

evolução

unesp 

CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Influência Relativa dos Parâmetros Ambientais e Espaciais na Diversidade de Anuros (Amphibia) em Paisagem Subtropical, do Sul do Brasil

Lucas Batista Crivellari

MESTRADO


BIOLOGIA ANIMAL
PÓS-GRADUAÇÃO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia
Estrutural

PÓS-GRADUAÇÃO

Crivellari, Lucas Batista.

Influência relativa de parâmetros ambientais e espaciais na diversidade de anuros (Amphibia: Anura) dos Campos Gerais, Paraná, Brasil / Lucas Batista Crivellari – São José do Rio Preto : [s.n.], 2012. 101 f.: il. ; 30 cm.

Orientador: Denise de Cerqueira Rossa Feres

Coorientador: Carlos Eduardo Conte

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

1. Ecologia animal. 2. Anura. 3. Diversidade biológica - Campos Gerais, Paraná. 4. Heterogeneidade ambiental. 5. Ecologia de comunidades. 6. Inventário. I. Rossa-Feres, Denise de Cerqueira. II. Conte, Carlos Eduardo. III. Universidade Estadual Paulista. Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. IV. Título.

CDU – 597.8

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS

São José do Rio Preto – SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

LUCAS BATISTA CRIVELLARI

Influência Relativa de Parâmetros Ambientais e
Espaciais na Diversidade de Anuros (Amphibia) em
Paisagem Subtropical, Sul do Brasil

Orientadora: Dra. Denise de Cerqueira Rossa-Feres

Co-orientador: Dr. Carlos Eduardo Conte

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

-2012-

DATA DA DEFESA: 24/02/2012

Banca Examinadora

TITULARES:

PROFA. DRA. DENISE DE CERQUEIRA ROSSA-FERES (ORIENTADORA)
UNESP/ São José do Rio Preto – SP

PROF. DR. FAUSTO NOMURA
UFG/ Goiânia - GO

PROFA. DRA. CINTHIA AGUIRRE BRASILEIRO
UNIFESP/ São Paulo - SP

SUPLENTE:

PROF. DR. RICARDO JANINI SAWAYA
UNIFESP/ São Paulo- SP

PROFA. DRA. LILIAN CASATTI
UNESP/ São José do Rio Preto

Lucas Batista Crivellari

**Influência Relativa de Parâmetros Ambientais e
Espaciais na Diversidade de Anuros (Amphibia) em
Paisagem Subtropical, Sul do Brasil**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

BANCA EXAMINADORA

TITULARES:

PROFA. DRA. DENISE DE CERQUEIRA ROSSA-FERES (ORIENTADORA)
UNESP/ São José do Rio Preto – SP

PROF. DR. FAUSTO NOMURA
UFG/ Goiânia - GO

PROFA. DRA. CINTHIA AGUIRRE BRASILEIRO
UNIFESP/ São Paulo - SP

São José do Rio Preto, 24 de Fevereiro
de 2012

“Dedico este trabalho a meus orientadores e a todos aqueles interessados pela conservação dos Campos Naturais e Floresta com Araucária”.

AGRADECIMENTOS

Exponho aqui, meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

Primeiramente, agradeço muito aos meus orientadores, Denise de C. Rossa Feres e Carlos Eduardo Conte, pela oportunidade de realizar este trabalho, pela orientação de meu caráter profissional, pela paciência, compreensão diante das minhas limitações e dificuldades e também pelo prazeroso convívio e amizade.

Agradeço também:

- Aos meus pais, minha esposa e filhos, meus irmãos e meu cunhado por terem me dado força e apoio.
- Aos patrocinadores Fundação Grupo o Boticário de Proteção a Natureza
- A toda equipe do Instituto de Estudos Ambientais Mater Natura, em especial a Paulo Pizzi, Helena Zarantonielli e Karina Luiza de Oliveira
- Maria Ângela Dalcomune, Cristovam Sabino Queiróz, Luiz Augusto Diedrichs e Gustavo Nabrzeki gerentes das Unidades de Conservação pelo suporte e por facilitar ao máximo a realização deste trabalho nas Unidades de Conservação. Agradeço pelo mesmo motivo aos demais funcionários das unidades em especial a Zélia, Karina, Anselmo, Osmar e “Baiano”;
- Ao Museu de História Natural Capão da Imbuia e ao curador da Coleção de Répteis e Anfíbios o Prof. Dr. Júlio Moura Leite pelo suporte e apoio.
- Agradeço aos Diretores e a toda equipe do Colégio Agrícola de Castro Olegário Macedo pelo alojamento fornecido durante as atividades de Campo.

- Aos Professores e Amigos MSc. Diogo Borges Provete, MSc. Thiago Gonçalves Souza, Dr. Maurício Osvaldo Moura, Dr. André Adrian Padial,, Dr. Fausto Nomura, Dr. Fernando Rodrigues Silva, Dr. Vitor Hugo Mendonça Prado, MSc. Michel Varjão Garey, Magno Vicente Segalla, MSc. Leonardo Gerdraite e MSc. Tiago Alves de Oliveira por todo incentivo, conhecimento disponibilizado, ajuda nas análises e pelas inúmeras discussões dos dados;

- A toda equipe do laboratório de Ecologia Animal UNESP Rio Preto e Laboratório de História Natural de Amphibia UFPR, em especial a Darlene da Silva Gonçalves.

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

- Ao Instituto Ambiental do Paraná (Autorização nº 203/10) e Instituto Chico Mendes (Autorização SISBIO nº 22703-1) pelas autorizações referentes a esta pesquisa Científica.

- Aos meus amigos que me ajudaram durante as atividades de Campo em especial a Natalhie Edine Foerster, Mario Guedes e Carolina Scultori.

- Agradeço também a todos os proprietários das áreas de entorno das Unidades pelo apoio e por terem facilitado ao máximo a realização desta pesquisa, e especial as Quartelhanas Dona Júlia e suas filhas Nice e Eunice e ao Compadre Bento.

CONTEÙDO

1. RESUMO GERAL	10
2. INTRODUÇÃO GERAL	14
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	18
CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS DOS CAMPOS GERAIS, SUL DO	
BRASIL	26
RESUMO.....	27
INTRODUÇÃO.....	28
MATERIAL E MÉTODOS.....	29
RESULTADOS.....	33
DISCUSSÃO.....	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
FIGURAS E TABELAS.....	43
CAPÍTULO 2: O PAPEL DOS COMPONENTES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA	
ORGANIZAÇÃO DE METACOMUNIDADES DE ANUROS EM PAISAGEM SUBTROPICAL	
NO SUL DO	
BRASIL	51
RESUMO.....	52
INTRODUÇÃO.....	53
MATERIAL E MÉTODOS.....	55
RESULTADOS.....	59
DISCUSSÃO.....	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66
FIGURAS E TABELAS.....	75
5. CONCLUSÕES GERAIS	88
6. ANEXOS	89

GENERAL ABSTRACT

One of main challenges of community ecology is to make predictions about complex systems of living organisms, which potentially interact with each other. Species interactions itself may be influenced by a complex association of multiple factors (biotic and abiotic). This is clear in metacommunity studies, in which we consider that communities are not isolated but potentially interacting through the dispersion of species. In this context, only when we take into account environmental factors and space operating at different scales is it possible to identify the mechanisms responsible for the structure and distribution of species in biological communities. Natural grasslands in Paraná are a phytogeographic unit with predominantly herbaceous coverage with shrubs and woody elements, interrupted by rocky outcrops, and the Araucaria Forest, as riparian forests or isolated capons. These natural grasslands are among the most threatened ecosystems of Brazil and its amphibians are practically unknown. The aim of this study was to describe the structure of assemblages of anurans, evaluating the relative role of environmental (physical complexity of the local and landscape structure) and spatial factors on community structure. I also investigated the influence of environmental heterogeneity on the diversity (richness and abundance) of anurans species. Fieldwork was conducted during ten days in each study area between September 2010 and March 2011. Overall, I sampled 43 water bodies, 30 of which I collected environmental data. I used the technique survey at breeding sites as a method for sampling anurans. I recorded 36 species belonging to in ten families corresponding to 25% of the known amphibian richness for the State of Paraná. Our results show a clear difference in anuran diversity among landscapes, with the greatest richness in areas of Araucaria Forest associated with natural grasslands. This is due to the high environmental heterogeneity, which favors occurrence of species characteristic of both open areas and forested environments. To evaluate the relationship of environmental and spatial factors on species composition of anurans, I used the technique of variation partitioning (pRDA). The environmental variables explained 0.8 % on species composition, spatial variables 13 % and 0.3 % was spatially auto-correlated environmental factors. To test the influence of environmental heterogeneity on species richness, I performed an analysis of generalized linear models (GLM). The

results showed that the size of breeding sites, heterogeneity of vegetation on the margins and a high percentage of aquatic vegetation as the main characteristics, explaining 55% of the variation in species richness among breeding sites. To detect the influence of environmental characteristics on the abundance of individual species, I performed hierarchical partitioning. The results indicated four environmental variables that explained 14% to 50% of the variation in the abundance of 15 species. The important descriptors for the distribution of relative abundances were the percentage of aquatic floating, heterogeneity of vegetation on the margins, heterogeneity of soil types on the margins, and distance to the nearest forest fragment. We found a high species richness and abundance along natural grasslands associated with Araucaria Forest, and the high environmental heterogeneity were crucial for maintaining the structure and organization of communities of anurans in Campos Gerais. In addition, this is a pioneering study in this landscape, contributing with valuable information for decision-making about conservation of anuran species and their habitats.

RESUMO GERAL

Um dos principais desafios em ecologia de comunidades é fazer previsões em sistemas complexos onde organismos vivos interagem entre si através de uma sinergia de múltiplos fatores (bióticos e abióticos). Isso fica evidente em estudos de metacomunidades, quando consideramos que as comunidades não estão isoladas mas potencialmente interagindo através da dispersão das espécies. Neste contexto, somente com a avaliação da influência relativa de fatores ambientais e espaciais operando em várias escalas é possível identificar os mecanismos responsáveis pela estruturação e distribuição das espécies nas comunidades biológicas. Os Campos naturais presentes no estado do Paraná podem ser definidos como uma unidade fitogeográfica que apresenta cobertura predominantemente herbácea com elementos arbustivos e lenhosos (Estepes), interrompido por afloramentos rochosos e pela ocorrência de Floresta com Araucária, que aparece na forma de matas ciliares ou em capões isolados. Os Campos naturais estão entre os ecossistemas mais ameaçados do Brasil e sua anurofauna é praticamente desconhecida. O objetivo do presente trabalho é descrever a estrutura das comunidades de anuros nessa formação vegetal, avaliando o papel relativo de fatores ambientais (estrutura do hábitat local e da paisagem regional) e espaciais (posição geográfica dos corpos d'água) na estruturação das

comunidades, investigando a influência da heterogeneidade ambiental na diversidade (riqueza e abundância) de espécies de anuros. As amostragens foram realizadas por levantamento em sítio de reprodução e busca ativa, entre os meses de setembro de 2010 a março de 2011, sendo realizadas etapas de amostragem com duração de dez dias consecutivos. Ao todo foram amostrados 43 corpos d'água em quatro Unidades de Conservação de Campos Gerais em 30 dos quais foram extraídos dados de heterogeneidade ambiental. Foram registradas 36 espécies, correspondendo a 25% da riqueza encontrada no Estado do Paraná. Houve uma nítida diferença na diversidade entre as paisagens, com maior riqueza de espécies nas áreas de Floresta com Araucária associada à Campos naturais. Essa paisagem mais heterogênea favoreceu a ocorrência de espécies características de áreas abertas e de espécies florestais. Para avaliar a relação dos fatores ambientais e espaciais na composição de espécies de anuros foi empregada a técnica de partição de variância (RDAP). As variáveis ambientais explicaram 0.8% da distribuição da abundância das espécies nos corpos d'água, 13% foi explicado pelas variáveis espaciais e 0,3% pelo ambiente espacialmente estruturado. Para testar a influência da heterogeneidade ambiental na riqueza de espécies foi realizada uma análise de modelos lineares generalizados. Corpos d'água grandes, com maior heterogeneidade da vegetação nas margens e maior porcentagem de vegetação emergente na lâmina d'água favoreceram a riqueza de espécies, explicando 55% na variação da riqueza de espécies entre os corpos d'água. Para detectar a influência das características ambientais na abundância de cada espécie foi realizada análise de partição hierárquica. Quatro variáveis ambientais explicaram a variação na abundância de 15 espécies: porcentagem de vegetação emergente na lâmina da água, heterogeneidade da vegetação nas margens, heterogeneidade de tipos de solo nas margens e distância do corpo d'água até o fragmento florestal mais próximo. Houve maior riqueza de espécies e abundância populacional em fisionomia de Campos naturais associados com Floresta com Araucária, sendo alta heterogeneidade ambiental um fator determinante da diversidade de anuros em Campos Gerais. Este é um estudo pioneiro para este tipo de paisagem, contribuindo com valiosas informações para tomada de decisões quanto a conservação das espécies desse grupo de organismos e seus habitats.

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia de comunidades visa o entendimento dos padrões de riqueza de espécies, da composição, uso de recursos e potencial influência de fatores bióticos e abióticos operando em diferentes escalas nos processos de estruturação e organização das comunidades (Hutchinson, 1959; MacArthur & Wilson, 1967; Tilman, 1987; Levin, 1992). Neste contexto, a estrutura de uma comunidade não é determinada por um único processo, mas é influenciada em diferentes proporções por diferentes processos, como adaptação a características abióticas (seleção de habitat e clima) (Parris, 2004; Werner *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2010), bióticas (interações entre espécies) (Tilman, 1994; 1987), além de processos históricos e evolutivos (Ricklefs & Schluter, 1993; Piha *et al.*, 2007). Uma das maneiras de investigar a influência dos diferentes processos que estruturam a comunidade é análise da relação de descritores da estrutura das comunidades (riqueza de espécies, abundância de indivíduos) com parâmetros relacionados a cada um destes processos (variáveis de complexidade estrutural do habitat, distribuição espacial dos corpos d'água, uso de habitat). Abordagens relacionadas aos fatores ambientais, processos relacionados ao nicho e processos espaciais baseados principalmente na importância da dispersão pelos organismos vem sendo invocados como os principais mecanismos determinantes da riqueza e composições de espécies de anfíbios nas comunidades (Parris, 2004; Van Buskirk, 2005; Bastazini *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2007; Vasconcelos, *et al.*, 2009; Vasconcelos, *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2011a).

O ambiente físico por si só é espacialmente heterogêneo e essa estrutura espacial pode estar relacionada à distribuição espacial das espécies, assim a heterogeneidade ambiental, tanto em uma escala local quanto regional, tem sido reconhecida como uma das melhores explicações para a variabilidade na diversidade de espécies de anfíbios (Parris, 2004; Werner *et al.*, 2007; Bastazini *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2011b). Ambientes mais heterogêneos apresentam uma maior quantidade de micro-habitats e uma gama maior de microclimas e, neste caso, tendem a acomodar um número maior de espécies (MacArthur & MacArthur 1961; Townsend *et al.*, 2006). Não obstante, a maior heterogeneidade do ambiente propicia uma maior especialização no uso de recursos e, neste caso, é esperada uma maior segregação entre as espécies (Menin *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009). Estudos têm testado essa predição e

indicado quais são os descritores ambientais mais importantes para a comunidade (Parris, 2004; Bastazini *et al.*, 2007; Keller *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2009). Diferentes descritores têm sido apontados como responsáveis pela maior diversidade de espécies, como por exemplo, o hidroperíodo, tamanho do corpo d'água, presença de vegetação na superfície da lâmina d'água, cobertura de dossel sobre o corpo d'água, tipo de margem, distância do fragmento florestal mais próximo (Marsh *et al.*, 2001; Burne & Griffin, 2005; Babbit, 2005; Richter – Boix *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2007; Keller *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2011a; Silva *et al.*, 2011b).

A investigação de fatores ambientais na estruturação das comunidades e suas variações são determinantes para reconhecer quais as características das espécies, como fidelidade a determinadas características do sítio de reprodução, favorecem sua ocorrência (Rossa-Feres & Jim, 2001; Beja & Alcazar, 2003; Conte & Machado, 2005; Prado & Pombal, 2005; Conte & Rossa-Feres, 2007). Informações estas fundamentais para a formulação de estratégias de conservação da diversidade de anfíbios (Hazell *et al.*, 2001; Beja & Alcazar, 2003; Silva *et al.*, 2011a; Silva *et al.*, 2011b).

Os estudos sobre anfíbios no Brasil foram realizados principalmente no Sudeste (Jim, 1980; Caramaschi, 1981; Cardoso, 1981; Cardoso, 1986; Andrade, 1987; Cardoso *et al.*, 1989; Bertolucci, 1991; Haddad, 1991; Haddad & Sazima 1992; Rossa-Feres & Jim, 1994; Bertolucci & Heyer 1995; Rossa-Feres & Jim, 1996; Pombal, 1997) demonstrando a concentração de pesquisadores desse grupo de organismos em centros universitários desta região.

Os trabalhos realizados no Estado do Paraná que tratam de comunidades de anuros incluem, entre outros: Bernarde & Anjos (1999), Machado *et al.*, (1999), Bernarde & Machado (2001), Machado & Bernarde (2002), Conte & Machado (2005), Conte & Rossa-Feres (2006; 2007), Silva *et al.*, (2006), Armstrong & Conte (2010). Além destes, há estudos realizados no Estado sobre descrições de novas espécies e novos registros de ocorrência e de ampliação de distribuição geográfica (ver revisão em Silva *et al.*, 2006). Atualmente são registradas 142 espécies de anuros para o Estado (Conte *et al.*, 2010) o que representa aproximadamente 20% do total de espécies registradas para o território brasileiro.

Pode-se observar que a maioria destes trabalhos foi publicada nos últimos vinte anos, sendo que na última década houve um aumento efetivo no número de

publicações científicas e obtenção de informações biológicas referentes à anurofauna do Estado. Com isso pode-se considerar que o estudo de anfíbios no Estado é bastante recente e que essa carência de estudos se dá possivelmente pelo fato da ausência de pesquisadores da área vinculados a grandes instituições paranaenses.

As áreas consideradas como unidades de conservação representam uma pequena porcentagem do território paranaense, sendo que muitas dessas unidades não constituem amostras significativas das principais formações vegetais ou regiões geográficas naturais do estado, apresentando diferentes graus de alteração, atividades não compatíveis e superfícies que nem sempre correspondem às necessidades conservacionistas (Milano, *et al.*, 1986). As informações obtidas a partir das avaliações ecológicas rápidas (AER) realizadas para a elaboração dos planos de manejo das Unidades de Conservação Parque Estadual do Guartelá, Parque Estadual de Vila Velha, Parque Estadual de Caxambu, representam apenas dados preliminares, pois devido às atividades de campo compreenderem um curto período de tempo podem ter sido realizadas em uma época do ano que as espécies de anfíbios se encontram em baixa atividade (ITC, 1985; IAP, 2002; 2004).

Devido à sua originalidade ecológica, especialmente no que se refere ao mosaico formado quando floresta e campo se interpenetram, juntamente com a baixa representatividade de áreas protegidas, pressões antrópicas impostas pela colonização e atividades agropecuárias, torna os Campos Gerais um dos ecossistemas mais ameaçados do Brasil (Rocha *et al.*, 2006). Assim a importância e urgência no desenvolvimento de estudos sobre a fauna dessa fisionomia vegetal são evidenciadas quando se considera que a anurofauna do Estado do Paraná ainda é pouco conhecida (Machado *et al.*, 1999; Conte & Machado, 2005), especialmente para esta região.

No presente estudo nós avaliamos a contribuição relativa de fatores ambientais e espaciais na estrutura da comunidade de anfíbios anuros em uma paisagem subtropical de Campos naturais associados à Floresta com Araucária, verificando a influência da heterogeneidade ambiental na diversidade de espécies destes organismos. Esse estudo é pioneiro para este tipo de formação e fornece informações biológicas importantes para a tomada de decisões quanto a conservação das espécies e seus habitats.

O presente estudo apresenta dados obtidos em 43 corpos d'água, visitados no período de setembro de 2010 a agosto de 2011 em quatro unidades de conservação localizadas nos municípios de Ponta Grossa, Tibagi, Castro, Piraí do Sul,

Estado do Paraná. Os resultados obtidos são apresentados em dois capítulos, cujos objetivos foram:

- Capítulo 1 – **Diversidade de Anfíbios dos Campos Gerais, Paraná Sul do Brasil**
 - ✓ Inventariar as espécies de anfíbios em áreas de Campos Gerais, representadas por quatro Unidades de Conservação (Parques Estaduais do Guartelá, Vila Velha, Caxambu e Floresta Nacional de Piraí do Sul);
 - ✓ Comparar a diversidade e uso de habitat pelos anfíbios anuros em duas distintas paisagens de Campos Gerais: (UCC) – Unidades de Conservação de Campos naturais associado à Floresta com Araucária e (UCF) Unidades de Conservação de Floresta com Araucária sem a associação de Campos naturais;
 - ✓ Determinar a variação na composição de espécies entre duas paisagens.

