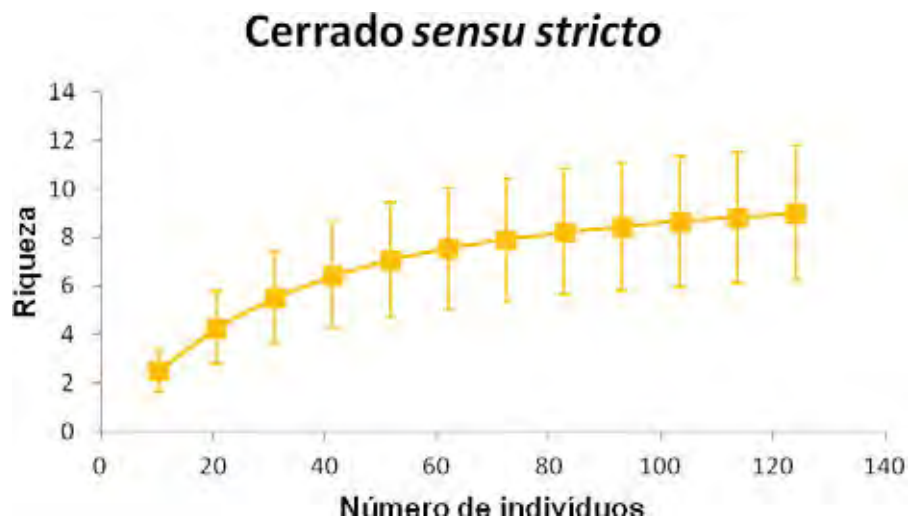
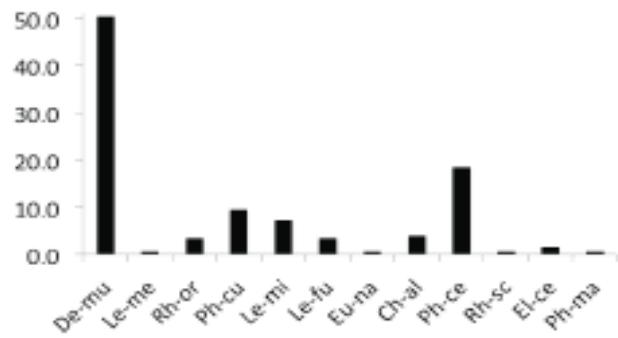
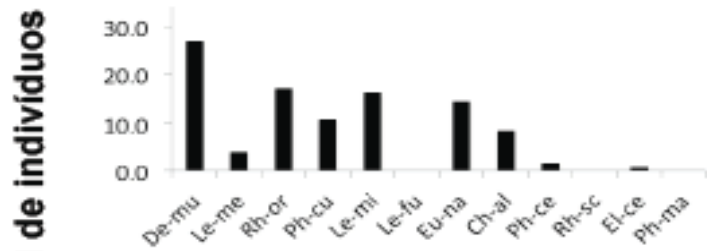


Figura 5 – Curvas de rarefação para as quatro fisionomias amostradas. Gráfico “rarefação” demonstra a semelhança na riqueza de espécies entre as quatro fisionomias amostradas (Losângos vermelhos = Campo sujo; Triângulos verdes = Floresta Estacional; Círculos azuis = Cerradão; Quadrados amarelos = Cerrado *sensu stricto*). Eixos verticais = número de espécies encontradas por fisionomia; Eixos horizontais = número de indivíduos amostrados.

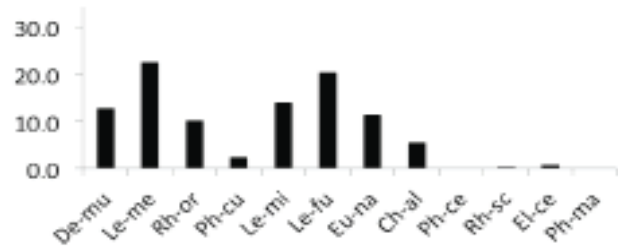
**CS**  
**N = 179**  
**De-mu: 50,3%**



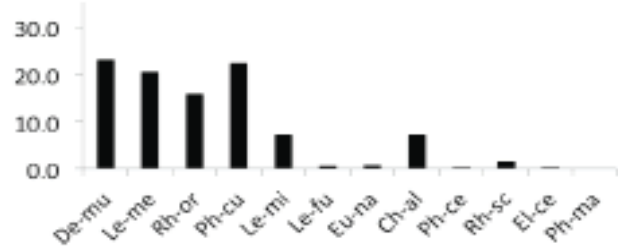
**CSS**  
**N = 130**  
**De-mu: 26,9%**



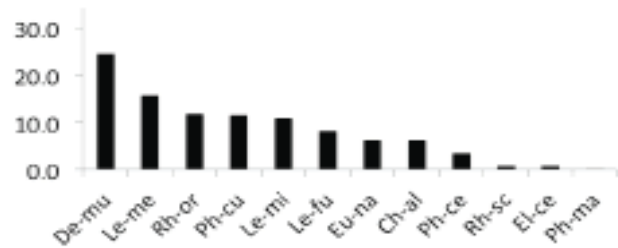
**CE**  
**N = 382**  
**Le-me: 22,5%**



**FES**  
**N = 359**  
**De-mu: 21,1%**



**total (EEJ)**  
**N = 1050**  
**De-mu: 24,5%**



**espécies**

Figura 6 – Abundância relativa das espécies nas quatro fisionomias amostradas e na E.E.J..  
 Legenda: Fisionomias: CS = Campo sujo, CSS = Cerrado sensu stricto, CE = Cerradão, FES = Floresta Estacional; Espécies: De-mu = *Dematonotus muelleri*, Le-me = *Leptodactylus mystaceus*, Rh-or = *Rhinella ornata*, Ph-cu = *Physalaemus cuvieri*, Le-mi = *L. mystacinus*, Le-fu = *L. fuscus*, Eu-na = *Euphemphix natererii*, Ch-al = *Chiasmocleis albopunctata*, Ph-ce = *P. centralis*, Rh-sc = *R. schneideri*, El-ce = *Elachistocleis cesarii*, Ph-ma = *P. marmoratus*.

