

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES EM ÁREAS DE MONOCULTURA DE SOJA
NO SUDOESTE GOIANO: UMA AVALIAÇÃO USANDO LARVAS DE
ANFÍBIOS ANUROS

Wilian Vaz-Silva

Goiânia, 2009



Termo de Ciência e de Autorização para Disponibilizar as Teses e Dissertações Eletrônicas (TEDE) na Biblioteca Digital da UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás-UFG a disponibilizar gratuitamente através da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações – BDTD/UFG, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: ☐ Dissertação ☒ Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação

Autor(a):	Wíllian Vaz-Silva		
CPF:		E-mail:	wvaz@ambientalnet.com.br
Seu e-mail pode ser disponibilizado na página? ☒ Sim ☐ Não			
Vínculo Empregatício do autor			
Agência de fomento:		Sigla:	
País:		UF:	
		CNPJ:	
Título:	Conservação de espécies em áreas de monocultura de soja no sudoeste goiano: uma avaliação usando larvas de anfíbios anuros		
Palavras-chave:	Agroecossistemas, integridade ambiental, nicho espacial, conservação		
Título em outra língua:	Species conservation in soy monoculture areas from southwestern State of Goiás: an evaluation using tadpoles.		
Palavras-chave em outra língua:	Agricultural ponds, environmental integrity, niche spatial, conservation		
Área de concentração:	Estrutura e dinâmica ambiental		
Data defesa: (dd/mm/aa)	06/11/2009		
Programa de Pós-Graduação:	Ciências Ambientais		
Orientador(a):	Rogério Pereira Bastos		
CPF:		E-mail:	
Co-orientador(a):			
CPF:		E-mail:	

3. Informações de acesso ao documento:

Liberação para disponibilização? ☒ total ☐ parcial

Em caso de disponibilização parcial, assinale as permissões:

- ☐ Capítulos. Especifique: _____
☐ Outras restrições: _____ Gostaria que não fosse divulgado os anexos.

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF ou DOC da tese ou dissertação.

O Sistema da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações garante aos autores, que os arquivos contendo eletronicamente as teses e ou dissertações, antes de sua disponibilização, receberão procedimentos de segurança, criptografia (para não permitir cópia e extração de conteúdo, permitindo apenas impressão fraca) usando o padrão do Acrobat.

Data: 04/12/2009

Assinatura do(a) autor(a)

¹ Em caso de restrição, esta poderá ser mantida por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Todo resumo e metadados ficarão sempre disponibilizados.

**CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES EM ÁREAS DE MONOCULTURA DE SOJA
NO SUDOESTE GOIANO: UMA AVALIAÇÃO USANDO LARVAS DE
ANFÍBIOS ANUROS**

Wilian Vaz-Silva

Orientador: Dr. Rogério Pereira Bastos

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em
Ciências Ambientais da Universidade Federal de
Goiás, como requisito parcial para a obtenção do
título de Doutor em Ciências Ambientais.

Goiânia, 2009

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG

V393c Vaz-Silva, Wilian.
Conservação de espécies em áreas de monocultura de soja no sudoeste goiano[manuscrito]: uma avaliação usando larvas de anfíbios anuros / Wilian Vaz-Silva. - 2009.
114 f. : figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás, Programa de Doutorado em Ciências Ambientais, 2009.

Bibliografia.

Apêndices.

1. Anfíbios anuros – Sudoeste de Goiás [Estado] 2. Monocultura de soja – Girinos 3. Agroecossistemas I.Título

CDU: 597.8(817.3)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

Membros da Banca Examinadora de Defesa Pública de Tese de Doutorado em Ciências Ambientais, Nº 006/2009, realizada em 06 de novembro de 2009.

Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos - UFG

Prof. Dr. Fausto Nomura - UFG

Prof. Dr. Fausto Mizlara - UFG

Prof. Dr. José Peres Pombal Júnior - UFRJ

Prof. Dr. Raul Maneyro - FCIEN-UY

Dedico à minha esposa,

Micaela de Jolepian

AGRADECIMENTOS

Agradeço, especificamente:

Ao professores e funcionários do Programa de Doutorado em Ciências Ambientais da UFG pelas contribuições na minha formação acadêmica;

Ao meu orientador, Dr. Rogério P. Bastos, pela amizade, orientação, contribuições e parceria neste e em outros projetos;

À Dra. Denise Cerqueira de Rossa-Feres pelo incentivo em trabalhar com girinos;

Aos biólogos Zacarias Dionísio Rocha, Henrique Carvalho, Luciano Lajovik Carneiro e acadêmicos de Biologia da Universidade Federal de Goiás (Campus Jataí) pelo auxílio na coleta de dados em campo;

Aos pesquisadores M.Sc. Kleber Espírito Santo, M.Sc. João Carlos Nabout, Dr. Natan Medeiros Maciel, Dr. Fausto Miziara, Dra. Lorena Dallara Guimarães, Dra. Katia Kopp, Dr. Paulo De Marco Jr., Dr. Luis Maurício Bini e Dr. Fausto Nomura pelas sugestões, críticas e orientação nas análises;

Aos amigos da Uni-Anhanguera, Ambiental, CTE e demais, de longa data, pelo apoio durante a execução deste projeto;

À minha maravilhosa esposa, Micaela de Jolepian Lemes Vaz, pelo excepcional apoio e imensurável paciência durante a realização deste projeto;

Aos meus familiares pela digna formação e apoio;

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

**"Aprender é a única coisa de que a
mente nunca se cansa, nunca tem
medo e nunca se arrepende"**

Leonardo da Vinci

(1452 – 1519)

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	9
GENERAL ABSTRACT.....	11
CAPÍTULO 1. APRESENTAÇÃO	13
1.1. Introdução geral.....	13
1.2. Objetivos.....	18
1.2.1. Objetivo geral.....	18
1.2.2. Objetivos específicos.....	18
1.3. Referências bibliográficas.....	19
CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDO.....	28
2.1. Caracterização regional	28
2.2. Caracterização dos ambientes amostrados	30
2.3. Referências bibliográficas.....	33
CAPÍTULO 3. REPRESENTATIVIDADE DE ESPÉCIES DO MUNICÍPIO DE JATAÍ NO CONTEXTO DA ANFIBIOFAUNA DO SUDOESTE GOIANO E SUA RELAÇÃO COM DESCRITORES SÓCIO-AMBIENTAIS EM QUATRO SUB-BACIAS DA REGIÃO.....	34
Abstract.....	34
Resumo.....	35
3.1. Introdução	36
3.2. Material e Métodos.....	37
3.3. Resultados.....	42
3.4. Discussão.....	49
3.5. Referências bibliográficas	51
CAPÍTULO 4. A IMPORTÂNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL DOS CORPOS D'ÁGUA NA COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE GIRINOS NO SUDOESTE GOIANO.....	54
Abstract.....	54
Resumo.....	55
4.1. Introdução	56
4.2. Material e Métodos.....	57
4.3. Resultados.....	61

4.4. Discussão.....	71
4.5. Referências bibliográficas	74
4.6. Apêndices.....	81
CAPÍTULO 5. OCUPAÇÃO DE NICHOS EM ASSEMBLÉIAS DE GIRINOS NO SUDOESTE GOIANO CONSIDERANDO DUAS CATEGORIAS DE PAISAGEM.....	83
Abstract.....	83
Resumo.....	84
5.1. Introdução	85
5.2. Material e Métodos.....	87
5.3. Resultados.....	92
5.4. Discussão.....	102
5.5. Referências bibliográficas.....	104
5.6. Apêndices.....	111
CAPÍTULO 6. CONCLUSÕES FINAIS.....	113

RESUMO GERAL

O conhecimento básico das respostas das espécies frente às perturbações naturais e antrópicas nos ambientes é primordial para o desenvolvimento de estratégias efetivas para conservação. Este estudo analisa o padrão de ocorrência de espécies de anfíbios anuros e sua relação com o hábitat a nível de paisagem, considerando áreas de intensa atividade agrícola por monocultura de soja, no sudoeste do estado de Goiás, Brasil Central. Numa primeira abordagem, a anurofauna do município de Jataí representa 24% da anurofauna do estado de Goiás, e mostrou-se alta similaridade com a anurofauna do município de Aporé, sub-bacia do rio Corrente. Não foi verificada relação entre a riqueza de sete municípios da região sudoeste com atributos sócio-ambientais. Considerando as assembléias larvais de anfíbios do município de Jataí foram amostradas em 40 corpos d'água, sendo 24 distantes de monocultura (SM) e 16 localizadas nas proximidades da monocultura (CM). Foram registrados 4.529 espécimes, classificados em quatro famílias e 18 espécies de anuros, sendo *Scinax fuscovarius*, *Dendropsophus minutus* e *Eupemphix nattereri* as espécies mais abundantes. A riqueza média por ambiente amostrado foi significativamente diferente nas famílias Hylidae e Leptodactylidae. Os resultados demonstram que ambientes distantes da monocultura são mais heterogêneos e suportam uma diversidade maior de espécies. A análise de correspondência canônica (ACC) evidenciou um maior poder preditivo para as variáveis ambientais: Tipos de Predadores; Distância do Fragmento Floresta Mais Próximo; Profundidade; e, Hidroperíodo. Atributos espaciais e temporais são relevantes na distribuição das espécies. Em relação à disponibilidade de tipos de microhabitats, os ambientes mais distantes da monocultura apresentaram em média um maior número de tipos de microhabitats, e verificou-se uma relação significativa entre a

disponibilidade e a utilização pelos girinos nesta categoria de ambiente. Foi verificada diferença significativa entre amplitude de nicho espacial nas duas categorias, sendo maior nos ambientes distantes da monocultura. As comunidades de ambientes distantes da monocultura se mostraram mais plásticas na ocupação do ambientes. Não foi verificada relação num contexto multivariado entre a sobreposição de nicho espacial e padrão ecomorfológico e filogenético para os pares de espécies. Os resultados servem de subsídios no âmbito da Biologia da Conservação às ações de manejo direcionadas para áreas agriculturáveis.

Palavras-chaves: Agroecossistemas, Integridade Ambiental, Nicho Espacial, Conservação.

GENERAL ABSTRACT

The basic knowledge of the answer of the species to the anthropic and natural perturbations on environments is the first step in the development of management strategies to the conservation biology. This study analyzes the pattern of occurrence of anurans species in relation of habitat, considering two different landscape uses from Jataí municipality, southwestern Goiás State, Central Brazil. Anurofaunal composition on Jataí represented 24% of anuran diversity of Goiás State, with great similarity with Aporé municipality, hydrographic sub-basin of the river Corrente. The relation between the species richness in seven municipalities with environmental and social attributes were non-significant. Considering the tadpoles assemblages in Jataí were sampled 40 ponds (24 distant of the monoculture and 16 located in the proximities of the monoculture). The study registered 4.529 specimens, classified in four families, 18 anuran species, presenting *Scinax fuscovarius*, *Dendropsophus minutus* and *Eupemphix nattereri* the most common species. The mean richness of species by sampled pond was significantly different in the families Hylidae and Leptodactylidae. The results showed that ponds distant of monoculture were more heterogeneous and possess a biggest diversity of species. The Canonical Correspondence Analyses showed the biggest predictive power to the environmental variables: predator types; distance of forest fragments; depth; and, hydroperiod. Spatial and temporal attributes were important to the species composition. Ponds distant to the monoculture presented (in mean) a bigger number of types of microhabitat and significant relation between the availability and the utilization by tadpoles. Significant difference was observed between niche breadths in the categories, with biggest values in the ponds distant to the monoculture. The species in ponds distant to the monoculture showed high plasticity in the environmental

occupancy. The relation between spatial niche overlap and ecomorphological and phylogenetic patterns to the pars of the species were non-significant in the multivariate context. The results will subsidize actions directed to the management in agricultural areas in the scope of Conservation Biology.

Keywords: Agricultural ponds, Environmental integrity, Niche spatial, Conservation.

CAPÍTULO 1. APRESENTAÇÃO

1.1. INTRODUÇÃO GERAL

Diante das drásticas modificações ambientais decorrentes das atividades antropogênicas e com o objetivo de mostrar as conseqüências destas atividades e apontar estratégias para proteção e conservação dos habitats, a comunidade científica tem se interessado em estimar a diversidade de espécies em diferentes ambientes (AZEVEDO-RAMOS, 1998).

Existe um interesse global em determinar organismos que servem como indicadores de qualidade ambiental. Segundo ALLABY (1992), espécies bioindicadoras são espécies que apresentam uma amplitude estreita a respeito de um ou mais fatores ecológicos, podendo indicar uma condição particular ou estabelecida do ambiente. Neste contexto os anfíbios se inserem devido a diversas características morfológicas, fisiológicas e comportamentais, como, por exemplo, pele altamente permeável, vulnerável a agentes químicos e ciclo de vida complexo determinando diferentes tipos de uso de recursos espaciais, com uma fase aquática e outra terrestre para a maioria das espécies neotropicais, que os expõe às modificações em ambos os ambientes. Devido a estas e outras características os anfíbios têm recebido uma atenção especial nos debates relacionados à biologia da conservação, sendo considerados animais altamente susceptíveis a mudanças ambientais (BLAUSTEIN & WAKE, 1995a; DALTON, 2000; DEGARADY & HALBROOK, 2006; LEBBORONI *et al.*, 2006).

O conhecimento dos tipos e da intensidade dos recursos espaciais utilizados pelos anfíbios anuros de uma comunidade implica na necessidade de obtenção de dados descritivos (ROSSA-FERES, 1997). PRADO (2006) aponta os anfíbios como um grupo

adequado para estudos em ecologia de comunidade devido ao fato de que a maioria das espécies estarem restritas a ambientes delimitados, como poças e lagos, e terem um padrão sazonal de ocorrência. Estudos envolvendo comunidades de anfíbios neotropicais contemplam, em sua maioria, abordagens com adultos (SANTOS *et al.*, 2007; SILVA & ROSSA-FERES, 2007; ZINA *et al.*, 2007; LUCAS & FORTES, 2008; MENIN *et al.*, 2008; SERAFIM *et al.*, 2008). A facilidade de obtenção de dados poderia ser a melhor justificativa para que os adultos fossem mais abordados nestes estudos.

Estudos contemplando assembléias larvais na região neotropical são escassos se limitando a poucas comunidades (DONNELLY & GUYER, 1994), fato que pode ser justificado pela dificuldade de obtenção de dados e, principalmente, pela dificuldade de identificação das espécies, uma vez que são poucos os estudos envolvendo variação morfológica intraespecífica, e pelo fato de existirem muitas espécies com larvas ainda não descritas. Os estudos disponíveis no âmbito da ecologia de comunidades de girinos evidenciam a partilha de recursos e as interações existentes entre características bióticas e abióticas, fatores que determinam a ocorrência das espécies nas assembléias larvais e a manutenção da estrutura da comunidade (WELLBURN *et al.*, 1996).

Dentre os fatores bióticos verificam-se os determinantes ecológicos, como a competição inter e intra-específica (MORIN, 1986; MORIN *et al.*, 1988), a predação (MORIN, 1983; VAN BUSKIRK, 1988; AZEVEDO-RAMOS *et al.*, 1999; ETEROVICK & SAZIMA, 2000), e determinantes filogenéticos que evidenciam a história evolutiva das espécies (ETEROVICK & FERNANDES, 2001). Fatores abióticos, como heterogeneidade ambiental (ETEROVICK & BARATA, 2006), características físico-químicas da água (PELTZER & LAJMANOVICK, 2004; BOTH *et al.*, 2009), estrutura física da poça (HEYER *et al.*, 1975, BOTH *et al.*, 2009), e sazonalidade climática (ROSSA-FERES & JIM, 1996;

WILD, 1996) agem em sincronismo para determinar os padrões que regem a composição de espécies nos ambientes.

O conhecimento desses padrões é um fator primordial no âmbito da Biologia da Conservação. O declínio de diversas populações de anfíbios, que tem sido observado a mais de uma década nos diversos continentes (ALFORD & RICHARDS, 1999; BLAUSTEIN & WAKE, 1990, 1995 a, b; WALDMAN & TOCHER, 1998; YOUNG *et al.*, 2001; CARRIER & BEEBEE, 2003; FUNK & MILLS, 2003), remete a necessidade de estudos direcionados ao conhecimento dos padrões que regem a distribuição das espécies nos diversos ambientes.

Diversas causas são sugeridas para o declínio de populações de anfíbios: destruição de ambientes, alterações na disponibilidade e na qualidade dos corpos d'água, introdução de predadores, poluição de pesticidas (BRIDGES & SEMLITSCH, 2000; SPARLING *et al.*, 2001), chuva ácida, variação climática, aumento no nível de radiação de alta energia (raios UV) pela redução da camada de ozônio (BLAUSTEIN *et al.*, 1994; KIESECKER & BLAUSTEIN, 1995; BRIDGES & BOONE, 2003), doenças infecciosas (CAREY *et al.*, 1999), mortalidade em rodovias (HELS & BUCHWALD, 2001), e consumo humano.

De acordo com STRÜSSMANN (2000), dentre as alterações na qualidade do ambiente, a perda de habitats é bem mais evidente em decorrência de práticas agrícolas tais como desmatamentos, queimadas, dragagem, aração, estabelecimento de pastagens e monoculturas.

Juntamente com a substituição dos ambientes naturais por monoculturas um fator agravante adere ao processo: a quantidade de insumos agrícolas (inseticidas e herbicidas) com potencialidade para a contaminação dos ambientes terrestres, aquáticos e suas biotas (RELYEA, 2005). A influência dos inseticidas nas espécies de anfíbios

anuros é freqüentemente relatada na literatura, podendo causar mudanças no tempo de metamorfose e tamanho do espécime metamorfoseado (CHEEK *et al.*, 1999; BOONE *et al.*, 2001; SMITH *et al.*, 2005), vulnerabilidade a predação (BROOMHALL, 2002), doenças infecciosas (GENDRON *et al.*, 2003), má formação e mortandade de espécies (XU & OLDHAM, 1997; BRIDGES, 2000; BOONE & SEMLITSCH, 2001; KIESECKER, 2002; BOONE *et al.*, 2004; RELYEA, 2006), alterando a dinâmica populacional a nível local e regional.

A presente tese, apresentada em forma dissertativa e dividida em seis capítulos, foi gerada a partir de estudos realizados em assembléias larvais de anfíbios anuros em duas situações ambientais, áreas próximas e distantes de atividade agrícola, especificamente monocultura de soja.

O presente capítulo (Capítulo 1) destinou-se a uma introdução geral sobre os anfíbios e a relação com os principais fatores responsáveis pelo declínio atual de espécies a nível global, à apresentação da tese e à elucidação dos objetivos a serem contemplados pelos capítulos subsequentes. O Capítulo 2 destina-se à caracterização regional e local dos ambientes amostrados.

O Capítulo 3 (*Representatividade de espécies do município de Jataí no contexto da anfíbiofauna do sudoeste goiano e sua relação com descritores sócio-ambientais em quatro sub-bacias da região*) objetiva verificar relações entre a riqueza de espécies de algumas localidades no sudoeste goiano e atributos sócio-ambientais considerando os municípios e as sub-bacias hidrográficas da região.

Considerando a alta utilização do solo pela agricultura no sudoeste goiano, o Capítulo 4 (*A importância da heterogeneidade ambiental dos corpos d'água na composição das assembléias de girinos no sudoeste goiano*) objetiva analisar o padrão de ocorrência de espécies de anfíbios em duas categorias de paisagem, ambientes

distantes e nas proximidades de monocultura de soja, e verificar fatores ambientais associados à estruturação das assembléias.

O Capítulo 5 (*Ocupação de nicho em assembléias de girinos no sudoeste goiano considerando duas categorias de paisagem*) aborda a utilização de micohabitats e a partilha de recursos espaciais pelas espécies nas duas categorias de paisagem analisadas, e ainda a relação do padrão de distribuição espacial com padrões ecomorfológicos e filogenéticos das espécies. Finalmente, são apresentadas conclusões gerais (Capítulo 6) sobre a caracterização das assembléias de girinos nos dois ambientes estudados.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar o padrão de ocorrência nas assembléias larvais de anfíbios anuros em áreas com baixa e com intensa atividade antrópica, considerando como determinante da paisagem o uso intensivo pela monocultura de soja.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar possíveis relações entre riqueza de espécies e fatores sócio-ambientais em municípios e sub-bacias do sudoeste goiano;
- Verificar a influência de descritores ambientais bióticos e abióticos no padrão de ocorrência das espécies;
- Analisar o uso do ambiente pelas espécies encontradas nas duas categorias de paisagem e verificar a existência de preferências em termos de microhabitats;
- Analisar a disponibilidade e a partilha de recursos espaciais nos ambientes amostrados;
- Verificar a existência de um padrão morfológico e filogenético na utilização do ambiente;
- Verificar a potencialidade de girinos como bioindicadores de qualidade ambiental considerando o uso do microhabitat.

1.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R. A., RICHARDS, S. J. 1999. Global amphibians declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-165.

ALLABY, M. 1992. *The concise Oxford dictionary of Zoology*. Oxford. Oxford University Press.

AZEVEDO-RAMOS, C. 1998. Monitoring amphibian diversity and population: what should be emphasized in Brazilian studies. *Bulletin of the Ecological Society of America* 78(1): 128-129.

AZEVEDO-RAMOS, C., MAGNUSSON, W. E., BAYLISS, P. 1999. Predation as the key factor structuring tadpole assemblages in a Savanna Area in Central Amazonia. *Copeia* 1999(1): 22-33.

BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution* 5: 203-204.

BLAUSTEIN, A. R., HOFFMAN, P. D., HOKIT, D. G., KIESECKER, J. M., WALLS, S. C., HAYS, J. B. 1994. UV repair and resistance to solar UV-B in amphibians eggs: A link to population decline. *Proceedings of National Academy of Sciences* 91: 1791-1795.

BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. 1995a. Declines de las poblaciones de anfibios. *Investigación y Ciencia* 225: 8-13.

BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. 1995b. The puzzle of declining amphibian populations. *Science America*: 52-57.

BOONE, M. D., BRIDGES, C. M., ROTHERMEL, B. B. 2001. Growth and development of larval green frogs (*Rana clamitans*) exposed to multiple doses of an insecticide. *Oecologia* 129: 518-524.

BOONE, M. D., SEMLITSCH, R. D. 2001. Interaction of a insecticide with larval density and predation in experimental amphibian communities. *Conservation Biology* 15(1): 228-238.

BOONE, M. D., SEMLITSCH, R. D., FAIRCHILD, J. F., ROTHERMEL, B. B. 2004. Effects of an insecticide on amphibians in large-scale experimental ponds. *Ecological Applications* 14(3): 685-691.

BOTH, C., SOLÉ, M., SANTOS, T. G., CECHIN, S. Z. 2009. The role of spatial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. *Hydrobiologia* 624: 125-138.

BRIDGES, C. M. 2000. Long-term effects of pesticide exposure at various life stages of the southern Leopard frog (*Rana sphaenocephala*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 91-96.

BRIDGES, C. M., SEMLITSCH, R. D. 2000. Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conservation Biology* 14(5): 1490-1499.

BRIDGES, C. M., BOONE, M. D. 2003. The interactive effects of UV-B and insecticide exposure on tadpole survival, growth and development. *Biological Conservation* 113: 49-54.

BROOMHALL, S. 2002. The effects of endosulfan and variable water temperature on survivorship and subsequent vulnerability to predation in *Litoria citropa* tadpoles. *Aquatic Toxicology* 61: 243-250.

CAREY, C., COHEN, N., ROLLINS-SMITH, L. 1999. Amphibia declines: an immunological perspective. *Developmental and Comparative Immunology* 23: 459-472.

CARRIER, J., BEEBEE, T. J. B. 2003. Recent, substantial, and unexplained declines of the common toad *Bufo bufo* in lowland England. *Biological Conservation* 111: 395-399.

CHEEK, A. O., IDE, C. F., BOLLINGER, J. E., RIDER, C. V., McLACHLAN, J. A. 1999. Alteration of Leopard frogs (*Rana pipiens*) metamorphosis by the herbicide Acetochlor. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37: 70-77.

DALTON, R. 2000. Project aims to address worldwide decline in amphibians. *Nature* 403 (6769): 471-472.

DEGARADY, C. J., HALBROOK, R. S. 2006. Using anurans as bioindicators of PCB contaminated streams. *Journal of Herpetology* 40(1): 127-130.

DONNELLY, M. A., GUYER, C. 1994. Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of neotropical hyliid frogs. *Oecologia* 98(3-4): 291-302.

ETEROVICK, P. C., SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat and predation. *Amphibia-Reptilia* 21: 439-461.

ETEROVICK, P. C., FERNANDES, W. 2001. Tadpole distribution within montane meadow streams at the Serra do Cipó, southeastern Brazil: ecological or phylogenetic constraints. *Journal of Tropical Ecology* 17: 683-693.

ETEROVICK, P. C., BARATA, I. M. 2006. Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica* 62(4): 365-377.

FUNK, W. C., MILLS, L. C. 2003. Potential causes of population declines in forests fragments in a Amazonian frog. *Biological Conservation* 111: 205-214.

GENDRON, A. D., MARCOGLIESE, D. J., BARBEAU, S., CHRISTIN, M. S., BROUSSEAU, P., RUBY, S., CYR, D., FOURNIER, M. 2003. Exposure of leopard

frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranae*. *Oecologia* 135: 469-476.

HELS, T., BUCHWALD, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340.

HEYER, W. R., McDIARMID, R. W., WEIGMANN, D. L. 1975. Tadpoles, predation and pond habitats in the tropics. *Biotropica* 7: 100-111.

KIESECKER, J. M., BLAUSTEIN, A. R. 1995. Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. *Proceedings of National Academy of Sciences* 92: 11049-11052.

KIESECKER, J. M. 2002. Synergism between trematode infection and pesticide exposure: A link to amphibian limb deformities in nature? *PNAS* 99(15): 9900-9904.

LEBBORONI, M., RICCHIARDINO, G., BELLAVITA, M., CHELAZZI, G. 2006. Potential use of anurans as indicators of biological quality in streams of central Italy. *Amphibia-Reptilia* 27: 73-79.

MENIN, M., WALDEZ, F., LIMA, A. P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a Forest in central Amazônia, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 3(1): 68-81.

MORIN, P. J. 1983. Predation, Competition, and the composition of larval anuran guilds. *Ecological Monographs* 53(2): 119-138.

MORIN, P. J. 1986. Interactions between intraspecific competition and predation in an amphibian predator-prey system. *Ecology* 67(3): 713-720.

MORIN, P. J., LAWLER, S. P., JOHNSON, E. A. 1988. Competition between aquatic insects and vertebrates: interaction strength and higher order interactions. *Ecology* 69(5): 1401-1409.

PELTZER, P. M. & LAJMANOVICK, R. C. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná river, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 13: 1833-1842.

PRADO, V. H. M. 2006. *Similaridade ecológica em comunidades de girinos (Amphibia, Anura): o papel de componentes históricos (filogenéticos) e contemporâneos (ecológicos)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista. 146pp.

RELYEA, R. A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications* 15(2): 618-627.

RELYEA, R. A. 2006. The effects of pesticides, pH, and predatory stress on amphibians under mesocosm conditions. *Ecotoxicology* 15: 503-511.

ROSSA-FERES, D. C., JIM, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). *Revista Brasileira de Biologia* 56(2): 309-316.

ROSSA-FERES, D. C., 1997. *Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região noroeste do Estado de São Paulo: microhabitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia) Rio Claro: Instituto de Biociências. UNESP, 178p.

SANTOS, T. G., ROSSA-FERES, D. C., CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 97(1): 37-49.

SERAFIM, H., IENNE, S., CICCHI, P. J. P., JIM, J. 2008. Anurofauna de remanescentes de floresta Atlântica do município de São José do Barreiro, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 8(2): 69-78.

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): 141-147.

SMITH, G. R., TEMPLE, K. G., VAALA, D. A., DINGFELDER, H. A. 2005. Effects of Nitrate of the tadpoles of two ranids (*Rana catesbeiana* and *R. clamitans*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 49: 559-562.

SPARLING, D. W., FELLERS, G. M., McCONNELL, L. L. 2001. Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(7): 1591-1595.

STRUSSMANN, C. 2000. *Herpetofauna*. pp.: 153-189. In: ALHO, C. J. R., CONCEIÇÃO, P. N., CONSTANTINO, R., SCHLEMMERMEYER, T., STRUSSMANN, C., VASCONCELOS, L. A. S., OLIVEIRA, D. M. M., SCHNEIDER, M. 2000. *Fauna silvestre da região do rio Manso – MT*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. ELETRONORTE-IBAMA. 268p.

TORRES-OROZCO, R. E., JIMENEZ-SIERRA, C. L., VOGT, R. C., VILLARREAL-BEMITEZ, J. L. 2002. Neotropical tadpoles: spatial and temporal distribution and habitat use in a seasonal lake in Veracruz, Mexico. *Phyllomedusa* 1(2): 81-91.

VAN BUSKIRK, J. 1988. Interactive effects of dargonfly predation in experimental pond communities. *Ecology* 69(3): 857-867.

WELLBURN, G. A., SKELLY, D. K., WERNER, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337-363.

WILD, E. R. 1996. Natural History and resource use of four Amazonian tadpole assemblages. *Occasional Papers of the Museum of Natural History*, The University of Kansas, 176: 1-59.

XU, Q., OLDHAM, R. S. 1997. Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32: 298-303.

YOUNG, B. E., LIPS, K. R., REASER, J. K., IBÁÑEZ, R., SALAS, A. W., CEDEÑO, J. R., COLOMA, L. A., RON, S., LA MARCA, E., MEYER, J. R., MUÑOZ, A., BOLAÑOS, F., CHAVES, G., ROMO, D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15(5): 1213-1223.

ZINA, J., ENNSER, J., PINHEIRO, S. C. P., HADDAD, C. F. B., TOLEDO, L. F. 2007. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 7(2): 49-57.

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDO

2.1. CARACTERIZAÇÃO REGIONAL

O estudo se concentra no sudoeste goiano sendo as coletas direcionadas no município de Jataí (17°55'29" S; 51°45'10" W) (Figura 2.1), que foi uma das regiões pioneiras na expansão agrícola com a frente pioneira já consolidada (MIZIARA, 2006). A região possui clima tropical e sazonalidade marcante com duas estações definidas, uma estação seca de maio a setembro com temperaturas variando de 18°C a 35°C, e uma estação chuvosa de outubro a abril, com temperaturas variando de 10°C a 27°C e precipitação média anual de 1.410,4mm/ano (CRUZ *et al.*, 2006).

No período de outubro a fevereiro, o entorno da cidade de Jataí é dominado pela monocultura de soja, que é o principal produto regional. Os remanescentes florestais se concentram nos ambientes justafluviais, como por exemplo, ambientes ripários da margem do rio Claro. Poças com potencialidade para colonização de espécies de anfíbios decorrentes de atividade antrópica (pequenos barramentos) ou de formação natural (acúmulo de águas pluviais) persistem em meio à monocultura de soja,

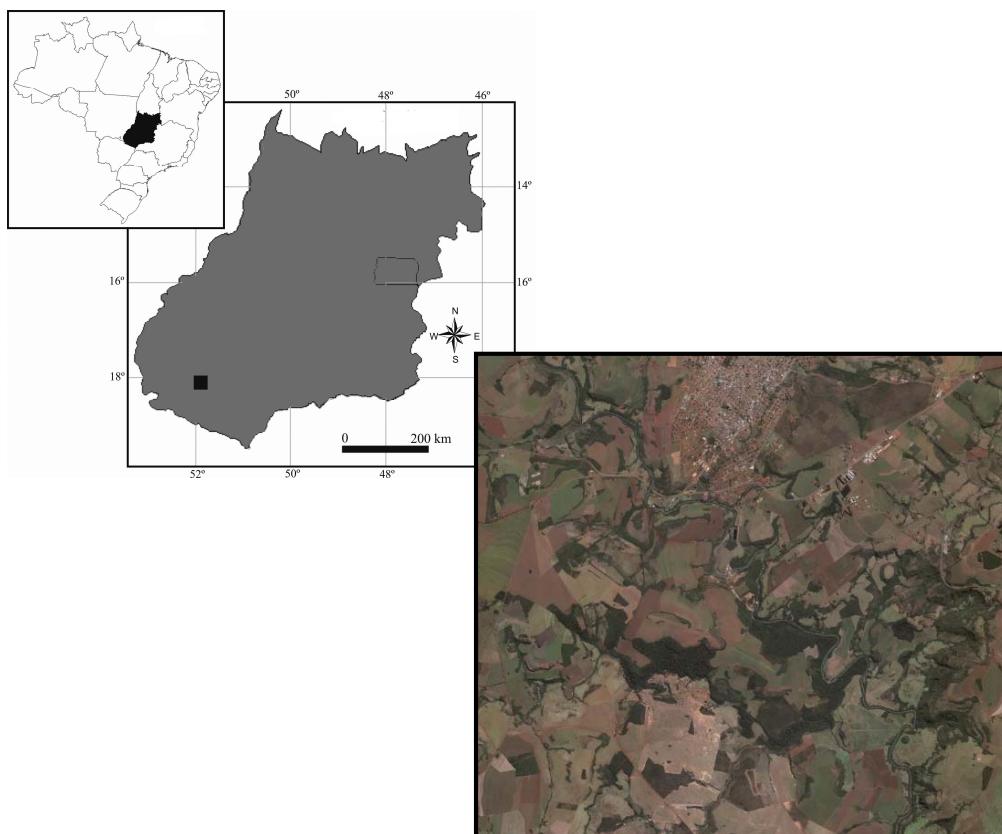


Figura 2.1. Mapa de localização da região de estudo, município de Jataí, Goiás.



Figura 2.2. Monocultura de soja. Ao fundo, cidade de Jataí, Goiás.

2.2. CARACTERIZAÇÃO DOS AMBIENTES AMOSTRADOS

Um total de 40 poças foram amostradas no entorno da cidade de Jataí, que se diferem em relação à estrutura física como hidroperíodo, tamanho da poça, perfil de margem, profundidade, e vegetação interior e marginal, sendo primariamente agrupados pelo uso do solo local, ou seja, pela proximidade com a monocultura de soja (raio de 50 metros). De acordo com a categorização proposta, 16 poças encontravam-se próximas a monocultura de soja (Figura 2.3) e 24 distantes da monocultura (Figura 2.4), estando localizadas em áreas próximas ou marginais a matas, e em áreas de pastagens em diferentes graus de sucessão vegetacional.



Figura 2.3. Ambientes amostrados nas proximidades da monocultura de soja no município de Jataí, Goiás.



Figura 2.4. Ambientes amostrados em áreas distantes da monocultura de soja no município de Jataí, Goiás.

2.3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CRUZ, S. P., HERNANDEZ, F. B. T., VANZELA, L. S. 2006. Balanço hídrico da região de Jataí – GO. *CONIRD 2006 – XVI Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem*. Pg: 1-7.

MIZIARA, F. 2006. Expansão de fronteiras e ocupação do espaço no Cerrado: o caso de Goiás. Pg.: 169-196. *In*: GUIMARÃES, L. D. , SILVA, M. A. D., ANACLETO, T. C. eds. *Natureza Viva Cerrado*. Editora UCG, Goiânia.

CAPÍTULO 3. REPRESENTATIVIDADE DE ESPÉCIES DO MUNICÍPIO DE JATAÍ NO CONTEXTO DA ANFIBIOFAUNA DO SUDOESTE GOIANO E SUA RELAÇÃO COM DESCRITORES SÓCIO-AMBIENTAIS EM QUATRO SUB-BACIAS DA REGIÃO

ABSTRACT. Anuran species richness from Jataí municipality in the context of amphibian diversity in the southwestern Goiás State (Central Brazil) and the relation with social and environmental attributes in four hydrographic sub-basins on the region.

The present work analyzed the anuran richness species and this relation to the socio-economic attributes in seven municipalities and environmental attributes in four hydrographic sub-basins in southwestern Goiás State, Central Brazil. The observed and estimated richness were 46 and 50 species, respectively. Jataí presented 24 species and showed the high similarity with the Aporé municipality that presented the biggest richness. The hydrographic sub-basin of the river Corrente presented the biggest richness of the species ($N = 45$). The relation between environmental and sócio-economic attributes and the species composition were non-significant. The result can be related to the short number of localities and sub-basins analyzed. The absence of standardization in the effort and in the techniques of samples should be consideration in the interpretation of the results.

KEYWORDS. Biodiversity, anurans, environmental and social attributes conservation.

RESUMO. O presente estudo analisa a riqueza de espécies de anfíbios anuros e sua relação com as características socioeconômicas de sete municípios e características ambientais de quatro sub-bacias da região sudoeste do estado de Goiás, Brasil Central. A riqueza observada e estimada para a região foi de 46 e 50 espécies, respectivamente. O município de Jataí apresentou 24 espécies e obteve uma alta similaridade com o município de Aporé, que apresentou a maior riqueza de espécies ($N = 36$). No contexto das quatro sub-bacias analisadas, a sub-bacia do rio Corrente apresentou a maior riqueza de espécies ($N = 45$). Não foi verificada relação significativa entre os descritores ambientais e socioeconômicos e a composição de espécies. A ausência da relação pode estar relacionada ao baixo número de localidades e sub-bacias analisadas. A falta de padronização no esforço amostral e nas técnicas de amostragens deve ser considerada na interpretação dos resultados.

PALAVRAS-CHAVES. Biodiversidade, anuros, descritores socioambientais, Conservação.

3.1. INTRODUÇÃO

O conhecimento atual sobre a diversidade da fauna brasileira é ainda incipiente. Considerando os anfíbios, dentre as três ordens viventes, a ordem Anura é a que detém maior irradiação por toda a região Neotropical, seguida da ordem Gymnophiona e Urodela. Para o Brasil são registradas 847 espécies (SBH, 2009), sendo constantes novas descrições.

Atualmente a riqueza de espécies do Cerrado é alvo de discussões. Estima-se entre 113 (COLLI *et al.*, 2002) a 141 espécies (BASTOS, 2007) para o bioma. A localização estratégica com regiões limítrofes a biomas de área aberta (Caatinga e Pantanal/Chaco) e florestados (Floresta Amazônica e Mata Atlântica) faz com que o Cerrado seja extremamente importante do ponto de vista biogeográfico, podendo ocorrer tanto espécies com ampla distribuição na região Neotropical, quanto espécies endêmicas e espécies típicas de outros biomas (VAZ-SILVA & ANDRADE, 2009). O grau de endemismo da fauna de anfíbios do Cerrado é considerado baixo (32 espécies, segundo COLLI *et al.*, 2002). Estima-se a ocorrência de 100 espécies no Estado de Goiás (VAZ-SILVA, W. & BASTOS, R. P., dados não publicados) e a região sudoeste do estado é considerada uma região pouco amostrada para a anfíbiofauna com poucos estudos formalmente publicados.

A região do sudoeste do Estado de Goiás foi uma das regiões pioneiras na expansão agrícola com a frente pioneira já consolidada (MIZIARA, 2006) o que resultou numa alta representatividade de pastagens e agriculturas em seu território, em relação aos remanescentes naturais.

Em relação à rede de drenagem a região sudoeste é contemplada por duas grandes bacias hidrográficas, a Bacia do rio Paranaíba, que detém a maior

representatividade, e a bacia do rio Araguaia-Tocantins, na porção noroeste. Quatro sub-bacias (sub-bacias dos rios Corrente, Claro, Aporé e Alegre), localizadas no trecho denominado baixo Paranaíba, são importantes em termos de área de drenagem por abranger grandes centros urbanos, além de estarem atualmente sob alta pressão antrópica devido à emissão de esgotos pelos municípios contemplados e ao alto potencial de geração de energia, que atrai os investimentos do setor hidrelétrico (CTE, 2004).

As quatro sub-bacias se diferem em relação à caracterização ambiental, que pode estar intimamente relacionada com a diversidade faunística local, e contemplam municípios com diferentes características sócio-econômicas. Os municípios de Jataí (drenado principalmente pela sub-bacia do rio Claro) e Mineiros (drenado pela sub-bacia do rio Corrente) representam municípios importantes no contexto estadual pelos seus índices sociais e econômicos.

Considerando a escassez de informações sobre a diversidade de anfíbios a nível local e regional e os fatores associados à caracterização e manutenção desta diversidade, os objetivos do presente estudo foram: 1) apresentar as espécies catalogadas no município de Jataí e relacionar com a diversidade de anfíbios na região sudoeste do estado de Goiás; e, 2) verificar possíveis relações entre a riqueza de espécies e descritores sócio-ambientais em municípios e sub-bacias hidrográficas da região.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

A fauna de anfíbios do município de Jataí foi caracterizada através de levantamento de dados primários mediante observações aleatórias e coleta de girinos em 40 poças localizadas no entorno da cidade. As coletas foram realizadas nos meses de

dezembro de 2006, janeiro e dezembro de 2007, e janeiro de 2008, pelo método de ALFORD & CRUMP (1982) adaptado por ROSSA-FERES (1997). Com o objetivo de caracterizar a fauna de anfíbios do sudoeste goiano e relacioná-los com os dados obtidos para o município de Jataí, foram levantados dados secundários (artigos científicos, teses e dados não publicados) para outros seis municípios da região: Aporé, Mineiros, Chapadão do Céu, Quirinópolis, Caiapônia e Serranópolis. Os estudos do banco de dados secundários foram conduzidos no âmbito do Parque Nacional das Emas e adjacências, municípios de Mineiros e Chapadão do Céu (KOPP, 2009), na área de influência da Usina Hidrelétrica de Espora, município de Aporé (VAZ-SILVA *et al.*, 2007), em propriedades particulares nos municípios de Serranópolis, Mineiros, Caiapônia e Quirinópolis (GUIMARÃES, 2006), e na área de influência da Pequena Central Hidrelétrica de Planalto (VAZ-SILVA, W., dados não publicados), município de Aporé.

A riqueza de espécies foi relacionada com descritores sócio-ambientais dos municípios e contextos geográficos de quatro sub-bacias hidrográficas da região: sub-bacia do rio Aporé, sub-bacia do rio Corrente; sub-bacia do rio Alegre, e sub-bacia do rio Claro. Os dados sócio-econômicos e ambientais utilizados nas análises foram compilados do Estudo Integrado de Bacias Hidrográficas do Sudoeste (CTE, 2004). Quinze descritores ambientais das quatro sub-bacias e 13 descritores sócio-econômicos para os sete municípios contemplados (Tabelas 3.1 e 3.2) foram considerados para as análises.

A riqueza de espécies da região sudoeste do estado de Goiás foi estimada através do estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem (HELLMANN & FOWLER, 1999), considerando cada estudo utilizado como uma amostra. O índice de similaridade de Jaccard (MAGURRAN, 1988) foi calculado para a matriz de presença-ausência das

espécies nos municípios e sub-bacias analisadas. A existência de relação entre os descritores ambientais, sócio-econômicos e a composição de espécies foi verificada em um contexto multivariado. A medida de similaridade de Distância Euclidiana (MANLY, 2008) foi utilizada para gerar a matriz dos descritores sócio-econômicos e ambientais. Para verificar a associação entre as matrizes geradas foi utilizado o teste de Mantel (MANLY, 1994). Foram realizadas 100 e 5.000 permutações aleatórias para os descritores ambientais e sócio-econômicos, respectivamente, para testar a significância da correlação entre as matrizes. Para as análises foram utilizados os programas estatísticos R Statistical Software, EstiMateS (COLWELL, 2004), STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2001) e BioDiversity Pro.

Tabela 3.1. Descritores ambientais considerados no contexto de quatro sub-bacias hidrográficas do sudoeste goiano.