- Capítulo 2 – **O Papel dos Componentes Ambientais e Espaciais na organização de Metacomunidades de Anuros em paisagem subtropical do Sul do Brasil**
 - ✓ Avaliar o papel relativo de fatores ambientais e espaciais na estrutura da comunidade de anfíbios anuros na região dos Campos Gerais;
 - ✓ Avaliar a influência da heterogeneidade ambiental (medida da complexidade estrutural do habitat e paisagem) na diversidade e distribuição das espécies nos corpos d'água;
 - ✓ Detectar quais destas características ambientais favorecem a ocorrência das espécies individualmente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, G.V. 1987. Reprodução e vida larvária de anuros (Amphibia) em poça de área aberta na Serra do Japi, Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- ARMSTRONG, C. G.; CONTE, C. E. 2010. Taxocenose de anuros (Amphibia: Anura) em uma área de Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 10(1): 000-000.
- BABBIT, K. J. 2005. The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 13: 269–279.
- BASTAZINI, C. V.; MUNDURUCA, J. F. V.; ROCHA, P. L.; NAPOLI, M. F. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, 63:459–471.
- BEJA, P.; ALCAZAR, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114:317–326.
- BERNARDE, P. S.; ANJOS, L. 1999. Distribuição espacial e temporal da anurofauna o Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS. Série Zoologia*, 12: 127-140.
- BERNARDE, P. S.; MACHADO, R. A. 2001. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Cuadernos de Herpetologia*, 14(2): 93-194.
- BERTOLUCI, J. A. 1991. Partição de recursos associada à atividade reprodutiva em uma comunidade de anuros (Amphibia) de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- BERTOLUCI, J. A.; HEYER, W. R. 1995. Boracéia update. Froglog, IUCN/SSC Declining Amphibian Population Task Force, 14:3.
- BURNE, M. R.; GRIFFIN, C. R. 2005. Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern Massachusetts, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 13:247–259.
- CARAMASCHI, U. 1981. Variação estacional, distribuição espacial e alimentação de hílídeos na represa do rio Pardo (Botucatu, SP) (Amphibia, Anura, Hylidae). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- CARDOSO, A. J. 1981. Organização espacial e temporal na reprodução e vida larvária em uma comunidade de hílídeos no Sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- CARDOSO, A. J. 1986. Utilização de recursos para reprodução em comunidade de anuros no Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- CARDOSO, A. J.; ANDRADE, G. V.; HADDAD, C. F. B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 49: 241-249.
- CONTE C. E.; NOMURA, F; MACHADO, R. A.; KWET, A.; LINGNAU, R.; ROSSA FERES, D. C. 2010. Novos registros na distribuição geográfica de anuros na Floresta com Araucária e a importância da vocalização no reconhecimento de espécies crípticas. *Biota Neotropica*, 10(2): 000-000.
- CONTE, C. E.; MACHADO R. A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 940-948.

- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia: Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 162-175.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta com Araucária no sudeste do Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4): 1025-1037.
- HADDAD, C. F. B. 1991. Ecologia reprodutiva de uma comunidade de anfíbios anuros na Serra do Japi, Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- HADDAD, C. F. B.; SAZIMA, I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In (L.P.C. Morellato org.). *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*, pp. 188-211. Editora da UNICAMP/FAPESP, Campinas.
- HAZELL, D.; CUNNINGHAM, R.; LINDENMAYER, D.; MACKEY, B.; OSBORNE, W. 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biological Conservation*, 102: 155–169
- HUTCHINSON, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there some many kinds of animals? – *American Naturalist*, 93: 145-159.
- IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2002. Plano de Manejo do Parque Estadual do Gurtelá. Curitiba.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. 2004. Plano de Manejo do Parque Estadual de Vila Velha. Curitiba.
- ITC - Instituto de Terras e Cartografia. 1985. Plano de Manejo do Parque Estadual de Caxambu, Curitiba.

- JIM, J. 1980. Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura), tese de doutorado apresentada ao instituto de Biociências da USP doutorado. Universidade de São Paulo.
- KELLER, A.; RÖDELL, M. O.; LINSENMAI, K. E.; GRAFE, T. U. 2009. The importance of environmental heterogeneity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal Animal Ecology*, 78:305-314.
- LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73:1943-1967.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MACHADO, R. A.; BERNARDE, P. S. 2002. Anurofauna da Bacia do Rio Tibagi. In: Medri, M. E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A; Pimenta, J. A., (eds). *A Bacia do Rio Tibagi*. Londrina. Edição dos Editores, 595p.
- MACHADO, R. A.; BERNARDE, P. S.; MORATO, S. A. A.; ANJOS, L. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no Município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Revista Brasileira de Zoologia*, 16: 997-1004.
- MARSH, D. M.; P. C. TRENHAM. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15:40-49.
- MENIN, M.; ROSSA-FERES, D. C.; GIARETTA, A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura: Hylidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1): 61-72.
- MILANO, M. S.; RIZZI, N. E.; KANIAK, V. C. 1986. Princípios básicos de manejo administração de áreas silvestres. Inst.de Terras, Cart. e Florestas, Curitiba , Depto de Rec. Nat. Renov. 56p.

- PARRIS, K. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*, 27:392-400.
- PIHA, H.; MISKA, L.; MERILA, J. 2007. Amphibian Occurrence is influenced by current and historic landscape characteristics. *Ecological Applications*, 17(8): 2298-2309.
- POMBAL, Jr. J. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 57(4): 583-594.
- PRADO, G. M.; POMBAL, JR. J. P. 2005. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da Reserva Biológica de Duas Bocas, Sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(4): 685-705.
- RICHTER-BOIX, A.; LLORENTE, G. A.; MONTORI, A. 2007. Structure and dynamics of an Amphibian metacommunity in two regions. *Journal Animal Ecology* 76:607-618.
- RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago.
- ROCHA, C. H. 2006. Seleção de áreas prioritárias para a conservação em paisagens fragmentadas: estudo de caso nos Campos Gerais, do Paraná. *Natureza & Conservação*, 4(2): 77 – 99.
- ROSSA-FERES, D. C.; JIM, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(2): 439-454.
- ROSSA-FERES, D. C.; JIM, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*,

- 54: 323-334.
- 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: 309-316.
- 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, Serie Zoologia*, 97(1): 37-49.
- SILVA, F. R.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. 2011(a). Breeding Habitat and Landscape Correlates of Frog Diversity and Abundance in a Tropical Agricultural Landscape. *Wetlands*, Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s13157-011-0217-0>.
- SILVA, M. O.; MACHADO, R. A.; GRAF, V. 2006. O conhecimento de Amphibia do Estado do Paraná. In *Revisões em Zoologia I: volume comemorativo dos 30 anos do Curso de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná* (E. L. A. Monteiro-Filho & J. M. R. Aranha, orgs). M5 Gráfica e Editora, Curitiba, 305-314.
- SILVA, R. A.; MARTINS, I. A.; ROSSA-FERES, D. C. 2011 (b). Environmental heterogeneity: Anuran diversity in homogeneous environments. *Zoologia*, 28 (5): 610–618.
- TILMAN, D. 1987. The Importance of the Mechanisms of Interspecific Competition. *The American Naturalist*, 129(5), 769-774.
- TILMAN, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology*, 75:2-16.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M. & HARPER, J. L. 2006. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre. Artmed, 592p.
- VAN BUSKIRK, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology*, 86: 1936-1947.

- VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; HADDAD, C. F. B. 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 26:423-432.
- VASCONSELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; HADDAD, C. F. B. 2009. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 699-707.
- WERNER, E. E.; SKELLY, D. K.; RELYEA, R. A.; YUREWICZ, K. L. 2007. Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos*, 116(10): 1697–1712.

CAPÍTULO 1

Capítulo 1

Diversidade de Anfíbios dos Campos Gerais, Paraná Sul do Brasil

Lucas Batista Crivellari¹, Carlos Eduardo Conte^{2,3}, Denise de Cerqueira Rossa
Feres⁴

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

2 Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. CP 19020, 81531-980 Curitiba, PR,
Brazil.

3 Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação. Rua Purus nº 33, CEP 82520-75, Curitiba, PR,
Brazil.

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

RESUMO

Muito pouco se conhece sobre a ecologia dos anfíbios dos Campos Gerais, um peculiar ecossistema que alterna em sua paisagem um mosaico de capões de floresta, campos naturais, matas de galerias e afloramentos rochosos. Com o intuito de contribuir para o conhecimento da fauna de anfíbios deste ecossistema o objetivo deste estudo foi investigar a estrutura das taxocenoses de anfíbios em duas distintas paisagens naturais nos Campos Gerais: 1) Campos naturais associado à Floresta com Araucária e 2) Floresta com Araucária não associada aos Campos naturais. A riqueza e a abundância das espécies de anuros foram determinadas pelos métodos de amostragem em sítio de reprodução e busca ativa. Foram registradas 36 espécies, correspondendo a 25% da riqueza de espécies conhecida para o Estado do Paraná. A diversidade entre as duas paisagens diferiu com maior riqueza de espécies nas áreas de Campos naturais associado à Floresta com Araucária. A maior heterogeneidade ambiental, conferida pela presença de capões de Floresta com Araucária, comporta maior riqueza de espécies, pois favorece tanto a ocorrência de espécies exclusivas de área aberta (22% das 36 espécies registradas) quanto de espécies exclusivas de habitats florestais (20% das 36 espécies registradas). Este é um estudo, pioneiro para região dos Campos Gerais que demonstra a importância do mosaico de habitats para a manutenção de uma alta diversidade de espécies, evidenciando a importância do papel dos Campos naturais quando associados à Floresta de Araucária para a conservação de espécies de anfíbios.

Palavras-chave: Composição de espécies, Floresta com Araucária, Campos naturais.

1. INTRODUÇÃO

A ecologia de comunidades busca o entendimento dos padrões de distribuição da riqueza, composição e abundância das populações e das interações entre as espécies coexistindo no espaço e no tempo (Leibold, 2004). Até pouco tempo, os processos geradores e reguladores da estrutura de comunidades eram investigados dentro da própria comunidade, como resultado de interações entre as espécies, como predação e competição (Timan, 1987; Toft, 1980) e da influência de fatores abióticos, como clima ou características do habitat (Eterovick & Sazima, 2000). Recentemente, discussões sobre os mecanismos que influenciam padrões locais têm sido ampliadas e estudos voltados para perspectivas de paisagem tornaram-se mais comuns (Van Buskirk, 2005; Parris, 2004). Neste sentido, fatores que operam em diferentes escalas, como as variáveis ambientais (que refletem processos locais) e as variáveis espaciais (que refletem processos regionais), afetam simultaneamente a composição das comunidades biológicas (Ricklefs, 1987). Vários estudos têm avaliado o papel relativo dos diversos fatores ambientais e espaciais nos mecanismos de estruturação das comunidades (Cottenie *et al.*, 2003; Tuomisto *et al.*, 2003) com base em diferentes abordagens e escalas (Leibold, 2004, Cottenie 2005).

Os anuros são excelentes modelos para o estudo de comunidades biológicas e seus mecanismos de estruturação, principalmente devido a sua grande diversidade biológica e por formarem agregados conspícuos, espacialmente delimitados durante eventos reprodutivos (Duellman & Trueb, 1986; Scott & Woodward, 1994). Os anuros estão presentes em quase todos os tipos de habitats terrestres e de água doce, e sua distribuição é fortemente influenciada pela presença e abundância de água, muitas vezes apenas sob a forma de chuva (Duellman & Trueb, 1986). Essa dependência de corpos d'água ou de ambientes úmidos para a reprodução explica a grande diversidade de espécies em florestas úmidas da região Neotropical (Duellman & Trueb, 1986; Wells, 2007). O Brasil é o país que abriga a maior riqueza de anfíbios do mundo com 877 espécies, das quais 847 espécies são da ordem Anura (SBH, 2011; Frost, 2011). Atualmente o conhecimento sobre a biologia e ecologia da maioria das espécies ainda é incipiente (Andrade, 1994; Pombal & Gordo, 2004; Conte *et al.* 2010), principalmente nas regiões interioranas, como por exemplo, a região denominada Campos Gerais, localizada no segundo planalto do estado do Paraná.

Estudos sobre os anfíbios dos Campos Gerais são recentes e muito pouco se conhece sobre a diversidade e ecologia dos anfíbios neste peculiar ecossistema, que é

formado pelo mosaico de ambientes que compõem sua paisagem alternando capões de floresta, estepes (campos naturais), matas de galerias e afloramentos rochosos (Maack, 1981). Na literatura podem ser encontrados apenas poucos inventários como, por exemplo, para o município de Palmeira e Telêmaco Borba (Rocha *et al.*, 2003; Bernarde & Machado, 2001) e a descrição de duas novas espécies: *Melanophryniscus vilavelhensis* (Steinbach-Padilha, 2008) e *Hypsiboas jaguariaivensis* (Caramaschi *et al.*, 2010). Essa carência de informações acerca da anurofauna da região, seja na literatura ou mesmo em registros nas coleções de referência, dificulta tanto a identificação de endemismos quanto a determinação do estado de vulnerabilidade das populações de anuros frente aos impactos ambientais registrados na região nos últimos anos (IAP, 2004). A associação destes fatores torna evidente a relevância do presente estudo, que tem como objetivo inventariar e descrever a estrutura das taxocenoses de anuros dessa fisionomia vegetal, determinando a riqueza, a composição e a abundância populacional de anuros em duas distintas paisagens naturais, uma formada por Campos naturais associado à Floresta com Araucária e outra formada por Floresta com Araucária sem a associação aos Campos naturais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas amostradas

Com o intuito de amostrar a diversidade de anfíbios nas principais fitofisionomias e formações geográficas naturais dos Campos Gerais (*sensu* Maack 1981) foram selecionadas quatro Unidades de Conservação (UCs), sendo que duas UCs são compostas Campos naturais associado à Floresta com Araucária (UCC) e duas UCs compostas por Floresta com Araucária sem a associação aos Campos naturais (UCF):

UCC - Parque Estadual do Guartelá (PEG): localizada no município de Tibagi, no segundo planalto paranaense. Abrange uma área total de 798,97 ha sendo um dos últimos remanescentes de vegetação nativa original dos Campos Gerais. A região onde o PEG se insere exibe um relevo suave ondulado a ondulado. As altitudes variam de 800 m a 1.200 m (IAP, 2002). De acordo com a Divisão Climática do Estado do Paraná (Maack, 1981), baseada em Köppen, verifica-se que a área de estudo está sob influência de dois tipos climáticos, a saber:

– Cfa - é um clima subtropical mesotérmico, sem estação seca, com verões quentes e com média do mês mais quente superior a 22 °C, sendo as geadas menos frequentes e severas,

– Cfb - é igualmente um clima subtropical mesotérmico, úmido, sem estação seca definida, com verões frescos e com média do mês mais quente inferior a 22 °C. As geadas são mais severas e frequentes em relação ao Cfa.

UCC - Parque Estadual de Vila Velha (PEV): localizada no município de Ponta Grossa, no segundo planalto paranaense, totalizando uma área de 3.803 ha, sendo uma das poucas áreas na região dos Campos Gerais com remanescentes de Floresta Ombrófila Mista associados a campos naturais sob preservação permanente no Estado do Paraná (UEPG, 2003). A região onde o PEV se insere tem clima do tipo Cfb e apresenta topografia de relevo ondulado com escarpas e altitudes que variam entre de 800 m a 1068 m (IAP, 2004).

UCF - Parque Estadual do Caxambu (PEC): está localizada no município de Castro, no segundo planalto paranaense na região dos Campos Gerais, com uma área total de 1.053,6 ha (ITC, 1985). A região onde o PEC se insere apresenta clima do tipo é Cfb e topografia ondulada, caracterizada por relevo plano e com suave ondulado com altitudes em torno de 980 m (ITC, 1985).

UCF - Floresta Nacional e Piraí do Sul (FLO): Possui uma área de cerca de 150 ha e está localizada próximo à divisa entre o primeiro e o segundo planalto paranaense, na região centro-leste do estado. O clima dessa região é do tipo Cfb e as altitudes variam na faixa de 1.000m. , (Moro *et al.*, 2009).

2.2. Coleta de Dados e Delineamento das Amostras

Em vários estudos tem sido demonstrada a importância da chuva na ocorrência e na abundância das espécies de anfíbios anuros (Rossa-Feres & Jim, 1994; Bertoluci, 1998; Arzabe 1999; Eterovick & Sazima, 2000; Brasileiro *et al.*, 2005 Conte & Rossa-Feres 2006; 2007). Neste sentido o esforço amostral foi concentrado nos meses de setembro de 2010 a março de 2011, período de alta pluviosidade e de médias das temperaturas mensais mais elevadas na região (IAP 2002; 2004).

Foram amostrados 25 corpos d'água nas UCF e 18 corpos d'água nas UCC (Tabela 01). As atividades de campo tiveram duração de dez dias consecutivos, sendo amostrados de quatro a cinco corpos d'água por dia. As amostragens no período diurno foram realizadas entre 16:00h e 18:00h e no período noturno a partir das 18:00h até aproximadamente 0:00h. A seqüência de amostragem nos diversos corpos d'água diferiu a cada visita para minimizar as variações decorrentes do turno de vocalização das espécies. A riqueza e abundância relativa das espécies de anuros foram determinadas pela combinação de dois métodos de amostragem: 1) (ASR) amostragem em sítio de reprodução (*sensu* Scott Jr. & Woodward, 1994); 2) (BAT) busca ativa (*sensu* Scrocchi & Retzschmar, 1996).

Os exemplares coletados foram depositados na coleção científica DZSJRP Amphibia-Adultos do Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista, Campus de São José do Rio Preto, São Paulo (números de tombo: DZSJRP 14.022-14.159). A compilação de dados secundários foi efetuada por levantamento bibliográfico e consultas ao acervo do Museu de História Natural do Capão da Imbuia. Foram consultados também os planos de manejo do PEV, PEG e PEC (IAP 2002;2004;ITC1985:<http://www.uc.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=4>)

2.3. Análises estatísticas

Para comparação entre a diversidade observada em cada paisagem amostrada foram construídas curvas de rarefação (Mao Tau) e seus respectivos intervalos de confiança de 95%, calculadas com base na riqueza e abundância das espécies (Colwell, 2004). Este procedimento foi realizado aplicando-se a opção de 500 aleatorizações geradas com base na matriz de dados de abundância das espécies ao longo dos sete meses de amostragem. As curvas foram calculadas no programa computacional "EstimateS 7.5" (Colwell, 2004).

Para verificar se a composição diferiu entre as duas paisagens foi realizada análise multivariada de similaridade (ANOSIM). ANOSIM é um tipo particular de análise de variância multivariada para comparação de médias. Esta é uma análise robusta quando são comparados dois grupos, que neste caso, são as duas distintas paisagens: UCC e UCF (Clarke & Warwick, 1994). A importância da abundância das espécies no padrão de dissimilaridade observado foi determinada por análise de porcentagem de similaridades (SIMPER), com contribuição cumulativa de 90%

(Clarke & Warwick, 1994). Esta análise decompõe a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade observada entre grupos.

Para verificar se o componente espacial (distância entre os corpos d'água) influenciou a composição de espécies (*i.e.*, se corpos d'água mais próximos apresentavam maior similaridade na composição de espécies em comparação com os corpos d'água mais distantes), foi aplicado o teste de correlação de Mantel (Manly, 2008) entre as matrizes de distância geográfica (construída pelo índice de distância euclidiana) e de similaridade na composição de espécies (construída pelo índice quantitativo de Bray-Curtis). O teste de Mantel é basicamente uma análise de correlação de matrizes de distâncias ou similaridades, derivadas de dois conjuntos de dados multidimensionais (neste caso: x = abundância de espécies; y = coordenadas geográficas), cujo resultado da estatística (r_M) varia de -1 a +1. Quanto maior a correlação entre as matrizes de distância, maior é o valor de (r_M). A hipótese nula neste caso é que não existe relação linear entre os elementos correspondentes das matrizes de distância (entre a composição de espécies e as coordenadas geográficas). A significância do teste de Mantel é calculada através do teste de permutação de Monte Carlo (Manly, 2008).

A similaridade no uso de habitat pelas espécies foi avaliado pela aplicação da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis, aplicado na matriz de abundância das espécies nos tipos de ambientes que ocorreram, seguindo a classificação proposta por (Conte & Rossa Feres 2006). Esta técnica de representação fornece uma medida “Stress” (*standard residuals sum of squares*) cujo valor permite avaliar o quão adequado foi à ordenação para o conjunto de dados (Clarke, 1993). O valor de “Stress” indica o quanto as posições dos objetos em uma configuração tridimensional desvia-se das distâncias originais após o escalonamento. Valores de “Stress” inferiores a 0,2 indicam uma boa representação, enquanto que valores superiores a 0,2 representam uma ordenação inviável na qual a interpretação pode ficar comprometida (Clarke, 1993). Estas análises foram efetuadas no programa computacional PAST (Hammer *et al.*, 2001).

3. RESULTADOS

Foram registrados 10.308 indivíduos de 36 espécies de anfíbios pertencentes a duas ordens e dez famílias de anfíbios: Brachycephalidae (1), Bufonidae (3), Cyclorhampidae (4), Centrolenidae (1), Hylodidae (1), Hylidae (19), Leiuperidae (3), Leptodactylidae (3), Mycrohylidae (1) e Caeciliidae (1) (Tabela 02). Nas duas localidades de floresta de araucária (UCF) foram registradas 25 espécies pertencentes a oito famílias, com abundância total de 2.461 indivíduos, e nas duas localidades de capões de Floresta com Araucária associados a Campos Naturais (UCC) foram registradas 33 espécies pertencentes a duas ordens e nove famílias, com abundância total de 7.847 indivíduos (Tabela 03). Nas duas áreas a espécie mais abundante foi *Dendropsophus minutus* (Tabela 03).