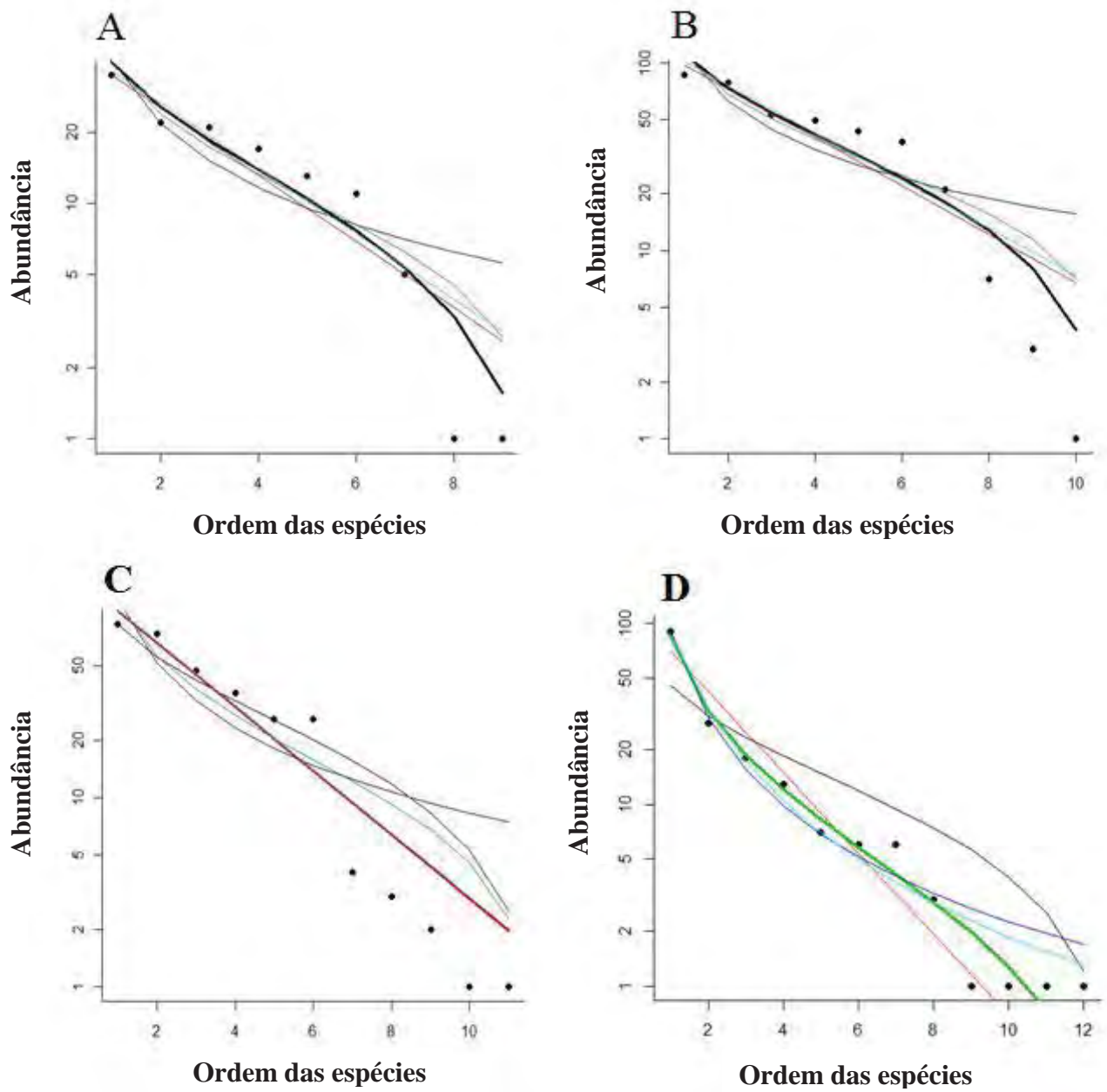


Figura 7 – Curvas de distribuição de abundâncias das espécies. A – Cerrado *sensu stricto* (modelo Broken-stick, em preto); B – Cerradão (modelo Broken-stick, em preto); C – FES (modelo Série geométrica, em vermelho); D – Campo sujo (modelo Lognormal, em verde); cores em destaque.

Tabela 1 – Espécies, abundância, riqueza observada, riqueza estimada e dominância observada para as quatro fisionomias amostradas na estação ecológica de Jataí, SP, entre outubro de 2009 e setembro de 2010, em armadilhas de interceptação e queda. CS = campo sujo; FES = floresta estacional; CE = cerrado; CSS = cerrado *sensu stricto*.

	Fisionomias			
	CS	FES	CE	CSS
<b>Bufonidae</b>				
<i>Rhinella ornata</i>	6	57	39	22
<i>Rhinella schneideri</i>	1	6	1	0
<b>Leiuperidae</b>				
<i>Eupemphix nattereri</i>	1	3	43	19
<i>Physalaemus centralis</i>	33	1	0	2
<i>Physalaemus cuvieri</i>	17	80	9	14
<i>Physalaemus marmoratus</i>	1	0	0	0
<b>Leptodactylidae</b>				
<i>Leptodactylus fuscus</i>	6	2	78	0
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	1	74	86	5
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	13	26	53	21
<b>Microhylidae</b>				
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	7	26	21	11
<i>Dermatonotus muelleri</i>	90	83	49	35
<i>Elachistocleis cesarii</i>	3	1	3	1
<b>Abundância total</b>	179	359	382	130
<b>Riqueza amostrada</b>	12	11	10	9
<b>Riqueza estimada (Chao2)</b>	13,4	12,8	10	9,5
<b>Espécie dominante</b>	<i>D. muelleri</i>	<i>D. muelleri</i>	<i>L. mystaceus</i>	<i>D. muelleri</i>
<b>Dominância observada</b>	50.30%	23.10%	22.50%	26.90%

Tabela 2 – Resultados utilizados para análise de co-ocorrência de espécies (padrão tabuleiro de xadrez) nas seis áreas de transição entre FES e Cerrado amostradas no estado de São Paulo. Observado = C-score observado; Simulado = C-score simulado; p = significância.

	SIM1			SIM2		
	Observado	Simulado	p	Observado	Simulado	p
<b>Angatuba</b>	0.111	0.471	0.977	0.109	0.436	0.999
<b>Assis</b>	0.533	0.433	0.448	0.533	0.297	0.156
<b>Itirapina</b>	0.266	0.422	0.918	0.266	0.578	0.999
<b>Jataí</b>	0.03	0.132	0.97	0.03	0.06	0.951
<b>Porto</b>						
<b>Ferreira</b>	0.666	3.333	0.99	0.666	0.647	0.567
<b>Santa</b>						
<b>Bárbara</b>	0.384	0.507	0.816	0.384	0.562	0.968

Tabela 3 – Modelos de distribuição de abundâncias de espécies testados nas quatro diferentes fisionomias da Estação Ecológica de Jataí amostradas. Valores em negrito destacam os menores valores de Akaike utilizados para a seleção dos modelos que melhor predizem a abundância em cada fisionomia.

Modelos	Campo sujo	FES	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Cerradão
<b>Broken-stick</b>	105.03	114.36	<b>43</b>	<b>76.13</b>
<b>Série geométrica</b>	61.21	<b>94.82</b>	47.31	85.44
<b>Log normal</b>	<b>50.05</b>	135.77	49.77	93.93
<b>Zipf</b>	52.29	185.08	60.52	133.1
<b>Madelbrot</b>	52.32	98.72	50.79	88.23

## Capítulo 2

---

# Quais são as principais características ambientais que influenciam a abundância de anfíbios terrícolas em uma área de ecótono entre o Cerrado e a Mata Atlântica?