	Sub-bacia do rio Corrente	Sub-bacia do rio Aporé	Sub-bacia do rio Claro	Sub-bacia do rio Alegre
Classes de vegetação e uso do solo (%)				
Mata de Galeria, Mata Ciliar, Vereda	5,58	4,80	7,22	17,19
Cerrado Típico	11,79	11,41	10,65	5,53
Campo Sujo	22,93	7,11	9,42	0,36
Cultura em pivô central	0	0,06	0,07	0
Cultura anual	17,79	35,66	35,66	8,24
Pastagem	41,23	39,85	36,29	63,6
Reflorestamento	0	0,01	0,07	0
Corpos hídricos	0,67	1,02	0,39	4,84
Área urbana e núcleo rural	0,01	0,08	0,23	0,44
Total	100	100	100	100
Vegetação natural (%)	40,96	24,20	27,68	27,63
Conectividade (m)	2,633	8,812	318	306
Distância até a borda mais próxima (m)	2,312	157	234	224
Densidade de remanescentes (N/km ²)	0,27	0,31	0,48	0,44
Tamanho dos remanescentes (Km ²)	47,14	0,77	0,60	0,56
Circularidade	0,663	0,658	0,667	0,666

Fonte: Estudo Integrado de Bacias Hidrográficas do Sudoeste Goiano (CTE, 2004).

Tabela 3.2. Dados sócio-econômicos dos municípios contemplados das sub-bacias do rio Corrente, Claro, Aporé e Alegre. Abreviações: POP = População (hab.); AMU = área municipal (km²); DEN = densidade populacional (hab./km²); PUR = população urbana; PRU = população rural; TXC = taxa de crescimento populacional (entre os anos de 1991-2000); IDH = Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) municipal; TXI = taxa do crescimento do IDH (entre os anos de 1991-2000); MIN = quantidade de minifúndios; PEQ = quantidade de pequenas propriedades rurais; MED = quantidade de médias propriedades rurais; GRA = quantidade de grandes propriedades rurais; PRO = valor da produção agrícola de soja (mil reais/ano). * área municipal inserida no contexto das sub-bacias do rio Corrente e Aporé.

Descritores	Sub-bacia do rio Corrente				Sub-bacia do rio Claro		Sub-bacia do rio Aporé	Sub-bacia do rio Alegre
	Aporé*	Chapadão do Céu	Mineiros	Serranópolis	Jataí	Caiapônia	Aporé	Quirinópolis
POP	3.427	3.778	39.024	6.447	75.451	16.500	3.427	36.512
AMU	2.909,6	2.190,7	9.096,4	5.544	7.197,1	8.653,1	2.909,6	3.792
DEN	1,18	1,72	4,29	1,16	10,48	1,69	1,18	9,63
PUR	2.096	2.818	34.660	4.095	68.821	10.819	2.096	30.822
PRU	1.331	960	4.364	2.352	6.630	854	1.331	5.690
TXC	1,15	8,42	2,64	-2,25	2,17	0,61	1,15	0,73
IDH	0,752	0,834	0,78	0,742	0,793	0,735	0,752	0,78
TXI	15,34	16,97	11,27	11,41	10,75	9,7	15,34	13,37
MIN	1.120,7	2.172,2	7.992	1.427,6	12.125,1	7.820	1.120,7	7.829,2
PEQ	6.669,7	7.810,9	68.291,8	17.929,7	54.821,6	62.985,5	6.669,7	50.390,9
MED	42.708,3	1.115,8	271.102,2	92.519,6	236.051,7	206.784,8	42.708,3	104.053,2
GRA	228.692,9	58.899,3	441.571,3	385.095,2	361.259,8	446.136,4	228.692,9	223.439,6
PRO	271	35.894	63.450	11.404	92.565	21.735	271	14.007

3.3. RESULTADOS

Considerando os dados levantados para as nove localidades e as quatro sub-bacias, a riqueza de espécies para a região sudoeste foi de 46 espécies de anfíbios, classificadas em duas ordens, oito famílias e 17 gêneros (Tabela 3.3). A riqueza estimada para a região foi de 50 espécies ($S_{\text{jack1}} = 50,44 \pm 4,41$) (Figura 3.1).

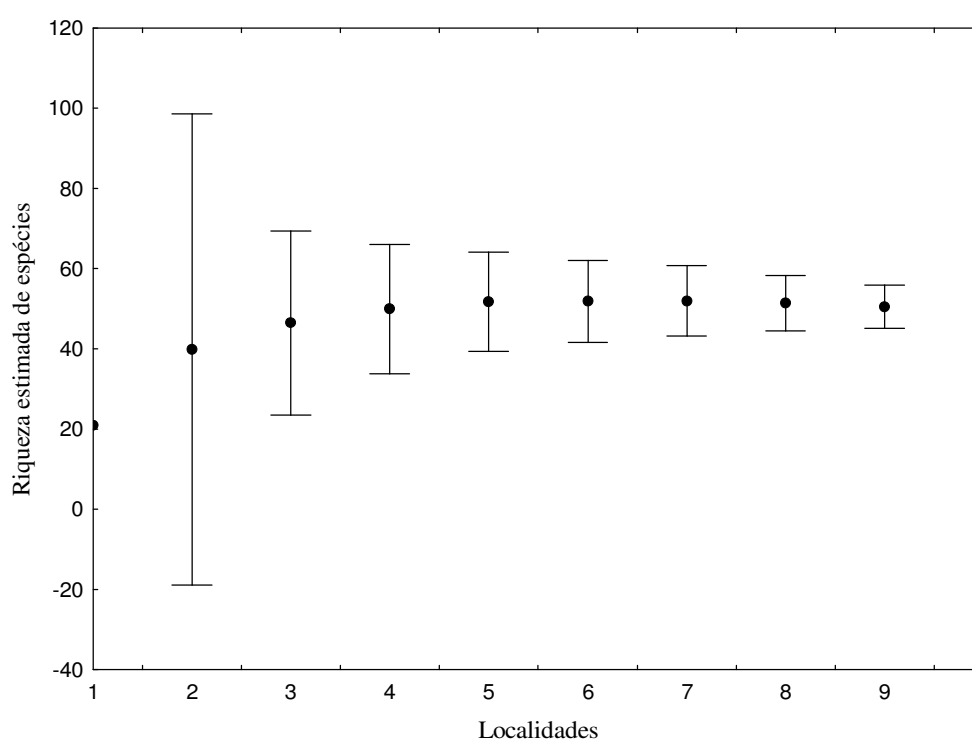


Figura 3.1. Riqueza estimada de espécies de anfíbios para a região sudoeste do estado de Goiás, considerando nove localidades.

Tabela 3.3. Espécies de anfíbios registradas para a região sudoeste do estado de Goiás, considerando estudos conduzidos nas sub-bacias do rio Corrente, Aporé, Claro e Verde. ¹ VAZ-SILVA *et al.* (2007); ^{2, 3} KOPP (2009); ^{4, 5, 7, 9} GUIMARÃES (2006); ⁶ presente estudo; ⁸ VAZ-SILVA, W. (dados não publicados).

	Sub-bacia								
	rio Corrente					rio Claro		rio Aporé	rio Alegre
	Aporé ¹	Chapadão do Céu ²	Mineiros ³	Serranópolis ⁴	Mineiros ⁵	Jataí ⁶	Caiapônia ⁷	Aporé ⁸	Quirinópolis ⁹
Ordem Anura									
Família Bufonidae									
<i>Rhinella mirandaribeiroi</i> (GALLARDO, 1965)	X							X	
<i>Rhinella ocellata</i> (GÜNTHER, 1859)	X								
<i>Rhinella rubescens</i> (A. LUTZ, 1925)				X	X		X		X
<i>Rhinella schneideri</i> (WERNER, 1894)	X	X	X	X		X		X	
Família Cychlorhamphidae									
<i>Proceratophrys</i> aff. <i>moratoi</i> (JIM & CARAMASCHI, 1980)	X								
Família Hylidae									
<i>Dendropsophus cruzi</i> (POMBAL & BASTOS, 1998)	X		X			X		X	
<i>Dendropsophus jimi</i> (NAPOLI & CARAMASCHI, 1999)	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Dendropsophus minutus</i> (PETERS, 1872)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus nanus</i> (BOULENGER, 1889)	X					X			
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (REINHARDT & LÜTKEN, 1862)	X			X	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus soaresi</i> (JIM & CARAMASCHI, 1980)	X			X	X		X		X
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (SPIX, 1824)	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Hypsiboas lundii</i> (BURMEISTER, 1856)	X		X		X	X	X		X
<i>Hypsiboas multifasciatus</i> (GÜNTHER, 1859)	X			X	X		X		X
<i>Hypsiboas punctatus</i> (SCHNEIDER, 1799)				X	X		X	X	X
<i>Hypsiboas raniceps</i> COPE, 1862	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa azureae</i> COPE, 1862	X			X	X	X	X		X
<i>Pseudis bolbodactylus</i> A. LUTZ, 1925	X					X		X	
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. LUTZ, 1925)	X	X	X	X		X		X	X
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. LUTZ, 1925)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Scinax</i> sp. (clado <i>S. ruber</i>)		X	X						
<i>Scinax</i> cf. <i>similis</i> (COCHRAN, 1952)								X	
<i>Scinax x-signatus</i> (SPIX, 1824)	X					X			

<i>Trachycephalus venulosus</i> (Laurenti, 1768)	X						X		
Família Leiuperidae									
<i>Eupemphix nattereri</i> STEINDACHNER, 1863	X	X	X				X	X	X
<i>Physalaemus centralis</i> BOKERMANN, 1962	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Physalaemus cuvieri</i> FITZINGER, 1826	X	X	X				X		X
<i>Physalaemus marmoratus</i> (REINHARDT & LÜTKEN, 1862)	X			X			X	X	X
<i>Pseudopaludicola</i> cf. <i>mystacalis</i> (COPE, 1887)			X						
<i>Pseudopaludicola saltica</i> (COPE, 1887)			X					X	
<i>Pseudopaludicola</i> aff. <i>falcipes</i> (HENSEL, 1867)	X	X	X				X		
Família Leptodactylidae									
<i>Leptodactylus furnarius</i> SAZIMA & BOKERMANN, 1978		X	X				X	X	
<i>Leptodactylus fuscus</i> (SCHNEIDER, 1799)	X	X	X				X	X	X
<i>Leptodactylus</i> aff. <i>hylaedactylus</i> (COPE, 1868)		X	X	X					
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (SPIX, 1824)	X	X	X				X	X	
<i>Leptodactylus martinezi</i> (BOKERMANN, 1956)			X					X	
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (BURMEISTER, 1861)		X	X					X	X
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (SPIX, 1824)				X	X				
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>ocellatus</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X			X		X
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (COPE, 1862)	X		X	X				X	X
<i>Leptodactylus sertanejo</i> GIARETTA & COSTA, 2007			X						
Família Microhylidae									
<i>Chiasmocleis albopunctata</i> (BOETTGER, 1885)	X							X	
<i>Elachistocleis</i> cf. <i>ovalis</i> (SCHNEIDER, 1799)	X	X	X	X			X	X	
<i>Dermatonotus muelleri</i> (BOETTGER, 1885)					X			X	X
Família Strabomantidae									
<i>Barycholos ternetzi</i> (MIRANDA-RIBEIRO, 1937)				X	X			X	X
Ordem Gymnophiona									
Família Caeciliidae									
<i>Siphonops paulensis</i> BOETTGER, 1892	X							X	
Total de espécies	32	19	25	21	15		24	18	22

Dentre os municípios analisados, Aporé (VAZ-SILVA *et al.*, 2007) apresentou a maior riqueza (N = 32 espécies) e Caiapônia (GUIMARÃES, 2006) a menor (N = 18 espécies). Nove espécies tiveram uma ampla distribuição (*Dendropsophus jimi*, *D. minutus*, *D. rubicundulus*, *Hypsiboas albopunctatus*, *H. raniceps*, *Scinax fuscovarius*, *S. fuscomarginatus*, *Eupemphix nattereri* e *Physalaemus centralis*) ocorrendo em mais de 75% das localidades contempladas pelo estudo. *Physalaemus centralis*, *Scinax fuscomarginatus* e *Dendropsophus rubicundulus* ocorrem nas nove localidades. *Rhinella ocellata*, *Proceratophrys* aff. *moratoi*, *Scinax* cf. *similis*, *Pseudopaludicola* cf. *mystacalis* e *Leptodactylus sertanejo* foram as espécies menos freqüentes, presente em apenas uma localidade.

A análise de similaridade de Jaccard evidenciou três principais agrupamentos considerando a riqueza entre os estudos utilizados (Tabela 3.4; Figura 3.2). As localidades mais similares foram Caiapônia e Quirinópolis (Tabela 3.4). O município de Jataí apresentou uma riqueza de 24 espécies, com uma alta similaridade de espécies com o município de Aporé. *Dendropsophus nanus*, *Scinax x-signatus* e *Trachycephalus venulosus*, apesar de serem espécies de ampla distribuição no Cerrado, foram as espécies menos freqüentes nas localidades amostradas do município de Jataí.

Tabela 3.4. Matriz de similaridade de Jaccard entre os municípios da região sudoeste do Estado de Goiás com dados de riqueza levantados. ¹ sub-bacia do rio Corrente [^A VAZ-SILVA *et al.* (2007); ^{B, C} KOPP (2009); ^{D, E} GUIMARÃES (2006)]; ² sub-bacia do rio Claro [^A presente estudo; ^B GUIMARÃES (2006)]; ³ sub-bacia do rio Aporé (VAZ-SILVA, W. dados não publicados); ⁴ sub-bacia do rio Alegre [GUIMARÃES (2006)].

	Aporé ^{1A}	Chapadão do Céu ^{1B}	Mineiros ^{1C}	Serranópolis ^{1D}	Mineiros ^{1E}	Jataí ^{2A}	Caiapônia ^{2B}	Aporé ³	Quirinópolis ⁴
Aporé ^{1A}	1,000								
Chapadão do Céu ^{1B}	0,416	1,000							
Mineiros ^{1C}	0,425	0,692	1,000						
Serranópolis ^{1D}	0,432	0,379	0,314	1,000					
Mineiros ^{1E}	0,270	0,172	0,142	0,565	1,000				
Jataí ^{2A}	0,696	0,535	0,484	0,363	0,218	1,000			
Caiapônia ^{2B}	0,351	0,233	0,228	0,560	0,736	0,312	1,000		
Aporé ³	0,567	0,500	0,500	0,382	0,205	0,515	0,294	1,000	
Quirinópolis ⁴	0,459	0,366	0,342	0,653	0,608	0,393	0,739	0,411	1,000

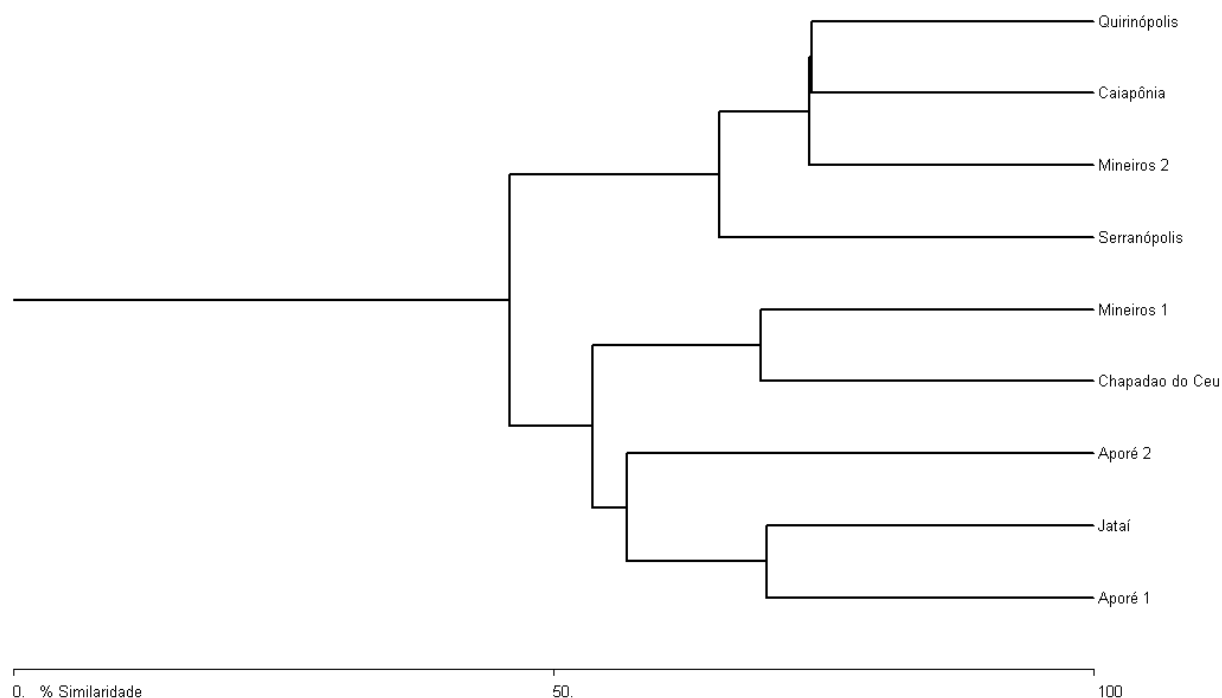


Figura 3.2. Similaridade entre a riqueza de espécies nos municípios analisados. Aporé 1 = VAZ-SILVA *et al.* (2007); Aporé 2 = VAZ-SILVA, W., dados não publicados; Mineiros 1 e Chapadão do Céu = KOPP (2009); Mineiros 2, Quirinópolis, Serranópolis e Caiapônia = GUIMARÃES (2006); Jataí = presente estudo.

Considerando a riqueza de espécies no contexto das quatro sub-bacias da região, a sub-bacia do rio Corrente apresentou a maior riqueza com 45 espécies, seguido das sub-bacias dos rios Claro (32 espécies), Aporé (26 espécies) e Alegre (22 espécies). A similaridade entre as sub-bacias foi considerada alta (Tabela 3.5.), sendo que a sub-bacia do rio Corrente foi mais similar com a sub-bacia do rio Claro (Figura 3.3). Não foi verificada relação significativa entre os descritores ambientais das quatro sub-bacias e a composição de espécies (Teste de Mantel: $r = 0,013$; $P = 0,48$) e entre os descritores sócio-econômicos e a composição de espécies (Teste de Mantel: $r = -0,061$; $P = 0,60$).

Tabela 3.5. Matriz de similaridade de Jaccard entre quatro sub-bacias da região sudoeste do Estado de Goiás com dados de riqueza levantados. ¹ [VAZ-SILVA *et al.* (2007); KOPP (2009); GUIMARÃES (2006)]; ² (VAZ-SILVA, W. dados não publicados); ³ [presente estudo; GUIMARÃES (2006)]; ⁴ [GUIMARÃES (2006)].

	Sub-bacia do rio Corrente	Sub-bacia do rio Aporé	Sub-bacia do rio Claro	Sub-bacia do rio Alegre
Sub-bacia do rio Corrente ¹	1,000			
Sub-bacia do rio Aporé ²	0,543	1,000		
Sub-bacia do rio Claro ³	0,711	0,487	1,000	
Sub-bacia do rio Alegre ⁴	0,488	0,411	0,588	1,000

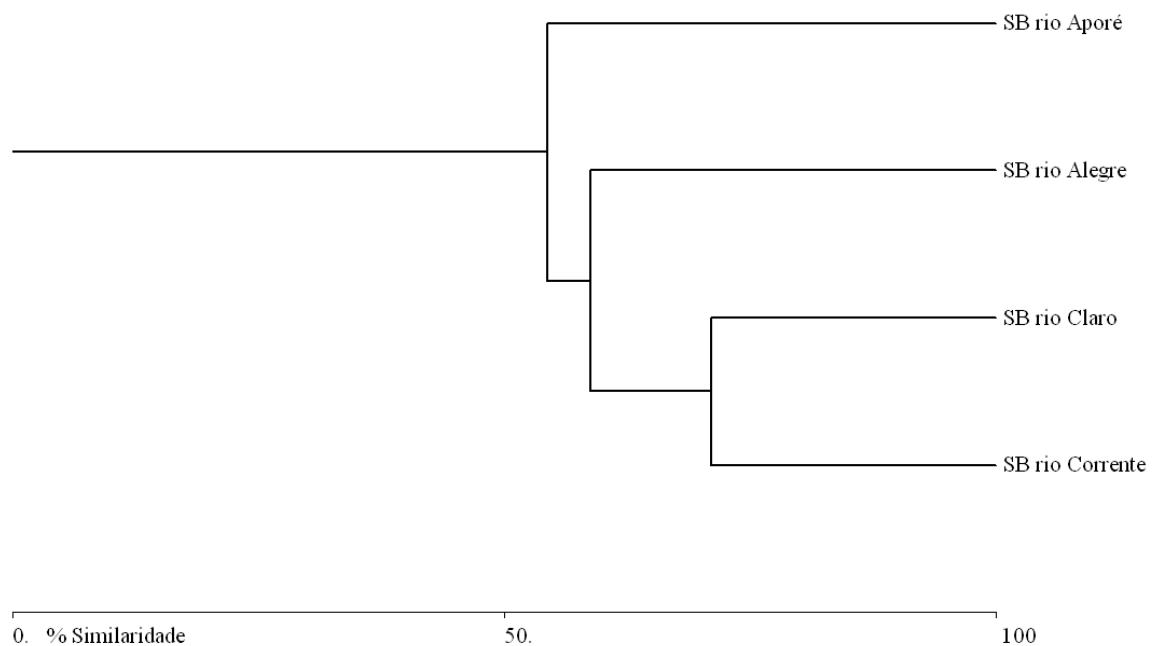


Figura 3.3. Similaridade entre a riqueza de espécies nas sub-bacias hidrográficas analisadas.