O método de amostragem em sítio de reprodução possibilitou o registro de 33 espécies correspondendo a 91% da riqueza registrada e, destas, 25% (*D. sanborni*, *H. albopunctatus*, *H. cf. curupi*, *Crossodactylus cf. caramaschi*, *Chiasmocleis cf. leucosticta*, *L. fuscus*, *P. lateristriga*, *S. cf. surdus* e *V. uranoscopa*) foram registradas unicamente por este método. Já pelo método de busca ativa foi possível o registro de 75% das espécies (n = 27 espécies) sendo que apenas 5% foram registradas exclusivamente por esse método [*Melanophryniscus sp. (gr. tumifrons)* e *Siphonops paulensis*]. Cabe ressaltar que algumas espécies podem apresentar baixa densidade populacional, outras podem apresentar algumas particularidades como hábito críptico ou fossorial, ou então possuem características de reprodução explosiva, quando os machos vocalizam durante poucos dias do ano, como é o caso das espécies do gênero *Chiasmocleis* (Haddad & Höld, 1997). Neste contexto salienta-se a importância de se empregar métodos complementares (Conte & Rossa Feres, 2007; Silva, 2010).

A modificação na composição de espécies entre as duas paisagens foi alta, com dissimilaridade média de 89,79%, independente da distância entre elas ($r_M = 0,014$; $P = 0,70$) e significativa (ANOSIM: $R = 0,23$; $p = 0,0002$). Dezoito espécies contribuíram para a dissimilaridade média observada entre as duas fitofisionomias amostradas (Tabela 04), sendo *D. minutus* a espécie que apresentou a maior contribuição para a dissimilaridade entre as paisagens (21,62%).

A riqueza de espécies e a abundância populacional também diferiram entre as duas paisagens, sendo a maior diversidade registrada nas áreas de UCC em comparação com as de UCF (Fig. 01). O padrão de uso de habitat permitiu a

categorização das espécies em quatro grupos (Tabela 05; Fig.02): 13 espécies (36%) foram consideradas generalistas, pois utilizaram ambientes florestais, de borda e áreas abertas; sete espécies (20%) foram exclusivamente florestais; oito espécies (22%) utilizaram ambientes exclusivamente de área aberta e oito espécies (22%) utilizaram os ambientes florestais, mas chegaram a utilizar os ambientes de borda.

4. DISCUSSÃO

A riqueza registrada na região de estudo representa aproximadamente 25% da riqueza registrada para o estado do Paraná, que é de 142 espécies (Conte *et al.*, 2010). A riqueza obtida em cada localidade é semelhante às registradas em outras nove localidades paranaenses cuja anurofauna é conhecida, como por exemplo, a região de Telêmaco Borba com 40 espécies (Machado, 2004), Serro e Gemido com 34 espécies (Conte & Rossa-Feres, 2006), Morretes e Castelhanos com 32 espécies cada localidade (Armstrong & Conte, 2009; Cunha *et al.*, 2010, respectivamente) e Londrina com 24 espécies (Bernarde & Anjos, 1999; Machado *et al.*, 1999).

As únicas informações sobre a anurofauna das áreas de Campos Gerais, onde o presente estudo foi realizado, foram obtidas em avaliações ecológicas rápidas (IAP, 2002; 2004; ITC, 1985), realizadas na elaboração dos planos de manejo das Unidades de Conservação. Esses levantamentos representam dados preliminares, pois além da atividade de campo compreender um curto período de tempo, podem também ter sido realizados em uma época do ano em que as espécies de anfíbios se encontram em baixa atividade. Desse modo, o presente estudo acrescenta 12 espécies à lista de espécies previamente conhecida para esta região de Campos Gerais. Por outro lado, duas espécies não registradas neste estudo são de ocorrência conhecida nas fisionomias estudadas: *Gastrotheca microdiscus* (localidade tipo: Ponta Grossa-PR, Andersson in Lönnberg & Andersson, 1910) e *Hypsiboas* sp. (gr *politaeni*) (ITC, 1985) que pela área de ocorrência pode se tratar de *H. leptolineatus* ou da recém descrita *H. jaguariaivensis* (Frost, 2011).

As comparações realizadas através das curvas de rarefação demonstraram padrões diferentes de diversidade entre as paisagens amostradas, com maior diversidade (riqueza e abundância) de espécies nas áreas de UCC em relação às de UCF. A maior diversidade de ambientes, decorrente da presença dos campos naturais entremeados a capões de Floresta com Araucária, provavelmente explica a maior riqueza de espécies nessa paisagem. As mudanças nas condições ambientais e nos recursos disponíveis

originados pelo mosaico de ambientes que compõem sua paisagem (MMA, 2009) proporcionam uma alta substituição de espécies ao longo de gradientes físicos, de acordo com a habilidade das diferentes espécies na obtenção e uso do recurso.

Assim o padrão de "mosaico" da paisagem observado na região de estudo é resultante fundamentalmente de dois diferentes tipos de heterogeneidade: 1) variação topográfica, hidrológica, geológica ou das condições de solo (MMA, 2009), que expressam um padrão de mosaico na paisagem independente de distúrbios, com a formação de ecótonos, e 2) conjunto de manchas de vegetação resultante de diferentes combinações no regime de distúrbios ou de taxas de sucessão (MMA, 2009).

Entre as espécies que ocorreram exclusivamente em áreas de Campos Naturais, destaca-se a presença de *Melanophryniscus vila-velhensis* e *Melanophryniscus* sp. (*gr.tumifrons*), gênero para o qual novas espécies têm sido descritas e outras revalidadas nos últimos anos (Maneyro *et al.*, 2008; Steinbach-Padilha, 2008), sugerindo que possivelmente a riqueza deste gênero assim como de outros relacionados aos Campos naturais possam estar subestimados. Esse gênero apresenta alta taxa de endemismo e tem seu centro de diversidade situado nas formações abertas desde a Argentina (metade norte), sul da Bolívia, Brasil (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul), Paraguai, Uruguai (*sensu* Frost, 2011). Entre as espécies com perfil exclusivamente florestal destacamos o registro de *Ischnocnema henselii*, *Vitreorana uranoscopa*, *Proceratophrys boiei*, *Crossodactylus cf. caramaschii*. A ocorrência destas espécies em função de suas exigências quanto às condições de habitat, merecem destaque por serem espécies sensíveis e vulneráveis às alterações e modificações na condição de utilização de habitats específicos (Conte, 2010).

As espécies registradas têm diferentes padrões de distribuição geográfica (Duellman, 1999; Frost, 2011), sendo que as espécies que tiveram sua ocorrência em mais de um bioma (*e.g.*, Cerrado, Floresta Atlântica *latu sensu* e Pampa) foram consideradas como de ampla distribuição. Das espécies registradas, 13% (n = 5) são exclusivas de Floresta Ombrófila Mista, 8% (n = 3) ocorreram em Floresta Ombrófila Mista e Densa, 3% (n=1) apresentam distribuição exclusiva em Floresta Estacional, 28% (n= 10) ocorreram em Floresta Atlântica *lato sensu* e 36% (n = 13) apresentaram ampla distribuição geográfica. Houve 12% (n = 4) das espécies que apresentam dificuldades taxonômicas, podendo pertencer a um complexo de espécies, e por isso não foram avaliadas quanto à sua distribuição geográfica. Desse modo, o padrão de uso de habitat pelas espécies corresponde a um perfil composto principalmente por

espécies generalistas e de ampla distribuição geográfica, incluindo o domínio atlântico, pampa e cerrado, como registrado para áreas de Floresta Estacional Semidecidual (Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2007), de Floresta Ombrófila Densa e Mista (Conte & Rossa-Feres, 2006; 2007) e Pampa (Santos *et al.*, 2008; Souza-Filho & Conte 2010).

A diferença na composição e riqueza de espécies nas duas paisagens amostradas evidencia a influência da heterogeneidade ambiental na manutenção de uma maior riqueza de espécies. Tanto as formações de Floresta com Araucária quanto a de Campos naturais apresentaram anurofauna típica, com três espécies exclusivamente florestais encontradas unicamente em UCF sete espécies exclusivamente campícolas encontradas apenas em UCC. Os resultados evidenciam uma maior riqueza de espécies e abundância populacional em proporção direta à associação da fisionomia de Campos naturais associados a Floresta com Araucária, operando por meio da heterogeneidade estrutural da paisagem como o possível fator determinante da riqueza de espécies de anuros em Campos Gerais. Esses dados demonstram a importância do tipo de habitat na determinação da composição de espécies e da heterogeneidade ambiental na manutenção de uma maior riqueza de espécies, concordando com dados obtidos para anfíbios que demonstram que ambientes complexos que fornecem mais microhabitats abrigam uma maior riqueza de espécies que ambientes homogêneos (*e.g.*, Haddad & Prado, 2005; Afonso & Eterovick, 2007; Bastazini *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009). Futuras investigações de fatores locais, regionais e históricos desta paisagem são fundamentais na compreensão dos processos que influenciam a elevada taxa de modificação na composição de espécies nestas duas paisagens.

REFERÊNCIAS

- ANDERSSON, L. G. 1910. *Nototrema microdiscus*. In Lönnberg, E. & Andersson, L.
- ANDRADE, G. V. 1994. Ecologia de anfíbios: alguns aspectos sobre o estudo de comunidades de anfíbios. *Herpetologia no Brasil*, 1:16-18.
- AFONSO, L. G.; ETEROVICK, P. C. 2007. Spatial and temporal distribution of breeding anurans in streams in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 41:949–963.
- ARMSTRONG, C. G.; CONTE, C. E. 2010. Taxocenose de anuros (Amphibia: Anura) em uma área de Floresta Ombrófila Densa no Sul do Brasil. *Biota Neotropica* 10(1): 39-46.
- ARZABE, C. 1999. Reproductive activity patterns of anurans in two different altitudinal sites within the Brazilian Caatinga. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16 (3): 851 – 864.
- BASTAZINI, C. V.; MUNDURUCA, J. F. V.; ROCHA, P. L.; NAPOLI, M. F. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, 63:459–471.
- BERNARDE, P. S.; ANJOS, L. 1999. Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS - Série Zoologia*, 12: 127-140.
- BERNARDE, P. S.; MACHADO, R. A. 2001. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Cuadernos de Herpetología*, 14(2): 93-194.
- BERTOLUCI, J.A. 1998. Annual patterns of breeding activity in atlantic rainforest anurans. *Journal of Herpetology*, 32:607-611.
- BRASILEIRO, C.A.; R.J. SAWAYA; M.C. KIEFER & M. MARTINS 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in Southeastern Brazil. *Biotaneotropica*, 5 (2). Disponível na World Wide Web em: <http://www.biotaneotropica.org.br>.
- CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G.; SEGALLA, M.V. 2010 A new species of *Hypsiboas* of the *H. polytaenius* clade from the state of Paraná, Southern Brazil (Anura: Hylidae). *South American Journal of Herpetology*, 5(3): 169-174.

- CLARKE, K. R.; WARWICK. R. M. 1994. Chance in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Bourne Press, Bournemouth.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal Ecology*, 18:117-143.
- COLWELL, R. K. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version7. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONTE, C. E.; MACHADO R. A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 940-948.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia: Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 162-175.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta com Araucária no sudeste do Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4): 1025-1037.
- CONTE C. E.; NOMURA, F; MACHADO, R. A.; KWET, A.; LINGNAU, R.; ROSSA FERES, D. C. 2010. Novos registros na distribuição geográfica de anuros na Floresta com Araucária e a importância da vocalização no reconhecimento de espécies crípticas. *Biota Neotropica*. 2010, 10(2): 000-000.
- CONTE, 2010. Diversidade de Anfíbios da Floresta com Araucária. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto, SP.
- CUNHA, A. K.; OLIVEIRA, I. S.; HARTMANN, M. T. 2010. Anurofauna da Colônia Castelhanos, na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, Serra do Mar paranaense, Brasil. *Biotemas*, 23(2): 123-134.
- COTTENIE, K.; MICHELS, E.; NELE NUYTTEN, N.; DE MEESTER, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84: 991 1000.
- DUELLMAN, W. E.; TRUEB L. 1986. *Biology of amphibians*. New York. McGraw-Hill Book Company, 670.

- DUELLMAN, W. E. 1999. Distribution Patterns of Amphibians in South America. In Patterns of Distribution of Amphibians (W. E. Duellman, ed.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, p. 255-327.
- 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.
- FILHO, G. A. S.; CONTE, C. E. 2010. Anfíbios de uma Área de Campo da Depressão Central do Rio Grande do Sul. *Arquivos do Museu Nacional*, Rio de Janeiro, (68)1-2: 125-134.
- FROST, D. R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.3 . New York. American Museum of Natural History, Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia>.
- HADDAD, C. F. B. & PRADO, C. P. A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience*, 55(3):207-217.
- HADDAD, C. F. B.;HÖLDT. 1997. New reproductive mode in anurans: bubenest in *Chiasmocleis leucosticta* (Microhylidae). *Copeia*, 3: 585-588.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistical software package for education and data analysis. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- HOUSTON, M. A. 1994. Biological Diversity. The coexistence of species changing landscape. Cambridge University Press, 681.
- IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2002. Plano de Manejo do Parque Estadual do Gurtelá. Curitiba.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. 2004. Plano de Manejo do Parque Estadual de Vila Velha. Curitiba.
- ITC - Instituto de Terras e Cartografia. 1985. Plano de Manejo do Parque Estadual de Caxambu, Curitiba, Paraná.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P. J.; CHASE, M., HOOPES, M. F. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601- 613.
- MMA. 2009. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 408p.

- MAACK, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. Rio de Janeiro. Livraria José Olympio, 442.
- MACHADO, R. A.; BERNARDE, P. S.; MORATO, S. A. A.; ANJOS, L. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no Município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Revista Brasileira de Zoologia*, 16: 997-1004.
- MACHADO, R. A. 2003. Anfíbios da Floresta Atlântica. In: Carlos Renato Fernandes, (ed). Floresta Atlântica: Reserva da Biosfera. Curitiba. Opta Originais Gráficos e Editora Ltda, 123-149 e 298-299.
- MACHADO, R.A. 2004. Ecologia de assembléias de anfíbios anuros no município de Telêmaco Borba, Paraná, Sul do Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- MANLY, B. J. F. 2008. Métodos Estatísticos Multivariados. 3ª. edição. Porto Alegre:Bookman.
- MANEYRO R., NAYA D. E.; BALDO D. 2008. A new species of *Melanophryniscus* (Anura, Bufonidae) from Uruguay. *Iheringia*, Série Zoologia, 98: 189-192.
- MORO, R.S.; KACZMARECH, R.; PEREIRA, T.K.; CHAVES, C.C.; MILAN, E.; GELS, M.; MORO, R.F.; MIODUSKI, J. 2009. Perfil fitossociológico da vegetação da Floresta Nacional de Piraí do Sul, PR. Relatório técnico. Ponta Grossa: ICMBio/UEPG, 49.
- PARRIS, K. M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in subtropical eastern Australia. *Ecography*, 27(3): 392-400.
- POMBAL JR.; GORDO, M.. 2004. Anfíbios anuros da Juréia. In Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente Físico, Flora e Fauna (O.V. Marques & D. Wânia eds). Holos, Ribeirão Preto.p. 243-256.
- RICKLEFS, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235: 167-171.
- ROCHA, V. J.; MACHADO, R. A.; FILIPAKI, S. A.; FIER, I. S. N.; PACNI, J. A. L. 2003. A biodiversidade da Fazenda Monte Alegre da Klabin S.A. no Estado do Paraná. In VIII Congresso Florestal Brasileiro, São Paulo.
- ROCHA, C. H. 2006. Seleção de áreas prioritárias para a conservação em paisagens fragmentadas: estudo de caso nos Campos Gerais, do Paraná. *Natureza & Conservação*, 4(2): 77 – 99.

- ROSSA-FERES, D. C.; JIM, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira Biologia*, 54 (2): 323-334.
- SANTOS, T. G., ROSSA-FERES, D. C.; CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia*, 97 (1): 37-49.
- SANTOS, T. G.; KOPP, K.; SPIES, M. R.; TREVISAN, R. & CECHIN, S. Z. 2008. Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Pampa, Santa Maria, RS. *Iheringia, Série Zoologia*, 98 (2): 244-253.
- SBH. 2011. Lista de espécie de anfíbios do Brasil. Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH). Disponível em [http:// www.sbherpetologia.org.br](http://www.sbherpetologia.org.br)
- SCOTT Jr., N. J.; WOODWARD, B. D. 1994. Surveys at breeding. In: Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. W.; Hayek, L. A. C. & Foster, M. S., (eds). *Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Amphibians*. Washinton. Smithsonian Institution Press, 118-125.
- SCROCCHI, G. J.; S. KRETSZCHMAR. 1996. Guía de métodos de captura y preparación de anfíbios y reptiles para estudios cinetíficos y manejo de colecciones herpetológicas. San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo: *Miscelanea*, 102: 1-44.
- SILVA, R. S. 2010. Evaluation of survey methods for sampling anuran species richness in the neotropics. *South American Journal of Herpetology*, 5 (3), 212-220.
- STEINBACH-PADILHA, G.C. 2008. A new species of *Melanophryniscus* (Anura, Bufonidae) from the Campos Gerais region of southern Brazil. *Phyllomedusa*, 7 (2):99-108
- TILMAN, D. 1987. The Importance of the Mechanisms of Interspecific Competition. *The American Naturalist*, Vol. 129 (5): 769-774.
- TILMAN D.; DOWNING J.A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365.
- TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299: 241-244.

- TOFT, C.A. 1980. Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: a comparison of wetter and dryer sites. *Oecologia*, 47: 34-38.
- UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa. 2003. Caracterização do Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná. Projeto financiado pela Fundação Araucária e CNPq. Ponta Grossa. (Relatório final).
- VAN BUSKIRK, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology*, 86:1936–1947.
- VASCONCELOS, T. S.;ROSSA-FERES, D. C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (*Amphibia*, *Anura*) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 5(2): 1-14.
- WELLS, K. D. 2007. The ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago.

TABELAS

Tabela 01: Código, características, hidroperíodo e georeferência dos corpos d'água amostrados em área de Campos naturais associado à Floresta com Araucária(UCC) e outra formada por Floresta com Araucária sem a associação aos Campos naturais (UCF) no período de setembro de 2010 a março de 2011. Siglas: Códigos: PEV= Parque Estadual de Vila Velha PEC= Parque Estadual do Caxambu, PEG= Parque Estadual do Guartelá, FLO= Flona de Piraí do Sul. Hidroperíodo: Curto= ambientes que permaneceram com água por menos de seis meses, Longo= ambientes que permaneceram com água por mais de seis meses; Georeferência (Datum WGS 84): Lat= Latitude, Lon= Longitude

Código do corpo d'água	Hidroperíodo	Lat (Wgs84)	Lon (Wgs84)
PEV – 01	Longo	25°13'47.30"S	50° 1'35.77"O
PEV – 02	Longo	25°13'43.35"S	50° 1'31.14"O
PEV – 03	Longo	25°13'44.00"S	50° 2'8.80"O
PEV – 04	Longo	25°14'26.93"S	50° 1'24.89"O
PEV – 05	Longo	25°14'32.01"S	50° 1'18.04"O
PEV – 06	Longo	25°14'52.64"S	49°59'31.74"O
PEV – 07	Longo	25°14'2.62"S	49°59'29.31"O
PEV – 08	Longo	25°14'33.42"S	49°59'16.64"O
PEV – 09	Longo	25°14'49.90"S	50° 0'16.40"O
PEV – 10	Longo	25°14'59.71"S	49°59'30.55"O
PEV – 11	Longo	25°14'13.64"S	50° 1'12.07"O
PEV – 12	Longo	25°14'46.91"S	49°59'5.48"O
PEV – 13	Longo	25°14'33.98"S	50° 2'3.86"O
PEC – 14	Longo	24°40'41.34"S	49°59'53.74"O
PEC – 15	Curto	24°40'39.59"S	49°59'54.96"O
PEC – 16	Longo	24°39'22.39"S	49°59'55.80"O
PEC – 17	Curto	24°39'37.74"S	50° 0'19.03"O
PEC – 18	Curto	24°40'45.69"S	50° 0'0.07"O
PEC – 19	Longo	24°40'28.25"S	50° 1'25.60"O
PEC – 20	Longo	24°40'37.53"S	50° 1'17.82"O
PEC – 21	Longo	24°40'37.68"S	50° 1'12.54"O
PEC – 22	Longo	24°40'42.75"S	50° 0'47.37"O
PEC – 23	Longo	24°40'41.14"S	50° 0'46.57"O
PEC – 24	Longo	24°40'38.90"S	50° 0'47.67"O
PEC – 25	Longo	24°40'35.93"S	50° 0'46.83"O
PEC – 26	Longo	24°40'49.88"S	50° 0'5.62"O
PEG – 27	Curto	24°35'16.64"S	50°14'28.77"O
PEG – 28	Curto	24°35'20.13"S	50°14'20.40"O
PEG – 29	Longo	24°34'1.86"S	50°15'54.55"O
PEG – 30	Curto	24°33'55.21"S	50°15'34.62"O
PEG – 31	Curto	24°33'58.17"S	50°16'11.73"O
PEG – 32	Curto	24°33'56.13"S	50°16'22.53"O
PEG – 33	Curto	24°35'18.48"S	50°14'56.78"O
PEG – 34	Longo	24°33'58.62"S	50°15'32.49"O
PEG – 35	Longo	24°35'40.44"S	50°14'32.36"O
PEG – 36	Curto	24°35'58.82"S	50°14'16.51"O
PEG – 37	Curto	24°36'21.86"S	50°14'15.40"O
PEG – 38	Curto	24°35'29.73"S	50°14'35.62"O
FLO – 39	Longo	24°34'34.98"S	49°55'36.52"O
FLO – 40	Longo	24°34'24.73"S	49°54'43.24"O
FLO – 41	Longo	24°34'6.17"S	49°55'20.78"O
FLO – 42	Longo	24°34'30.94"S	49°54'37.38"O
FLO – 43	Longo	24°34'52.41"S	49°54'49.53"O

Tabela 02: Espécies de anuros e suas respectivas ocorrências nas unidades de Conservação em áreas de Campos naturais associado à Floresta com Araucária (UCC) e outra formada por Floresta com Araucária sem a associação aos Campos naturais (UCF), entre setembro de 2010 e março de 2011. Local de coleta: PEVV= Parque Estadual de Vila Velha, PEG= Parque Estadual do Guartelá; PEC = Parque Estadual do Caxambu, FLON = Flona Pirai do Sul.