Oliveira, Thiago Alves Lopes<sup>1</sup>; Corrêa Filho, Décio Tadeu<sup>2</sup>; Rossa-Feres, Denise de Cerqueira<sup>3</sup>; Serrano Filho, Sérgio<sup>1</sup>; Silva, Fernando Rodrigues<sup>4</sup>; Sawaya, Ricardo J.<sup>5</sup>

1 Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista. Rua Cristóvão Colombo 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

2 Programa de Pós-graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade Estadual de Campinas. Cidade Universitária “Zeferino Vaz”, Distrito de Barão Geraldo, CEP 13083-970, Campinas, São Paulo, Brasil.

3 UNESP - Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia e Botânica. Rua Cristóvão Colombo 2265, 15054-000 São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

4 UFSCar - Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba. Rodovia João Leme dos Santos, Km 110, CEP 18052-780, Sorocaba, São Paulo, Brasil.

5 UNIFESP - Universidade Federal de São Paulo, Departamento de Ciências Biológicas. Rua Professor Artur Riedel, 275, CEP 09972-270, Diadema, São Paulo, Brasil.

## ABSTRACT

Due to the bias found in most studies of community ecology to assess the influence of descriptors of aquatic habitats on the richness and abundance of amphibians, our work aims to understand the effects of the environmental characteristics of the habitats on the abundance of frogs and toads in a transitional area between different physionomies of Cerrado and a seasonal forests of the Atlantic Forest in Estação Ecológica de Jataí (EEJ), northeastern region of the São Paulo state. Pitfall traps were installed in 18 locations of the EEJ, and samples were taken between October 2009 and September 2010. We fitted the abundance data of frogs throughout the locations with generalized linear models (GLM) and used Akaike's Information Criterion (AIC) to select the best model that predicts the abundance of frogs in the habitats sampled. We recorded 12 species of terrestrial frogs. The most abundant species was *Dermatonotus muelleri* (N = 257), and the less abundant species was *Physalaemus marmoratus* (N = 1). The best model that predicts the abundance of frogs included only the distance of water bodies as a related variable. The greater was the distance of aquatic habitats, the lower was the abundance of frogs in terrestrial habitats. Two additional models are also plausible to predict the abundance of frogs: one includes the distance of the water bodies and canopy cover, and the other the distance of the water bodies and the number of burrows on the soil. Our results demonstrate the importance of greater canopy cover that could protect against solar radiation and/or dehydration. The burrows might be important as shelters or refuges. The shorter distances between terrestrial habitats and aquatic breeding areas for the species occurring in the area must act as the most important factor determining the abundance of frogs. Our study provides important baseline information for understanding ecological patterns of amphibian distribution in dry habitats of the Cerrado and the Atlantic forest. We also indicate possible negative effects of the recent Brazilian forest code modifications on the diversity and distribution of frogs. The changes implemented, which will affect different types of habitats around the rivers and streams, could directly and negatively affect all frog species that are dependent on those habitats for reproduction.

Key-words: Generalized linear models, conservation, amphibia

## RESUMO

Devido ao viés encontrado na maioria dos trabalhos de ecologia de comunidades que avaliam a influência de características dos habitats aquáticos sobre a riqueza e abundância de anfíbios anuros, nosso trabalho visa compreender os efeitos das características ambientais dos habitats terrestres sobre a abundância dos anfíbios anuros em uma área de transição entre diferentes fisionomias de Cerrado e algumas florestas estacionais da Mata Atlântica na Estação Ecológica de Jataí (EEJ), região nordeste do Estado de São Paulo. Armadilhas de interceptação e queda foram instaladas em 18 locais da EEJ, e as amostragens foram realizadas entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Nós ajustamos os dados de abundância com modelos lineares generalizados (GLM) e utilizamos o critério de informação de Akaike (AIC) para selecionar o melhor modelo que prevê a abundância dos anuros nos habitats amostrados. Foram registradas 12 espécies de anuros terrestres. A espécie mais abundante foi *Dermatonotus muelleri* ( $n = 257$ ), e a espécie menos abundante foi *Physalaemus marmoratus* ( $N = 1$ ). O melhor modelo que prediz a abundância de anuros incluiu somente a distância de corpos d'água como uma variável relacionada. Quanto maior a distância dos habitats aquáticos, menor é a abundância de anuros em ambientes terrestres. Dois modelos adicionais são também plausíveis para prever a abundância dos anuros: um inclui a distância dos corpos d'água e a cobertura de dossel dos habitats terrestres, e o outro a distância dos corpos d'água e o número de buracos encontrados no solo dos habitats terrestres. Nossos resultados demonstram a importância de uma maior cobertura do dossel nos habitats terrestres que poderia proteger os anuros contra a radiação solar e/ou desidratação, e dos buracos que poderiam ser importantes como abrigos ou refúgios. As distâncias mais curtas entre habitats terrestres e áreas de reprodução das espécies aquáticas que ocorrem na área devem agir como o fator mais importante na determinação da abundância de anuros. Nosso estudo fornece importantes informações para a compreensão de padrões ecológicos de distribuição dos anfíbios anuros em habitats secos do Cerrado e da Mata Atlântica. Nós também indicamos possíveis efeitos negativos das recentes modificações do código florestal brasileiro sobre a diversidade e distribuição de anuros. As mudanças implementadas, que irão afetar diferentes tipos de habitats ao redor de rios e córregos, podem afetar direta e negativamente todas as espécies de anuros que são dependentes desses habitats para a reprodução.

Palavras-chave: Amphibia, Conservação, Modelos lineares generalizados

## 1. INTRODUÇÃO

Diversos fatores têm sido considerados como responsáveis pelos crescentes declínios dos anfíbios ao redor do mundo, como a doença causada pelo fungo *Bathrachytrium dendrobatitis* (Quitridiomicose), mudanças climáticas, contaminantes químicos, radiação ultravioleta, comércio ilegal e espécies invasoras (Young *et al.*, 2001; 2004). Contudo, a destruição de áreas naturais e sua fragmentação têm sido apontadas como as principais responsáveis pelo declínio e extinção dos anfíbios no mundo (Alford & Richards, 1999; Blaustein & Kiesecker, 2002). No Brasil a situação não é diferente (Silvano & Segalla, 2005) e espécies de anuros brasileiros, país que conta com a maior diversidade de anuros do mundo (913 espécies; SBH, 2012), são afetadas principalmente pelo avanço da agricultura, pecuária e urbanização, que tem gerado perdas significativas na vegetação nativa (SMA/IF, 2005).