3.4. DISCUSSÃO

A riqueza de espécies apontada para região sudoeste representa 36,6% das espécies que ocorrem no Cerrado (segundo BASTOS, 2007) e 46% da riqueza de espécies para o Estado de Goiás. A riqueza apontada para o município de Jataí é considerada intermediária quando comparada a outras localidades do sudoeste do estado de Goiás. Considerando as quatro sub-bacias da região sudoeste do Estado de Goiás, nota-se uma alta heterogeneidade ambiental em relação ao uso do solo, evidenciando uma alta degradação ambiental na região, inclusive pelo uso de monoculturas.

O município de Jataí, inserido na sub-bacia do rio Claro, contempla uma área de 7.174 km² (IBGE, 2009) e detém uma atividade agrícola intensiva em tecnologias e em

capital pautando-se na exploração de grandes extensões e no trabalho mecanizado (RIBEIRO, 2005). A grande atividade agrícola é a monocultura de grãos com destaque para a produção de milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glycine max* L.), que se consolidou na década de 1980, acompanhando a expansão de fronteira agrícola do estado (RIBEIRO & DIAS, 2007). Em 2007, a monocultura de soja contemplou uma área plantada de 27.000 hectares (IBGE, 2009) e o município foi considerado o quinto maior produtor do Brasil (RIBEIRO & DIAS, 2007).

A diversidade faunística de determinada região pode estar relacionada com as características ambientais da região, ocorrendo espécies com maiores e menores restrições ambientais. No contexto multivariado não foi verificada relação entre o padrão de desenvolvimento econômico com a composição das espécies. GUIMARÃES (2006), também não encontrou relação significativa entre o padrão de distribuição de espécies e atributos sócio-econômicos numa análise com 20 municípios do Estado de Goiás. Os nossos dados são considerados preliminares e a ausência de alguma relação pode estar relacionada com o baixo número de localidades e sub-bacias analisadas. As limitações das análises devem também ser consideradas nas interpretações, uma vez que foram analisados estudos com técnicas e esforços de amostragens distintos.

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R. A. & CRUMP, M. L. 1982. Habitat portioning among size classes of larvae southern leopard frog *Rana utricularia*. *Copeia* 2: 367-373.

BASTOS, R. P. 2007. Anfíbios do Cerrado. In. *Herpetologia no Brasil* 2. Sociedade Brasileira de Herpetologia.

COLLI, G. R., BASTOS R. P. & ARAÚJO, F. B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, pp. 223–241.

COLWELL, R. K. 2004. Estimates 5: Statistical estimation of species richness and shared species form samples. Site: viceroy.eeb.unconn.edu/estimates.

CTE – CENTRO TECNOLÓGICO DE ENGENHARIA LTDA. 2004. *Estudo Integrado de Bacias do Sudoeste*. Agencia Goiana do Meio Ambiente.

GUIMARÃES, L. D. 2006. *Conservação de anfíbios no Cerrado*. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade Federal de Goiás.

HELLMANN, J. J. & FOWLER, G. W. 1999. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications* 9: 824-834.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2009. homepage www.ibge.gov.br, Acessado em 12 de janeiro de 2009.

KOPP, K. A. 2009. *Biodiversidade e padrões de distribuição da anurofauna no Parque Nacional das Emas e entorno*. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade Federal de Goiás.

MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey. Priceton University Press.

MANLY, B. J. F. 2008. *Métodos estatísticos multivariados – Uma introdução*. Bookman. 3ª edição. 228p.

MANLY, B. J. F.. 1994. *A Primer of Multivariate Statistics*. London, Champman & Hall. 179p.

MIZIARA, F. 2006. Expansão de fronteiras e ocupação do espaço no Cerrado: o caso de Goiás. Pg.: 169-196. In: GUIMARÃES, L. D. , SILVA, M. A. D., ANACLETO, T. C. eds. *Natureza Viva Cerrado*. Editora UCG, Goiânia.

RIBEIRO, D. D. & DIAS, M. S. 2007. Diagnóstico da estrutura fundiária: detalhamento dos minifúndios e pequenos estabelecimentos no município de Jataí (GO) e investigação das

estratégias de sua re-criação. *Anais do X EREGEO Simpósio Regional de Geografia. Abordagens geográficas do Cerrado: paisagens e diversidade*. 15p.

ROSSA-FERES, D. C., 1997. *Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região noroeste do Estado de São Paulo: microhabitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia) Rio Claro: Instituto de Biociências. UNESP, 178p.

SBH 2009. *Brazilian amphibians – List of species*. Accessible at <http://www.sbherpetologia.org.br>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Captured on 24 July 2009.

STATSOFT, INC. 2001. *STATISTICA (Data analysis software system)*, version 6.

VAZ-SILVA, W., GUEDES, A.G., AZEVEDO-SILVA, P.L., GONTIJO, F.F., BARBOSA, R.S., ALOISIO, G.R. & OLIVEIRA, F.C.G. 2007. Herpetofauna, Espora Hydroelectric Power Plant, state of Goiás, Brazil. *Check List*, 3 (4): 338–345.

VAZ-SILVA, W. & ANDRADE, T. A. 2009. Amphibia, Anura, Pipidae, *Pipa pipa*: distribution extension, new state record and geographic distribution map. *Check List*, 5 (3): 507–509.

CAPÍTULO 4. A IMPORTÂNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL DOS CORPOS D'ÁGUA NA COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE GIRINOS NO SUDOESTE GOIANO

ABSTRACT. The importance of environmental heterogeneity in ponds on tadpoles assemblages composition from southwestern Goiás State, Brazil. The present work analyzed the tadpoles assemblages in two environmental categories considering the land use and environmental attributes relations. Forty ponds were sampled in southwestern State of Goiás, Central Brazil. Twenty-four ponds were localized in area without influence and 16 in area with influence of soil monoculture. We registered 4,529 specimens among four anuran families and 18 species. *Scinax fuscovarius*, *Dendropsophus minutus* and *Eupemphix nattereri* were the most common species. The mean richness in ponds sampled was significantly different in the families Hylidae and Leptodactylidae. Results showed that ponds without influence by soil monoculture supported the greatest diversity. The multivariate canonical correspondence analyses showed the biggest predictive to the variable types of predator, distance of vegetational fragments and hydroperiod in the pattern of occurrence in the species. Temporal attributes and environmental heterogeneity are the important factors that determine the species composition in tadpoles' assemblages. The results will subsidize actions directed to the management in agricultural areas in the scope of conservation biology.

KEYWORDS. Conservation biology, tadpoles, land use, habitat integrity, monoculture.

RESUMO. O presente estudo analisa o padrão de ocorrência de larvas de anfíbios anuros em duas categorias de ambientes considerando a paisagem local (uso do solo) e sua relação com atributos ambientais. Em um total de 40 corpos d'água amostrados no sudoeste do Estado de Goiás, Brasil Central, sendo 24 sem influência e 16 com influência direta da monocultura de soja, foram registrados 4.529 espécimes de quatro famílias e 18 espécies de anuros. *Scinax fuscovarius*, *Dendropsophus minutus* e *Eupemphix nattereri* foram as espécies mais abundantes. A riqueza média por ambiente amostrado foi significativamente diferente nas famílias Hylidae e Leptodactylidae. Os resultados demonstram que ambientes sem influência da monocultura suportam uma diversidade maior de espécies. A análise de correspondência canônica evidenciou um poder maior de predição para as variáveis ambientais tipos de predadores, distância do fragmento florestal e hidroperíodo no padrão de distribuição das espécies, quando comparado ao atributo paisagem (uso do solo por monocultura). Atributos temporais e a heterogeneidade ambiental se mostram como fatores importantes na determinação da composição das assembléias larvais. Os resultados servem de subsídios no âmbito da Biologia da Conservação às ações de manejo direcionadas para áreas agriculturáveis.

PALAVRAS-CHAVE. Biologia da Conservação, girinos, uso do solo, integridade do habitat, monocultura.

4.1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de estratégias efetivas para conservação requer um conhecimento científico que demonstre como as espécies e populações de anfíbios respondem às perturbações naturais e antrópicas nos ambientes (CUNNINGHAM *et al.*, 2007). A estrutura da comunidade pode ser estudada tanto no aspecto quantitativo (relação espécie-área) como no aspecto qualitativo (composição de espécies) (ETEROVICK, 2003) e diversos fatores podem estar relacionados com a distribuição das espécies nos ambientes.

Os anfíbios anuros representam um interessante grupo para estudos de ecologia de comunidades, principalmente devido às suas características comportamentais, que promovem a formação de agregados aumentando a exposição das espécies durante o período reprodutivo. Considerando as espécies de anuros com larvas aquáticas, estudos têm demonstrado a influência de fatores bióticos e abióticos na composição e manutenção das assembléias aquáticas (WELLBURN *et al.* 1996). A interação entre os fatores bióticos e gradientes ambientais pode influenciar no crescimento, desenvolvimento, sobrevivência da espécie e na composição da comunidade de anuros (MORIN, 1983; ALFORD, 1999; ETEROVICK & BARATA, 2006). A alteração de alguns fatores pode ser determinante na ocorrência de determinadas espécies fazendo com que os anfíbios tenham potencialidade para serem considerados indicadores de qualidade ambiental (LEBBORONI *et al.*, 2006).

Estudos conduzidos na região Temperada mostram relação entre a composição das espécies e os fatores da paisagem (uso do solo) (PEARL *et al.*, 2005; LINER *et al.*, 2008). KNUTSON *et al.* (1999, 2000) encontraram relação positiva entre a riqueza e abundância relativa de espécies em ambientes agrícolas. Na região Neotropical estudos relacionados

com composição de espécies em regiões antropizadas e não antropizadas considerando o uso do solo, principalmente por monoculturas, são escassos.

Considerando diferentes usos do solo como atributo da paisagem local, o objetivo do presente estudo foi verificar os fatores que determinam o padrão de ocorrência de larvas de anfíbios anuros em ambientes lóticos, considerando a proximidade da poça com a monocultura de soja no sudoeste goiano. Nossas hipóteses são que: 1) ambientes não próximos a monocultura de soja são mais heterogêneos do que ambientes localizados nas proximidades da monocultura; 2) ambientes mais heterogêneos suportam uma maior riqueza de espécies; e, 3) ambientes distantes da monocultura de soja suportam uma maior diversidade de espécies.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no município de Jataí (17°55'29" S; 51°45'10" W), sudoeste do estado de Goiás. Foram amostrados 40 corpos d'água (Apêndice 4.1) de característica lântica nos meses de dezembro de 2006, janeiro e dezembro de 2007, e janeiro de 2008. As amostras foram classificadas em duas categorias de paisagem considerando o uso do solo local: (CM) poças localizadas próximas (raio de até 50m) de monocultura de soja; e (SM) poças distantes de monoculturas (próximos a matas ou pastagens em diferentes estágios de regeneração).

Procedimentos amostrais

Para cada poça foram observados os seguintes descritores ambientais: uso do solo (SM e CM); área da poça; hidroperíodo (poça temporária e permanente); características físico-químicas (temperatura, pH, condutividade); número de tipos de substratos submersos, número de tipos de predadores potenciais [larvas de Odonata, Belostomatidae e peixes carnívoros (*Cichlasoma* spp. e *Astyanax altiparanae* GARUTTI & BRITSKI, 2000)], profundidade média, percentual de espelho d'água (medida antagônica ao percentual de cobertura vegetal na superfície da poça) e distância do fragmento florestal mais próximo (Apêndice 4.1). As variáveis físico-químicas foram mensuradas através dos equipamentos HORIBA® U-22, medidor de pH Minipa® MpH-1000 e medidor de Condutividade Minipa® MCD-2000. Nove descritores ambientais foram utilizados para a obtenção do Índice de Integridade Ambiental (IIA) para cada poça (Tabela 4.1) através de uma adaptação do método de NESSIMIAN *et al.* (2008). O IIA varia de 0 a 1, onde os valores são diretamente correlacionados com a integridade do habitat.

Tabela 4.1. Características dos ambientes utilizadas na avaliação dos pontos amostrais para o cálculo do Índice de Integridade do Habitat (IIA).

Característica	Condição	Valor
1. Tamanho do corpo d'água	Pequeno (até 500m ²)	1
	Médio (entre 500 e 2000m ²)	2
	Grande (maior que 2000m ²)	3
2. Profundidade (medida até 2m)	Raso (até 30cm)	1
	Intermediário (entre 31 e 50cm)	2
	Profundo (maior que 51cm)	3
3. Número de tipos de vegetação no interior da poça	Nenhum tipo	1
Tipos: emergente e flutuante, herbácea e arbustiva, arbórea	Um tipo	2
	Dois tipos	3
	Três tipos	4
4. % de cobertura vegetal na superfície da poça	Nenhuma	1
	Até 25%	2
	Entre 26 e 50%	3
	Entre 51 e 75%	4
	Entre 76 e 100%	5
5. Número de tipos de substrato na região marginal	Um tipo	1
Tipos: herbácea rasteira e ereta; solo nu; arbustiva; arbórea	Dois tipos	2
	Três tipos	3
	Quatro tipos	4
6. Perfil das margens	Um tipo	1
Tipos: em barranco; plana; inclinada	Dois tipos	2
	Três tipos	3
7. Número de tipos de margem	Um tipo	1
Tipos: seca; úmida; alagada	Dois tipos	2
	Três tipos	3
8. Distância para o fragmento florestal mais próximo	> 500m (=0)	1
	Entre 101<x<499m (=1)	2
	< 100m (=2)	3
9. Presença de predadores	Um tipo	1
Tipos: larvas de Odonata; Belostomatidae; Pisces	Dois tipos	2
	Três tipos	3

Em cada poça foram obtidas 10 amostras através do método de ALFORD & CRUMP (1982) adaptado por ROSSA-FERES (1997) utilizando um cilindro plástico de 70 cm de comprimento e 40 de diâmetro, aberto em ambas as extremidades, que foi direcionado aleatoriamente na poça. No momento do direcionamento foi verificada a existência de espaços entre o tubo e o substrato, com o objetivo de evitar fuga de indivíduos. Caso não fossem constatados, todo o ambiente delimitado pelo cilindro era vasculhado com o uso de uma peneira, durante 5 minutos. O esforço amostral despendido em cada poça foi de 50 minutos, e contemplada uma área de $1,3\text{m}^2$ por poça. Os espécimes capturados foram imediatamente fixados em solução de formalina a 10% para posterior identificação em laboratório. A identificação dos girinos seguiu LEÓN (1975) e ROSSA-FERES & NOMURA (2005) e a nomenclatura das espécies seguiu FROST *et al.* (2006). Espécimes testemunhos (Autorização SISBIO-IBAMA n. 13042-2) estão depositados na coleção de Zoologia da Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho - UNESP, Campus de São José do Rio Preto.

Análises estatísticas

A riqueza de espécies e o Índice de Integridade Ambiental foram calculados para cada categoria (SM e CM). Com o objetivo de verificar diferença na Integridade Ambiental das poças nas duas categorias de paisagem (CM e SM) foi utilizado o Teste *t* de Student (ZAR, 1996). Para verificar relação existente entre o Índice de Integridade Ambiental (IIA) e a riqueza de espécies nas 40 poças amostradas foi realizada uma análise de regressão simples mediante dados brutos logaritmizados. Foram utilizados o estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem (HELLMANN & FOWLER, 1999) e o Índice de Diversidade e Equitabilidade de Shannon-Winner (KREBS, 1989). Para verificar a significância da

diferença entre a riqueza de espécie por família nas duas categorias foi utilizado a teste *t* de Student. Para as análises foram utilizados os seguintes softwares: EstiMateS (COLWELL, 2004) com 50 permutações; STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2001). A significância do índice de diversidade entre as duas categorias foi testada pelo Teste *t* Diversity pareado, considerando probabilidade de 5%, utilizando o software PAST vers. 1,37 (HAMMER *et al.*, 2001).

Para verificar se existe relação entre os descritores ambientais e a composição de espécies foi gerada uma matriz com o Índice de Similaridade de Bray-Curtis (MAGURRAN, 1988) para a matriz de abundância das espécies mediante dados padronizados, e uma matriz com o Índice de Similaridade de Gower (GOWER, 1971) para a matriz de atributos ambientais, utilizando o software R Statistical Software. Posteriormente, foi testada a relação entre as matrizes pelo Teste de Mantel (MANLY, 1994). Para verificar a relação entre os descritores ambientais e a composição das espécies foi aplicada a Análise de Correspondência Canônica (ACC) com 1.000 permutações (TER BRAAK, 1986) entre a abundância das espécies e os descritores ambientais de cada poça amostrada, utilizando o software PC-ORD.

4.3. RESULTADOS

Dentre as 40 poças amostradas, em apenas três não foram coletados girinos (duas distantes e uma próxima a monocultura). Foram catalogados 4.529 espécimes identificados em quatro famílias e 18 espécies de anuros (Tabela 4.2). *Scinax fuscovarius* (N = 2.613), *Dendropsophus minutus* (N = 729) e *Eupemphix nattereri* (N = 445) foram as espécies mais abundantes.

Tabela 4.2. Riqueza estimada, índice de diversidade, equitabilidade, e abundância das espécies catalogadas nas duas categorias de ambientes analisados. SM = ambientes distantes da monocultura; CM = ambientes próximos da monocultura de soja.

Espécies	Ambientes	
	SM (N = 24)	CM (N = 16)
Família Hylidae		
<i>Dendropsophus minutus</i> (PETERS, 1872)	657	72
<i>Dendropsophus nanus</i> (BOULENGER, 1889)	40	2
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (REINHARDT & LÜTKEN, 1862)	39	19
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (SPIX, 1824)	7	0
<i>Hypsiboas lundii</i> (BURMEISTER, 1856)	28	0
<i>Hypsiboas raniceps</i> COPE, 1862	20	0
<i>Phyllomedusa azurea</i> COPE, 1862	34	6
<i>Pseudis bolbodactylus</i> A. LUTZ, 1925	5	0
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. LUTZ, 1925)	2	0
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. LUTZ, 1925)	1.138	1.475
<i>Scinax x-signatus</i> (SPIX, 1824)	6	3
Família Leptodactylidae		
<i>Leptodactylus fuscus</i> (SCHNEIDER, 1799)	2	386
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (SPIX, 1824)	10	4
Família Leiuperidae		
<i>Eupemphix nattereri</i> STEINDACHNER, 1863	46	399
<i>Physalaemus cuvieri</i> FITZINGER, 1826	84	24
<i>Physalaemus marmoratus</i> (REINHARDT & LÜTKEN, 1862)	0	1
<i>Pseudopaludicola cf. falcipes</i> (HENSEL, 1867)	4	0
Família Microhylidae		
<i>Elachistocleis cf. ovalis</i> (SCHNEIDER, 1799)	1	15
Riqueza observada	17	12
Riqueza estimada (Jackknife 1) $\pm$ IC	21,77 $\pm$ 4,92	13,87 $\pm$ 4,01
Abundância	2.123	2.406
Índice de Shannon (H')	1,3233	1,1531
Equitabilidade (J)	0,4684	0,4650

O Índice de Integridade Ambiental (IIA) variou entre 0,06 a 0,53 nas 40 poças amostradas (Apêndice 4.1). Considerando as duas categorias de paisagem, o IIA dos ambientes distantes de monocultura (SM) foi significativamente maior do que o IIA dos ambientes localizados nas proximidades da monocultura ($t = 5,23$; $gl = 35$; $P < 0,001$) (Figura 4.1). Foi verificada uma relação positiva entre o Índice de Integridade do Habitat (IIA) e a riqueza de espécies ($r^2 = 0,188$, $P < 0,05$) (Figura 4.2).

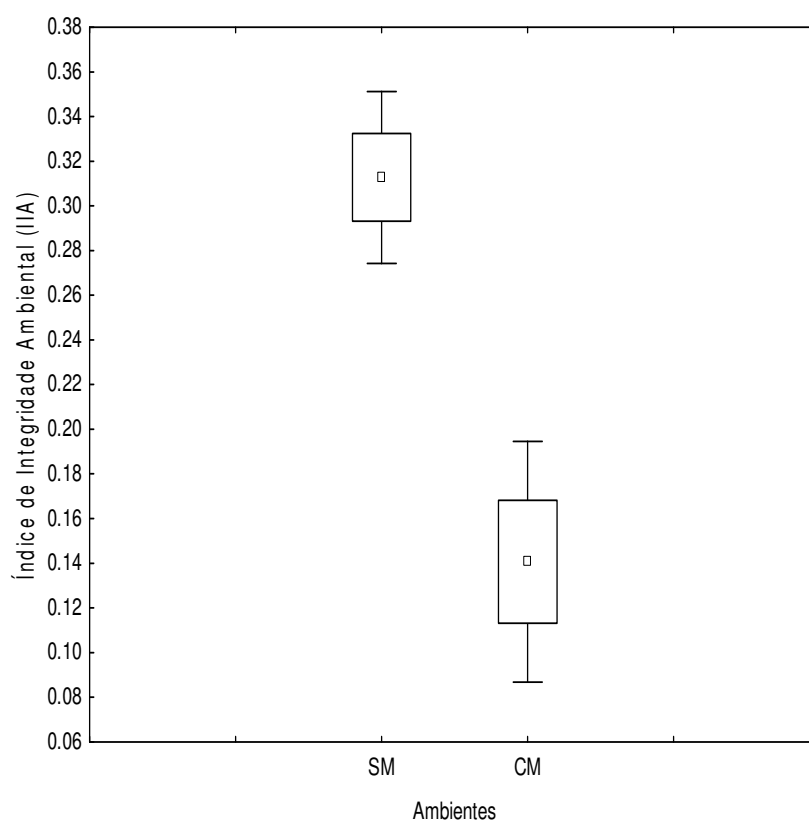


Figura 4.1. Média do Índice de Integridade Ambiental nas 40 poças estudadas no município de Jataí, Goiás. SM = ambientes distantes da monocultura; CM = ambientes próximos da monocultura.