Ordem/Família/Espécies	UCC		UCF	
	PEVV	PEG	PEC	FLON
ORDEM ANURA				
Família Brachycephalidae				
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1870)	X	-	X	X
Família Bufonidae				
<i>Rhinella abei</i> (Baldissera, Caramaschi & Haddad, 2004)	X	X	X	X
<i>Melanophryniscus</i> sp. (gr. <i>tumifrons</i>)	X	-	-	-
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i> (Steinbach-Padilha, 2008)	X	X	-	-
Família Centrolenidae				
<i>Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924)	-	-	X	-
Família Cyclorhamphidae				
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	X	X	X	-
<i>Proceratophrys brauni</i> Kwet & Fai vovich, 2001	X	-	-	-
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	-	-	X	X
Família Hylodidae				
<i>Crossodactylus</i> cf. <i>caramaschi</i>		X	X	X
Família Hylidae				
<i>Aplastodiscus perviridis</i> Lutz, 1950	X	X	X	X
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1938)	X	X	X	X
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1870)	-	X	-	-
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	X	-	X	X
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	X	X	X	X
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	X	-	X	X
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	X	X	X	X
<i>Hypsiboas bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	X	X	X	X
<i>Hypsiboas</i> cf. <i>curupi</i>	-	X	-	-
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	X	X	X	X
<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)	-	X	X	X
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992	X	X	X	X
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	X	X	X	X
<i>Scinax perereca</i> Pombal Jr., Haddad & Kasahara, 1995	X	X	X	X
<i>Scinax rizibilis</i> (Bokermann, 1964)	X	-	X	X
<i>Scinax</i> sp. (Gr. <i>ruber</i>)	X	X	-	-
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1926)	X	X	-	-
<i>Sphaenorhynchus</i> cf. <i>surdus</i>	X	-	-	X
Família Leiuperidae				
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	X	X	X	X
<i>Physalaemus</i> aff. <i>gracilis</i> (Boulenger, 1883)	X	X	X	X
<i>Physalaemus lateristriga</i> (Steindachner, 1864)	-	-	-	X
Família Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	-	X	-	-
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1840)	X	X	-	-
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>latrans</i> (Steffen, 1815)	X	X	X	X
Família Microhylidae				
<i>Chiamocleis</i> cf. <i>leucosticta</i>	-	X	-	-
ORDEM GYMNOPIHONA				
Família Caeciliidae				
<i>Siphonops paulensis</i>	-	X	-	-

Tabela 03: Espécies de anuros e suas respectivas abundâncias em áreas de Campos naturais associado à Floresta com Araucária (UCC) e outra formada por Floresta com Araucária sem a associação aos Campos naturais (UCF), entre setembro de 2010 e março de 2011. Local de coleta. Métodos de registro: ASR = Amostragem em sítio de reprodução, BA = Busca ativa.

Ordem/Família/Espécies	Método de registro			Abundância total
		UCC	UCF	
ORDEM ANURA				
Família Brachycephalidae				
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1870)	ASR, BA	4	27	31
Família Bufonidae				
<i>Rhinella abei</i> (Baldissera, Caramaschi & Haddad, 2004)	ASR, BA	53	448	501
<i>Melanophryniscus</i> sp. (gr. <i>tumifrons</i>)	BA	1	0	1
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i> (Steinbach-Padilha, 2008)	ASR, BA	17	0	17
Família Centrolenidae				
<i>Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924)	ASR	0	27	27
Família Cyclorhamphidae				
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	ASR, BA	4	0	4
<i>Proceratophrys brauni</i> Kwet & Faivovich, 2001	ASR, BA	1	0	1
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	ASR, BA	0	5	5
Família Hylodidae				
<i>Crossodactylus</i> cf. <i>caramaschi</i>	ASR	4	3	7
Família Hylidae				
<i>Aplastodiscus perviridis</i> Lutz, 1950	ASR, BA	12	19	31
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1938)	ASR, BA	5	35	40
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1870)	ASR, BA	2	0	2
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	ASR, BA	29	83	112
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	ASR, BA	3476	495	3971
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	ASR	12	119	131
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	ASR	225	32	257
<i>Hypsiboas bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	ASR, BA	55	403	458
<i>Hypsiboas</i> cf. <i>curupi</i>	ASR	183	18	201
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	ASR, BA	15	0	15
<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)	ASR, BA	51	92	143
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992	ASR, BA	55	7	62
<i>Scinax aromothyella</i> Faivovich, 2005	ASR, BA	381	64	445
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	ASR, BA	65	2	67
<i>Scinax perereca</i> Pombal Jr., Haddad & Kasahara, 1995	ASR, BA	478	178	656
<i>Scinax rizibilis</i> (Bokermann, 1964)	ASR, BA	248	14	262
<i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)	ASR, BA	767	0	767
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1926)	ASR, BA	417	0	417
<i>Sphaenorhynchus</i> cf. <i>surdus</i>	ASR	14	174	188
Família Leiuperidae				
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	ASR, BA	688	120	808
<i>Physalaemus</i> aff. <i>gracilis</i>	ASR, BA	256	59	315
<i>Physalaemus lateristriga</i> (Steindachner, 1864)	ASR	0	1	1
Família Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	ASR	2	0	2
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1840)	ASR, BA	4	0	4
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>latrans</i>	ASR, BA	321	36	357
Família Microhylidae				
<i>Chiamocleis</i> cf. <i>leucosticta</i>	ASR	1	0	1
ORDEM GYMNOPIHONA				
Família Caeciliidae				
<i>Siphonops paulensis</i> Boettger 1892	BA	1	0	1

Tabela 04: Percentual das espécies que contribuíram com porcentagem superior a 90% para a dissimilaridade na composição de espécies entre as áreas de de Campos naturais associado à Floresta com Araucária(UCC) e outra formada por Floresta com Araucária sem a associação aos Campos naturais (UCF), no período de setembro de 2010 a março de 2011(Dissimilaridade média = 89,79).

Espécies	Contribuição (%)
<i>D.minutus</i>	21,62
<i>H.bischoffi</i>	9,61
<i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)	7,67
<i>R. abei</i>	6,11
<i>S. perereca</i>	5,7
<i>P. cuvieri</i>	4,75
<i>L. cf. latrans</i>	4,7
<i>S. squalirostris</i>	4,25
<i>S. aromotyella</i>	3,94
<i>P. aff. gracilis</i>	3,62
<i>H. prasinus</i>	3,19
<i>H. albopunctatus</i>	2,89
<i>A. albosignatus</i>	2,77
<i>S. surdus</i>	2,7
<i>D. microps</i>	2,41
<i>D. sanborni</i>	2,15
<i>V. uranoscopa</i>	1,78
<i>H. faber</i>	1,78

Tabela 05: Caracterização das espécies quanto ao uso de habitat e suas respectivas distribuições geográficas. Uso de habitat: FF= espécies que utilizaram a fitofisionomia florestal; AA= espécies que utilizaram a fitofisionomia de campo; FB= espécies que utilizaram ambientes florestais e borda de fragmentos florestais. Distribuição geográfica: AM = espécies com ampla distribuição geográfica, com ocorrência em mais de um bioma; FA = espécies com distribuição na Mata Atlântica *latu sensu*; FM = espécies com distribuição na Floresta Ombrófila Mista; MD = espécies com distribuição na Floresta Ombrófila Densa e Mista; FE = Floresta Estacional (*sensu* Duellman, 1999 e Frost, 2011).

	Habitat	Distribuição
ORDEM ANURA		
Família Brachycephalidae		
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1870)	FF	DM
Família Bufonidae		
<i>Rhinella abei</i> (Baldissera, Caramaschi & Haddad, 2004)	FB	FA
<i>Melanophryniscus</i> sp. (gr. <i>tumifrons</i>)	AA	FM
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i> (Steinbach-Padilha, 2008)	AA	FM
Família Centrolenidae		
<i>Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924)	FF	FA
Família Cyclorhamphidae		
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	AA	AM
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	FF	FA
<i>Proceratophrys brauni</i> Kwet & Faivovich, 2001	AA	FM
Família Hyloidae		
<i>Crossodactylus</i> cf. <i>caramaschi</i> .	FF	-
Família Hylidae		
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1938)	FF	FA
<i>Aplastodiscus perviridis</i> Lutz, 1950	FB	FA
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1870)	FB	FA
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	FB	DM
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	GE	AM
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	GE	AM
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	GE	AM
<i>Hypsiboas bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	GE	FA
<i>Hypsiboas</i> cf. <i>curupi</i>	FF	-
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	GE	FA
<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)	GE	FA
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992	GE	AM
<i>Scinax aromothyella</i> Faivovich, 2005	FB	AM
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	GE	AM
<i>Scinax perereca</i> Pombal Jr., Haddad & Kasahara, 1995	FB	FA
<i>Scinax rizibilis</i> (Bokermann, 1964)	FB	FM
<i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)	GE	-
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1926)	GE	AM
<i>Sphaenorhynchus</i> cf. <i>surdus</i>	FB	FM
Família Leiuperidae		
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	GE	AM
<i>Physalaemus</i> aff. <i>gracilis</i>	GE	AM
<i>Physalaemus lateristriga</i> (Steindachner, 1864)	FF	DM
Família Leptodactylidae		
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	AA	AM
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1840)	AA	AM
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>latrans</i> (Steffen, 1815)	GE	AM
Família Microhylidae		
<i>Chiamocleis</i> cf. <i>leucosticta</i>	AA	-
ORDEM GYMNOPIHIONA		
Família Caeciliidae		
<i>Siphonops paulensis</i> Boettger, 1892	AA	FE

FIGURAS

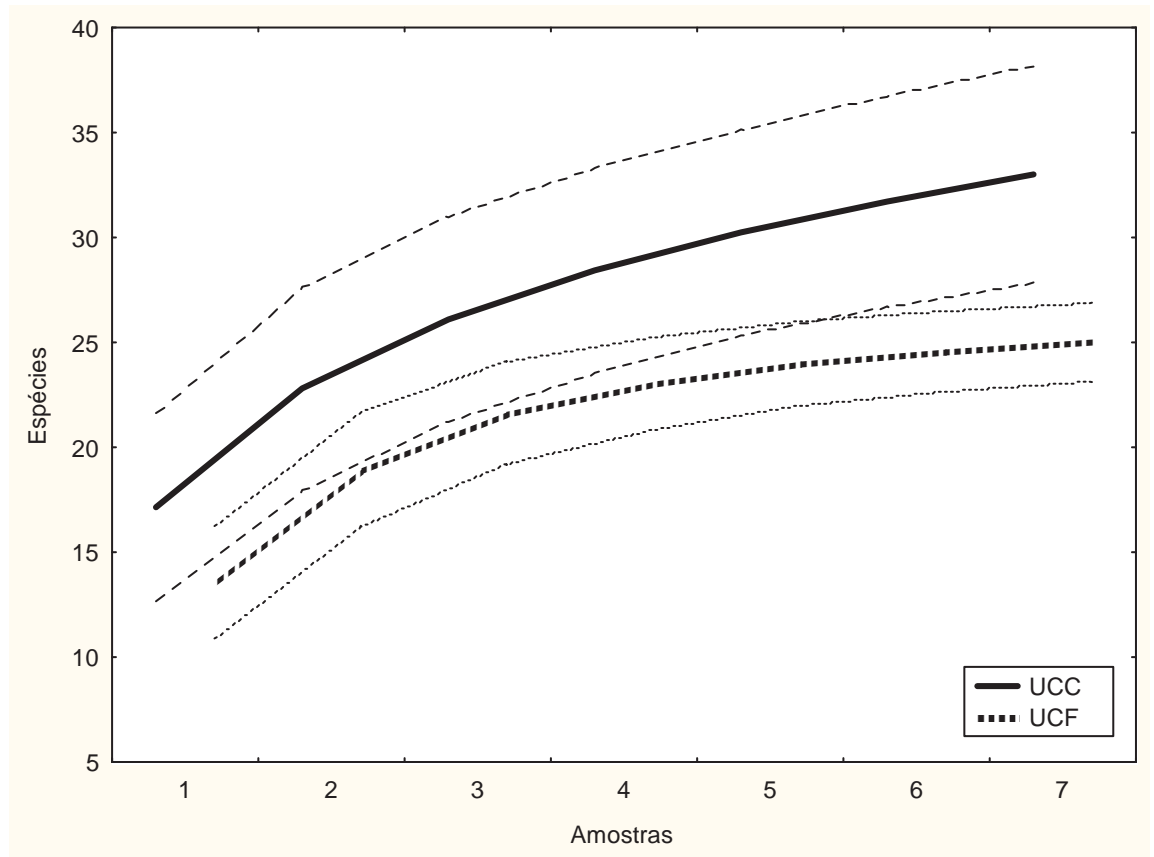


Figura 01: Curva de rarefação (Mao- tao) baseada na riqueza e abundância das espécies de anuros registradas em áreas de Floresta com Araucária (UCF) e áreas de Floresta de Araucária associada a campos naturais no período de setembro de 2010 a março de 2011, com intervalos de confiança de 95%.

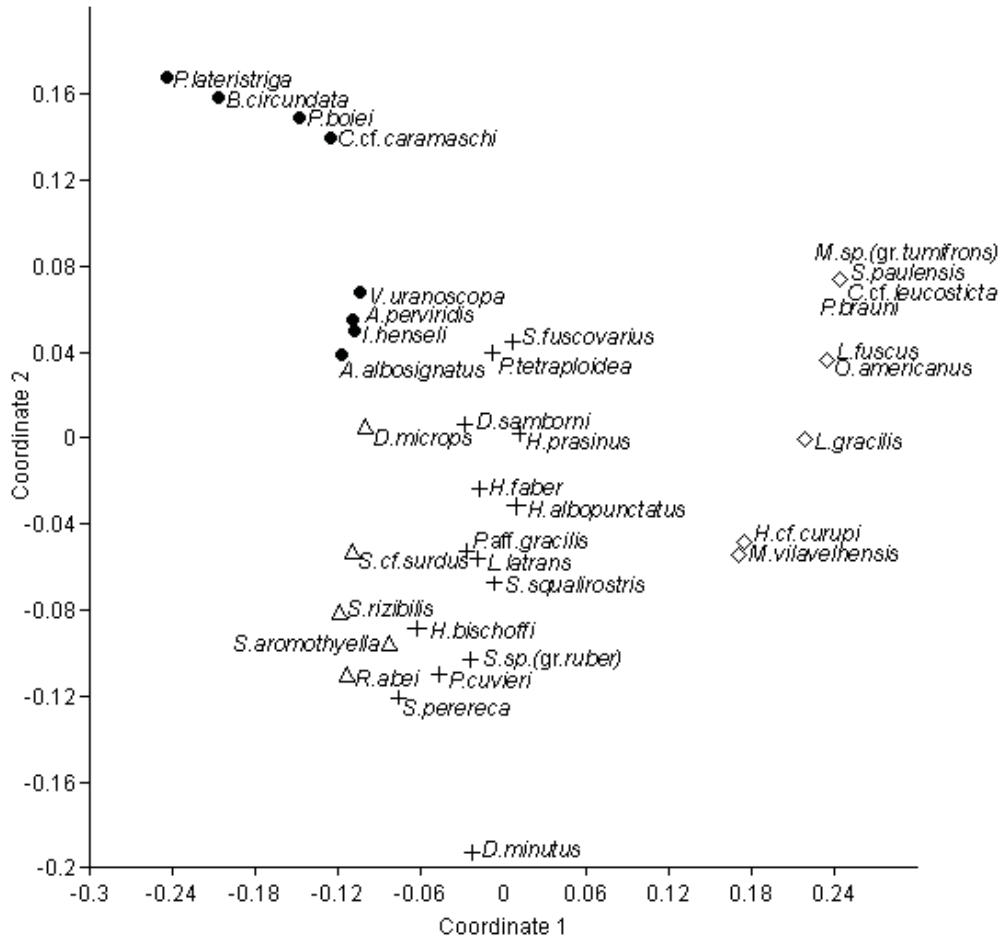


Figura 02: Diagrama de ordenação resultante da análise de escalonamento multidimensional não métrico pelo coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, para a composição de espécies em 43 corpos d'água localizados em habitats florestais, de campos naturais e borda, amostrados entre setembro de 2010 e março de 2011. Siglas: + = espécies generalistas; ● = espécies florestais; △ = espécies florestais que ocuparam ambientes em borda; ◇ = espécies de campos naturais (Stress = 0,11). Veja se não fica melhor escrever na figura, como no exemplo acima.

CAPÍTULO 2

Capítulo 2

O Papel dos Componentes Ambientais e Espaciais na Organização de Metacomunidades de Anuros em Paisagem Subtropical no Sul do Brasil

Lucas Batista Crivellari¹, Carlos Eduardo Conte^{2,3}, Denise de Cerqueira Rossa
Feres⁴

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

2 Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. CP 19020, 81531-980 Curitiba, PR,
Brasil.

3 Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação. Rua Purus nº 33, CEP 82520-75, Curitiba, PR,
Brasil.

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

RESUMO

Em ecologia de comunidades um dos principais desafios é fazer previsões em sistemas complexos onde organismos vivos interagem entre si através da associação de múltiplos fatores (bióticos e abióticos). Isso fica evidente em estudos de metacomunidades, quando consideramos que as comunidades não estão isoladas mas potencialmente interagindo através da dispersão das espécies. Neste contexto, somente com a avaliação da influência relativa dos fatores ambientais e espaciais operando em várias escalas é possível identificar os mecanismos responsáveis pela estruturação e distribuição das espécies. Neste estudo testamos a influência relativa de fatores ambientais (complexidade estrutural do habitat e da paisagem) e espaciais (posição geográfica dos corpos d'água) na estruturação das metacomunidades em uma paisagem subtropical de Campos naturais associados à Floresta de Araucária do Sul do Brasil. Por meio de análise de partição de variância, verificamos que as variáveis ambientais e espaciais juntas explicaram 24% da variabilidade na abundância de espécies nos corpos d'água, sendo que o componente ambiental puro explicou 0,8 % e o componente espacial puro explicou 13% da variação nas abundâncias de espécies. O ambiente espacialmente estruturado explicou apenas 0,3% da variação na abundância de espécies. A aplicação de análise de seleção de modelos demonstrou que corpos d'água com maior tamanho, maior heterogeneidade de vegetação nas margens e maior porcentagem de vegetação emergente na lâmina d'água são as principais características do hábitat que favorecem a riqueza, explicando 55% da variação na riqueza de espécies nos corpos d'água. Quatro variáveis ambientais explicaram de 14% a 50% da variação na abundância de 15 espécies: percentual de vegetação emergente na lâmina da água, heterogeneidade da vegetação nas margens, heterogeneidade de tipos de solo nas margens e distância do corpo d'água até o fragmento florestal mais próximo. Os resultados obtidos demonstram que corpos d'água mais próximos geograficamente e ambientalmente semelhantes tendem apresentar composição de espécies semelhantes. Concluímos que as comunidades de anuros nesta paisagem formada por Campos naturais e Floresta com Araucária apresentam espécies com associações específicas a determinadas características ambientais e que a distância geográfica nesta escala foi um fator limitante na similaridade das comunidades.

1. INTRODUÇÃO

Metacomunidade pode ser definida como um conjunto de comunidades locais que potencialmente interagem si pela dispersão das espécies (Cottenie *et al.*, 2005; Leibold, 2004). Os principais processos determinantes da estruturação das metacomunidades são baseados principalmente em perspectivas relacionadas a variáveis ambientais que refletem processos de nicho (e.g. Hutchinson, 1957), variáveis espaciais que refletem processos baseados na importância da capacidade de dispersão dos organismos (MacArthur & Wilson, 1967), e a processos relacionados a interações biológicas (Tilman, 1987; Azevedo-Ramos, 1999) e, mais recentemente, a processos baseados em modelos neutros que excluam o papel do nicho, assumindo que todas as espécies são similares em sua habilidade de competição, capacidade de dispersão e aptidão (Hubbell, 2001). A partir destas diferentes perspectivas, quatro modelos principais sobre o funcionamento das metacomunidades são sugeridos para testar hipóteses que tentam explicar a distribuição e estruturação das espécies nas comunidades (seleção pelas espécies-“species sorting”, modelo neutro-“neutral model”, efeito de massa-“mass effect”, e dinâmica de manchas-“patch dynamics”) (Cottenie, 2005; Leibold, 2004).

Vários estudos têm avaliado o papel relativo das variáveis ambientais e espaciais na estrutura de metacomunidades de anfíbios (Van Buskirk, 2005; Parris, 2004; Bastazini *et al.*, 2007; Vasconcelos, 2009; 2010). Até o presente momento os estudos focados na investigação das suposições sobre a importância de variáveis ambientais e espaciais produziram resultados contrastantes. Ernst & Rödel (2005) registraram que variáveis ambientais relacionados a características do habitat não foram boas preditoras da composição de espécies de anuros de serrapilheira em áreas de floresta primária na Costa do Marfim. Esses autores sugerem que quando a matriz entre habitats específicos é transponível, as características do habitat não são um fator limitante. Segundo os autores estes resultados sugerem que efeitos de prioridade (quais espécies ocupam primeiro o habitat) e a chegada aleatória das espécies nos ambientes apresentam maior importância do que respostas específicas das espécies a certas características ambientais.