Uma vez que a maioria dos anfíbios possui um ciclo de vida complexo, ou seja, diferentes estágios de vida em diferentes ambientes (Duellman & Trueb, 1994), a perda e fragmentação de áreas naturais é preocupante, pois fisionomias florestais fornecem refúgios para muitas espécies de anuros que passam grande parte do tempo em árvores, arbustos ou serrapilheira quando não estão na fase reprodutiva (Knutson *et al.*, 1999; Gibbons, 2003; Silva & Rossa-Feres, 2007). Estudos recentes tem demonstrado que a descontinuidade entre habitats aquáticos para reprodução e habitats terrestres (fragmentos florestais) forçam muitas espécies com larvas aquáticas a realizarem migrações arriscadas através de ambientes alterados (Becker *et al.*, 2007; Becker *et al.*, 2010). Silva & Rossa-Feres (2011) e Silva *et al.* (2012) demonstraram em estudos realizados no sudeste do Brasil que a distância dos habitats aquáticos e terrestres influencia de forma importante a riqueza e abundância de anfíbios anuros. De acordo com esses autores, quanto maior a distância entre os habitats aquáticos para reprodução e os habitats terrestres, menor a riqueza e abundância de anuros.

Neste contexto, fragmentos florestais são habitats relativamente menos perturbados em comparação com áreas agrícolas e urbanas, e proporcionam corredores para migração de anuros entre sítios de reprodução e áreas de refúgio, alimentação e estivação (Laan & Verboom, 1990; Knutson *et al.*, 1999; Weyrauch & Gubb Jr., 2004). A temperatura elevada e a baixa umidade encontrada em áreas abertas devem ser limitantes para várias espécies de anfíbios, por estes apresentarem alta taxa de perda de água por evaporação e pouca habilidade para dispersão (Rothermel & Semlitsch, 2002). Portanto, a complexidade no uso de habitats por anfíbios impõe desafios ainda maiores para a conservação desse grupo, uma vez que precisamos conhecer os fatores que estruturam comunidades tanto nos habitats aquáticos (e.g.

hidroperíodo, sítios de vocalização e oviposição, predadores) quanto nos habitats terrestres (e.g. cobertura do dossel, serrapilheira, predadores). Entretanto, na literatura sobre ecologia de comunidades de anfíbios a maior parte dos estudos é voltados para a compreensão dos efeitos das características ambientais em habitats aquáticos utilizados pelos anuros para reprodução (Eterovick & Fernandes, 2002; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Afonso & Eterovick, 2007; Silva *et al.*, 2012a), com um número limitado de estudos realizados sobre os efeitos de características ambientais de habitats terrestres nessas comunidades.

Assim, o objetivo deste trabalho é investigar quais fatores ambientais dos habitats terrestres possuem maior influência sobre a abundância de anuros em um ecótono de diferentes fisionomias de Cerrado e florestas estacionais de Mata Atlântica. Testamos a hipótese de que habitats terrestres que apresentam maior proximidade com habitats aquáticos de reprodução apresentam maior abundância de anuros (ver Becker *et al.*, 2007; Silva & Rossa-Feres, 2011; Silva *et al.*, 2012b).

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

A coleta dos dados de campo foi realizada na Estação Ecológica de Jataí (EEJ), localizada no município de Luiz Antônio (21° 30' a 21°40' S e 47° 40' a 47° 50' O), região nordeste do Estado de São Paulo (Figura 1). A estação ecológica é a maior unidade de conservação de Cerrado no Estado de São Paulo (9.000 hectares), incluindo: cerradão (60%), cerrado *sensu stricto* (0,6%), campo sujo (1,2%), cerrado em regeneração (20%) e várzea (1%), além de floresta estacional semidecidual (FES; 13%), reflorestamentos de Eucalipto (0,3%) e Pinus (1,5%) (Toppa, 2004). Devido ao fato do estudo de Toppa (2004) ter sido realizado mais de oito anos atrás, e de que a utilização do nome “cerrado em regeneração” ser muito “geral” e não ser autoexplicativo, nós utilizamos de outra bibliografia (ver Ribeiro e Walter, 2008) para classificar a área do “cerrado em regeneração. Assim, em nosso trabalho, áreas onde as armadilhas foram instaladas e que recebiam o nome de “regeneração” foram tratadas como cerrado *sensu stricto* (ver Ribeiro e Walter, 2008). Essa diversidade de habitats dentro da EEJ é distribuída entre ambientes aquáticos, como rios, lagoas, córregos, banhados e áreas alagáveis, assim como por interflúvios, ou formações vegetais livres de inundações (Toppa,

2004). O entorno da estação ecológica é composto por áreas alteradas, utilizadas para culturas agrícolas, mas dominado por plantações de cana-de-açúcar.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é Aw, clima tropical com estação seca, temperatura média anual de 21,7°C, alcançando valores inferiores à 18°C no inverno e superiores à 24°C no verão. A precipitação anual é de cerca de 1500 mm, sendo que a precipitação não ultrapassa os 27 mm durante os meses da estação seca (abril a setembro), enquanto que na estação chuvosa (outubro a março) a precipitação é superior aos 270 mm (CEPAGRI, 2011).

## 2.2 Métodos de amostragem

Para a amostragem dos anuros terrícolas, foram instaladas seis conjuntos de armadilhas de interceptação e queda com cerca guia (AIQ) (*pitfall traps with drift fences*; Greenberg *et al.*, 1994; Cechin & Martins, 2000) em diferentes fisionomias da EEJ: dois conjuntos de armadilhas no cerradão (CE1, CE2, CE3, CE4, CE5, CE6), dois no cerrado *sensu stricto* (CSS1, CSS2, CSS3, CSS4, CSS5, CSS6), um conjunto na FES (FES1, FES2, FES3) e um no campo sujo (CS1, CS2, CS3). Cada conjunto de armadilhas era composto por três linhas de quatro baldes de 100 litros enterrados ao nível do solo e uma cerca guia de lona plástica interligando os baldes. A distância entre cada balde era de 15 metros e, entre cada linha, de 500 metros. No total, foram instaladas 18 linhas dentro da EEJ, totalizando 72 baldes amostrados entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Durante esse período foram realizadas 12 campanhas mensais de amostragem, sendo que cada campanha foi composta por cinco dias de campo, totalizando 60 dias não consecutivos ou 4.320 dias-balde de amostragem.