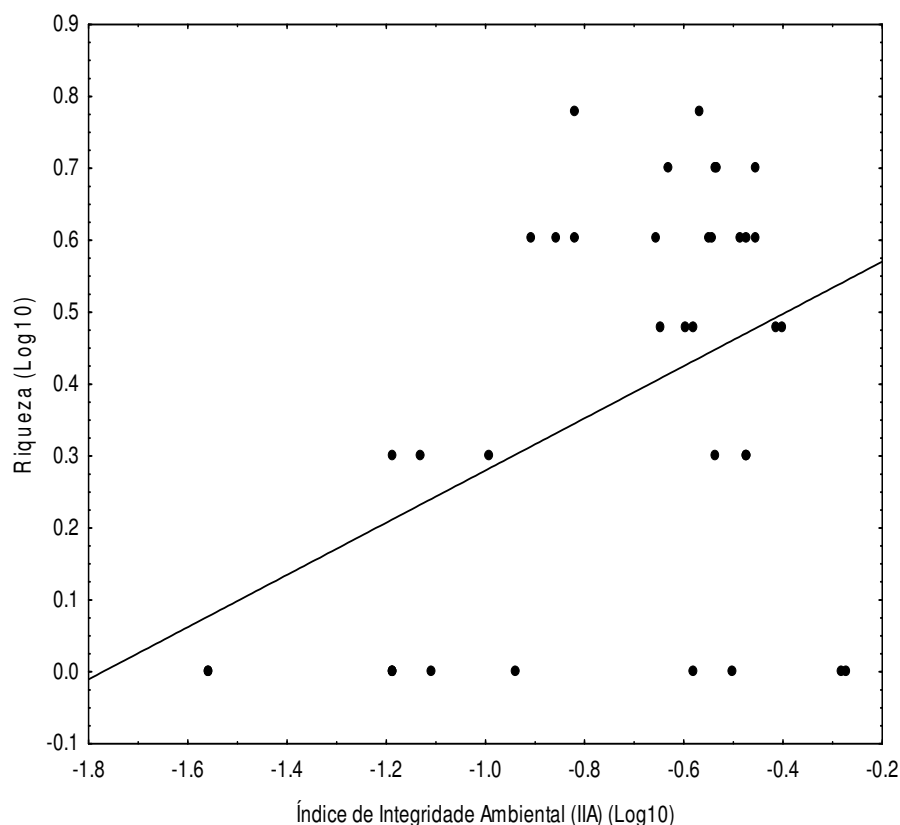


Figura 4.2. Relação entre o Índice de Integridade do Habitat e a riqueza de espécies nas 40 poças estudadas no município de Jataí. $Y = 0,64 + 0,36X$; $r^2 = 0,188$, $P < 0,05$.

Considerando as duas categorias de paisagem, nas poças distantes da monocultura (SM) foram coletados 2.123 indivíduos de 17 espécies, e nas poças próximas da monocultura (CM) 2.406 indivíduos de 12 espécies. As espécies *Hypsiboas albopunctatus* (N = 7), *H. lundii* (N = 28), *H. raniceps* (N = 20), *Pseudis bolbodactylus* (N = 5), *Scinax fuscumarginatus* (N = 2) e *Pseudopaludicola* cf. *falcipes* (N = 4) foram somente encontrados nos ambientes SM, enquanto que *Physalaemus marmoratus* (N = 1) foi registrado somente para ambiente CM. Nas duas categorias analisadas a espécie mais abundante foi *Scinax fuscovarius*, totalizando 1.138 (SM) e 1.475 (CM) espécimes capturados. A riqueza estimada de anfíbios nas poças SM foi de 21,77 espécies ($S_{jack1} =$

21,77; IC = 4,92) e nas poças CM foi de 13,87 espécies ($S_{jack1} = 13,87$; IC = 4,01) (Figura 4.3). A riqueza média por ambiente amostrado considerando as duas categorias foi significativamente diferente nas famílias Hylidae e Leptodactylidae (Tabela 4.3; Figura 4.4). A diversidade de Shannon-Winner nas duas categorias foi significativamente diferente ($t = 4,9487$, $P < 0,001$).

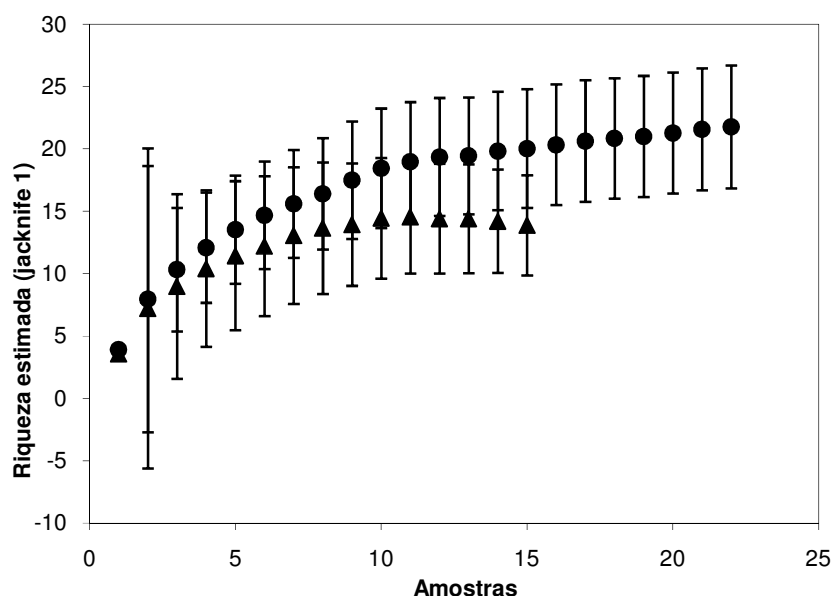


Figura 4.3. Riqueza estimada para os ambientes SM (●) e CM (▲).

Tabela 4.3. Riqueza observada e representatividade percentual de riqueza por família de anfíbios anuros registrados. SM = ambientes distantes da monocultura; CM = ambientes próximos da monocultura de soja. Em negrito, valores significativos.

Família	SM	CM	Teste de significância (t Student)
Hylidae	11 (65%)	6 (50%)	$t = 2,98$; gl = 38; $P = 0,004$
Leptodactylidae	2 (12%)	2 (17%)	$t = -2,92$; gl = 38; $P = 0,005$
Leiuperidae	3 (18%)	3 (25%)	$t = -0,75$; gl = 38; $P = 0,457$
Microhylidae	1 (5%)	1 (8%)	$t = -0,96$; gl = 38; $P = 0,339$
Total	17 (100%)	12 (100%)	

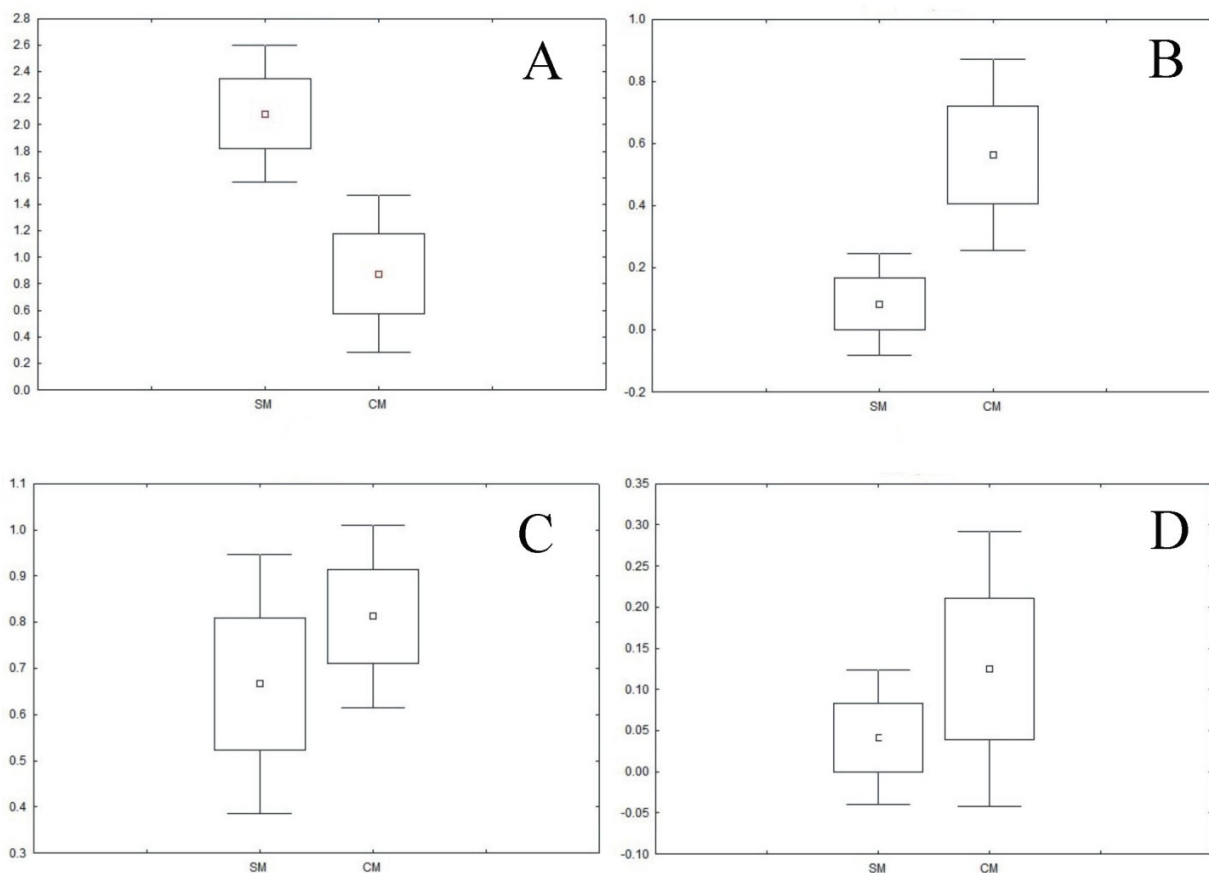


Figura 4.4. Riqueza média por ambiente amostrado (SM = distante de monocultura; CM = próximo de monocultura) em cada família (A = Hylidae; B = Leptodactylidae; C = Leiuperidae; D = Microhylidae).

Foi verificada uma relação positiva e significativa entre os descritores ambientais e a composição de espécies nas amostras (Teste de Mantel, $r = 0,241$, $P < 0,0001$). Os três primeiros eixos da ACC explicaram 28,1% da variância observada nos dados, sendo o primeiro responsável por 12,7% (Tabela 4.4). O primeiro eixo foi positivamente relacionado ao hidroperíodo ($r = 0,399$), área da poça ($r = 0,126$), condutividade ($r =$

0,114), temperatura ($r = 0,175$), profundidade média ($r = 0,077$) e tipos de predadores ($r = 0,637$), e negativamente relacionado ao uso do solo ($r = - 0,525$), aos tipos de substratos ($r = - 0,033$), pH ($r = - 0,335$), percentual de espelho d'água ($r = - 0,241$) e distância do fragmentos florestal mais próximo ($r = - 0,762$) (Tabela 4.5). A correlação entre os dois primeiros eixos e os atributos ambientais foi significativa considerando a aleatorização (1.000 permutações) dos dados de acordo com o teste de Monte Carlo ($F = 0,908$, $P < 0,05$ para o primeiro eixo, e $F = 0,781$, $P = 0,05$, para o segundo eixo).

Tabela 4.4 Resultados da ACC usada para verificar a importância das variáveis ambientais medidas na distribuição das espécies nos ambientes amostrados.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Autovalores	0,679	0,504	0,307
Correlações espécies-atributos ambientais	0,909	0,921	0,751
% cumulativa da variância dos dados de espécies	12,7	22,3	28,0
Correlação de Pearson espécies-atributos ambientais	0,908	0,925	0,765

Tabela 4.5. Coeficientes canônicos e coeficientes de correlação das variáveis ambientais com os três primeiros eixos da ACC.

Variáveis	Coeficientes canônicos			Coeficientes de correlação		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Uso do solo	-0,622	0,904	-0,599	-0,525	-0,277	0,059
Hidroperíodo	0,322	1,793	0,830	0,399	0,584	0,156
Tipos de substratos	0,062	0,283	0,456	-0,033	0,162	-0,081
Área da poça	-0,003	0,001	-0,008	0,126	0,078	-0,382
pH	0,070	0,033	-0,161	-0,335	0,139	0,075
Condutividade	-0,003	0,007	0,015	0,114	-0,228	-0,137
Temperatura	-0,011	0,033	0,014	0,175	-0,325	0,216
Espelho d'água	-0,005	0,002	-0,043	-0,241	0,195	-0,267
Profundidade	-0,003	0,029	0,017	0,077	0,666	-0,098
Distância do fragmento mais próximo	-0,508	-0,738	1,104	-0,762	-0,165	0,218
Tipos de predadores	0,716	-0,863	0,161	0,637	-0,330	-0,002

O descritor ambiental "Tipos de Predadores" foi positivamente correlacionado com os ambientes distantes da monocultura de soja e o atributo "Distância do fragmento mais próximo" foi positivamente correlacionado com os ambientes próximos da monocultura. A ACC evidenciou sete agrupamentos de espécies (Figura 4.5). *Eupemphix nattereri*, *Leptodactylus fuscus*, *L. labyrinthicus*, *Scinax fuscomarginatus* e *Elachistocleis cf. ovalis* foram negativamente correlacionados com o hidroperíodo e positivamente correlacionados com o uso do solo por monocultura. O agrupamento formado por *Scinax fuscovarius* e *Physalaemus marmoratus* se mostrou num ponto de transição entre as duas categorias de paisagem analisadas. As espécies *Hypsiboas albopunctatus*, *Hypsiboas raniceps*,

Dendropsophus minutus, *Dendropsophus nanus*, *Pseudopaludicola* cf. *falcipes*, *Pseudis bolbodactylus* e *Phyllomedusa azurae* formaram um grupo positivamente relacionado ao hidroperíodo e ao uso do solo. *Scinax x-signatus* e *Dendropsophus rubicundulus* formaram um grupo com alta correlação com o hidroperíodo.

Os resultados evidenciam um alto poder preditivo para as variáveis ambientais "Tipos de Predadores" e "Distância do fragmento florestal mais próximo". No entanto, o Eixo 2 mostra uma alta relação com a "profundidade média" e o "hidroperíodo" que determina a formação do agrupamento formado pelas espécies *Physalaemus cuvieri* e *Hypsiboas lundii*, positivamente correlacionados com o hidroperíodo.

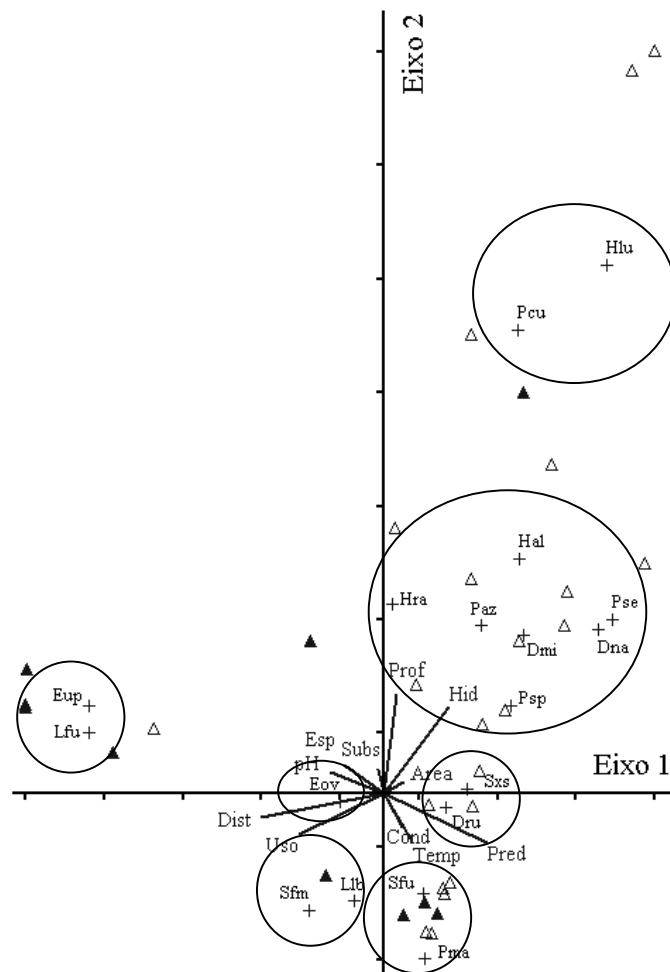


Figura 4.5. Correlação canônica entre as espécies de anuros, variáveis ambientais e ambientes amostrados no município de Jataí, Goiás. Variáveis ambientais: Hid = hidroperíodo; Uso = uso do solo; Prof = profundidade média; Subs = tipos de substratos; Esp = porcentagem de espelho d'água; Cond = condutividade; Area = área da poça; Dist = distância do fragmento florestal mais próximo; Pred = tipos de predadores; pH = Potencial Hidrogeniônico da água; Temp = temperatura da água. Espécies: Dmi = *Dendropsophus minutus*; Dna = *D. nanus*; Dru = *D. rubicundulus*; Hal = *Hypsiboas albopunctatus*; Hlu = *H. lundii*; Hra = *H. raniceps*; Paz = *Phyllomedusa azurea*; Pse = *Pseudis bolbodactylus*; Sfm = *Scinax fuscomarginatus*; Sfu = *S. fuscovarius*; Sxs = *S. x-signatus*; Lfu = *Leptodactylus fuscus*; Llb = *L. labyrinthicus*; Eup = *Eupemphix nattereri*; Pcu = *Physalaemus cuvieri*; Pma = *P. marmoratus*; Psp = *Pseudopaludicola* cf. *falcipes*; Eov = *Elachistocleis* cf. *ovalis*. Simbologia: + = espécies; Δ = ambientes distantes de monocultura; ▲ = ambientes próximos à monocultura.

4.4. DISCUSSÃO

A influência da agricultura nas populações de anfíbios tem sido relatada na literatura (KNUTSON *et al.*, 1999; BEJA & ALCAZAR, 2003). A perda de habitats, o isolamento (LINER *et al.*, 2008), a desconexão entre fragmentos (BECKER *et al.*, 2007) e contaminação de corpos d'água são fatores preponderantes na sobrevivência e manutenção das populações. No presente estudo, foi verificada uma relação direta entre o Índice de Integridade Ambiental e a riqueza de espécies. Os ambientes localizados em áreas mais distantes da monocultura de soja foram mais heterogêneos e apresentaram uma riqueza maior em relação aos ambientes localizados nas proximidades da monocultura. A composição das assembléias é diferente, sendo que ambientes distantes de monocultura de soja suportam um número maior de espécies, e a representatividade percentual de anuros da família Hylidae é mais expressiva, quando comparada ao outro ambiente.

ETEROVICK & FERNANDES (2001) e PRADO (2006) discutem o peso de determinantes filogenéticos que evidencia a história evolutiva das espécies na ocupação dos ambientes. Anfíbios anuros da família Hylidae contemplam em sua maioria espécies de hábito arborícola e semi-arborícola, que necessitam de estratos verticais para comportamento de corte e acasalamento, enquanto que os membros da família Leptodactylidae, Leiuperidae e Microhylidae compreendem espécies de hábitos terrestres ou criptozóicos com comportamento de corte no solo.

Este fato pode justificar a maior riqueza de espécies nos ambientes distantes de monocultura, uma vez que a maioria dos ambientes próximos da monocultura são menos heterogêneos e não mantêm uma vegetação marginal considerada que serviriam como arenas de exibição de machos das espécies de hílídeos.

Estudos têm demonstrado que os fatores determinantes da distribuição das espécies e composição das assembléias de girinos resultam da sinergia de fatores bióticos e abióticos envolvidos (MORIN, 1983; MORIN, 1986; MORIN *et al.*, 1988; VAN BUSKIRK, 1988; AZEVEDO-RAMOS, 1999; ETEROVICK & SAZIMA, 2000). PELTZER & LAJMANOVICK (2004) e BOTH *et al.* (2009), em estudos conduzidos em região subtropical, respectivamente na Argentina e no sul do Brasil, evidenciaram a influência de parâmetros físico-químicos na composição das espécies.

ROSSA-FERES & JIM (1996) analisaram a partilha de recurso espacial em assembléias de girinos na região de Botucatu, São Paulo. O estudo apontou a influência do hidroperíodo, fator resultante da sazonalidade climática, na composição das espécies, e ainda fatores específicos que atuam na abundância e persistência de cada população. WILD (1996) analisou a partilha de recurso em quatro assembléias de girinos na Amazônia peruana, e verificou que a sazonalidade climática relacionada com a disponibilidade de chuvas é um fator preponderante que determina a ocupação das espécies. O uso do solo, que determina a paisagem local e regional, pode ser um dos fatores a ser considerados.

A ACC mostrou a preferência de determinadas espécies em relação às duas categorias da paisagem. No presente estudo, *Eupemphix nattereri* e *Leptodactylus fuscus* foram espécies típicas de ambientes próximos à monocultura, em poças relativamente menores, águas mais frias e rasas, distantes de fragmentos florestais considerados e sem a presença de muitos tipos de predadores. Enquanto que as espécies *Physalaemus cuvieri*, *Hypsiboas albopunctatus*, *H. lundii*, *Dendropsophus minutus*, *Pseudis bolbodactylus*, *Pseudopaludicola cf. falcipes* e *Hypsiboas raniceps* foram associadas a ambientes distantes da monocultura, em poças maiores, mais quentes e mais profundas, com baixo pH, mais próximas a fragmentos florestais e sujeitas a mais tipos de predadores. Os autovalores não

foram altos indicando um intermediário grau de correspondência entre espécies e ambiente. Autovalores próximos a 1 revela alto grau de correspondência entre espécies e amostras, enquanto que autovalores próximos a zero revela pouca correspondência (TER BRAAK, 1985, ETEROVICK, 2003).

Os resultados apontam o número de tipos de predadores com um maior peso em relação ao uso do solo, atributo utilizado para a categorização dos ambientes analisados. Apesar de ter tido um alto poder preditivo, a presença de predador não foi suficiente para explicar a distribuição das espécies. Outros fatores de ordem espacial, como profundidade média da poça, são importantes da estruturação das assembléias. A profundidade média da poça é um atributo relacionado à declividade do terreno e ao relevo local, fator não considerado nas análises, e que pode ser influenciada pelo regime hidrológico regional determinando o hidroperíodo da poça.