Ernst & Rödel (2008) comparando comunidades de anuros em áreas de florestas primárias e áreas perturbadas da Guiana Central e da Costa do Marfim concluíram que variáveis espaciais tiveram maior influência que as variáveis ambientais em áreas de floresta primária, sendo que as variáveis ambientais foram importantes somente

nas áreas perturbadas. Os autores concluem que em paisagens muito homogêneas, as diferenças ambientais são detectadas somente em escalas muito grandes ou muito pequenas.

Menin (2007) avaliou em mesoescala o efeito de características edáficas do solo na distribuição de algumas espécies de anuros terrícolas que não utilizam corpos d'água para reprodução na Amazônia Central. A maioria das espécies apresentou respostas sutis a alguma variável ambiental, e os resultados demonstraram que a maioria das espécies é generalista em relação aos gradientes ambientais observados e independem da associação as variáveis ambientais. Já em uma escala regional, Parris (2004) detectou forte contribuição das variáveis ambientais e menor influência de variáveis espaciais na estruturação da composição das comunidades de espécies de anuros.

No Brasil, estudos avaliando simultaneamente a influência de variáveis ambientais e variáveis espaciais na distribuição das espécies de anuros ainda são escassos. Vasconcelos *et al.* (2010) avaliaram a importância de variáveis climáticas e altitudinais na riqueza de espécies de anuros em 36 localidades de diferentes biomas do Brasil e detectaram maior contribuição de variáveis ambientais em relação aos espaciais, sendo a precipitação anual total, o principal parâmetro climático associado a maior riqueza de espécies e de modos reprodutivos. Bonetti (2010) avaliou o quanto a diversidade beta em comunidades de anuros de 19 localidades do estado do Paraná é regulada por variáveis climáticas e o quanto é explicada pelas variáveis espaciais. Os resultados mostraram maiores contribuições das variáveis ambientais e do ambiente espacialmente estruturado, indicando que as características do habitat têm grande influência na variação da composição de espécies de anuros.

No presente estudo, nosso objetivo foi avaliar a influência relativa de fatores ambientais e espaciais na estrutura de metacomunidade de anfíbios anuros em uma paisagem subtropical de Campos naturais associados à Floresta com Araucária. Nossa hipótese é que nesta paisagem heterogênea, constituída por mosaico entre formações campestres e florestais, o papel específico do ambiente exerce forte influência sobre a diversidade de espécies. Especificamente, buscamos avaliar se: (i) A composição das comunidades está associada a variáveis ambientais e/ou espaciais; ii) A heterogeneidade ambiental (medida da complexidade estrutural do habitat e paisagem) influencia a diversidade (riqueza e abundância) das espécies nos corpos d'água; (iii) Quais características locais e regionais (por ex; profundidade, área)

favorecem a ocorrência das espécies individualmente.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Os Campos Gerais estão localizados no segundo planalto do estado do Paraná na porção centro leste do estado e representam uma unidade fitogeográfica que apresenta cobertura predominantemente herbácea com elementos arbustivos e lenhosos (estepes), interrompido por afloramentos rochosos e pela ocorrência de Floresta com Araucária, que aparece na forma de matas ciliares ou em capões isolados (Maack, 1981). A região dos Campos Gerais originalmente apresentava extensão de aproximadamente 19.060 km² (Maack, 1981) e corresponde ao limite norte dos campos sulinos no país sendo considerado como área prioritária para conservação pela sua originalidade ecológica (atribuída ao mosaico de ambientes) que, juntamente com a baixa representatividade de áreas protegidas e pressões antrópicas impostas pela colonização (*e.g.*, atividades agropecuárias), é um dos ecossistemas mais ameaçados do Brasil (Rocha *et al.*, 2006; MMA 2002).

Com o intuito de amostrar a diversidade de anfíbios que representem um panorama regional das principais fisionomias e formações geográficas naturais dos Campos Gerais, foram selecionadas quatro unidades de conservação (UCs) localizadas nos municípios de Castro, Ponta Grossa, Tibagi e Piraí do Sul. As unidades de conservação variam em área de 150 ha até 3.800 ha. A região onde se inserem exibe um relevo suave ondulado a ondulado com altitudes variando de 800 m a 1.200 m e está sob a influência de dois tipos climáticos: Cfa e Cfb de Köppen (IAP, 2002, 2004; ITC, 1985).

2.2. Coleta de dados e delineamento amostral

As atividades de campo foram realizadas mensalmente de setembro de 2010 a março de 2011. Foram amostrados 30 corpos d'água, sendo 15 corpos d'água em campos naturais e 15 corpos d'água em interior de floresta com araucária (Tabela 1). Cada amostragem teve duração de dez dias consecutivos, sendo amostrados de três a nove corpos d' água em cada Unidade de conservação, e foram realizadas no período noturno, das 18:00h até aproximadamente 0:00h.

A distância entre as Unidades de Conservação variou de 12 km a 75 km, e a

distância entre os corpos d'água variou de 15 m até 75 km em linha reta. A seqüência de amostragem nos diversos corpos d'água diferiu a cada visita para minimizar as variações decorrentes do turno de vocalização das espécies (Conte & Rossa-Feres, 2006). A riqueza e abundância relativa das espécies de anuros foram determinadas pela aplicação do método de amostragem em sítio de reprodução (Scott Jr. & Woodward, 1994), onde o perímetro de cada corpo d'água foi percorrido lentamente, sendo anotados todos os indivíduos avistados e/ou machos em atividade de vocalização.

2.3. Variáveis ambientais

A heterogeneidade estrutural dos habitats e da paisagem foi avaliada pela determinação de nove descritores ambientais (Tabela 02), já utilizados em estudos prévios (Santos *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2011a,b):

- Área (ARE): os maiores valores de largura e comprimento dos corpos d'água foram aplicados na fórmula da elipse ($a = \text{comprimento}$ e $b = \text{largura}$, sendo $\text{área} = a \times b \times \pi$) ou do retângulo ($a \times b$), dependendo do formato do corpo d'água;

- Profundidade do corpo d'água (PRO): profundidade máxima do corpo d'água;

- Hidroperíodo (HID): curto (≤ 6 meses com presença de água) ou longo (> 6 meses com água);

- Número de tipos de estratos de vegetação emergente no interior do corpo d'água (HVI): arbustivo, herbácea rasteira, herbácea ereta [*Typha* sp.], macrófita, sendo 1 = apenas um tipo de vegetação emergente, 2 = dois tipos de vegetação emergente, 3 = três tipos de vegetação emergente e 4 = quatro tipos de vegetação emergente;

- Porcentagem da superfície do corpo d'água recoberta por vegetação emergente (PVI), sendo: 1 = 0-25%, 2 = 26%-50%, 3 = 51%-75%, 4 = 76%-100%;

- Número de estratos de vegetação nas margens dos corpos d'água (HVM): arbóreo, arbustivo ou herbáceo, sendo 1 = apenas um tipo de vegetação, 2 = dois tipos de vegetação, 3 = três tipos de vegetação nas margens;

- Número de tipos de perfil de margem (PMG): plana (margens com ângulo inferior a 30° em relação à lâmina d'água); inclinada (margens com ângulo inferior a 30° e superior a 70°) e em barranco (margem com ângulo superior a 70° em relação à lâmina d'água), sendo 1 = apenas um tipo de margem, 2 = dois tipos de margens, 3 = três tipos de margens;

- Tipos de solo nas margens (TSL): solo seco (comumente encontrado na parte

alta de margens inclinadas ou em barranco); solo úmido (com uma fina camada de água recobrando o solo); solo alagado (comumente encontrado em margens planas, e que possui pequenas poças de água); solo com afloramento rochoso, sendo 1 = apenas um tipo de solo, 2 = dois tipos de solo, 3 = três tipos de solo e 4 = quatro tipos de solo;

- Distância do fragmento florestal mais próximo (DIF).

Os descritores estruturais foram estimados visualmente e com a utilização de medições realizadas com GPS Garmin CSX60 e o descritor da paisagem DiF medido através de imagens do Google Earth e medições realizadas com GPS em campo.

Devido a heterogeneidade das variáveis ambientais e suas diferentes escalas de medição estas foram transformadas em raiz quadrada e padronizadas (O'Hara *et al.*, 2010).

Os cálculos foram realizados no pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2010) no programa R versão 2.13.2 R (R Core Team de desenvolvimento de 2011).

2.4. Variáveis espaciais

As variáveis espaciais foram obtidas por análise de coordenadas principais de matrizes de vizinhas (PCNM; Borcard & Legendre, 2002). Esta análise extrai autovetores espaciais que serão usados como variáveis preditoras (Borcard e Legendre, 2002; Diniz-Filho & Bini, 2005; Dray *et al.*, 2006; Griffith & Peres-Neto, 2006). Primeiramente, extraímos uma matriz de distância geodésica com a função `rdist.earth` do pacote *fields* (Furrer *et al.*, 2011) a partir das coordenadas geográficas (latitude e longitude). Foi utilizado o critério de *forward selection* no pacote `packfor` (Dray 2007) para selecionar apenas os autovetores da PCNM positivos e significativos ao nível de 5% (Blanchet, 2008). O critério de seleção *forward selection* revelou dois autovetores espaciais que foram utilizados como variáveis preditoras e que estavam associados ($p \leq 0,05$) à variação na composição das comunidades.

2.5. Análises estatísticas

A amplitude de nicho em relação ao uso do habitat para cada espécie foi calculada pelo índice de Levins (Krebs, 1999). As espécies com valores de amplitude de nicho entre 0 e 0,30 foram consideradas especialistas; aquelas com valores acima de 0,31 foram consideradas generalistas.

Verificamos a existência de colinearidade entre as variáveis ambientais por meio de análise de fator de inflação da variância (VIF; Zuur *et al.*, 2009), sendo que as variáveis com valores de $VIF > 3,0$ foram consideradas colineares. As variáveis HVI e HID foram consideradas colineares e retiradas da análise.

Para avaliar a contribuição relativa das variáveis espaciais e ambientais na composição dos anfíbios foi aplicada a técnica de partição da variância, pela análise parcial de redundância (RDAP; Lambert *et al.*, 1988). Esta análise permite dividir a porcentagem total de variação explicada por contribuições partilhadas e individuais do conjunto de variáveis preditoras, neste caso, ambiental e espacial. Ao utilizar duas matrizes exploratórias (ambiental e espacial), quatro componentes são gerados (Bocard *et al.*, 1992): (1) Ambiental: variação ambiental que não é espacialmente estruturada. Essa é a fração da variação que pode ser explicada por descritores ambientais independentemente de qualquer estrutura espacial; (2) Espacial: variação explicada pelas variáveis espaciais que é independente de qualquer variável ambiental; (3) Componente ambiental espacialmente estruturado: tal componente representa a sobreposição da variação explicada pelas variáveis espaciais e ambientais conjuntamente. Podemos considerar esse componente como o ambiente espacialmente estruturado ou o componente do espaço vinculado a uma ou mais variáveis ambientais; (4) Componente não explicado, que representa os resíduos da análise. Posteriormente, a significância da contribuição de cada componente (ambiental e espacial) foi testada utilizando análise de variância com teste de permutação de Monte Carlo com 999 aleatorizações (Peres-Neto *et al.*, 2006).

Como os resultados da análise de partição da variância utilizando dados de presença/ausência foram similares aos obtidos utilizando dados de abundância, optamos por usar os dados de abundância. Foram realizadas transformações de Hellinger para os dados de abundância para diminuir o efeito da variação nas abundâncias das espécies e proporcionar uma estimativa não tendenciosa da partição da variância baseada na RDA (Legendre & Gallagher, 2001; Peres-Neto *et al.*, 2006).

Para avaliar a contribuição relativa das variáveis espaciais e ambientais nas espécies habitat-especialistas e habitat-generalistas foi utilizada também a técnica de partição da variância, pela análise parcial de redundância (RDAP; Lambert *et al.*, 1988). Não foram incluídas na análise as espécies que foram registradas apenas uma única vez durante todo período de amostragem, pois devido a sua ocorrência limitada podem parecer espécies habitat-especialistas mesmo quando não são.

Com o intuito de detectar quais variáveis ambientais melhor explicam a distribuição da abundância das espécies, foi realizada análise de partição hierárquica (MacNally, 2002). Como os dados de abundância dos indivíduos apresentaram distribuição super dispersa (*overdispersion*, modelos com a variância maior do que a média) foram corrigidos para um modelo de erro apropriado para os dados. Para mais informações sobre o método ver Chevan & Sutherland (1991), MacNally (1996; 2000). Esta análise foi realizada utilizando o pacote *hier.part* (Walsh e Mac Nally, 2008) no programa R v.2.1.2 (R Development Core Team, 2011).

Posteriormente, para avaliar a influência das variáveis ambientais na riqueza de espécies foi empregada análise de seleção de modelos (modelos lineares generalizados; GLM (McCullagh & Nelder, 1989). Para determinar o melhor modelo ou modelo ótimo, aquele com as variáveis que melhor explicam a riqueza total de espécies nos 30 corpos d'água amostrados, modelos preditivos foram classificados utilizando critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc; Burnham & Anderson, 1998), como medida de modelo de melhor ajuste. Esta análise foi realizada utilizando o pacote *nml* (Pinheiro *et al.*, 2009) no programa R v. 2.1.2 (R Development Core Team, 2011).

3. RESULTADOS

Foram registrados 9.953 indivíduos de 28 espécies pertencentes a sete famílias. A riqueza nos corpos d'água variou de 1 a 18 espécies, sendo Hylidae a família com maior riqueza em espécies. A espécie mais abundante e mais freqüente foi *Dendropsophus minutus*, com 3.953 indivíduos e registrada em 26 corpos d'água (86% das poças; Tabela 3). *Chiasmocleis cf. leucosticta*, *Leptodactylus fuscus*, *Odontophrynus americanus* e *Physalaemus lateristrigatus* (14% do total das espécies registradas) ocorreram em apenas um corpo d'água. A maioria das espécies 57% (n=16) apresentou alta amplitude de nicho e foram consideradas generalistas em relação ao uso de habitat e 43% (n=12) apresentaram baixa amplitude nicho e foram consideradas especialistas em relação ao uso de habitats (Tabela 3).

A contribuição pura dos parâmetros ambientais e espaciais na composição de espécies de anuros foi similar e ambos foram significativos. Entretanto, as variáveis espaciais foram mais importantes para explicar a variabilidade na composição das comunidades, pois explicaram 13% ($R^2_{adj} = 0,13$; $p < 0,01$) da variação na composição de espécies, enquanto que as variáveis ambientais explicaram 8% ($R^2_{adj} = 0,8$; p

<0,0001). O ambiente auto-correlacionado espacialmente explicou 3% da variação na composição de espécies ($R^2_{\text{adj}} = 0,3$) e o poder de predição das matrizes explanatórias ambientais e espaciais juntas foi 24% ($R^2_{\text{adj}} = 0,24$) (Figura 01).

As espécies especialistas apresentaram forte associação às características ambientais, sendo os fatores ambientais ($p \leq 0,05$ / $R^2_{\text{adj}} = 0,12$) melhores preditores que os fatores espaciais ($p \geq 0,05$ / $R^2_{\text{adj}} = 0,03$), (Figura 02). Por outro lado, espécies generalistas apresentaram maior tolerância aos fatores ambientais ($p \geq 0,05$ / $R^2_{\text{adj}} = 0,02$), sendo mais susceptíveis a processos relacionados à dispersão ($p \geq 0,05$ / $R^2_{\text{adj}} = 0,06$), (Figura 03).

Das 28 espécies registradas, 19 espécies ocorreram em ao menos seis corpos d'água e foram consideradas na análise de partição hierárquica. Quatro variáveis ambientais explicaram entre 14% e 53% da variação na distribuição das abundâncias das espécies: porcentagem de vegetação no interior dos corpos d'água, heterogeneidade da vegetação nas margens, heterogeneidade de tipos de solo nas margens e distância do corpo d'água até o fragmento florestal mais próximo. As espécies *Dendropsophus sanborni*, *Phyllomedusa tetraploidea*, *Rhinella abei* e *Scinax rizibilis* não foram influenciadas por nenhuma das variáveis ambientais mensuradas (Tabela 4). As outras 15 espécies sofreram a influência de pelo menos uma das variáveis ambientais. As variáveis que influenciaram o maior número de espécies foram a distância até o fragmento florestal mais próximo (11 espécies) e o número de estratos de vegetação nas margens (oito espécies) (Tabela 5, Figura 2). Três espécies tiveram sua abundância relacionada com apenas uma variável ambiental (Tabela 4, Figura 2): *Scinax aromothyella* (número de estratos de vegetação marginal), *Scinax perereca* (Distância até o fragmento florestal mais próximo) e *Scinax* sp. (gr. *ruber*) (número de tipos de solo)

Das nove variáveis ambientais determinadas, o modelo contendo as variáveis ARE, HVM e PVI foi o mais parcimonioso (AICC = 149,15), explicando 55% da variação da riqueza de espécies nos corpos d'água (Tabela 05).

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que nesta paisagem subtropical de Campos naturais associados a Floresta com Araucária as variáveis espaciais e ambientais explicaram a variação na composição de espécies e, com base nos resultados da análise de partição de variância e no modelo proposto por Cottenie (2005), são

sugeridas duas perspectivas de metacomunidades que podem estar agindo concomitantemente: *i) species-sorting*, no qual as espécies dependem de aspectos das características abióticas locais, e *ii) mass effects*, modelo que considera a dispersão como fator determinante da dinâmica local. Neste contexto a estrutura da metacomunidade é baseada em diferentes perspectivas e dificilmente explicada apenas por um único modelo. O fato que a composição de espécies respondeu de forma similar às variáveis ambientais e espaciais deve estar relacionado à escala espacial do estudo e à alta heterogeneidade ambiental da paisagem, a qual apresenta mudanças abruptas nos gradientes ambientais (ecótonos) ao longo dos quais a paisagem se modifica em relação as suas características topográficas, hidrológicas e pedológicas, criando um mosaico dinâmico de habitats (MMA, 2009) que proporciona recursos para espécies com diferentes requerimentos de habitat. Estas mudanças abruptas nos gradientes ambientais ficam evidentes pelo baixo percentual de autocorrelação espacial entre as variáveis ambientais, indicando que os habitats de reprodução de anfíbios na região estudada estão distribuídos em manchas em vez de em gradientes contínuos.

Segundo Pandit *et al.*, (2009) devido as presença de espécies com diferentes limitações na capacidade de dispersão e diferentes especificidades ambientais dentro de uma comunidade, as influências dos fatores locais e regionais são diferentes para espécies generalistas e especialistas, havendo necessidade de se recorrer a mais de um modelo para explicar a totalidade da estrutura de uma metacomunidade. A anurofauna estudada é constituída por uma combinação de espécies habitat-generalistas e habitat-especialistas em proporções semelhantes (57% e 43%, respectivamente). Espécies especialistas (43%, n=12 espécies) foram mais influenciadas por fatores locais, enquanto que espécies generalistas (57%, n=16 espécies) foram afetadas principalmente por variáveis regionais. Dessa forma esta seria uma das possíveis explicações para valores tão semelhantes por parte de fatores ambientais e espaciais na predição da organização e estruturação das comunidades locais.

Nossos resultados demonstram que parte da variação na composição das comunidades foi explicada pelo ambiente, isto é, ambientes mais semelhantes tendem a apresentar comunidades com composição similares. Isto está em contraste com estudos anteriores com comunidades de anfíbios de serrapilheira e de dossel em paisagens florestais que observaram maior contribuição da distância espacial como preditor determinante para distribuição da composição de espécies (Ernst & Rödel,

2005; 2008; Menin *et al.*, 2007). A contribuição significativa do componente ambiental “puro” independente das variáveis espaciais dá suporte ao modelo de *species-sorting*, no qual as espécies dependem principalmente das características abióticas locais. Isso indica que corpos d’água em paisagem de ecótono composta por fisionomia de mosaico entre campos e florestas podem ser heterogêneos o suficiente para impor diferenciação das comunidades pelas características ambientais estruturais locais. A diversidade de espécies nas comunidades de anuros de serrapilheira e de dossel nas paisagens florestais amostradas por Ernst & Rödel (2005, 2008) e Menin *et al.* (2007) não foi influenciada pelas características do ambiente, reforçando nossa conclusão que a paisagem heterogênea constituída pelo mosaico de Floresta de Araucária entremeada com Campos explica a maior riqueza de espécies nessa área comparação com a área constituída apenas por Floresta de Araucária.

No entanto, parte da variação na composição das comunidades foi explicada pelo componente espacial. À medida que o componente espacial “puro” é significativo, isto representa que há limitações na dispersão dos organismos independentemente das características ambientais. Neste sentido corpos d’água mais próximos tendem apresentar comunidades mais semelhantes em relação à composição de espécies. Vários estudos têm demonstrado que os anfíbios apresentam alta fidelidade local e baixa vagilidade (Smith & Green, 2005; Wells, 2007; Gibbs, 1998). Em nosso estudo, o poder de explicação significativo das variáveis espaciais é possivelmente devido a processos relacionados à dispersão, de maneira então que a distância geográfica nesta escala estudada foi fator limitante na similaridade da composição de espécies entre comunidades. Esses processos surgem provavelmente em decorrência da extensão regional da área de estudo e da matriz heterogênea potencialmente influenciando a conectividade entre os habitats. Sabe-se que a dispersão dos anuros é influenciada pela qualidade da matriz e seus habitats específicos (Richter-Boix *et al.*, 2007; Van Buskirk, 2005; Semlitsch, 2000). O fato de a paisagem regional ser composta pelo mosaico de manchas de vegetação em diferentes estágios de sucessão e com diferentes níveis de perturbação (IAP 2002 e 2004) apóia a idéia do modelo *mass-effect* o qual assume que existem diferenças intrínsecas entre os habitats locais em seus atributos de modo que diferentes espécies podem ser favorecidas em locais diferentes. Desta maneira este sistema ecológico em escala regional assume uma dinâmica de dispersão (através de imigração e emigração), levando a uma estrutura espacial que considera a heterogeneidade ambiental e as especificidades das espécies aos

parâmetros físicos da paisagem (Campos e Florestas) afetando a composição das comunidades locais e sendo determinantes na dinâmica espacial da metacomunidade. No entanto não foi avaliado se as espécies estão se deslocando livremente pela matriz de campo ou floresta, nem avaliada taxas de imigração emigração, diante deste fato a dinâmica espacial deste sistema ecológico permanece ainda em aberto sendo necessárias investigações futuras para evidenciar se este modelo de metacomunidade sugerido é efetivo nesta paisagem.