Os indivíduos capturados e coletados foram mortos com xilocaína a 5%, fixados em formol a 10% e posteriormente conservados em álcool a 70%. Quando os animais capturados não foram coletados, foi realizada a marcação dos indivíduos pela técnica de amputação de dedos e artelhos (Heyer *et al.*, 1994). A marcação individual foi realizada para tornar possível a identificação de animais capturados e recapturados e assim não superestimarmos a abundância de cada espécie por fisionomia, assim como para confirmarmos a independência de amostragem entre as linhas. Os indivíduos coletados foram depositados nas seguintes coleções científicas: Coleção Científica do Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto (DZSJRP/UNESP), Coleção Científica Célio Fernando Baptista Haddad (CFBH) e Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

### 2.3 Descritores dos habitats terrestres

Todos os descritores dos habitats terrestres utilizados neste estudo foram mensurados através de inspeções de campo em maio de 2011, em 18 parcelas de três metros de largura por 10 metros de comprimento (3m×10m), demarcadas a uma distância de três metros ao lado de cada uma das 18 linhas de armadilhas de interceptação e queda instaladas (Figura 2). Os descritores dos habitats terrestres medidos foram: i) número de plantas com altura entre 0 e 150 cm, ii) número de plantas com altura acima de 150 cm, iii) porcentagem de cobertura do solo = estimado em categorias de porcentagem (0%, 0% a 25%, 25% a 50%, 50% a 75%, 75% a 100% e 100%), iv) número de plantas com diâmetro de copa maior 100 cm (dossel) = dossel estimado com auxílio de uma trena e números de árvores contados, v) porcentagem de cobertura por gramíneas = estimado em categorias de porcentagem (0%, 0% a 25%, 25% a 50%, 50% a 75%, 75% a 100% e 100%), vi) número de buracos = considerados como cavidades entre dez e 30 centímetros de diâmetro, e vii) distância do corpo d'água mais próximo = distância entre cada conjunto de armadilhas (AIQs) e as área de reprodução mais próxima. Esse último descritor foi determinado por análises de imagens de satélite de alta resolução no programa Google Earth (<http://earth.google.com>).

### 2.4 Análise dos dados

Uma vez as variáveis preditas podem apresentar multi-colinearidade, nós utilizamos o fator de inflação de variância (VIF), com valores igual ou inferior a três, para a exclusão das variáveis correlacionadas, evitando assim a estimativa de parâmetros instáveis (e.g. aumento do erro padrão) na regressão (Zuur *et al.*, 2009). Após a retirada da variável número de plantas com altura acima de 150 centímetros, que apresentou multi-colinearidade, nós utilizamos modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição Poisson, para determinar qual(is) variável(is) melhor prediz(em) a abundância de anuros terrícolas dentro da Estação Ecológica de Jataí. Essa análise foi realizada no programa R utilizando a função GLM no pacote *nlme* (Pinheiro *et al.*, 2009). Após a construção do modelo global (contendo todas as variáveis), detectamos overdispersão dos dados, e corrigimos os erros padrões utilizando um modelo Quasi-GLM, onde a variância é dada por  $f \times \mu$ , onde  $\mu$  é a média e  $f$  é o parâmetro de dispersão. Para a seleção dos modelos utilizamos o critério de seleção Quasi-Akaike corrigido para pequenas amostras (QAICc, Burnham & Anderson, 1998). Para análise dos modelos utilizamos os seguintes parâmetros: Deviance = a medida da discrepância do GLM que avalia

o bom ajuste do modelo aos dados, Delta = que é a diferença entre o melhor modelo (com valor zero) e os demais e Weight = que são usados para medir a força da evidência em favor de cada um dos modelos.

### 3. RESULTADOS

Foram registradas 12 espécies de anuros terrícolas pertencentes a cinco famílias na EEJ: Bufonidae (*Rhinella ornata* e *R. schneideri*), Leptodactylidae (*Leptodactylus mystacinus*, *L. mystaceus* e *L. fuscus*), Leiuperidae (*Physalaemus marmoratus*, *P. cuvieri*, *P. centralis* e *Euphemphix nattereri*) e Microhylidae (*Dermatonotus muelleri*, *Chiasmocleis albopunctata* e *Elachistocleis cesarii*). A espécie mais abundante foi *Dermatonotus muelleri* (257 indivíduos), enquanto que a espécie que apresentou a menor abundância foi *Physalaemus marmoratus* (1 indivíduo) (Tabela 1). O modelo com a distância do corpo d'água mais próximo foi o que apresentou a maior correlação com a abundância da anurofauna terrícola (Tabela 2), indicando que quanto menor a distância dos habitats aquáticos e os habitats terrestres, maior a abundância de anuros. Uma vez que modelos com  $\Delta\text{QAIC} \leq 2$  são igualmente plausíveis, gostaríamos de chamar a atenção para os outros dois modelos predizendo a abundância dos anuros terrícolas com  $\Delta\text{QAICc}$  de 0.2 e 0.5, respectivamente: (i) distância do corpo d'água e cobertura de dossel, e (ii) distância do corpo d'água e número de buracos (Tabela 2).

### 4. DISCUSSÃO

Nossos resultados confirmam a hipótese que habitats terrestres próximos as áreas de reprodução abrigam maior abundância de anuros terrícolas dos que habitats terrestres distantes das áreas de reprodução, reforçando o uso dos fragmentos florestais mesmo para anuros considerados generalistas em relação ao uso do ambiente e adaptados a ambientes não florestais (e.g. pastagens). Além disso, vão de encontro aos resultados publicados recentemente, tanto em regiões tropicais, como temperadas, que registraram maior riqueza e abundância de anuros em habitats de reprodução próximos aos fragmentos florestais (Becker *et al.*, 2007; Becker *et al.*, 2010; Silva & Rossa-Feres 2011; Silva *et al.*, 2011<sup>a</sup>; Silva *et al.*, 2012b) . O aumento da distância entre as áreas terrestres e as aquáticas onde ocorre a reprodução influencia negativamente a abundância dos anuros. Becker *et al.* (2007) demonstraram o fenômeno denominado *habitat split*, no qual a riqueza de anuros com larvas

aquáticas foi afetada negativamente pela ausência de cobertura florestal entre a área florestada e as áreas de reprodução (corpos d'água; ex: riachos). Analogamente, as espécies encontradas nesse estudo também utilizam os fragmentos florestais como área de abrigo, refúgio e forrageio, e se deslocam por ambientes abertos para atingirem as áreas de reprodução (Silva & Rossa-Feres, 2007). Se a distância é maior, o risco de dessecação, predação, agrotóxicos e outros poluentes aumentam (Mazerolle & Desrochers, 2005; Rick, 2005).

Assim como em nossos resultados, Otto *et al.* (2007) também demonstraram uma relação positiva entre a ocorrência de *Lithobates virgatipes* e a proximidade de ambientes aquáticos no hemisfério Norte. Essa relação positiva entre a abundância de anuros e a proximidade com os corpos d'água pode ser explicada pela baixa capacidade de dispersão dos indivíduos (Smith & Green, 2005), forçando a reprodução em corpos d'água mais próximos, ou pela possível diminuição dos custos de dispersão entre poças mais próximas (Marsh *et al.*, 2000) e alocação de energia para a reprodução. Apesar do recente e importante trabalho desenvolvido na Floresta Atlântica (Otani, 2011) demonstrar diferenças entre capacidade fisiológica de dispersão e diferenças morfológicas entre espécies e entre espécies que vivem em diferentes tipos de habitat (com diferentes graus de fragmentação), a segunda hipótese merece ser investigada, pois os dados de distância de deslocamento em anuros são ainda escassos sendo, portanto, insuficientes para fundamentar hipóteses baseadas em taxas de dispersão.