A história natural e o grau de especificidade de determinadas espécies faz com que fatores espaciais determinantes da heterogeneidade espacial tenham uma grande importância no padrão de distribuição das espécies (ETEROVICK & BARATA, 2006). KNUTSON *et al.* (2004) observaram que as variáveis da poça possuem maior importância do que as variáveis da paisagem (uso do solo) para as comunidades de anfíbios. No estudo, conduzido em áreas de intensa atividade agrícola no estado de Minnessota (Estados Unidos), um dos fatores de grande importância foi a presença de peixes, predadores potenciais de ovos e larvas.

Nossos resultados podem servir de subsídios para ações direcionadas à Biologia da Conservação, e apontam para um sinergismo de fatores de ordem espacial e temporal que influenciam a distribuição das espécies em ambientes próximos e distantes de agricultura. Medidas de manejo direcionadas aos ambientes lênticos em regiões de intensa atividade

agrícola podem ser úteis para a manutenção de um alto Índice de Integridade Ambiental, que reflete na heterogeneidade do ambiente e que seja capaz de proporcionar um ambiente propício à colonização de espécies com maiores especificidades ambientais.

4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFORD, R. A. 1999. Ecology: resource use, competition, and predation. *In*: MCDIARMID, R. W. & ALTIG, R. (Eds.). *Tadpole, the biology of anuran larvae*. The University of Chicago Press, Chicago: 240-278.

ALFORD, R. A. & CRUMP, M. L. 1982. Habitat portioning among size classes of larvae southern leopard frog *Rana utricularia*. *Copeia* 2: 367-373.

AZEVEDO-RAMOS, C.; MAGNUSSON, W. E. & BAYLISS, P. 1999. Predation as the key factor structuring tadpole assemblages in a Savanna Area in Central Amazonia. *Copeia* 1999(1): 22-33.

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: 1775-1777.

BOTH, C.; SOLÉ, M.; SANTOS, T. G. & CECHIN, S. Z. 2009. The role of spatial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. *Hydrobiologia* 624: 125-138.

COLWELL, R. K. 2004. Estimates 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. We Site: viceroy.eeb.unconn.edu/estimates.

CUNNINGHAM, J. M.; CALHOUN, A. J. K. & GLAMZ, W. E. 2007. Pond-Breeding Amphibian Species Richness and Habitat Selection in a Beaver-Modified Landscape. *Journal of Wildlife Management* 71(8): 2517-2516.

ETEROVICK, P. C. & SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat and predation. *Amphibia-Reptilia* 21: 439-461.

ETEROVICK, P. C. & FERNANDES, W. 2001. Tadpole distribution within montane meadow streams at the Serra do Cipó, southeastern Brazil: ecological or phylogenetic constraints. *Journal of Tropical Ecology* 17: 683-693.

ETEROVICK, P. C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19: 219-228.

ETEROVICK, P. C. & BARATA, I. M. 2006. Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica* 62(4): 365-377.

FROST, D. R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R. H.; HAAS, A.; HADDAD, C. F. B.; DE SÁ, R. O.; CHANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S. C.;

RAXWORTHY, C. J.; CAMPBELL, J. A.; BLOTTO, B. L.; MOLER, P.; DREWES, R. C.; NUSSBAUM, R. A.; LYNCH, J. D.; GREEN, D. M. & WHEELER, W. C. 2006: The Amphibian Tree of Life. *Bulletin of the American Museum of Natural History, New York*, 297: 370pp.

GOWER, J. C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27: 857-874.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

HELLMANN, J. J. & FOWLER, G. W. 1999. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications* 9: 824-834.

KNUTSON, M. G.; SAUER, J. R.; OLSEN, D. O.; MOSSMAN, M. J.; HEMESATH, L. M. & LANNOO, M. J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13: 1437-1446.

KNUTSON, M. G.; SAUER, J. R.; OLSEN, D. O.; MOSSMAN, M. J.; HEMESATH, L. M. & LANNOO, M. J. 2000. Landscape associations of frog and toad species in Iowa and Wisconsin, USA. *Journal of the Iowa Academy of Sciences* 107: 134-145.

KNUTSON, M. G.; RICHARDSON, E. B.; REINEDE, D. M.; GRAY, B. R.; PARMELEE, J. R. & WEICK, S. E. 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications* 14(3): 669-684.

KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman. 620p.

LEBBORONI, M.; RICCHIARDINO, G.; BELLAVITA, M. & CHELAZZI, G. 2006. Potential use of anurans as indicators of biological quality in ustreams of central Italy. *Amphibia-Reptilia* 27: 73-79.

LEON, J. R. 1975. Desarrollo temprano y notas sobre la historia natural de la larva de *Hyla x-signata* (Amphibia: Hylidae). *Caribbean Journal of Sciences* 15(1-2): 57-65.

LINER, A. E.; SMITH, L. L.; GOLLADAY, S. W.; CASTLEBERRY, S. B. & GIBBONS, J. W. 2008. Amphibian distributions within three types of isolated wetlands in southwest Georgia. *The American Midland Naturalist* 160(1): 69-81.

MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey. Princeton University Press.

MANLY, B. F. G. 1994. *A Primer of Multivariate Statistics*. London, Chapman & Hall. 179p.

MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1997. PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 3.11. MjM Software design. Glenneden Beach, Oregon, USA.

MORIN, P. J. 1983. Predation, Competition, and the composition of larval anuran guilds. *Ecological Monographs* 53(2): 119-138.

MORIN, P. J. 1986. Interactions between ntraspecific competition and predation in an amphibian predator-prey system. *Ecology* 67(3): 713-720.

MORIN, P. J.; LAWLER, S. P. & JOHNSON, E. A. 1988. Competition between aquatic insects and vertebrates: interaction strength and higher order interactions. *Ecology* 69(5): 1401-1409.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO JR., P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D. & JUAN, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.

PEARL, C. A.; ADAMS, M. J.; LEUTHOLD, N. & BURY, R. B. 2005. Amphibian occurrence and aquatic invaders in a changing Landscape: implications for wetland mitigation in the Willamette Valley, Oregon, USA. *Wetlands* 25(1): 76-88.

PELTZER, P. M. & LAJMANOVICK, R. C. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná river, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 13: 1833-1842.

PRADO, V. H. M. 2006. *Similaridade ecológica em comunidades de girinos (Amphibia, Anura): o papel de componentes históricos (filogenéticos) e contemporâneos (ecológicos)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista. 146pp.

ROSSA-FERES, D. C. & JIM, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). *Revista Brasileira de Biologia* 56(2): 309-316.

ROSSA-FERES, D. C., 1997. *Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região noroeste do Estado de São Paulo: microhabitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia) Rio Claro: Instituto de Biociências. UNESP, 178p.

ROSSA-FERES, D. C. & NOMURA, F. 2006. Characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia: Anura) from the northwestern region of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica* 6(1): 1-26.

STATSOFT, INC. 2001. *STATISTICA (Data analysis software system)*, version 6.

TER BRAAK, C. J. 1986. Canonical correspondence analyses: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.

VAN BUSKIRK, J. 1988. Interactive effects of dargonfly predation in experimental pond communities. *Ecology* 69(3): 857-867.

WELLBURN, G. A.; SKELLY, D. K. & WERNER, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review Ecology and Systematics* 27: 337-363.

WILD, E. R. 1996. Natural History and resource use of four Amazonian tadpole assemblages. *Occasional Papers of the Museum of Natural History, The University of Kansas*, 176: 1-59.

ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs, Prentice-Hall. 662p.

Apêndice 4.1. Atributos ambientais dos ambientes amostrados. Uso do solo: 0 = ambientes distantes da monocultura; 1 = ambientes próximos à monocultura; Hidroperíodo: 0 = temporário; 1 = permanente; Tipos de substratos (Subs.): 1 = um tipo; 2 = dois tipos; 3 = três tipos; 4 = quatro tipos; IIA = Índice de Integridade Ambiental; Tipos de predadores (Pred.) = 1 = três tipos; 2 = dois tipos; 3 = um tipo; Distância do fragmento florestal mais próximo (Dist.): 1 = fragmento a menos de 100 metros; 2 = fragmento localizado entre 101 e 499 metros ; 3 = fragmento mais distante do que 500 metros.

Poças	Uso do solo	Hidroperíodo	Área (m ²)	Subs,	IIA	pH	Condutividade (µS/cm)	Temperatura (°C)	Profundidade (cm)	Espelho d' água (%)	Pred,	Dist, (m)
1	0	0	120	4	0,31	7,45	7,50	27,94	32,70	88,00	2	1
2	0	0	9	2	0,29	7,30	10,60	29,48	31,29	100,00	2	1
3	1	1	40	3	0,32	8,10	3,60	26,79	61,67	100,00	1	1
4	1	0	40	3	0,08	7,85	4,80	24,39	23,56	97,78	3	3
5	0	1	1.000	2	0,52	8,65	7,50	26,86	16,25	80,00	1	1
6	1	0	16	2	0,09	8,35	4,30	31,60	8,63	43,75	3	2
7	0	1	30	1	0,42	7,34	7,00	33,04	40,00	63,33	1	1
8	0	1	10	2	0,30	6,80	23,20	24,30	42,30	98,00	2	1
9	0	1	8	3	0,30	7,60	14,60	23,17	34,11	87,78	2	1
10	0	1	35	3	0,28	7,77	9,50	23,47	37,00	100,00	2	1
11	0	0	480	2	0,35	7,90	25,00	28,31	37,80	70,00	1	2
12	1	0	9	2	0,15	8,40	12,50	33,24	15,40	71,00	3	3
13	1	0	10	2	0,15	8,12	7,00	34,30	11,20	90,00	1	3
14	0	1	24	2	0,18	8,18	2,90	31,74	34,22	86,33	3	2
15	0	0	30	2	0,20	7,82	4,40	22,02	20,40	66,00	1	2
16	0	1	240	1	0,33	8,06	4,00	22,24	31,00	50,00	3	2
17	0	0	30	1	0,25	8,30	1,80	22,57	34,40	68,00	1	2
18	0	1	100	1	0,33	8,00	2,50	23,58	32,60	73,00	2	2
19	0	0	6	2	0,25	7,75	1,40	23,19	30,50	89,50	1	2
20	0	1	360	2	0,37	8,25	2,20	27,20	24,00	92,78	1	3
21	0	0	200	3	0,21	7,32	29,00	26,30	45,60	100,00	3	1
22	1	1	100	1	0,23	7,72	54,00	27,70	12,71	79,29	1	1
23	0	0	30	2	0,19	7,14	25,00	22,60	14,11	86,67	1	1

24	0	0	150	2	0,40	6,93	24,00	25,50	25,60	63,00	1	2
25	0	0	65	3	0,41	6,40	37,80	28,60	25,90	41,00	1	2
26	0	1	1.000	1	0,53	6,70	44,00	28,90	7,00	95,00	2	1
27	0	1	60	1	0,30	5,90	9,00	32,00	16,44	88,89	2	1
28	0	1	25	2	0,26	7,12	46,00	34,90	27,30	59,00	1	2
29	0	0	45	1	0,26	4,90	39,00	38,10	11,60	76,00	3	3
30	0	0	30	1	0,26	8,46	28,00	38,70	11,60	44,00	3	3
31	1	0	12	2	0,31	6,79	39,00	34,10	8,00	84,00	3	3
32	1	0	30	1	0,14	8,01	21,00	36,00	19,88	96,88	3	3
33	1	0	12	1	0,07	7,45	36,00	37,60	21,75	100,00	3	3
34	1	0	8	1	0,03	6,66	55,00	38,00	19,00	100,00	3	3
35	1	0	9	1	0,03	7,70	39,00	28,80	26,63	100,00	3	3
36	1	0	9	1	0,11	7,57	54,00	25,80	22,70	100,00	3	3
37	1	0	4	1	0,06	7,12	59,00	24,50	26,00	100,00	3	3
38	1	0	4	1	0,06	7,85	51,00	24,10	22,75	100,00	2	1
39	1	0	4	1	0,06	7,20	33,00	22,80	26,80	100,00	2	1
40	1	0	6	1	0,06	7,90	11,00	22,60	20,70	100,00	1	1

CAPÍTULO 5. OCUPAÇÃO DE NICHOS ESPACIAIS EM ASSEMBLÉIAS DE GIRINOS NO SUDOESTE GOIANO CONSIDERANDO DUAS CATEGORIAS DE PAISAGEM

ABSTRACT. Spatial niche occupancy in tadpole's assemblages in two landscape use in southwestern Goiás State, Brazil. The present work analyzed the pattern of niche occupancy in tadpole's assemblages in 40 ponds located in the proximities and distant to the monoculture by soil, from southwestern Goiás State, Central Brazil. Ponds distant to the monoculture presented (in mean) a bigger number of types of microhabitat and significant relation between the availability and the utilization by tadpoles. Significant difference was observed between niche breadths in the categories, with biggest values in the ponds distant to the monoculture. The species in ponds distant to the monoculture showed high plasticity in the environmental occupancy. The relation between spatial niche overlap and ecomorphological and phylogenetic patterns to the parts of the species were non-significant in the multivariate context. The absence of a pattern association can be related to the action of different selective forces in the resources partition.

KEYWORDS. Tadpoles, resource partition, niche breadth, niche overlap, electivity.

RESUMO. O presente estudo analisada o padrão de ocupação de nicho em assembléias de girinos em 40 poças localizadas em áreas próximas e distantes de monocultura de soja, no sudoeste goiano. Ambientes mais distantes da monocultura apresentaram em média um maior número de tipos de microhabitats e verificou-se uma relação significativa entre a disponibilidade e a utilização pelos girinos nesta categoria de ambiente. Foi verificada diferença significativa entre amplitude de nicho espacial nas duas categorias, sendo maior nos ambientes distantes da monocultura. As espécies de ambientes distantes da monocultura se mostraram mais plásticas na ocupação do ambientes. Considerando um contexto multivariado, não foi verificada relação entre a sobreposição de nicho espacial e padrão ecomorfológico e filogenético para os pares de espécies em toda a amostra e nas duas categorias separadamente. A ausência de um padrão pode estar relacionada à atuação de diferentes forças seletivas na partição dos recursos.

PALAVRAS-CHAVES. Girinos, partição de recursos, amplitude de nicho, sobreposição de nicho, eletividade.

5.1. INTRODUÇÃO

A partição de recursos é considerada uma propriedade fundamental em comunidades ecológicas complexas (TORRES-OROZCO *et al.*, 2002) e o tempo, o espaço e o alimento são três atributos determinantes na organização estrutural da comunidade, sendo considerados as três principais dimensões do nicho ecológico de determinada espécie (SCHOENER, 1968; TOFT, 1985; PIANKA, 1973).

Os fatores que determinam a distribuição espacial das espécies são complexos e podem refletir padrões filogenéticos ou pressões seletivas contemporâneas (ALFORD, 1999; ETEROVICK & BARROS, 2003; ETEROVICK *et al.*, 2008), estando relacionados a aspectos ecológicos, morfológicos, fisiológicos e comportamentais. O uso de microhabitats específicos por girinos pode ser influenciado por fatores bióticos como a competição intra e inter-específica (MORIN, 1983; MORIN *et al.*, 1988) e presença de predadores (HERO *et al.*, 1998; ETEROVICK & SAZIMA, 2000) ou por fatores abióticos como as características do ambiente que determinam a disponibilidade de recursos (PELTZER & LAJMANOVICK, 2004; BOTH *et al.*, 2009).

A maior parte dos estudos que analisam os fatores que determinam a ocupação do nicho espacial para larvas de anfíbios anuros foram conduzidos na região Temperada, onde a riqueza de espécies é menor e a temperatura é um fator determinante de sazonalidade (TORRES-OROZCO *et al.*, 2002). Estudos conduzidos na região Neotropical (WILD, 1996; ETEROVICK & SAZIMA, 2000; ETEROVICK & BARROS, 2003; ETEROVICK & BARATA, 2006; AFONSO & ETEROVICK, 2007; ETEROVICK & FERREIRA, 2008; WACHLEWSKI *et al.*, 2008) evidenciam padrões complexos e fatores diversos que podem estar influenciando a seleção e partilha de microhabitats por girinos.

O sinergismo entre fatores bióticos e abióticos resulta nos efeitos ecológicos do padrão de distribuição das espécies nas comunidades, onde a heterogeneidade espacial é um dos atributos da paisagem que influencia a co-ocorrência de espécies (TURNER, 1989; ROSSA-FERES & JIM, 1996; ETEROVICK & BARATA, 2006). Em escala local e regional, a expansão da fronteira agrícola é considerada uma das principais ameaças que os ambientes naturais sofrem atualmente que resulta na mudança da paisagem e interfere na heterogeneidade espacial (SILVANO & SEGALLA, 2005). A desconexão de fragmentos (BECKER *et al.*, 2007), a contaminação de mananciais e a redução da diversidade local, são conseqüências das mudanças no uso do solo que a expansão agrícola provoca tornando uma ameaça para a manutenção das comunidades biológicas.

Considerando a diversidade no uso dos microhabitats pelos girinos como uma medida ecológica de amplitude de nicho das espécies, nós propusemos uma análise comparativa entre os padrões que regem a distribuição das espécies em duas categorias de paisagem, ambientes com nenhuma (distantes) e com intensa atividade agrícola (próximos à monocultura de soja). O objetivo do estudo foi responder as seguintes questões: 1) As espécies se diferem na amplitude de nicho espacial nas assembléias estudadas? 2) As espécies se diferem na amplitude de nicho espacial considerando duas categorias, ou seja, ambientes próximos à monocultura de soja e ambientes localizados em áreas com um melhor estágio de conservação? 3) Quais espécies possuem uma alta sobreposição de nicho em toda a amostra e nas duas categorias de paisagem analisadas? 4) Guildas ecomorfológicas das espécies se relacionam com o uso de microhabitats nas categorias analisadas? 5) O padrão filogenético das espécies se relaciona com o uso de microhabitats? Nossas hipóteses são que: 1) ambientes mais íntegros (distantes de monocultura) apresentam uma maior disponibilidade de tipos de microhabitats; 2) ambientes localizados em áreas distantes de monoculturas suportam espécies com uma

menor amplitude e sobreposição de nicho do que em ambientes próximos a monoculturas; e 3) existe uma relação direta entre as guildas ecomorfológicas e o padrão filogenético das espécies com o uso de microhabitats nas duas categorias analisadas.

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no município de Jataí, sudoeste do estado de Goiás. Foram amostradas 40 poças categorizadas em ambientes localizados próximos a monocultura de soja (CM) (N = 16) e ambientes distantes de monocultura localizados próximos a ambientes com maior grau de preservação (SM) (N = 24). A proximidade da monocultura foi considerada pela presença da monocultura num raio de 50 metros da poça estudada.

Para caracterizar os ambientes amostrados quanto à heterogeneidade ambiental foi utilizado o Índice de Integridade Ambiental (IIA) através de uma adaptação do método proposto por NESSIMIAN *et al.* (2008): $IIA = \sum P_i / n$, onde P_i é proporção de cada item, e n é o valor total das características do habitat analisado. Nove descritores ambientais foram considerados para obtenção do índice (Tabela 5.1). O IIA varia de 0 a 1, onde os valores são diretamente correlacionados com a integridade do habitat.

Tabela 5.1. Características dos ambientes utilizadas na avaliação dos pontos amostrais para o cálculo do Índice de Integridade Ambiental (IIA).

Característica	Condição	Valor
Tamanho do corpo d'água	Pequeno (até 500m ²)	1
	Médio (entre 500 e 2000m ²)	2
	Grande (maior que 2000m ²)	3
Profundidade (medida até 2m)	Raso (até 30cm)	1
	Intermediário (entre 31 e 50cm)	2
	Profundo (maior que 51cm)	3
Número de tipos de vegetação no interior da poça	Nenhum tipo	1
Tipos: emergente e flutuante, herbácea e arbustiva, arbórea	Um tipo	2
	Dois tipos	3
	Três tipos	4
% de cobertura vegetal na superfície da poça	Nenhuma	1
	Até 25%	2
	Entre 26 e 50%	3
	Entre 51 e 75%	4
	Entre 76 e 100%	5
Número de tipos de substrato na região marginal	Um tipo	1
Tipos: herbácea rasteira e ereta; solo nu; arbustiva; arbórea	Dois tipos	2
	Três tipos	3
	Quatro tipos	4
	Um tipo	1
Perfil das margens	Dois tipos	2
	Três tipos	3
	Um tipo	1
Tipos: em barranco; plana; inclinada	Dois tipos	2
	Três tipos	3
	Um tipo	1
Número de tipos de margem	Dois tipos	2
Tipos: seca; úmida; alagada	Três tipos	3
	Um tipo	1
Distância para o fragmento florestal mais próximo	> 500m (=0)	1
	Entre 101<x<499m (=1)	2
	< 100m (=2)	3
	Um tipo	1
Presença de predadores	Dois tipos	2
Tipos: larvas de Odonata; Belostomatidae; Pisces	Três tipos	3
	Um tipo	1

O método utilizado para amostragem em cada poça correspondeu a uma adaptação do método de ALFORD & CRUMP (1982) (ROSSA-FERES, 1997) que consiste no direcionamento aleatório de um cilindro plástico (tubo) de 70cm de comprimento e 40 de diâmetro aberto em ambas as extremidades, e vasculhamento através de uma peneira de toda a área delimitada pelo cilindro. Foram obtidas 10 amostras em cada poça considerando durante 5 minutos de vasculhamento para cada tubo direcionado, correspondendo a um esforço de 50 minutos em uma área de 1,3m² por poça.