Parris 2004 também em paisagem subtropical, apesar de ter encontrado maior contribuição das variáveis ambientais também obteve resposta do componente espacial influenciando na estruturação da composição das comunidades. Keller 2009 em Brunei (Bornéu) observou contribuições tanto por parte dos preditores espaciais quanto ambientais influenciando composição de anuros. Em ambos, os estudos foram realizados em Florestas Ripárias e os autores enfatizam a alta heterogeneidade ambiental e a escala espacial analisada como fatores determinantes para respostas ambientais e espaciais.

Foi verificado que a maior quantidade e heterogeneidade da vegetação no corpo d'água influenciou principalmente a distribuição das abundâncias das espécies de hílideos (*Dendropsophus minutus*, *Dendropsophus microps*, *Hypsiboas bischoffi*, *Hypsiboas prasinus*, *Scinax aromothyella* e *Sphaenorhynchus cf. surdus*). Um maior número de tipos de estratos de vegetação nas margens dos corpos d'água e seus diferentes níveis de estratificação vertical proporcionam maior quantidade de microhabitats e microclimas que podem proporcionar maior quantidade e variedade de sítios de vocalização, assim com maior possibilidade de especialização no uso de recursos, possibilitando maior segregação entre as espécies (Menin *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2011b; Silva *et al.*, 2012).

A heterogeneidade dos tipos de solo nas margens foi importante para *Leptodactylus cf. latrans*, *Scinax* sp. (gr. *ruber*) e *Scinax squalirostris*. As características dos tipos de solos nas margens dos corpos d'água determinam compartimentos ambientais diferenciados principalmente pelo tipo de vegetação neles desenvolvido que são determinantes para a anurofauna local. Por exemplo, *Scinax squalirostris* e *Scinax* sp. (gr. *ruber*) frequentemente são avistadas vocalizando em fitotelmatas (*i.e.*, família Eriocaulaceae). Estas plantas estão presentes principalmente em corpos d'água em área de Campos que apresentam solos úmidos e alagados em suas margens. Durante o período de amostragem, foi observado que machos destas

duas espécies utilizam as brácteas (estruturas foliáceas associadas às inflorescências) como sítio de vocalização. Já *Leptodactylus* cf. *latrans* não foi registrada em atividade de vocalização durante o período de amostragem, mas foi visualizado em solo seco, úmido e apoiado em solos alagados nas regiões rasas, o que explica a relação da ocorrência desta espécie com a heterogeneidade de tipos de solos nos corpos d'água. Esta espécie geralmente é registrada vocalizando nas margens dos corpos água (Provete *et al.*, 2011).

A variável área foi importante na distribuição da abundância de *Dendropsophus minutus*, *Hypsiboas albopunctatus*, *Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus* aff *gracilis* e *Scinax fuscovarius*. Uma maior área favorece uma maior heterogeneidade de habitats e maior área para as espécies cujos machos vocalizam sobre o solo (*Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus* aff *gracilis* e *Scinax fuscovarius* (Provete *et al.*, 2011), além disso, pode ser importante para permitir o distanciamento necessário em espécies que apresentam interações agonísticas com efeitos dependentes da densidade, como *D. minutus* (Cardoso & Hadad 1984, Pombal Jr & Haddad, 2005).

Physalaemus aff. *gracilis* e *P. cuvieri* foram associados à área, a heterogeneidade da vegetação nas margens e à distância até o fragmento florestal. Os machos destas espécies vocalizam nas margens do corpo d'água, ou apoiados sobre a vegetação marginal com o corpo fora da água (Milstead, 1960; Bokermann, 1962; Conte & Machado, 2005; Conte & Rossa-Feres, 2007) condição facilitada pela maior quantidade de vegetação em corpos d'água maiores.

A profundidade foi importante para *Hypsiboas albopunctatus*, *Hypsiboas bischoffi* e *Hypsiboas prasinus*. Provavelmente esta associação se deve ao prolongado desenvolvimento de sua forma larval e a características relacionadas ao comportamento reprodutivo já que as três espécies se reproduzem ao longo de todo o ano (Santos *et al.*, 2007; Conte & Rossa Feres, 2006) e os machos vocalizam empoleirados em vegetação mais alta (*p. ex.*, Melastomataceae; Rossa-Feres & Jim, 1994; Provete *et al.*, 2011).

A distância até o fragmento florestal foi importante tanto para as espécies associadas com ambientes florestais, como *Dendropsophus microps*, *Hypsiboas bischoffi*, *Hypsiboas faber*, *Scinax perereca*, quanto para as espécies associadas a ambientes de área aberta, como *Hypsiboas albopunctatus*, *Leptodactylus latrans*, *Scinax squalirostris*, *Scinax fuscovarius*, *Physalaemus* aff. *gracilis*, *Physalaemus*

cuvieri (Conte, 2010; Conte & Machado 2005; Conte e Rossa-feres 2006; Provete *et al.*, 2011).

Os resultados obtidos, pela seleção de modelos (GLM) evidenciam que a riqueza de espécies pode ser explicada principalmente pela interação de três descritores de heterogeneidade ambiental: área, heterogeneidade de vegetação nas margens e porcentagem de vegetação emergente no corpo água. Estes descritores tiveram considerável influência, pois explicaram de 55% da variabilidade da riqueza de espécies, nas comunidades amostradas. Diversos estudos investigaram relação entre as características de complexidade estrutural dos corpos água e sua utilização pelos anuros e atribuíram a alta riqueza de espécies registrada a heterogeneidade de habitats (Vasconcelos, 2009; Silva *et al.*, 2011a; Silva *et al.*, 2011b). Em regiões tropicais e temperadas, a riqueza de espécies de anuros foi positivamente correlacionada com corpos d'água com maior área (Babbitt, 2005; Burne & Griffin, 2005; Werner *et al.* 2007; Santos *et al.*, 2007), heterogeneidade (diferentes tipos de vegetação) ou quantidade de vegetação nas margens dos corpos d'água (Vasconcelos 2009; Silva *et al.*, 2012; Hazell *et al.*, 2004) e no interior dos corpos d'água (Silva, 2011; Egan & Paton, 2004; Burne & Griffin, 2005; Hazell *et al.*, 2004).

Entretanto nossos resultados sugerem que a riqueza de espécies não foi o único descritor importante da comunidade, evidenciando a importância da variação na composição de espécies e da abundância das populações. Desta maneira o emprego de abordagens simplistas ou reducionistas, fundamentadas em um só descritor da comunidade para embasar medidas conservacionistas (*i.e.*, riqueza), podem vir a beneficiar apenas uma parcela da comunidade e podem mostrar-se ineficazes a longo prazo, à medida em que podem mascarar alterações na composição de espécies.

Apesar de significativo é possível que o baixo poder preditivo das variáveis ambientais esteja relacionado ao fato de utilizarmos somente variáveis estruturais locais e regionais para compor a matriz de dados ambientais, ao passo que variáveis relacionadas a parâmetros climáticos também são conhecidas por afetarem os anfíbios anuros (Vasconcelos *et al.*, 2010; Eterovick & Sazima, 2000; Conte, 2007). Outras variáveis preditoras como o efeito temporal na dinâmica da comunidade, verificando se existe uma mudança intrínseca da comunidade independente do espaço ou do ambiente seja em processos de sazonalidade ou de sucessão ecológica, devem ser consideradas em estudos futuros.

É importante ressaltar que outras informações mais detalhadas são necessárias a

respeito de interações biológicas (habilidades competitivas, predação), taxas de colonização e extinção, co-ocorrência, além dos resultados obtidos a partir da análise de partição da variância, para o esclarecimento e definição de qual perspectiva é mais adequada para descrever uma determinada metacomunidade (Cottenie 2005; Leibold 2004). Não obstante, os processos que regulam as comunidades locais podem ser explicados por mais de um modelo atuando simultaneamente, dificultando conclusões gerais sobre as perspectivas das metacomunidades operando em sistemas ecológicos (Driscoll e Lindenmayer, 2009).

Este estudo forneceu uma base de informações importantes sobre os processos que regulam a riqueza e composição de espécies. A detecção dos descritores ambientais que favorecem a riqueza e a ocorrência de cada espécie individualmente são importantes informações e uma valiosa ferramenta para a compreensão de aspectos relacionados a biologia e ecologia das espécies e de processos envolvidos na estruturação e dinâmica das metacomunidade em áreas de Campos Naturais associados com Floresta de Araucária. Além em disso, é pioneiro na abordagem de aspectos teóricos relacionados a regras de montagem de comunidades e de regulação da diversidade de espécies, por meio da análise da influência proporcional de processos decorrentes de fatores ambientais e espaciais na diversidade de espécies de anuros em paisagem de ecótono composta por matriz heterogênea de Campos Naturais e Floresta com Araucária, contribuindo com valiosas informações para tomada de decisões quanto a conservação das espécies desse grupo de organismos e seus habitats.

5. REFERÊNCIAS

- 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.
- BABBIT, K. J. 2005. The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 13: 269–279.
- BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. 2008. Forward Selection of Explanatory Variables. *Ecology*, 89(9): 2623-2632.
- BOKERMANN, W. C. A. 1962. Observações biológicas sobre “Physalaemus

- cuvieri". *Revista Brasileira de Biologia*, 22(4): 391-399.
- BONETTI, M. F. 2010. Variáveis Climáticas como estruturadora da diversidade beta em comunidades em comunidades de anuros em escala Regional. Dissertação de mestrado. Departamento em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73:1045-1055.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modelling*, 153:51-68.
- BURNE, M. R.; GRIFFIN, C. R. 2005. Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern Massachusetts, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 13:247-259.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. 1998. Model selection and inference. Springer, New York.
- CARDOSO, A. J.; HADDAD, C.F.B. 1984. Variabilidade acústica em diferentes populações e interações agressivas de *Hyla minuta* (Amphibia, Anura). *Ciência e Cultura*, 36 (8): 1393-1399.
- CHEVAN, A.; SUTHERLAND, M. 1991. Hierarchical partitioning. *The American Statistician*, 45:90-96.
- CONTE, C. E.; MACHADO R. A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 940-948p.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia: Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Revista*

- Brasileira de Zoologia, 23(1): 162-175.
- CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta com Araucária no sudeste do Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4): 1025-1037.
- CONTE, 2010. Diversidade de Anfíbios da Floresta com Araucária. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto, SP.
- COTTENIE, K.; MICHELS, E.; NELE NUYTEN, N.; DE MEESTER, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84: 991-1000.
- COTTENIE, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8: 1175-1182.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. E BINI, L. M. 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 177-185.
- DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. 2006. Spatial modeling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbor matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196: 483-493.
- DRISCOLL, D. A. E LINDENMAYER, D. B. 2009. Empirical tests of metacommunity theory using an isolation gradient. *Ecological Monographs*, 79: 485-501.
- ERNST, R.; RÖDEL, M. O. 2005. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. *Ecology*, 86: 3111–3118.
- ERNST, R.; RÖDELL, M. O. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental

- effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal Tropical Ecology*, 24: 111-120.
- 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: 439-461p.
- FURRER, R., NYCHKA, D. AND SAIN, S. 2011. fields: Tools for spatial data. R package version 6.6. <http://CRAN.R-project.org/package=fields>
- GRIFFITH, D. A.; PERES-NETO, P. R. 2006. Spatial modeling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analyses. *Ecology*, 87: 2603-2613.
- GIBBS, J.P. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in Southern New England. *Journal of Wildlife Management*, 62:584–589.
- HAZELL, D.; J.M. HERO; D. LINDENMAYER & R. CUNNINGHAM. 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. ***Biological Conservation***, 119: 61 – 71.
- IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2002. Plano de Manejo do Parque Estadual do Gurtelá. Curitiba.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. 2004. Plano de Manejo do Parque Estadual de Vila Velha. Curitiba.
- ITC - Instituto de Terras e Cartografia. 1985. Plano de Manejo do Parque Estadual de Caxambu, Curitiba, Paraná.
- BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. 2008. Forward Selection of Explanatory Variables. *Ecology*, 89(9): 2623-2632.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. *A Treatise on Limnology*. New York: Wiley & Sons.
- HUBBELL, S. P. 2001. *A Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*.

Princeton University Press.

- KELLER, A.; RÖDELL, M. O.; LINSENMAI, K. E.; GRAFE, T. U. 2009. The importance of environmental heterogeneity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal Animal Ecology*, 78:305-314.
- KREBS, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. 2^o Addison Wesley Longman, Menlo Park, 620p.
- LAMBERT, Z. V.; WILDT, A.R.; DURAND, R. M. 1988. Redundancy analysis - an alternative to canonical correlation and multivariate multiple-regression in exploring interest associations. *Psychol. Bull*, 104: 282-289.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129:271-280.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPEES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R. TILMAN, D. LOREAU, M.; GONZALEZ, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7:601–613.
- MAACK, R. 1981. *Geografia física do estado do Paraná*. Rio de Janeiro. Livraria José Olympio.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MAC NALLY, R. 1996. Hierarchical partitioning as an interpretative tool in multivariate inference. *Australian Journal of Ecology*, 21: 224–228.
- MAC NALLY, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between – and reconciliation of – predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodiversity and Conservation*, 9: 655–671.

- MACNALLY, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, 11:1397–1401.
- MCCAULEY, S. J. 2007. The role of local and regional processes in structuring larval dragonfly distributions across habitat gradients. *Oikos*, 116: 121-133.
- MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. London: Chapman and Hall.
- MILSTEAD, W. W. 1963. Frogs of the Genus *Physalaemus* in Southern Brazil with the Description of a New Species. *Copeia*, 3: 565-566.
- MENIN, M.; ROSSA-FERES, D. C.; GIARETTA, A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura: Hylidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1): 61-72.
- MENIN, M.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; WALDEZ, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology* 23: 539–547.
- MMA. 2002. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. 2011. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-12. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- O'HARA, R. B.; KOTZE, D. J. 2010. Do not log-transform count data. *Methods in*

- Ecology & Evolution, 1(1): 118–122.
- PARRIS, K. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*, 27:392-400.
- PANDIT, S. N.; KOLASA, J; COTTENIE, K. 2009. Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology*, 90: 2253- 2262.
- PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P; DRAY, S.; BORCARD, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87:2614–2625.
- PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D.2009. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-92.
- POMBAL Jr. J. P.; HADDAD, C. F. B. 2005. Estratégias e modos reprodutivos de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos Zoologia*. 45 (15): 201-213.
- PRADO, G. M.; POMBAL, JR. J. P. 2005. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da Reserva Biológica de Duas Bocas, Sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63 (4): 685-705.
- PROVETE, D.; GAREY, M.V.; SILVA, F. R.; ROSSA-FERES, D.C. Anurofauna do noroeste paulista: lista de espécies e chave de identificação para adulto. *Biota Neotropica*. 2011, 11(2): 377-391
- PROVETE, 2010. Uso de Recursos e Padrão de Co-ocorrência com Insetos Predadores em Comunidades Sub-tropicais de Girinos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto, SP.
- R. Development Core Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at:

<http://www.R-project.org>

- ROCHA, C. H. 2006. Seleção de áreas prioritárias para a conservação em paisagens fragmentadas: estudo de caso nos Campos Gerais, do Paraná. *Natureza & Conservação*, 4 (2): 77-99.
- RICHTER-BOIX, A.; LLORENTE, G. A.; MONTORI, A. 2007. Structure and dynamics of an Amphibian metacommunity in two regions. *Journal Animal Ecology*, 76: 607-618.
- 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.
- SCOTT JR, N.; WOODWARD, B. D. 1994. Surveys at breeding sites, p. 118-125, In: HEYER, W.R, DONNELLY, M. A., MACDIARMIND, R. W., HAYEK, L. C. & FOSTER, M. S. (Eds.) *Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for amphibians*, Smithsonian Institution Press, Washington.
- SEMLITSCH, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 64:615–631.
- SILVA F. R.; GIBBS, J. P.; ROSSA-FERES, D. C. 2011a. Breeding Habitat and Landscape Correlates of Frog Diversity and Abundance in a Tropical Agricultural Landscape. *Wetlands*, Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s13157-011-0217-0>.
- SILVA, R. A.; MARTINS, I. A.; ROSSA-FERES, D. C. 2011b. Environmental heterogeneity: Anuran diversity in homogeneous environments. *Zoologia*, 28(5): 610–618.
- SILVA, F. R.; CANDEIRA, C.P; ROSSA-FERES, D.C.; Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. *Biodiversity Conservation*, online published : DOI 10.1007/s10531-012-0252-z
- SMITH, M. A.; GREEN, D. M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in

- amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28:110-128.
- TILMAN, D. 1987. The Importance of the Mechanisms of Interspecific Competition. *The American Naturalist*. 129(5): 769-774.
- TILMAN, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. — *Ecology*, 75:2-16.
- TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science*, 299: 241-244.
- VASCONCELOS, T. DA S.; ROSSA-FERES, D. C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 5(2).
- VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; HADDAD, C. F. B. 2009. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 699-707.
- VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; HADDAD, C. F. B. 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 26:423-432.
- VAN BUSKIRK, J. 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology*, 86: 1936-1947.
- WALSH, C.; MACNALLY, R. 2008. hier.part: Hierarchical Partitioning. R package version 1.0 – 3.
- WELLS, K. D. 2007. The ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M.

2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

TABELAS

Tabela 1. Código, características, hidroperíodo e georeferência dos corpos d'água amostrados em área de Campo associado a capões de Floresta com Araucária (UCC) e Floresta com Araucária (UCF), no período de setembro de 2010 a março de 2011. PEVV= Parque Estadual de Vila Velha, PECX= Parque Estadual do Caxambu, PEGT= Parque Estadual do Guartelá, FLON= Flona de Pirai do Sul. Hidroperíodo: Curto= ambientes que permaneceram com água por menos de seis meses; Longo = ambientes que permaneceram com água por mais de seis meses.

Código do corpo d'água		Características	Hidroperíodo	Lat (Wgs84)	Lon (Wgs84)
PEV – 01	Poça em interior de mata		Curto	25°13'47.30"S	50° 1'35.77"O
PEV – 02	Poça em interior de mata		Longo	25°13'43.35"S	50° 1'31.14"O
PEV – 03	Poça em interior de mata		Longo	25°13'44.00"S	50° 2'8.80"O
PEV – 04	Poça em área aberta		Longo	25°14'26.93"S	50° 1'24.89"O
PEV – 05	Poça em área aberta		Longo	25°14'52.64"S	49°59'31.74"O
PEV – 06	Poça em área aberta		Longo	25°14'33.42"S	49°59'16.64"O
PEV – 07	Poça em interior de mata		Longo	25°14'13.64"S	50° 1'12.07"O
PEV – 08	Poça em área aberta		Longo	25°14'33.98"S	50° 2'3.86"O
PEC – 09	Poça em interior de mata		Curto	24°40'39.59"S	49°59'54.96"O
PEC – 10	Poça em interior de mata		Curto	24°39'37.74"S	50° 0'19.03"O
PEC – 11	Poça em interior de mata		Curto	24°40'45.69"S	50° 0'0.07"O
PEC – 12	Poça em área aberta		Longo	24°40'28.25"S	50° 1'25.60"O
PEC – 13	Poça em interior de mata		Longo	24°40'37.53"S	50° 1'17.82"O
PEC – 14	Poça em interior de mata		Longo	24°40'37.68"S	50° 1'12.54"O
PEC – 15	Poça em interior de mata		Longo	24°40'42.75"S	50° 0'47.37"O
PEC – 16	Poça em interior de mata		Longo	24°40'41.14"S	50° 0'46.57"O
PEC – 17	Poça em interior de mata		Longo	24°40'49.88"S	50° 0'5.62"O
PEG – 18	Poça em área aberta		Curto	24°35'16.64"S	50°14'28.77"O
PEG – 19	Poça em área aberta		Curto	24°35'20.13"S	50°14'20.40"O
PEG – 20	Poça em área aberta		Longo	24°34'1.86"S	50°15'54.55"O
PEG – 21	Poça em área aberta		Curto	24°33'55.21"S	50°15'34.62"O
PEG – 22	Poça em área aberta		Curto	24°33'58.17"S	50°16'11.73"O
PEG – 23	Poça em área aberta		Curto	24°33'56.13"S	50°16'22.53"O
PEG – 24	Poça em área aberta		Curto	24°35'58.82"S	50°14'16.51"O
PEG – 25	Poça em área aberta		Curto	24°36'21.86"S	50°14'15.40"O
PEG – 26	Poça em área aberta		Curto	24°35'29.73"S	50°14'35.62"O
FLO – 27	Poça em interior de mata		Longo	24°34'34.98"S	49°55'36.52"O
FLO – 28	Poça em borda de mata		Longo	24°34'6.17"S	49°55'20.78"O
FLO – 39	Poça em interior de mata		Longo	24°34'30.94"S	49°54'37.38"O
FLO – 30	Poça em interior de mata		Longo	24°34'52.41"S	49°54'49.53"O

Tabela 2. Variáveis ambientais determinadas nos 30 corpos d'água amostrados na região dos Campos Gerais, Paraná, Brasil, no período de setembro de 2010 a março de 2011. HID= hidroperíodo, TSL = heterogeneidade dos tipos de solo nas margens; PVI= porcentagem de vegetação emergente no interior; HVM = heterogeneidade de vegetação nas margens; DIF =distância do fragmento de floresta mais próximo; ARE = tamanho do corpo d'água; PMG = heterogeneidade de perfil de margem no corpo d'água; PRO = Profundidade do corpo d'água; HVI= heterogeneidade da vegetação no interior do corpo d'água.