Além da distância do corpo d'água mais próximo, dois outros fatores são de fundamental importância na predição da abundância dos anuros: cobertura de dossel e número de buracos na área. A cobertura de dossel deve apresentar certa importância a abundância dos anuros se considerarmos principalmente que ela atuaria na proteção dos anfíbios em relação as suas restrições fisiológicas, tais como: desidratação (Gatten Jr., 1987; Duellman & Trueb, 1994; Semlitsch, 2000) e vulnerabilidade a radiação ultravioleta (Blaustein & Johnson, 2003). Lagoas que possuem maior cobertura vegetal a sua volta apresentam maior riqueza de espécies (Herrmann *et al.*, 2005), podendo proporcionar um maior sombreamento e umidade para os indivíduos, ao contrário de áreas sem sombra que se apresentam como um ambiente hostil (Rothermel & Semlitsch, 2002). Enquanto que a presença de buracos atua como local para abrigo dos anuros durante o período diurno (obs. pess.; Rossa-Feres, *com. pess.*), e os períodos mais secos do ano. Seebacher & Alford (1999) caracterizaram diversos tipos de abrigo para uma espécie de Bufonídeo, como cavidades em árvores vivas, buracos em troncos mortos e cavidades sob a serrapilheira, e demonstraram que esses abrigos diminuía a desidratação e o estresse decorrente da temperatura (Seebacher & Alford, 2002).

Inevitavelmente nota-se a grande importância que esses habitat terrestres possuem sobre a abundância dos anuros. Por outro lado, e na contra mão dos movimentos para a defesa da diversidade, o congresso brasileiro aprovou um substitutivo ao Projeto de Lei nº 1.876/1999 a favor da alteração do código florestal nacional (lei 4.771/65). Entre diversas mudanças propostas, uma das alterações propõe a diminuição das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ao longo de rios e riachos, diminuindo os limites de vegetação ao redor desses corpos d'água, e, conseqüentemente, alterando a paisagem do seu entorno. Ou seja, muitas áreas que eram abastecidas pelas cheias dos rios e acúmulo de água da chuva, e que eram localizadas em áreas cobertas por vegetação, poderão desaparecer caso a alteração do código florestal realmente entre em vigor.

Muitos estudos discutem a importância de matas ripárias de galeria para diversos biomas e grupos taxonômicos (ver Metzger, 2010), inclusive para anfíbios anuros (Lima & Gascon, 1999; Maltchik *et al.*, 2008). Essas áreas úmidas apresentam elevada importância para a conservação da fauna de anuros em ambientes desflorestados (Lima & Gascon, 1999), e servem de corredores de acesso entre áreas alagadas (Maltchik *et al.*, 2008). Assim, a remoção de parte dessa vegetação, amparada legalmente pelo novo código florestal afetará negativamente esse grupo taxonômico. Como observado na EEJ, o rio que margeia a estação ecológica promove a formação de bacias (poças e lagoas) ao longo de sua extensão, e fornece um ambiente favorável para a reprodução dos anfíbios anuros. Qualquer mudança do código florestal que promova algum tipo de dano a mata ciliar seria um fator de risco a diversidade de anuros.

## 5. CONCLUSÕES

Esse trabalho destaca a importância das características ambientais sobre a abundância dos anfíbios anuros. Assim, podemos concluir que essas características ambientais podem atuar de forma sinérgica sobre a distribuição da abundância de diferentes espécies de anuros em regiões tropicais e subtropicais com estação seca pronunciada. Além disso, as espécies presentes na área de estudo são consideradas generalistas em relação ao uso do habitat e de ampla distribuição (Duellman, 1999). Essas espécies de anuros são totalmente dependentes de áreas úmidas para a sua reprodução, pois todas possuem modos reprodutivos que incluem ovos depositados na água e girinos exotróficos (Haddad & Prado, 2005), bem como de áreas florestadas para refúgio e abrigo (Siva & Rossa-feres, 2007, Silva *et al.*, 2011b), além de

proporcionar características microclimáticas adequadas para manter populações de artrópodes, e dessa forma, favorecendo um maior sucesso no forrageio dos anfíbios. Além das constatações ecológicas, os resultados obtidos fundamentam ações de manejo e conservação de anfíbios anuros.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFONSO, L. G.; ETEROVICK, P. C. 2007. Spatial and temporal distribution of breeding anurans in streams in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 41(13-16): 949 – 963.
- ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. 1999. Global Amphibian Declines: A problem in applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 133 – 165.
- BECKER, C. G.; LOYOLA, R. D.; HADDAD, C. F. B.; ZAMUDIO, K. R. 2010. Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Biodiversity Research*, 16: 10 – 19.
- 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.
- BLAUSTEIN, A. R.; JOHNSON, P. T. J. 2003. The complexity of deformed amphibians. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1 (2): 87 – 94.
- BLAUSTEIN, A. R.; KIESECKER, J. M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, 5: 597 – 608.
- BUMHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. 1998. *Model selection and inference*. Springer, New York.
- 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(3):729-749.
- CEPAGRI 2011. Clima dos municípios paulistas. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>. Acesso em junho 2011.
- DUELLMAN, W. E. 1999. Distribution patterns of amphibians in the South America. In: Duellman, W.E., editor. *Patterns of distribution of amphibians – a global perspective*. 1st ed. Baltimore (MD): Johns Hopkins University Press. p. 255–327.
- DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. 1994. *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- ETEROVICK, P. C.; FERNANDES, G. W. 2002. Why do breeding frogs colonize some puddles more than others? *Phyllomedusa*, 1(1): 31 – 40.
- GATTEN JR., R. E. 1987. Metabolism of anuran amphibians: Tolerance to dehydration. *Physiological Zoology*, 60 (5): 576 – 585.