Os espécimes capturados foram transferidos para solução de formalina a 10% conduzidos ao laboratório para identificação taxonômica. A identificação dos girinos seguiu LEÓN (1975), ROSSA-FERES & NOMURA (2005) e LAUFER & BARRENECHE (2008) e a nomenclatura das espécies seguiu FROST *et al.* (2006). Espécimes testemunhos (Autorização SISBIO-IBAMA n. 13042-2) foram depositados na coleção de Zoologia da Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho - UNESP, Campus de São José do Rio Preto.

Nas poças amostradas foram consideradas 29 categorias com quatro descritores de microhabitat (Tabela 5.2), incluindo o tipo do substrato submerso, a distância da margem, a profundidade e a porcentagem de espelho d'água. O tipo de substrato foi agrupado em cinco categorias considerando o aspecto físico e gradientes de granulometria do solo (areia/solo argiloso; rocha/cascalho), presença de espécies vegetais (alga; capim/vegetação herbácea) e material em decomposição (folha/madeira). A distância da margem foi classificada em nove categorias cada uma deles contemplando 25 cm até a nona categoria, que considerou uma distância maior de 200 cm. A profundidade foi agrupada em cinco categorias de 15 cm cada, sendo que a quinta contemplou profundidades maiores que 60 cm. Por fim, o espelho d'água contemplou quatro categorias, cada uma a 25%.

Tabela 5.2. Categorias dos descritores de microhabitat determinados nos ambientes amostrados.

Descritor de microhabitat	Categoria (valores)	Código
Tipos de substrato	Areia/solo argiloso	S1
	Folha/madeira	S2
	Rocha/cascalho	S3
	Alga	S4
	Capim/vegetação herbácea	S5
Distância da margem (cm)	0 – 25	D1
	26 – 50	D2
	51 – 75	D3
	76 – 100	D4
	101 – 125	D5
	126 – 150	D6
	151 – 175	D7
	176 – 200	D8
	> 201	D9
Profundidade (cm)	0 – 15	P1
	16 – 30	P2
	31 – 45	P3
	46 – 60	P4
	> 60	P5
Espelho d'água (%)	0 – 25	E1
	26 – 50	E2
	51 – 75	E3
	76 – 100	E4

Para verificar relação existente entre o Índice de Integridade Ambiental (IIA) e a disponibilidade de tipos de microambientes e entre a utilização dos microhabitats disponíveis (uso pelos girinos) e a disponibilidade de tipos de microhabitats foi realizada uma análise de regressão simples mediante dados brutos logaritmizados. O índice de diversidade de Shannon-Winner (KREBS, 1989) foi utilizado como medida de amplitude de nicho, sendo empregado em todas as amostras considerando cada categoria de microhabitat, nos dois ambientes (SM e CM) separadamente. A

significância do índice de diversidade entre as duas categorias foi testada pelo Teste *t* Diversity, considerando probabilidade de 5% (ZAR, 1996). Nós assumimos que valores baixos indicam espécies com maiores especificidades em termos de microhabitat, enquanto que valores altos de amplitude indicam espécies generalistas, com maior plasticidade no uso dos microhabitats. A sobreposição de nicho foi calculada pelo índice de Pianka (PIANKA, 1973): $O_{jk} = \sum P_{ij}P_{ik} / \sqrt{\sum P_{ij}^2 \sum P_{ik}^2}$, onde: P_{ij} e P_{ik} são as proporções do uso do microhabitat *i* pela espécie *j* e *k*, respectivamente.

Para comparar a preferência no uso dos microhabitats em todos os ambientes amostrados e considerando as duas categorias de paisagem foi utilizado o Índice de Eletividade proposto por JACOBS (1974): $D = (R_k - P_k) / [(R_k + P_k) - (2R_kP_k)]$, onde R_k é a proporção do uso do microhabitat *k* considerando todos os usos pelos girinos, e P_k é a proporção do microhabitat *k* na amostra. Os valores variam de +1,000 (completa seleção ou preferência do microhabitat *k*), 0,000 (quando o microhabitat *k* é utilizado na mesma proporção), a -1,000 (quando o microhabitat *k* é presente mas nunca utilizado). O Índice de Eletividade foi calculado somente para espécies com mais de 100 observações considerando as 40 poças estudadas.

Para verificar a existência de relação entre sobreposição de nicho espacial e guilda ecomorfológico e entre sobreposição de nicho espacial e padrão filogenético para cada par de espécies nas duas categorias de paisagem foi utilizado o teste de Mantel (MANLY, 1994) com 5.000 permutações aleatórias associando as duas matrizes de dados. A matriz de guilda ecomorfológico foi gerada a partir da coincidência específica de guildas, considerando uma variável binária, sendo 0 para guildas diferentes e 1 para guildas iguais (Apêndice 5.1). A classificação das guildas seguiu ALTIG & MCDIARMID (1999). A matriz de relação filogenética entre par de espécies foi gerada a partir da

topologia do cladograma extraída da proposta filogenética de FROST *et al.* (2006) (Apêndice 5.2).

Para as análises foram utilizados os seguintes softwares: ECOSIM (GOTTELI & ENTSMINGER, 2005), STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2001) e PAST vers. 1,37 (HAMMER *et al.*, 2001).

5.3. RESULTADOS

Foram capturados pelo método utilizado 4.529 espécimes de girinos classificados em 18 espécies. Considerando as categorias de descritores de microhabitat (Tabela 5.2), os 40 ambientes amostrados contemplaram 136 tipos de microhabitats ocupados, e nas duas categorias analisadas (SM e CM) 108 e 49 tipos, respectivamente (Tabela 5.3). Apesar da maior disponibilidade de microhabitat nos ambientes SM o uso pelos girinos (abundância) foi maior nos ambientes CM. Em média a disponibilidade de tipos microhabitats por poça nas duas categorias consideradas (SM e CM) foi significativamente diferente ($t = -1,96$; $gl = 38$; $P = 0,05$), sendo maior nos ambientes SM (Figura 5.1). Não foi verificada relação significativa entre o Índice de Integridade Ambiental e a disponibilidade de tipos de microhabitats nos 40 ambientes amostrados ($r^2 = 0,072$; $P = 0,10$).

Tabela 5.3. Tipos e disponibilidade de microhabitats e respectivo uso pelos girinos nos 40 ambientes amostrados e nas duas categorias consideradas (SM = ambientes distantes da monocultura; CM = ambientes próximos à monocultura).

	Ambientes		Total
	SM	CM	
Disponibilidade geral de microhabitats	240	160	400
Quantidade de microhabitats ocupados	164	124	288
Tipos de microhabitats ocupados	108	49	136
Abundância de girinos	2.123	2.406	4.529

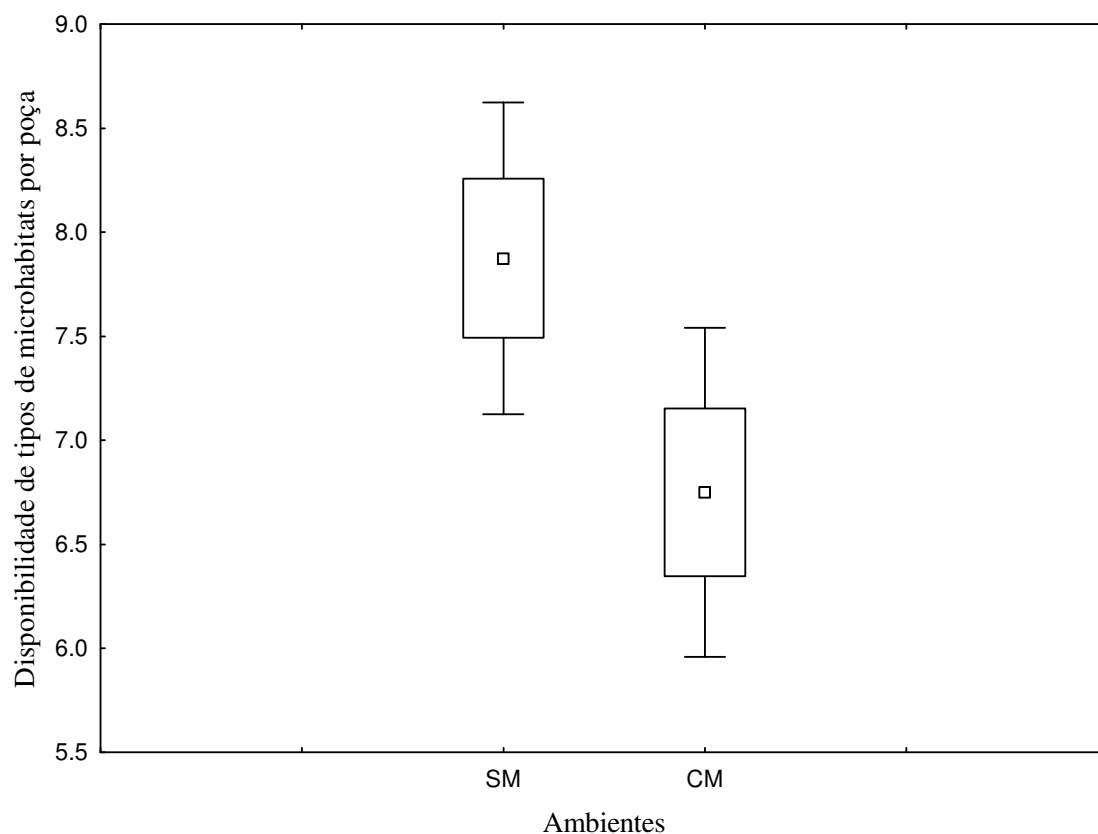


Figura 5.1. Média da disponibilidade de microhabitats por poça nas duas categorias de paisagem consideradas. SM = ambientes distantes da monocultura; CM = ambientes próximos da monocultura de soja.

A relação entre disponibilidade de tipos de microhabitats e a utilização pelos girinos foi significativa quando se considerou todas as amostras obtidas, e na categoria dos ambientes próximos a ambientes preservados (SM) (Figuras 5.2 e 5.3). Para a categoria CM (ambientes próximos a monocultura de soja) a relação não foi significativa (Figura 5.4).

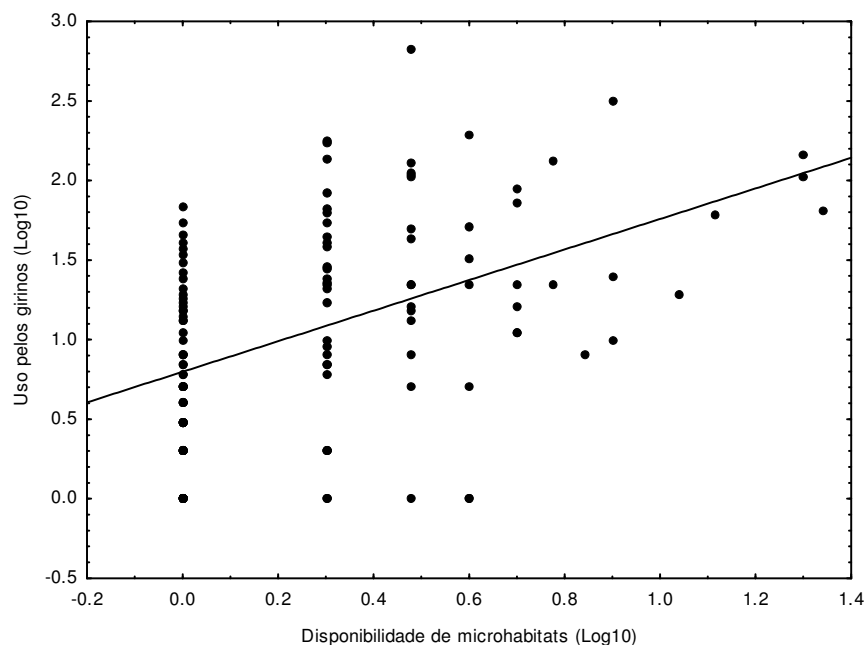


Figura 5.2. Relação entre a disponibilidade de tipos de microhabitats nas 40 amostras estudadas no município de Jataí, e seu uso pelos girinos (abundância absoluta observada). $Y = 0,79 + 0,76X$; $r^2 = 0,222$, $P < 0,0005$.

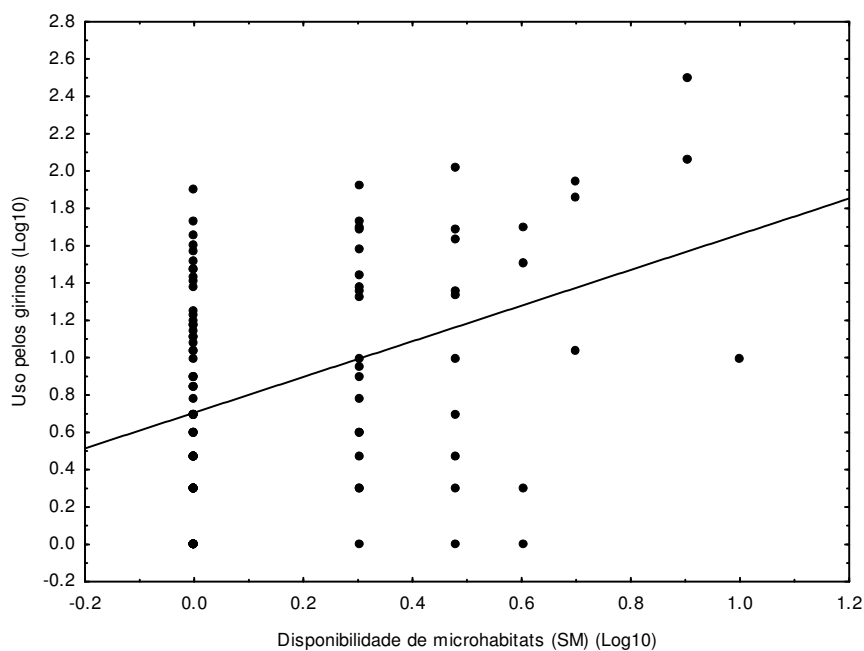


Figura 5.3. Relação entre a disponibilidade de microhabitats nas 24 amostras estudadas próximas a ambientes preservados no município de Jataí, e seu uso pelos girinos (abundância absoluta observada). $Y = 0,70 + 0,95X$; $r^2 = 0,148$, $P < 0,0005$.

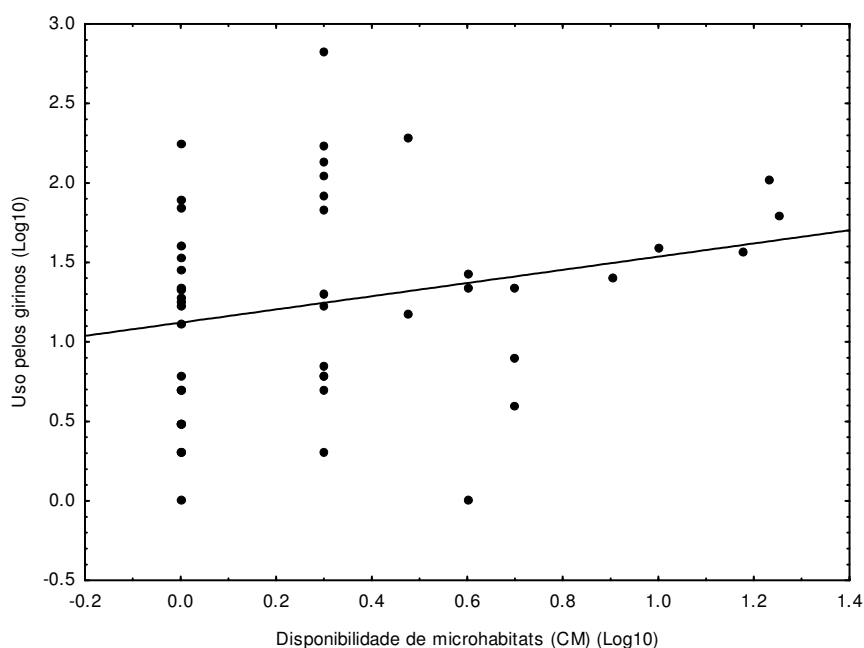


Figura 5.4. Relação entre a disponibilidade de microhabitats nas 16 amostras estudadas próximas a monocultura de soja no município de Jataí, e seu uso pelos girinos (abundância absoluta observada). $Y = 1,12 + 0,41X$; $r^2 = 0,053$, $P > 0,05$.

Dendropsophus minutus foi a espécie que apresentou a maior amplitude de nicho considerando todos os corpos d'água ($D_{TO} = 2,83$) e na categoria SM ($D_{SM} = 2,81$). Na categoria CM, *Leptodactylus fuscus* apresentou a maior amplitude de nicho ($D_{CM} = 2,40$) (Tabela 5.4). No contexto geral, a média da amplitude do nicho foi significativamente diferente ($t = 2,39$, $gl = 34$; $P < 0,05$) para as duas categorias, sendo maior nos ambientes distantes de monocultura (Figura 5.5.). Considerando as espécies nas duas categorias, para *Dendropsophus minutus*, *D. nanus*, *D. rubicundulus*, *Elachistocleis ovalis*, *Eupemphix nattereri*, *Leptodactylus fuscus*, *Phyllomedusa azureae* e *Scinax x-signatus*, a amplitude de nicho foi significativamente diferente (Tabela 5.4).

Tabela 5.4. Amplitude de nicho considerando todas as amostras e as duas categorias de paisagem (SM e CM). D_{TO} = amplitude do nicho total; D_{SM} = amplitude do nicho em ambientes próximos à ambientes preservados; D_{CM} = amplitude do nicho em ambientes próximos à monocultura de soja; N = abundância absoluta em cada categoria.

	Total		SM		CM		Teste de significância
	D_{TO}	N	D_{SM}	N	D_{CM}	N	
<i>Dendropsophus minutus</i>	2,83	729	2,81	657	2,02	72	$t = 13,4$; $P < 0,001$
<i>Dendropsophus nanus</i>	2,16	42	2,06	40	1,42	2	$t = 2,6$; $P < 0,05$
<i>Dendropsophus rubicundulus</i>	2,49	58	2,37	39	2,00	19	$t = 3,3$; $P < 0,05$
<i>Elachistocleis cf. ovalis</i>	2,04	16	1,01	1	1,90	15	$t = - 2,8$; $P < 0,05$
<i>Eupemphix nattereri</i>	2,39	445	2,46	46	2,30	399	$t = 2,6$; $P < 0,05$
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	1,90	7	1,90	7	-	0	-
<i>Hypsiboas lundii</i>	2,38	28	2,38	28	-	0	-
<i>Hypsiboas raniceps</i>	2,34	18	2,34	18	-	0	-
<i>Leptodactylus fuscus</i>	2,40	388	1,53	2	2,40	386	$t = - 3,6$; $P < 0,05$
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	2,06	14	1,77	10	1,62	4	$t = 0,7$; $P = 0,44$
<i>Phyllomedusa azureae</i>	2,36	40	2,21	34	1,69	6	$t = 3,1$; $P < 0,05$
<i>Physalaemus cuvieri</i>	2,57	101	2,24	77	2,26	24	$t = - 0,2$; $P = 0,78$
<i>Physalaemus marmoratus</i>	1,01	1	-	0	1,01	1	-
<i>Pseudis bolbodactylus</i>	1,64	5	1,64	5	-	0	-
<i>Pseudopaludicola cf. falcipes</i>	1,71	4	1,71	4	-	0	-
<i>Scinax x-signatus</i>	2,27	9	1,95	6	1,68	3	$t = 31,6$; $P < 0,001$
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	1,30	2	1,30	2	-	0	-
<i>Scinax fuscovarius</i>	2,54	2613	2,62	1138	2,11	1475	$t = 1,0$; $P = 0,29$

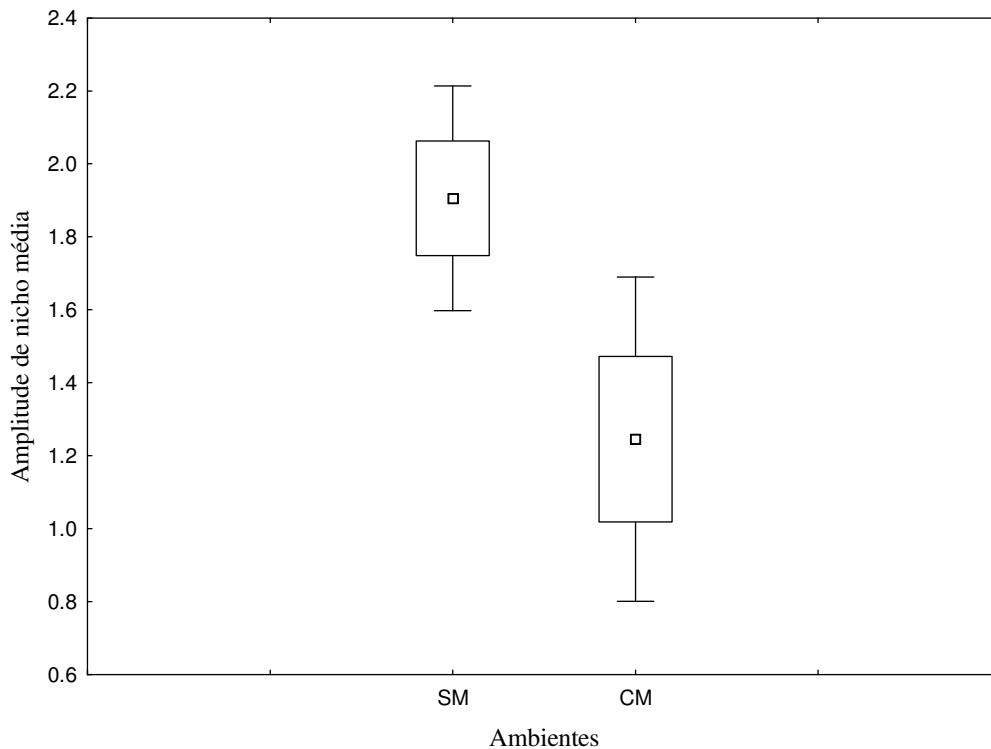


Figura 5.5. Amplitude de nicho média considerando as duas categorias de paisagem (SM = ambientes distantes da monocultura; CM = ambientes próximos à monocultura).