Corpos d'água	HID	ARE	PRO	HVM	PVI	HVI	PMG	TSL	DIM	TSL
P1	1	111.59	0.68	1	4	1	2	2	0	2
P2	2	18933.99	0.75	3	4	3	1	3	0	3
P3	2	2470.88	1.23	3	3	3	3	3	0	3
P4	2	29263.60	0.8	2	4	2	2	2	50	2
P5	2	388.93	2	1	1	1	2	2	15	2
P6	2	192.38	2	3	1	2	1	2	10	2
P7	2	1911.79	2	2	1	2	1	2	700	2
P8	2	1338.48	1.12	3	4	2	1	1	450	1
P9	2	2090.14	0.55	2	4	2	1	1	400	1
P10	2	296.47	0.45	2	1	1	3	3	100	3
P11	1	345.15	0.45	2	3	2	3	3	210	3
P12	2	318.09	1.5	3	2	4	3	2	400	2
P13	1	63.08	0.15	1	1	0	2	2	60	2
P14	1	888.27	0.38	2	4	3	1	3	100	3
P15	1	164.02	0.5	2	4	2	1	3	65	3
P16	1	112.47	0.28	2	4	1	2	2	25	2
P17	1	76.87	0.43	3	3	2	2	4	0	4
P18	1	291.98	0.48	2	4	2	3	2	150	2
P19	2	511.75	2	3	2	2	1	2	0	2
P20	2	658.53	2	3	3	2	1	2	0	2
P21	2	1556.48	2	3	2	2	1	3	0	3
P22	1	473.98	0.39	3	4	2	2	3	0	3
P23	1	24.55	0.43	2	1	0	2	2	0	2
P24	1	24.50	0.57	1	1	0	1	1	0	1
P25	2	1593.39	2	1	1	0	3	3	0	3
P26	2	980.39	2	3	4	2	2	2	0	2
P27	2	344.42	1.7	3	1	1	2	2	0	2
P28	2	540.00	1.5	3	4	4	2	2	0	2
P29	2	215.02	0.45	3	4	2	1	1	0	1
P30	2	2030.00	2	3	4	2	2	3	0	3

Tabela 03 – Abundância das espécies de anuros registradas em 30 corpos d'água na região dos Campos Gerais no Segundo Planalto Paranaense, Brasil, de setembro de 2010 a março de 2011. PEVV=Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa; PEGT= Parque Estadual do Guartelá, Tibagi; PECX= Parque Estadual do Caxambu, Castro FLON= Flona nacional de Piraf do Sul; ABTL= abundância total; FREQ= frequência de ocorrência; AMNI = Amplitude de nicho calculada pelo índice de Levins. Nomenclatura seguindo Frost (2011).

Espécies	PEVV									PEGT									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chiasmocleis cf. leucosticta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Dendropsophus microps</i>	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dendropsophus minutus</i>	1	949	165	1574	2	59	247	49	40	24	47	67	0	113	52	11	33	27	
<i>Dendropsophus sanborni</i>	0	3	0	4	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	0	6	0	28	11	36	66	3	0	0	3	58	0	1	0	1	0	5	
<i>Hypsiboas bischoffi</i>	0	20	33	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hypsiboas faber</i>	0	41	22	2	10	9	69	0	0	1	2	14	0	1	1	1	3	7	
<i>Hypsiboas prasinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	8	41	0	0	0	0	0	0	
<i>Ischnocnema henseli</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leptodactylus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
<i>Leptodactylus latrans</i>	15	62	20	5	0	18	33	12	6	33	22	20	0	19	24	2	4	26	
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
<i>Odontophrynus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Procerathophrys boiei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Physalaemus cuvieri</i>	0	466	24	22	0	0	47	8	7	6	11	14	0	49	14	2	0	11	
<i>Physalaemus aff. gracilis</i>	0	82	1	12	0	7	23	8	0	0	0	53	0	11	19	5	5	7	
<i>Physalaemus lateristrigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	3	6	17	0	0	7	0	0	0	2	0	0	1	0	11	1	1	6	
<i>Rhynella abei</i>	6	11	18	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Scinax sp.(gr.ruber)</i>	0	238	4	3	15	94	92	0	0	19	8	17	0	107	9	17	35	109	
<i>Scinax aramothyella</i>	0	334	33	2	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Scinax fuscovarius</i>	0	21	0	2	0	0	26	0	2	2	10	0	0	2	0	0	0	0	

Tabela 3- continua

Espécies	PEVV									PEGT								
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<i>Scinax perereca</i>	5	315	150	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Scinax rizibilis</i>	0	235	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scinax squalirostris</i>	0	82	0	0	0	0	125	0	12	8	1	1	0	17	79	11	14	67
<i>Sphaenorhynchus cf. surdus</i>	0	3	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza	5	18	13	10	5	9	11	10	6	9	11	9	1	10	9	11	8	10
Espécies	PECX									FLON								
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P1	P2	P3	ABTL	FREQ	AMNI			
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	2	1.60			
<i>Chiasmocleis cf. leucosticta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1.00			
<i>Dendropsophus microps</i>	0	0	17	8	0	2	0	0	0	7	19	6	88	7	4.41			
<i>Dendropsophus minutus</i>	46	31	59	19	0	0	0	52	23	195	29	39	3953	26	4.36			
<i>Dendropsophus sanborni</i>	0	0	56	2	0	0	0	0	0	0	44	15	129	8	3.11			
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	7	0	12	0	13	250	14	8.90			
<i>Hypsiboas bischoffi</i>	12	19	36	2	0	3	76	34	14	71	19	44	385	14	6.50			
<i>Hypsiboas faber</i>	3	0	2	0	0	0	0	0	0	6	1	4	199	19	5.52			
<i>Hypsiboas prasinus</i>	21	1	0	0	0	0	0	7	7	1	0	43	131	9	6.98			
<i>Ischnocnema henseli</i>	0	0	5	0	0	3	0	0	0	3	0	0	13	4	3.02			
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1.00			
<i>Leptodactylus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4.00			
<i>Leptodactylus latrans</i>	20	2	4	0	0	0	0	2	3	0	0	5	357	22	13.07			
<i>Melanophryniscus vilavelhensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2.25			
<i>Odontophrynus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1.00			
<i>Procerathophrys boiei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	5	2	1.14			
<i>Physalaemus cuvieri</i>	14	21	47	2	0	0	0	0	0	19	10	7	801	20	2.82			
<i>Physalaemus aff. gracilis</i>	2	7	12	7	0	0	0	0	0	14	0	1	276	18	8.68			

Tabela 03- continua

Espécies	PECX									FLON				ABTL	FREQ	AMNI
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P1	P2	P3				
<i>Physalaemus lateristrigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0.50	
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	12	6.72	
<i>Rhynella abei</i>	0	0	0	0	0	8	423	12	5	0	0	0	501	8	1.39	
<i>Scinax sp.(gr.ruber)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	767	14	5.89	
<i>Scinax aromotyella</i>	0	5	12	21	6	0	0	2	2	0	0	6	437	11	1.68	
<i>Scinax fuscovarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	7	3.43	
<i>Scinax perereca</i>	2	50	12	31	0	0	0	7	0	10	65	0	655	13	3.30	
<i>Scinax rizibilis</i>	0	0	0	0	2	0	3	0	0	1	0	3	257	6	1.19	
<i>Scinax squalirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	417	11	5.13	
<i>Sphaenorhynchus cf. surdus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	112	19	188	5	2.11	
Riqueza	9	8	12	8	2	4	3	8	6	14	9	14				

Tabela 04 – Partição hierárquica com a distribuição da abundância de 19 espécies de anuros registradas em 30 corpos d'água na região dos Campos Gerais de setembro de 2010 a março de 2011. I = contribuição independente de cada variável preditora; J = medida da interação entre cada preditor com os outros preditores e R² = porcentagem do total da variância explicada. TSL = heterogeneidade dos tipos de solo nas margens; PVI= porcentagem de vegetação emergente no interior; HVM = heterogeneidade de vegetação nas margens; DFR =distância do fragmento de floresta mais próximo; ARE = tamanho do corpo d'água; PMG = heterogeneidade de perfil de margem no corpo d'água; PRO = Profundidade do corpo d'água. * nível de significância em 100 aleatorizações.

	I	J	R ²		I	J	R ²		I	J	R ²
<i>Dendropsophus minutus</i>				<i>Dendropsophus sanborni</i>				<i>Dendropsophus microps</i>			
AREA	0.27	0.05	30.981*	AREA	0.050	0.017	21.950	AREA	0.023	0.016	7.243
PRO	0.02	0.00	2.764	PRO	0.005	0.000	2.386	PRO	0.006	-0.006	1.835
HVM	0.31	0.14	36.730*	HVM	0.056	0.037	24.546	HVM	0.103	0.040	31.929*
PVI	0.11	0.10	13.013*	PVI	0.031	0.030	13.544	PVI	0.034	0.041	10.567
PMG	0.02	0.02	1.902	PMG	0.079	0.025	34.683	PMG	0.075	0.013	23.125
TSL	0.04	0.00	4.317	TSL	0.002	-0.002	1.088	TSL	0.007	0.000	2.125
DMI	0.09	-0.02	10.292	DMI	0.004	-0.001	1.803	DMI	0.075	0.004	23.177*
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>				<i>Hypsiboas bischoffi</i>				<i>Hypsiboas faber</i>			
AREA	0.127	-0.017	24.214	AREA	0.000	0.000	0.085	AREA	0.072	-0.011	18.669
PRO	0.152	0.009	28.924*	PRO	0.256	0.038	44.778*	PRO	0.060	0.025	15.641
HVM	0.021	0.012	3.952	HVM	0.125	0.080	21.823*	HVM	0.052	0.019	13.599
PVI	0.007	-0.007	1.404	PVI	0.024	-0.014	4.227	PVI	0.014	-0.009	3.661
PMG	0.022	-0.018	4.233	PMG	0.003	-0.001	0.445	PMG	0.006	-0.003	1.584
TSL	0.012	0.001	2.242	TSL	0.006	0.002	0.983	TSL	0.060	-0.010	15.713
DIF	0.184	0.005	35.031*	DIF	0.158	-0.004	27.659*	DIF	0.120	-0.028	31.133*
	I	J	R ²		I	J	R ²		I	J	R ²
<i>Hypsiboas prasinus</i>				<i>Leptodactylus latrans</i>				<i>Physalaemus cuvieri</i>			
AREA	0.015	0.004	3.836	AREA	0.031	0.006	7.465	AREA	0.153	0.040	27.542*
PRO	0.119	0.040	31.304*	PRO	0.003	-0.003	0.627	PRO	0.005	-0.005	0.962

Tabela 04 – continua

	I	J	R ²		I	J	R ²		I	J	R ²
	<i>Hypsiboas prasinus</i>				<i>Leptodactylus latrans</i>				<i>Physalaemus cuvieri</i>		
HVM	0.125	0.017	32.931*	HVM	0.047	0.021	11.331	HVM	0.104	0.071	18.845*
PVI	0.008	-0.006	2.168	PVI	0.015	0.015	3.547	PVI	0.084	0.070	15.069
PMG	0.105	-0.031	27.567	PMG	0.003	-0.003	0.708	PMG	0.049	0.013	8.805
TSL	0.006	0.000	1.448	TSL	0.097	-0.030	23.499*	TSL	0.050	-0.022	8.950
DIF	0.003	0.000	0.746	DIF	0.218	-0.051	52.823*	DIF	0.110	-0.027	19.826*
	<i>Physalaemus aff gracilis</i>				<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>				<i>Rhinella abei</i>		
AREA	0.111	0.026	20.797*	AREA	0.000	0.001	0.311	AREA	0.008	-0.003	5.138
PRO	0.007	0.000	1.329	PRO	0.008	-0.003	5.363	PRO	0.071	-0.022	43.392
HVM	0.122	0.072	22.998*	HVM	0.016	0.003	10.560	HVM	0.029	-0.012	17.540
PVI	0.041	0.045	7.764	PVI	0.002	0.002	1.304	PVI	0.007	0.001	4.048
PMG	0.063	0.008	11.794	PMG	0.004	-0.004	2.838	PMG	0.036	-0.001	21.779
TSL	0.075	-0.030	14.081	TSL	0.081	0.020	53.360	TSL	0.002	-0.002	1.320
DIF	0.113	-0.030	21.238*	DIF	0.040	0.018	26.265	DIF	0.011	0.000	6.783
	I	J	R ²		I	J	R ²		I	J	R ²
	<i>Scinax sp. (gr. Ruber)</i>				<i>Scinax aromothyella</i>				<i>Scinax fuscovarius</i>		
AREA	0.034	0.000	10.347	AREA	0.144	0.027	39.723	AREA	0.191	-0.005	31.422*
PRO	0.026	-0.004	7.993	PRO	0.006	-0.001	1.736	PRO	0.011	0.000	1.782
HVM	0.004	-0.003	1.132	HVM	0.121	0.048	33.315*	HVM	0.004	-0.003	0.731
PVI	0.006	-0.006	1.945	PVI	0.024	0.033	6.666	PVI	0.006	-0.005	0.915
PMG	0.005	-0.003	1.590	PMG	0.014	0.002	3.764	PMG	0.024	-0.010	3.917
TSL	0.149	-0.030	45.043*	TSL	0.038	0.015	10.327	TSL	0.072	-0.049	11.920
DIF	0.106	-0.041	31.951*	DIF	0.016	0.010	4.469	DIF	0.299	-0.050	49.314*
	<i>Scinax perereca</i>				<i>Scinax rizibilis</i>				<i>Scinax squalirostris</i>		
AREA	0.017	0.015	3.791	AREA	0.170	0.016	59.154	AREA	0.006	0.005	1.126
PRO	0.011	-0.002	2.512	PRO	0.002	-0.001	0.559	PRO	0.086	0.022	16.250

Tabela 04 – continua

	I	J	R ²		I	J	R ²		I	J	R ²
HVM	0.224	0.075	50.134*	HVM	0.012	0.011	4.144	HVM	0.011	-0.009	2.023
PVI	0.059	0.054	13.148	PVI	0.007	0.009	2.340	PVI	0.030	0.016	5.659
PMG	0.029	0.015	6.571	PMG	0.002	0.000	0.841	PMG	0.042	-0.025	8.002
TSL	0.007	0.005	1.634	TSL	0.070	0.026	24.299	TSL	0.132	-0.070	24.878*
DIF	0.099	0.005	22.210*	DIF	0.025	0.017	8.662	DIF	0.223	-0.055	42.062*
<i>Sphaenorhyncus cf. surdus</i>	I	J	R ²								
AREA	0.003	-0.003	0.894								
PRO	0.007	-0.006	1.965								
HVM	0.103	0.035	31.248*								
PVI	0.112	0.041	33.810*								
PMG	0.016	0.024	4.815								
TSL	0.081	-0.015	24.410								
DIF	0.009	-0.007	2.858								

Tabela 05 –Resultados dos sete modelos testados para avaliar a influência das variáveis ambientais na riqueza de espécies de anuros, avaliados a partir de medidas de verossimilhança com distribuição de erro Poisson. Siglas: $\Delta AICc$ = Critério de informações de Akaike para cada modelo a partir do modelo mais parcimonioso; k = número de parâmetros; $wAICc$ = peso AICc, e % DE = porcentagem de desvio explicada na variável resposta do modelo em consideração. TSL = heterogeneidade dos tipos de solso nas margens; PVI v= porcentagem de vegetação emergente no interior; HVM = heterogeneidade de vegetação nas margens ; DIF =distância do fragmento de floresta mais próximo; ARE = tamanho do corpo d’água; PMG = heterogeneidade de perfil de margem no corpo d’água; PRO = Profundidade do corpo d’água.

Modelos	$\Delta AICc$	K	weight	(%)DE
ARE	15.05	2	0.0286	38
ARE + HVM	0.31	3	0.1924	50
ARE + HVM + PVI****	0.00*	4	0.2640*	55*
ARE + HVM + PVI + TSL	1.03	5	0.1977	59
ARE + HVM + PVI + TSL + DIF	1.56	6	0.2036	64
ARE + PRO + HVM + PVI + TSL + DIF	3.94	7	0.0905	66
ARE + PRO + HVM + PVI + PMG + TSL + DIF	7.62	8	0.0233	67

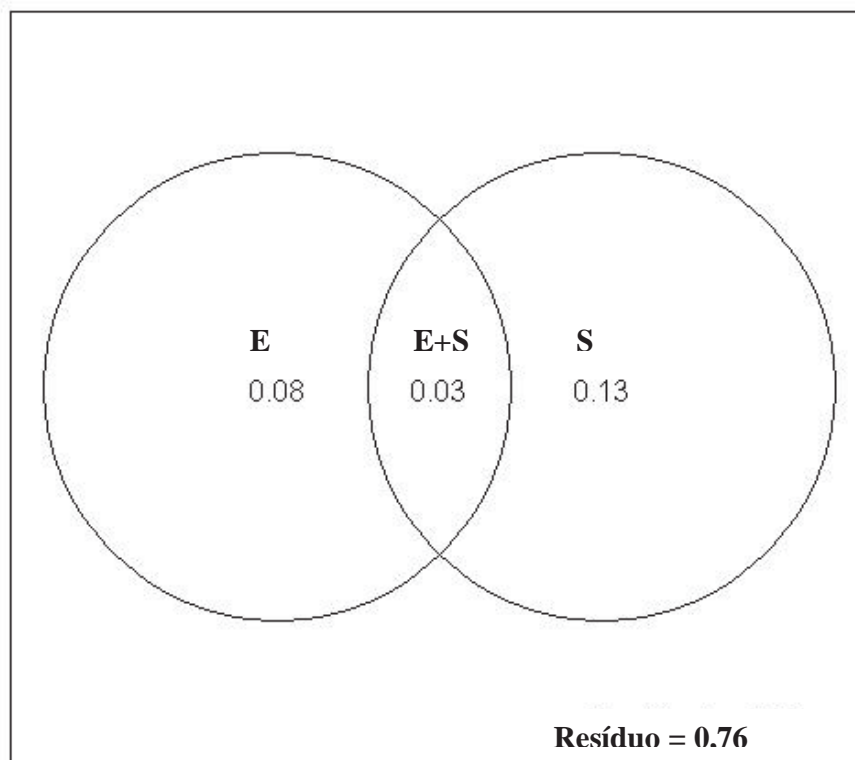


Figura 01. Contribuição relativa (% de explicação) das variáveis ambientais (E) = componente ambiental, espaciais (S) = componente espacial, e componente partilhado (E+S) para explicar a variabilidade da composição de anfíbios anuros em 30 corpos d'água na região dos Campos Gerais no Segundo Planalto Paranaense, de setembro de 2010 a março de 2011.

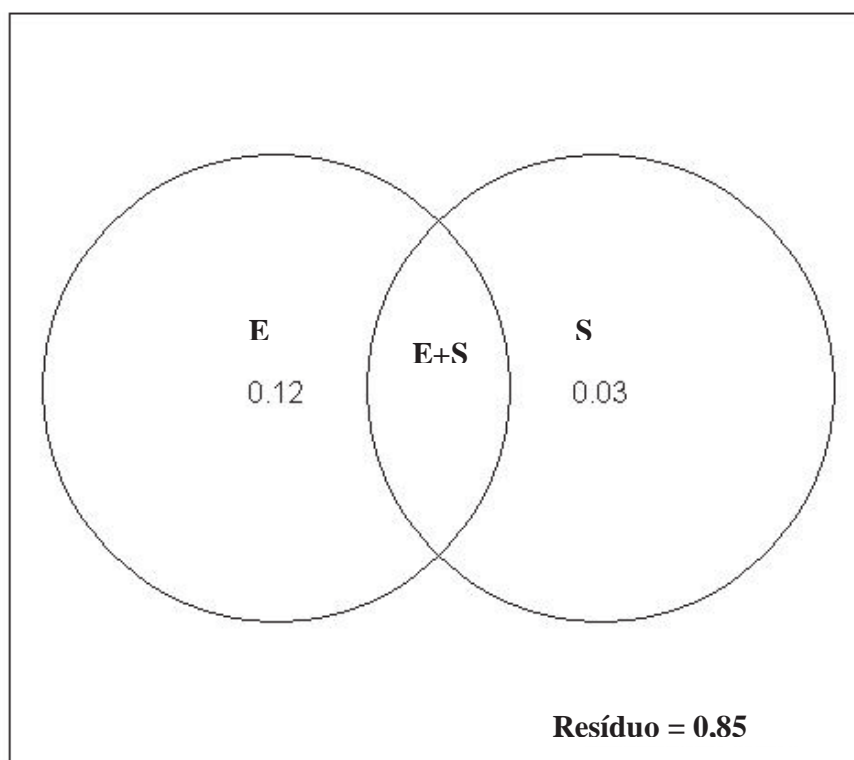


Figura 02. Contribuição relativa (% de explicação) das variáveis ambientais (E) = componente ambiental, espaciais (S) = componente espacial, e componente partilhado (E+S) para explicar a variabilidade da composição de espécies habitat - especialistas na região dos Campos Gerais no Segundo Planalto Paranaense, de setembro de 2010 a março de 2011.