- GIBBONS, J. W. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands*, 23: 630 – 635.
- GREENBERG, C. H.; NEARY, G.; HARRIS, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. *Journal of Herpetology*, 28 (3): 319-324.
- HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bioscience*, 55 (3): 207-217.
- HERRMANN, H. L.; BABBITT, K. J.; BABER, M. J.; CONGALTON, R. G. 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distributions in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, 123: 139 – 149.
- HEYER, W. R.; DONNELLY, M.; McDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity. *Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- KNUTSON, M. G.; SAUER, J. R.; OLSEN, D. A.; MOSSMAN, M. J.; HEMESATH, L. M.; LANNON, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology*, 13 (6): 1437-1446.
- LAAN, R.; VERBOOM, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54: 251 – 262.
- LIMA, M. G.; GASCON, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91: 241-247.
- MALTCHIK, L.; PEIXOTO, C. D.; STENERT, C.; MOREIRA, L. F. B.; MACHADO, I. F. 2008. Dynamics of the terrestrial amphibian assemblage in a flooded riparian forest fragment in a Neotropical region in the south of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 763-769.
- MARSH, D. M.; RAND, A. S.; RYAN, M. J. 2000. Effects of inter-pond distance on the breeding ecology of tungara frogs. *Oecologia*, 122: 505-513.
- MAZEROLLE, M. J.; DESROCHERS, A. 2005. Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology*, 83 (3): 455 – 464.
- METZGER, J. P. 2010. O código florestal tem base científica?. *Conservação e Natureza*, 8 (1).
- OTANI, L. 2011. Aspectos da fisiologia metabólica e do desempenho locomotor em anfíbios anuros: implicações da fragmentação ambiental. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

- OTTO, C. R. V.; FORESTER, D. C.; SNODGRASS, J. W. 2007. Influences of wetland and landscape characteristics on the distributions of Carpenter Frogs. *Wetlands*, 27 (2): 261 – 269.
- PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D. R Core Team. 2009. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1- 96, Available via DIALOG, <http://cran.r-project.org/package=nlme>
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (S. M. Sano, S. P. Almeida & J. F. Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151 -212.
- RICK, A. R. 2005. The lethal impacts of roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications*, 15 (4): 1118 – 1124.
- 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.
- SBH – SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. 2012. Lista de anfíbios do Brasil. Disponível em < [http://www.sbherpetologia.org.br/?page\\_id=644](http://www.sbherpetologia.org.br/?page_id=644)>. Acesso em 06 de junho de 2012.
- SEEBACHER, F.; ALFORD, R. A. 2002. Shelter microhabitats determine body temperature and dehydration rates of a terrestrial amphibian (*Bufo marinus*). *Journal of Herpetology*, 36 (1): 69 – 75.
- SEEBACHER, F.; ALFORD, R. A. 1999. Movement and microhabitat use of a terrestrial amphibian (*Bufo marinus*) on a Tropical Island: Seasonal variation and environmental correlates. *Journal of Herpetology*, 33(2): 208 – 214.
- SEMLITSCH, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 64: 615–631.
- SILVA, F. R.; CANDEIRA, C. P.; ROSSA-FERES, D. C. 2012a. Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. *Biodiversity and Conservation*, 21(6): 1411 – 1424.
- SILVA, F. R.; OLIVEIRA, T. A. L.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. 2012b. An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. *Landscape Ecology*, 27 (1): 1 – 10.

- SILVA, F. R.; ROSSA-FERES, D. C. 2011. Influence of terrestrial habitat isolation on the diversity and temporal distribution of anurans in an agricultural landscape. *Journal of Tropical Ecology*, 27: 327 – 331.
- SILVA, F. R.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. de C. 2011a. Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands*, 31(6): 1079 – 1087.
- SILVA, F. R.; PRADO, V. H. M.; ROSSA-FERES, D. C. 2011b. Value of small forest fragments to amphibians. *Science*, 332: 1033.
- 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(2).
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, 1: 79 – 86.
- SMA/IF (Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal). 2005. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo.
- SMITH, M. A.; GREEN, D. M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110-128.
- TOPPA, R. H. 2004. Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. Tese de Doutorado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- VASCONCELOS, T. S.; ROSSA-FERES, D. C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região Noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 5(2). Acesso em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN01705022005>>
- YOUNG, B. E.; LIPS, K. R.; REASER, J. K.; IBÁÑES, R.; SALAS, A. W.; CEDEÑO, J. R.; COLOMA, L. A.; RON, S.; MARCA, E. L.; MEYER, J. R.; MUÑOZ, A.; BOLAÑOS, F.; CHAVES, G.; ROMO, A. D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15 (5): 1213-1223.

- YOUNG, B. E.; STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N. A.; BOUCHER, T. M. 2004. Disappearing Jewels: The status of New World Amphibians. NatureServe, Arlington, Virginia.
- 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.
- ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York.

## TABELAS E FIGURAS



Figura 1 – Localização da Estação Ecológica de Jataí (município de Luiz Antônio, SP). Em lilás encontra-se a extensão original do bioma Cerrado, e em verde a extensão original do bioma Mata Atlântica (Créditos: Sérgio Serrano Filho).

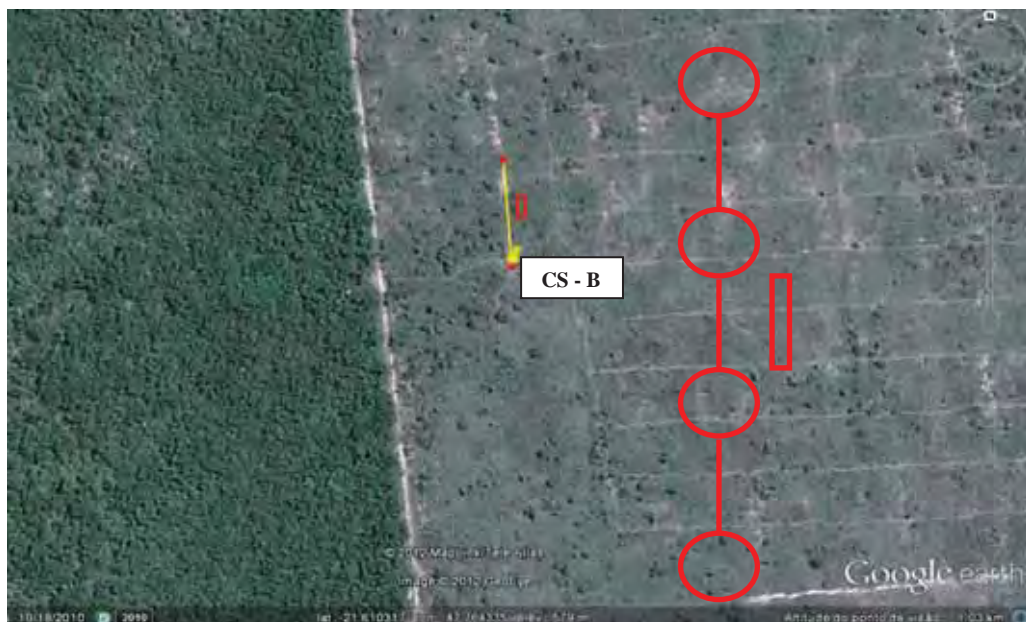


Figura 2 – Esquema do transecto para coleta de dados ambientais ao lado de uma linha das armadilhas de interceptação e queda. Transecto possui três metros de largura por 10 metros de comprimento (Imagem: Google Earth; esquema fora de escala).

Tabela 1 – Abundância total das espécies de anuros registradas na Estação Ecológica de Jataí entre outubro de 2009 e setembro de 2010.