Considerando os pares de espécies para os 40 ambientes estudados, os pares formados por *Dendropsophus rubicundulus* X *Leptodactylus fuscus* ($O = 0,923$), *D. rubicundulus* X *Scinax fuscovarius* ($O = 0,943$), *Pseudis bolbodactylus* X *Dendropsophus nanus* ($O = 0,962$) apresentaram um alto índice de sobreposição de nicho (Tabela 5.5). Os pares de espécies formados por *Pseudis bolbodactylus* X *Dendropsophus nanus* ($O = 0,964$), nos ambientes SM, e os pares das espécies *Dendropsophus minutus* X *Dendropsophus rubicundulus* ($O = 0,965$), *D. minutus* X *Scinax fuscovarius* ($O = 0,980$) e *D. rubicundulus* X *S. fuscovarius* ($O = 0,977$), nos ambientes CM, apresentaram maiores índices de sobreposição de nicho quando se considerou as duas categorias separadamente (Tabela 5.6).

Cinco espécies mais abundantes foram analisadas pelo índice de eletividade (JACOBS, 1974): *Scinax fuscovarius*, *Dendropsophus minutus*, *Eupemphix nattereri*, *Leptodactylus fuscus* e *Physalaemus cuvieri* (Tabela 5.7). No contexto geral, microhabitats com substrato arenoso, argiloso e com material vegetal foram os preferidos pelas espécies analisadas, exceto para *Physalaemus cuvieri*. *Scinax fuscovarius* e *Dendropsophus minutus* ocorreram principalmente em ambientes que distam a pouco mais de 1 metro da margem com profundidades de até 45 cm. Nos ambientes próximos a monocultura, *Scinax fuscovarius* ocorreu em ambientes mais profundos com maior incidência de iluminação, e *Dendropsophus minutus* em ambientes mais rasos e mais distantes da margem. *Eupemphix nattereri* mostrou preferências semelhantes em relação às duas categorias, sendo que em ambientes próximos de monocultura, ocorrem em ambientes com menor incidência de luz. *Leptodactylus fuscus* e *Physalaemus cuvieri* preferiram ambientes mais rasos e com menor incidência de luz nas poças próximas da monocultura.

Não foi verificada relação entre a matriz de sobreposição de nicho e a matriz de tipos coincidentes de guilda ecomorfológica considerando os 40 ambientes amostrados (teste de Mantel, $r = -0,08$; $P = 0,780$), ambientes distantes de monocultura (teste de Mantel, $r = 0,05$; $P = 0,290$) e ambientes próximos à monocultura (teste de Mantel, $r = -0,09$; $P = 0,772$). Também não foi verificada relação significativa entre a matriz de sobreposição de nicho espacial e a matriz de padrão filogenético para pares de espécies nos 40 ambientes (teste de Mantel, $r = -0,02$; $P = 0,620$), nos ambientes próximos (teste de Mantel, $r = -0,14$; $P = 0,900$) e nos ambientes distantes de monocultura (teste de Mantel, $r = 0,04$; $P = 0,299$).

Tabela 5.5. Sobreposição de nicho nos 40 ambientes estudados. *Dmi* = *Dendropsophus minutus*; *Dna* = *Dendropsophus nanus*; *Dru* = *Dendropsophus rubicundulus*; *Hal* = *Hypsiboas albopunctatus*; *Hlu* = *Hypsiboas lundii*; *Hra* = *Hypsiboas raniceps*; *Eup* = *Eupemphix nattereri*; *Lfu* = *Leptodactylus fuscus*; *Lla* = *Leptodactylus labyrinthicus*; *Eov* = *Elachistocleis* cf. *ovalis*; *Phy* = *Phyllomedusa azurea*; *Pcu* = *Physalaemus cuvieri*; *Psp* = *Pseudopaludicola* cf. *falcipes*; *Sfm* = *Scinax fuscomarginatus*; *Sxs* = *Scinax x-signatus*; *Pse* = *Pseudis bolbodactylus*; *Pma* = *Physalaemus marmoratus*.

	<i>Dna</i>	<i>Dru</i>	<i>Hal</i>	<i>Hlu</i>	<i>Hra</i>	<i>Eup</i>	<i>Lfu</i>	<i>Lla</i>	<i>Eov</i>	<i>Phy</i>	<i>Pcu</i>	<i>Psp</i>	<i>Sfm</i>	<i>Sfu</i>	<i>Sxs</i>	<i>Pse</i>	<i>Pma</i>
<i>Dmi</i>	0.687	0.747	0.455	0.735	0.819	0.732	0.672	0.722	0.604	0.699	0.779	0.437	0.696	0.807	0.644	0.648	0.336
<i>Dna</i>		0.734	0.420	0.503	0.472	0.498	0.658	0.381	0.372	0.475	0.303	0.667	0.474	0.686	0.436	0.962	0.502
<i>Dru</i>			0.344	0.496	0.559	0.643	0.923	0.464	0.779	0.551	0.484	0.519	0.335	0.943	0.539	0.667	0.668
<i>Hal</i>				0.357	0.316	0.387	0.417	0.456	0.255	0.383	0.270	0.349	0.246	0.321	0.366	0.310	0.092
<i>Hlu</i>					0.805	0.849	0.531	0.733	0.261	0.839	0.720	0.455	0.414	0.534	0.752	0.466	0.166
<i>Hra</i>						0.899	0.584	0.785	0.443	0.888	0.601	0.335	0.555	0.654	0.675	0.394	0.148
<i>Eup</i>							0.753	0.760	0.428	0.958	0.608	0.355	0.289	0.688	0.660	0.378	0.198
<i>Lfu</i>								0.489	0.637	0.673	0.463	0.466	0.161	0.856	0.533	0.533	0.550
<i>Lla</i>									0.417	0.791	0.623	0.501	0.604	0.569	0.574	0.301	0.071
<i>Eov</i>										0.320	0.409	0.278	0.314	0.859	0.304	0.302	0.629
<i>Phy</i>											0.608	0.390	0.334	0.585	0.642	0.355	0.098
<i>Pcu</i>												0.240	0.431	0.531	0.495	0.298	0.155
<i>Psp</i>													0.338	0.455	0.457	0.588	0.474
<i>Sfm</i>														0.391	0.362	0.559	0.000
<i>Sfu</i>															0.494	0.611	0.648
<i>Sxs</i>																0.399	0.271
<i>Pse</i>																	0.464

Tabela 5.6. Sobreposição de nicho considerando as duas categorias: SM (acima da diagonal) e CM (abaixo da diagonal). *Par de espécies ausente na categoria. *Dna* = *Dendropsophus nanus*; *Dru* = *Dendropsophus rubicundulus*; *Hal* = *Hypsiboas albopunctatus*; *Hlu* = *Hypsiboas lundii*; *Hra* = *Hypsiboas raniceps*; *Eup* = *Eupemphix nattereri*; *Lfu* = *Leptodactylus fuscus*; *Lla* = *Leptodactylus labyrinthicus*; *Eov* = *Elachistocleis* cf. *ovalis*; *Phy* = *Phyllomedusa azureae*; *Pcu* = *Physalaemus cuvieri*; *Psp* = *Pseudopaludicola* cf. *falcipes*; *Sfm* = *Scinax fuscomarginatus*; *Sxs* = *Scinax x-signatus*; *Pse* = *Pseudis bolbodactylus*; *Pma* = *Physalaemus marmoratus*.

	<i>Dmi</i>	<i>Dna</i>	<i>Dru</i>	<i>Hal</i>	<i>Hlu</i>	<i>Hra</i>	<i>Eup</i>	<i>Lfu</i>	<i>Lla</i>	<i>Eov</i>	<i>Phy</i>	<i>Pcu</i>	<i>Psp</i>	<i>Sfm</i>	<i>Sfu</i>	<i>Sxs</i>	<i>Pse</i>	<i>Pma</i>
<i>Dmi</i>		0.645	0.685	0.479	0.734	0.813	0.776	0.680	0.670	0.409	0.669	0.704	0.422	0.734	0.867	0.498	0.626	*
<i>Dna</i>	0.407		0.754	0.408	0.491	0.451	0.629	0.485	0.293	0.331	0.431	0.241	0.663	0.474	0.746	0.329	0.964	*
<i>Dru</i>	0.965	0.403		0.417	0.446	0.523	0.692	0.590	0.335	0.246	0.425	0.260	0.590	0.411	0.862	0.449	0.705	*
<i>Hal</i>	*	*	*		0.357	0.316	0.356	0.320	0.420	0.368	0.393	0.196	0.349	0.246	0.547	0.221	0.310	*
<i>Hlu</i>	*	*	*	*		0.805	0.674	0.736	0.636	0.457	0.834	0.710	0.455	0.414	0.550	0.654	0.467	*
<i>Hra</i>	*	*	*	*	*		0.735	0.670	0.644	0.530	0.895	0.543	0.335	0.555	0.709	0.481	0.394	*
<i>Eup</i>	0.562	0.385	0.577	*	*	*		0.751	0.699	0.439	0.624	0.505	0.533	0.492	0.813	0.438	0.582	*
<i>Lfu</i>	0.798	0.428	0.785	*	*	*	0.732		0.750	0.474	0.703	0.579	0.500	0.507	0.682	0.580	0.441	*
<i>Lla</i>	0.544	0.383	0.536	*	*	*	0.897	0.668		0.415	0.606	0.506	0.487	0.681	0.655	0.483	0.269	*
<i>Eov</i>	0.764	0.602	0.787	*	*	*	0.343	0.609	0.357		0.689	0.332	0.316	0.133	0.411	0.516	0.174	*
<i>Phy</i>	0.621	0.169	0.701	*	*	*	0.557	0.720	0.419	0.363		0.546	0.386	0.342	0.576	0.486	0.315	*
<i>Pcu</i>	0.662	0.454	0.728	*	*	*	0.442	0.660	0.364	0.803	0.705		0.202	0.365	0.353	0.455	0.250	*
<i>Psp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		0.338	0.601	0.471	0.588	*
<i>Sfm</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		0.672	0.337	0.559	*
<i>Sfu</i>	0.98	0.496	0.977	*	*	*	0.566	0.785	0.544	0.839	0.592	0.689	*	*		0.422	0.673	*
<i>Sxs</i>	0.403	0.861	0.367	*	*	*	0.627	0.517	0.565	0.408	0.271	0.424	*	*	0.444		0.346	*
<i>Pse</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*
<i>Pma</i>	0.664	0.433	0.633	*	*	*	0.162	0.552	0.147	0.638	0.343	0.433	*	*	0.678	0.319	*	

Tabela 5.7. Preferência no uso de microhabitats das cinco espécies mais abundantes (com mais de 100 observações). D = eletividade do tipo de microhabitat; SU = substrato; DM = distancia da margem; PF = profundidade; EA = espelho d'água.

		D	Microhabitat [SU; DM (cm); PF (cm); EA (%)]
<i>Scinax fuscovarius</i>	Total	0,741	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 151-175; 0-15; 76-100
	SM	0,551	Capim, vegetação herbácea; 101-125; 0-15; 26-50
	CM	0,716	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 51-75; 16-30; 76-100
<i>Dendropsophus minutus</i>	Total	0,571	Folha, madeira, alga; 101-125; 31-45; 76-100
	SM	0,566	Folha, madeira, alga; 101-125; 31-45; 76-100
	CM	0,216	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 126-150; 16-30; 76-100
<i>Eupemphix nattereri</i>	Total	0,433	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 51-75; 16-30; 76-100
	SM	0,336	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 51-75; 0-15; 76-100
	CM	0,267	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 51-75; 0-15; 51-75
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Total	0,610	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 76-100; 0-15; 26-50
	SM	-0,500	Capim, vegetação herbácea; 51-75; 31-45; 76-100
	CM	0,570	Areia, solo argiloso, capim, vegetação herbácea; 76-100; 0-15; 0-25
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Total	0,655	Folha, madeira; 101-125; 31-45; 76-100
	SM	0,492	Folha, madeira; 26-50; 46-60; 76-100
	CM	0,117	Capim, vegetação herbácea; 151-175; 0-15; 26-50

5.4. DISCUSSÃO

A disponibilidade de tipos de microhabitats nos ambientes distantes foi maior do que nos ambientes localizados nas proximidades da monocultura, ou seja, em ambientes distantes da monocultura há mais microhabitats disponíveis para a ocupação das espécies. No entanto, a utilização dos microhabitats nos ambientes agrícolas foi maior. Não foi verificada relação entre a integridade ambiental da poça e a disponibilidade de tipos de microhabitats, o que sugere que o Índice de Integridade Ambiental não tenha um alto poder preditivo para as assembléias larvais, sendo mais importantes para os adultos. A heterogeneidade observada no ambiente, nem sempre reflete a heterogeneidade no interior da poça. Fatores físicos como o regime hidrológico, o tipo e declividade do solo, e fatores bióticos como adaptações da vegetação ao excesso de água e ocorrência macrófitas, podem influenciar a relação entre heterogeneidade dentro e fora da poça.

O padrão observado nos ambientes estudados evidenciou uma relação direta entre a disponibilidade de tipos de microhabitats e a sua utilização. ETEROVICK & BARROS (2003) apontam o regime hidrológico, que influencia a profundidade, o tipo de substrato e a matéria orgânica, como um fator preponderante na baixa especialização de uso de microhabitats em riachos. No entanto, quando foram analisadas as duas categorias de paisagem separadamente, em ambientes próximos a monocultura, esse padrão não foi observado, sugerindo que as espécies nessa situação possuem um comportamento específico na utilização do ambiente, podendo ser consideradas espécies com maiores especializações para o recurso espacial. Quando se considera 12 espécies que ocorrem nas duas categorias de paisagem, sete delas (58%) apresentaram valores de amplitude de nicho menores nos ambientes CM, refutando a hipótese inicial de que as espécies ocorrentes em

áreas distantes da monocultura possuíam uma amplitude de nicho menor do que as que ocorrem em áreas de monocultura.

Nas áreas distantes de monocultura, *Dendropsophus minutus* e *Scinax fuscovarius* foram as espécies que apresentaram maiores valores de amplitude de nicho, sugerindo que estas espécies possuem alta plasticidade ambiental em relação à ocupação de microhabitats nessa categoria de ambiente. Nas áreas próximas a monoculturas, *Eupemphix nattereri* e *Leptodactylus fuscus* se mostraram mais generalistas com altos valores de amplitude de nicho.

Elachistocleis ovalis, *Hypsiboas albopunctatus*, *Leptodactylus fuscus*, *Pseudis bolbodactylus*, *Pseudopaludicola* cf. *falcipes*, *Scinax x-signatus* e *Scinax fuscomarginatus*, nos ambientes distantes de monocultura, e *Dendropsophus nanus*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Phyllomedusa azurae*, *Physalaemus marmoratus* e *Scinax x-signatus*, nos ambientes próximos a monocultura de soja, foram as espécies que apresentaram menores valores de amplitude de nicho. Os valores indicam um comportamento mais especialista na utilização do microhabitat. Isto pode estar relacionado a uma maior concentração de esforços na obtenção de recursos em microhabitats específicos determinado por fatores bióticos (por exemplo, predação) e abióticos (por exemplo, hidroperíodo, temperatura etc.).

Em relação à preferência no uso de microhabitats, as cinco espécies mais abundantes analisadas mostraram diferentes preferências considerando as duas categorias. *Scinax fuscovarius* e *Leptodactylus fuscus* apresentaram maiores valores de eletividade em ambientes próximos a monocultura, enquanto que *Dendropsophus minutus*, *Eupemphix nattereri* e *Physalaemus cuvieri* apresentaram maiores valores na outra categoria.

Os valores de sobreposição de nicho não foram altos para a maioria das espécies considerando as duas categorias de ambientes, e não foi verificado um padrão filogenético e

relação entre os guildas ecomorfológicos na utilização do microhabitats. ETEROVICK & FERNANDES (2001) observaram que espécies da família Leptodactylidae mantinham um padrão conservativo evidenciando relação entre a utilização do ambiente e o padrão ecomorfológico. ETEROVICK *et al.* (2008) concluíram que muito pouco da variação na utilização do microhabitat pode ser explicado pelas relações de parentesco entre as espécies de riachos de cinco localidades do sudeste do Brasil. A ausência do padrão pode estar relacionada à atuação de forças seletivas na partição de recursos nos diferentes habitats ou à partição de outras dimensões do nicho pelos girinos (PIANKA, 1973; ETEROVICK & BARROS, 2003).

5.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, L. G. & ETEROVICK, P. C. 2007. Microhabitat choice and differential use by anurans in Forest streams in southeastern Brazil. *Journal of Natural History* 41(13-16): 937-948.

ALFORD, R. A. & CRUMP, M. L. 1982. Habitat portioning among size classes of larvae southern leopard frog *Rana utricularia*. *Copeia* 2: 367-373.

ALFORD, R. A. 1999. Ecology: resource use, competition, and predation. *In*: MCDIARMID, R. W. & ALTIG, R. (Eds.). *Tadpole, the biology of anuran larvae*. The University of Chicago Press, Chicago: 240-278.

ALTIG, R. & MCDIARMID, R. W. 1999. Diversity, Familial and generic characterizations. *In: MCDIARMID, R. W. & ALTIG, R. (Eds.). Tadpole, the biology of anuran larvae.* The University of Chicago Press, Chicago: 295-337.

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: 1775-1777.

BOTH, C., SOLÉ, M., SANTOS, T. G., CECHIN, S. Z. 2009. The role of spatial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. *Hydrobiologia* 624: 125-138.

ETEROVICK, P. C., SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat and predation. *Amphibia-Reptilia* 21: 439-461.

ETEROVICK, P. C. & BARROS, I. S. 2003. Niche occupancy in south-eastern Brazilian tadpole communities in montane-meadow streams. *Journal of Tropical Ecology* 19: 439-448.

ETEROVICK, P. C., BARATA, I. M. 2006. Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica* 62(4): 365-377.

ETEROVICK, P. C. & FERNANDES, W. 2001. Tadpole distribution within montane meadow streams at the Serra do Cipó, southeastern Brazil: ecological or phylogenetic constraints. *Journal of Tropical Ecology* 17: 683-693.

ETEROVICK, P. C. & FERREIRA, A. D. M. 2008. Breeding habitat and microhabitat choices by male and female frogs: are there differences between sexes and seasons? *Herpetologica* 64(4): 397-405.

ETEROVICK, P. C., RIEVERS, C. R., KOPP, K., WACHLEVSKI, M., FRANCO, B. P., DIAS, C. J., BARATA, I. M., FERREIRA, A. D. M., AFONSO, L. G. 2008. Lack of phylogenetic signal in the variation in anuran microhabitat use in southeastern Brazil. *Evol. Ecol.*

FROST, D. R.; GRANT, T.; FAIVOVICH, J.; BAIN, R. H.; HAAS, A.; HADDAD, C. F. B.; DE SÁ, R. O.; CHANNING, A.; WILKINSON, M.; DONNELLAN, S. C.; RAXWORTHY, C. J.; CAMPBELL, J. A.; BLOTTO, B. L.; MOLER, P.; DREWES, R. C.; NUSSBAUM, R. A.; LYNCH, J. D.; GREEN, D. M. & WHEELER, W. C. 2006: The Amphibian Tree of Life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, New York, 297: 370pp.

GOTTELI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2005. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.7.2. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear. Available at <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

HERO, J. M., GASCON, C., MAGNUSSON, W. 1998. Direct and indirect effects of predation on tadpole community structure in the Amazon rainforest. *Australian Journal of Ecology* 23: 474-482.

JACOBS, J. 1974. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ration and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14: 413-417.

KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman. 620p.

LAUFER, G. & BARRENECHE, J. M. 2008. Re-description of the tadpole of *Pseudopaludicola falcipes* (Anura: Leiuperidae) with comments on larval diversity of the genus. *Zootaxa* 1760: 50-58.

LEON, J. R. 1975. Desarrollo temprano y notas sobre la historia natural de la larva de *Hyla x-signata* (Amphibia: Hylidae). *Caribbean Journal of Sciences* 15(1-2): 57-65.

MORIN, P. J. 1983. Predation, Competition, and the composition of larval anuran guilds. *Ecological Monographs* 53(2): 119-138.

MORIN, P. J., LAWLER, S. P., JOHNSON, E. A. 1988. Competition between aquatic insects and vertebrates: interaction strength and higher order interactions. *Ecology* 69(5): 1401-1409.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO JR., P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D. & JÜEN, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.

PELTZER, P. M. & LAJMANOVICK, R. C. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná river, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 13: 1833-1842.

PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-74.

ROSSA-FERES, D. C., JIM, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). *Revista Brasileira de Biologia* 56(2): 309-316.

ROSSA-FERES, D. C., 1997. *Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região noroeste do Estado de São Paulo: microhabitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia) Rio Claro: Instituto de Biociências. UNESP, 178p.

ROSSA-FERES, D. C. & NOMURA, F. 2006. Characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia: Anura) from the northwestern region of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica* 6(1): 1-26.

SCHOENER, T. W. 1968. The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49: 704-726.

SILVANO, D. L. & SEGALLA, M. V. 2005. Conservation of Brazilian Amphibians. *Conservation Biology* 19(3): 653-658.

TOFT, C. A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia* 1985: 1-21.

STATSOFT, INC. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6.

TORRES-OROZCO, R. E., JIMENEZ-SIERRA, C. L., VOGT, R. C., VILLARREAL-BEMITEZ. 2002. Neotropical tadpoles: spatial and temporal distribution and habitat use in a seasonal lake in Veracruz, México. *Phyllomedusa* 1(2): 81-91.

TURNER, M. G. 1989. Landscape Ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.

WACHLEVSKI, M., SOUZA, P. H. C., KOPP, K., ETEROVICK, P. C. 2008. Microhabitat use and feeding habits of *Crossodactylus bokermanni* Caramaschi and Sazima, 1985 (anura, Hylodidae) at a site in south-eastern Brazil. *Journal of Natural History* 42(19-20): 1421-1434.