<b>Espécies</b>	<b>Abundância</b>
<i>Dermatonotus muelleri</i>	257
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	166
<i>Rhinella ornata</i>	124
<i>Physalaemus cuvieri</i>	120
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	113
<i>Leptodactylus fuscus</i>	86
<i>Eupemphix nattereri</i>	66
<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	65
<i>Physalaemus centralis</i>	36
<i>Rhinella schneideri</i>	8
<i>Elachistocleis cesarii</i>	8
<i>Physalaemus marmoratus</i>	1
<b>TOTAL</b>	<b>1050 indivíduos</b>

Tabela 2 – Modelos preditores da abundância de anuros na área amostrada. Legenda: NB= número de buracos; PCS= porcentagem de cobertura do solo; CD= cobertura de dossel (diâmetro de copa); DCMP= distância do corpo d'água mais próximo; CSG= cobertura do solo por gramíneas; NPA= número de plantas com altura entre 0 e 150 centímetros. Deviance = medida da discrepância do glm que avalia o bom ajuste do modelo aos dados, Delta = diferença entre o melhor modelo (com valor zero) e os demais, Peso = força da evidência em favor de cada um dos modelos.

<b>Modelos</b>	<b>Deviance</b>	<b>QAICc</b>	<b>Delta</b>	<b>Peso</b>
DCMP	337.52	23.64	0	0.24
CD+DCMP	270.68	23.85	0.21	0.22
NB+DCMP	278.01	24.19	0.56	0.18
DCMP+CSG	301.45	25.3	1.66	0.1
NB+CD+DCMP	231.27	25.91	2.27	0.08
DCMP+NPA	316.89	26.02	2.39	0.07
PCS+DCMP	320.76	26.21	2.57	0.07
NB+DCMP+CSG	254.87	27.02	3.39	0.04

## CONCLUSÕES GERAIS

- Foram registradas na Estação Ecológica de Jataí 12 espécies de anfíbios anuros terrícolas pertencentes a quatro famílias.
- A semelhança da fauna de anuros nas quatro fisionomias amostradas deve ser resultante da configuração espacial em mosaico dessas fisionomias, e de características intrínsecas das espécies, como a característica generalista em relação ao uso do habitat e a ampla distribuição geográfica.
- Diferentes fisionomias apresentaram diferentes padrões de abundância relativa de espécies, com diferente maior equitabilidade entre áreas florestadas (cerradão, FES e cerrado sensu stricto) em relação à áreas abertas (campo sujo)
- O padrão de co-ocorrência na forma de tabuleiro de xadrez não foi detectado na Estação Ecológica de Jataí, Estação Ecológica de Assis, Estação Ecológica de Angatuba, Estação Ecológica de Itirapina, Estação Ecológica de Santa Bárbara e Parque Estadual de Porto Ferreira, que também apresentam-se como áreas de transição e mosaico de fisionomias de Cerrado e floresta estacional.
- Entre as características ambientais que influenciam a abundância dos anfíbios anuros destaca-se a distância dos habitats de interflúvio em relação corpos d'água, que são utilizados para a reprodução: quanto maior a distância entre os habitats e os corpos d'água, menor é a abundância de anuros.
- Outras duas características ambientais também influenciaram a abundância dos anuros: cobertura de dossel e número de buracos no solo.
- A diminuição das áreas de proteção ao redor de rios e riachos proposta segundo a alteração do código florestal brasileiro deverá trazer efeitos negativos para a anurofauna das regiões nordeste e noroeste do estado de São Paulo.

## ANEXO

### 1. Exemplos de testemunhos

*Rhinella ornata*: DZSJRP (14324, 14325, 14326, 14327, 14328, 14329, 14330, 14331, 14332, 14333, 14334, 14335, 14336, 14337, 14338, 14339, 14340, 14341, 14342) e CFBH (31772, 31773, 31774, 31775, 31776, 31777, 31778, 31780, 31781, 31782, 31783, 31784, 31785, 31786, 31787, 31788, 31789, 31790, 31791, 31792, 31793, 31794, 31795, 31796, 31797, 31798, 31799, 31800, 31802, 31803, 31804, 31805, 31806, 31807, 31808, 31809, 31810, 31811); *Rhinella schneideri*: DZSJRP(14390, 14391, 14392, 14393) e CFBH (31817, 31818, 31819, 31820, 31821, 31822, 31823, 31825); *Euphemphix natereri*: DZSJRP (14250, 14251, 14252, 14253, 14254, 14255) e CFBH (31899, 31902); *Leptodactylus fuscus*: DZSJRP (14349, 14350, 14351, 14352) e CFBH (31924, 31925, 31926, 31927, 31928, 31929); *Leptodactylus mystaceus*: DZSJRP (14297, 14298, 14299, 14300, 14301, 14302, 14303, 14304, 14305, 14306, 14307, 14308, 14309, 14310, 14311, 14312, 14313, 14314, 14315, 14316, 14317, 14318, 14319, 14321) e CFBH (31950, 31951, 31952, 31953, 31954, 31955, 31956, 31957, 31958, 31959, 31960, 31961, 31962, 31963, 31964, 31965, 31966, 31967, 31968, 31969); *Leptodactylus mystacinus*: DZSJRP (14277, 14278, 14279, 14280, 14281, 14282, 14283, 14284, 14285, 14286, 14287, 14288, 14289, 14290, 14291, 14292, 14293, 14294, 14295, 14296); *Chiasmocleis albopunctata*: DZSJRP (14353, 14354, 14355, 14356, 14357, 14358, 14359, 14360, 14361, 14362, 14363, 14364, 14365, 14366, 14367, 14368, 14369, 14370, 14371, 14372, 14373) e CFBH (31930, 31931, 31932, 31933, 31934, 31935, 31936, 31937, 31938, 31939, 31940, 31941, 31942, 31943, 31944, 31945, 31946, 31947, 31948, 31949); *Dermatonotus muelleri*: DZSJRP (14203, 14204, 14205, 14206, 14207, 14208, 14209, 14210, 14211, 14212, 14213, 14214, 14215, 14216, 14217, 14218, 14219, 14220, 14221, 14222, 14223, 14224, 14225, 14226, 14227, 14228, 14229, 14230, 14231, 14232, 14233, 14234, 14235, 14236, 14237, 14238, 14239, 14240) e CFBH (31839, 31840, 31841, 31842, 31843, 31844, 31845, 31846, 31847, 31848, 31849, 31850, 31851, 31852, 31853, 31854, 31856, 31857, 31858, 31859, 31860, 31861, 31862, 31863, 31864, 31865); *Elachistocleis cesarii*: DZSJRP (14246, 14247, 14248) e CFBH (31875, 31876, 31877, 31878, 31879).

Autorizo a reprodução xerográfica para fins de pesquisa.

São José do Rio Preto, 27 de setembro de 2012

---

Thiago Alves Lopes de Oliveira