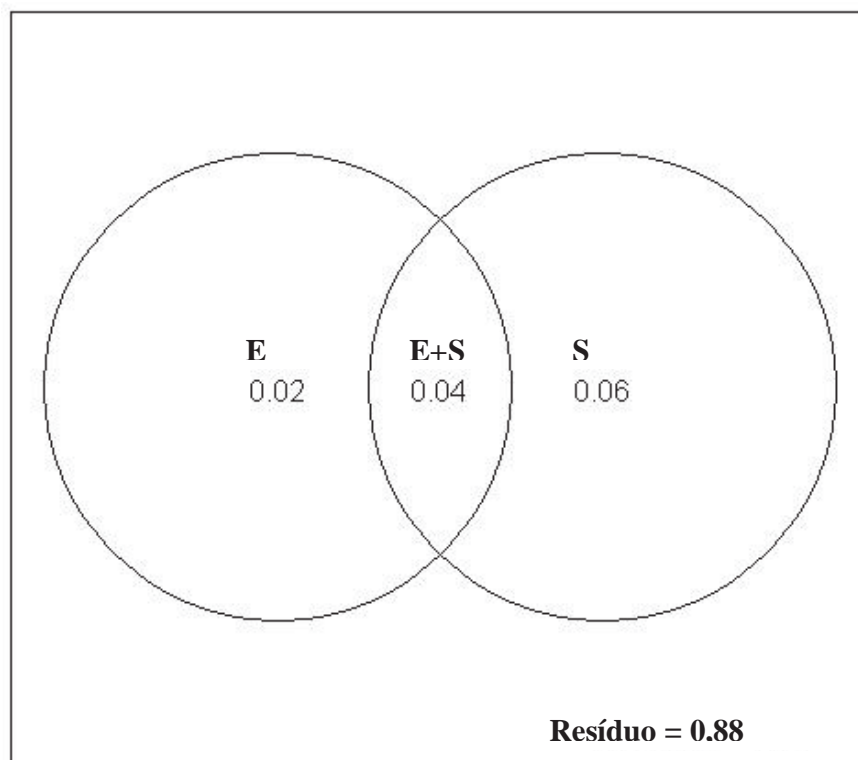
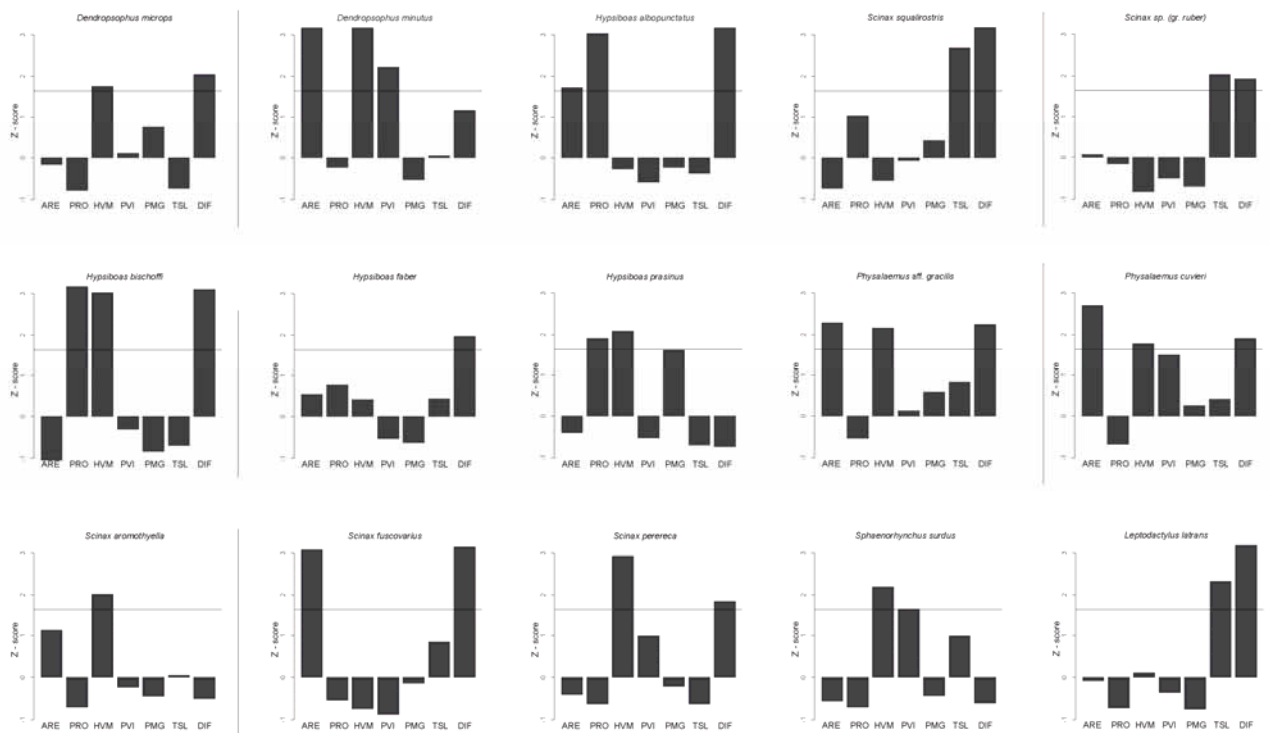


Figura 03. Contribuição relativa (% de explicação) das variáveis ambientais (E) = componente ambiental, espaciais (S) = componente espacial, e componente partilhado (E+S) para explicar a variabilidade da composição de espécies de habitat - generalistas na região dos Campos Gerais no Segundo Planalto Paranaense, de setembro de 2010 a março de 2011.

Figura 02 - Contribuições independentes de fatores ambientais para a abundância de 15 espécies de anuros amostrados em 30 corpos d'água na região dos Campos Gerais no Segundo Planalto Paranaense, de setembro de 2010 a março de 2011. As colunas representam os Z-scores (contribuições independentes) das variáveis predictoras para a abundância de cada espécie. A linha horizontal representa o valor de confiança superior a 95%. TSL = heterogeneidade dos tipos de solo nas margens; PVI = porcentagem de vegetação emergente no interior do corpo d'água; HVM = heterogeneidade de vegetação nas margens; DFR = distância do fragmento de floresta mais próximo; ARE = tamanho do corpo d'água; PMG = heterogeneidade de perfil de margem no corpo d'água; PRO = Profundidade do corpo d'água.



CONCLUSÕES GERAIS

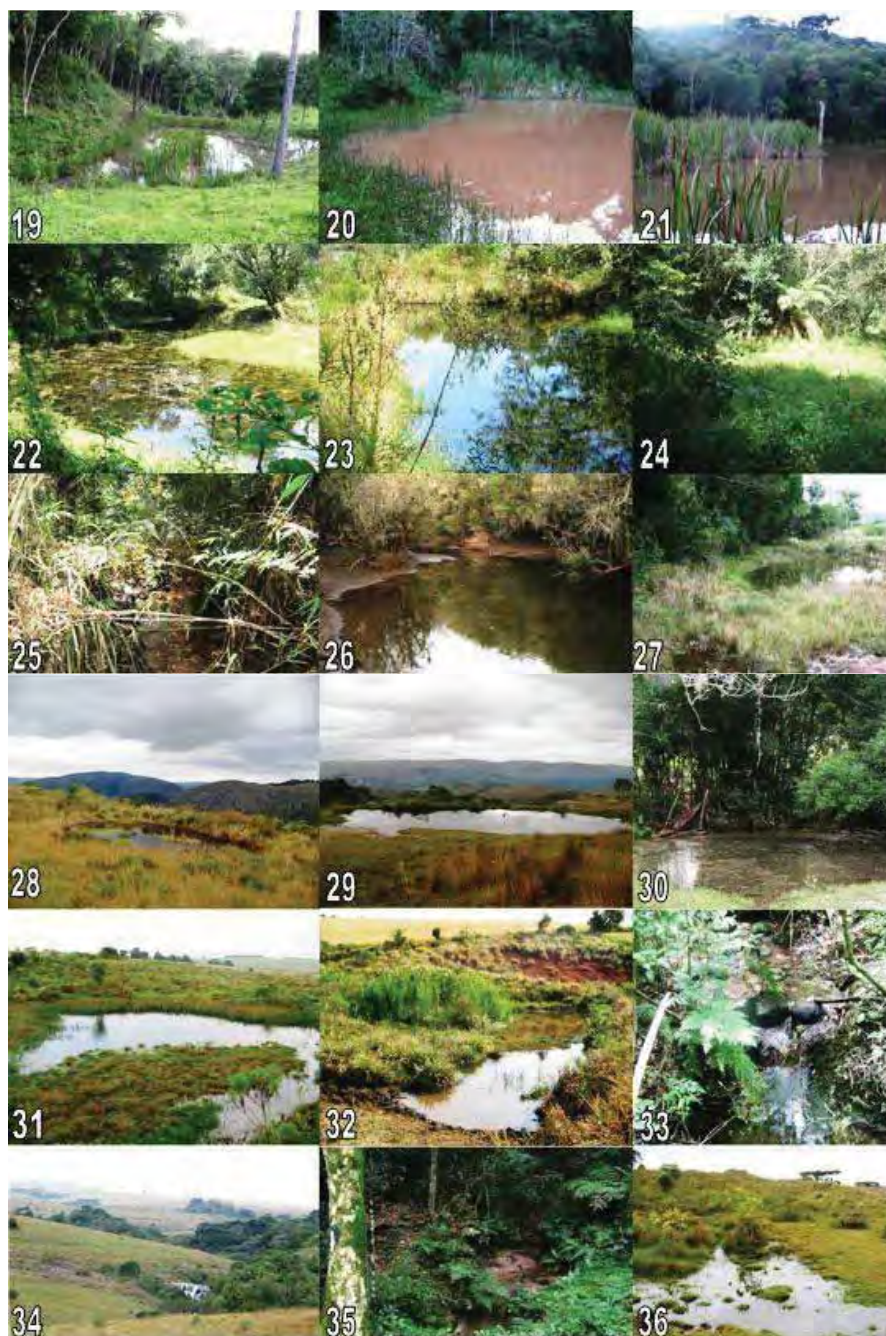
- O inventariamento das espécies de anfíbios em áreas de Campos Gerais, representadas por quatro Unidades de Conservação (Parques Estaduais do Guartelá, Vila Velha, Caxambu e Floresta Nacional de Piraí do Sul) permitiu o registro de 36 espécies pertencentes a duas ordens e dez famílias de anfíbios.
- Foi evidenciada a importância do papel dos Campos naturais quando associados a Floresta de Araucária para a conservação de espécies de anfíbios, permitindo maior riqueza de espécies, pois favorece tanto a ocorrência de espécies exclusivas de área aberta (22% / n=8 espécies) quanto de espécies exclusivas de habitats florestais (20% / n=7).
- Grande parte das espécies registradas na região é de ampla distribuição geográfica (36% / n =13) e tiveram sua ocorrência correlacionada a mais de um bioma (*e.g.*, Cerrado, Floresta Atlântica *latu sensu*, Pampa).
- Através da modelagem das variáveis ambientais em relação a riqueza de espécies foi verificado que corpos d'água maiores, com maior heterogeneidade de vegetação em suas margens e maior porcentagem de vegetação emergente na lâmina da água foram as características estruturais correlacionados com maiores valores de riqueza.
- Foram detectadas quatro características ambientais (percentual de vegetação emergente na lâmina da água, heterogeneidade da vegetação nas margens, heterogeneidade de tipos de solo nas margens e distância do corpo d'água até o fragmento florestal mais próximo) que favorecem a ocorrência de 15 espécies individualmente e explicaram de 14% a 50% da variação na abundância destas espécies.
- Concluímos que alta heterogeneidade ambiental da paisagem regional resultou no encontro de poderes de explicação tanto por parte das variáveis ambientais quanto das espaciais, assim os resultados obtidos demonstram que corpos d'água mais próximos geograficamente e ambientalmente semelhantes apresentaram composição de espécies semelhantes.

ANEXOS

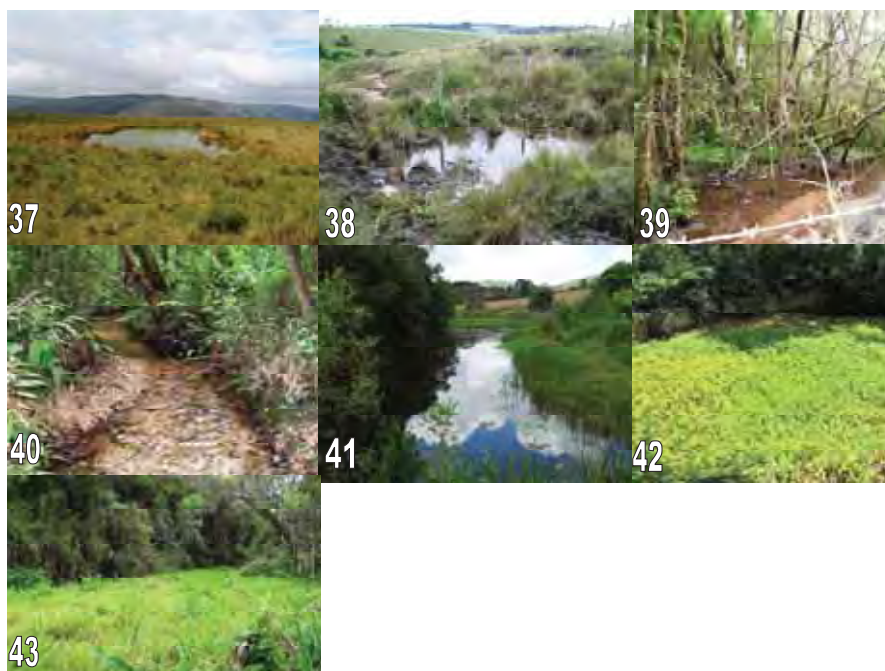
ANEXO 01a: Corpos d'água amostrados na região de estudo. Parque Estadual de Vila Velha (1 ao 13), Parque Estadual do Caxambu (14 ao 26) Parque Estadual do Guartelá (27 ao 38), Flona de Pirai do Sul (39 a 43).



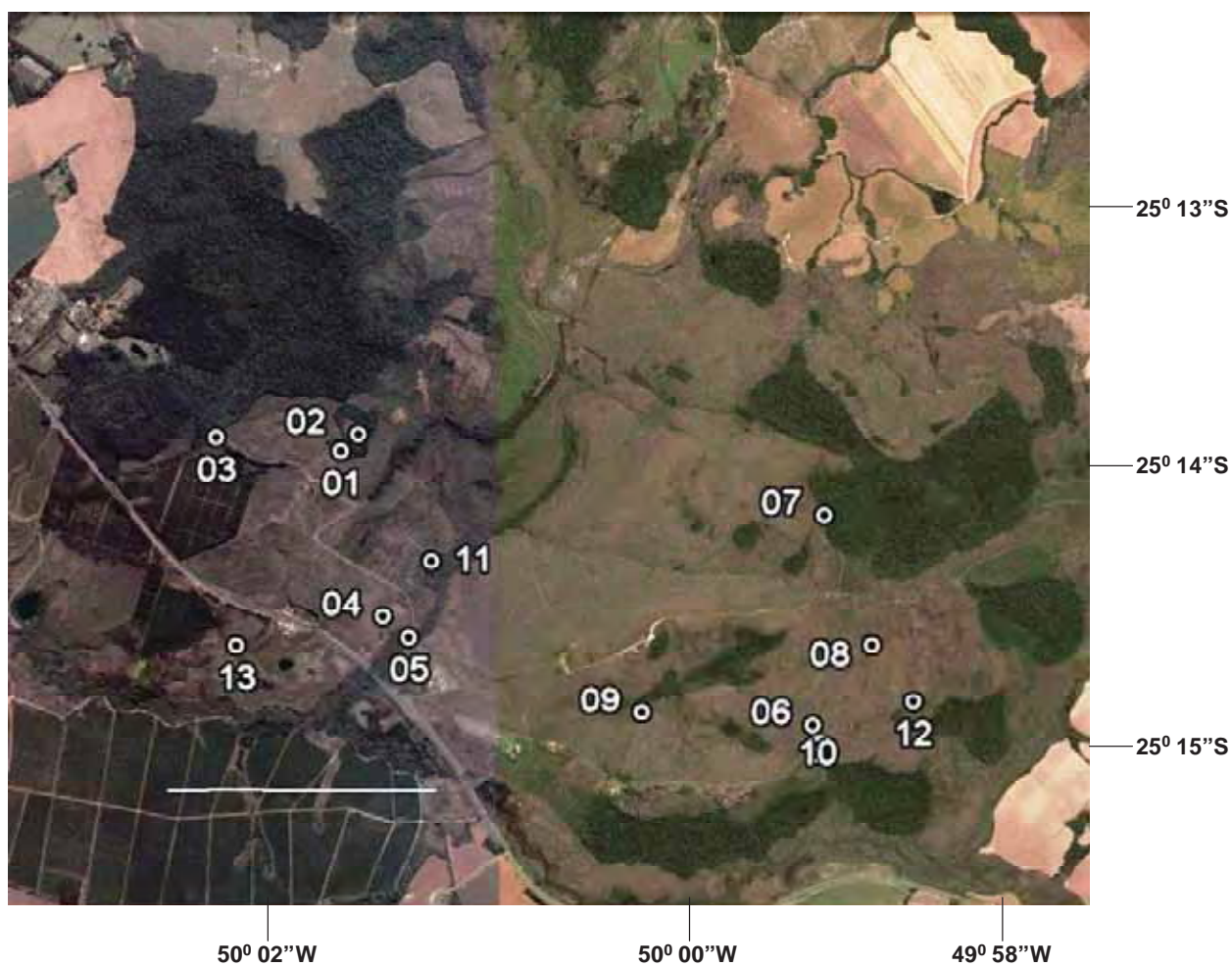
ANEXO 01b: Corpos d'água amostrados na região de estudo. Parque Estadual de Vila Velha (1 ao 13), Parque Estadual do Caxambu (14 ao 26) Parque Estadual do Guartelá (27 ao 38), Flona de Piraí do Sul (39 a 43).



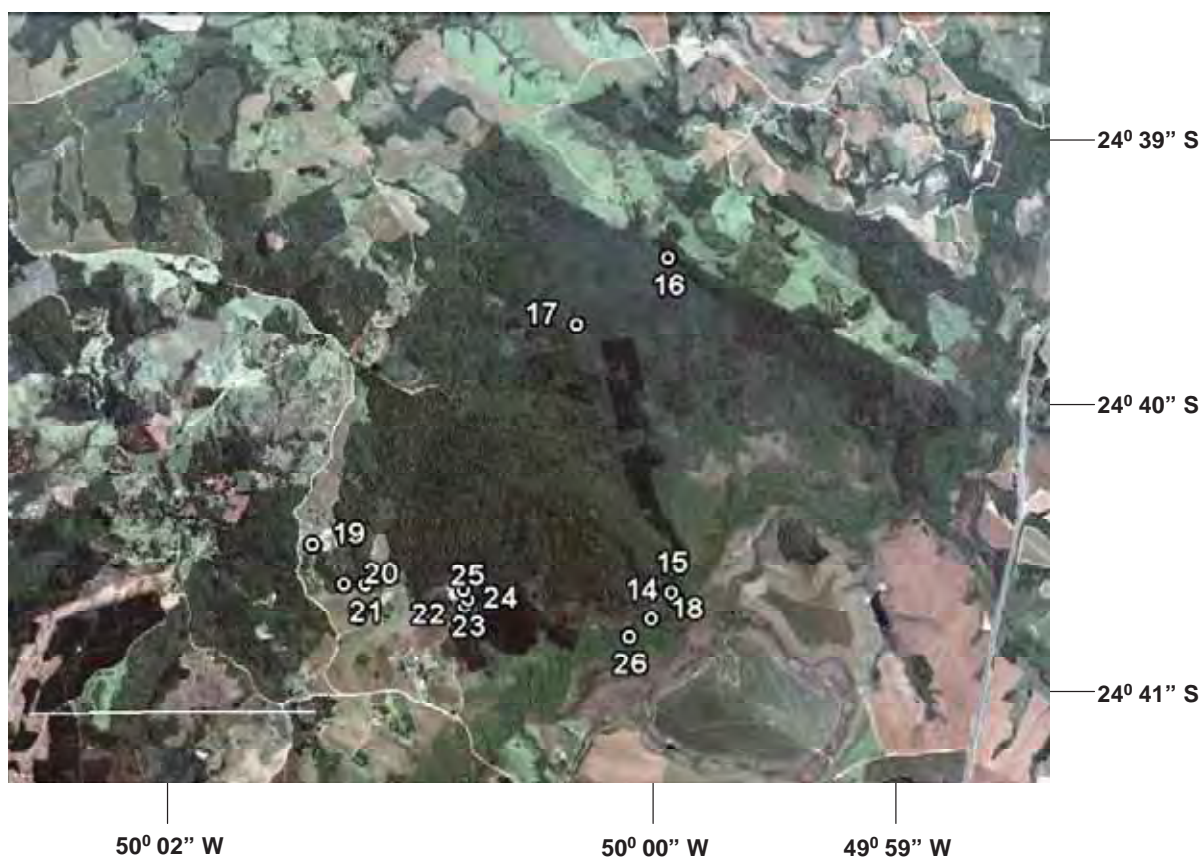
ANEXO 01c: Corpos d'água amostrados na região de estudo. Parque Estadual de Vila Velha (1 ao 13), Parque Estadual do Caxambu (14 ao 26) Parque Estadual do Guartelá (27 ao 38), Flona de Pirai do Sul (39 a 43).



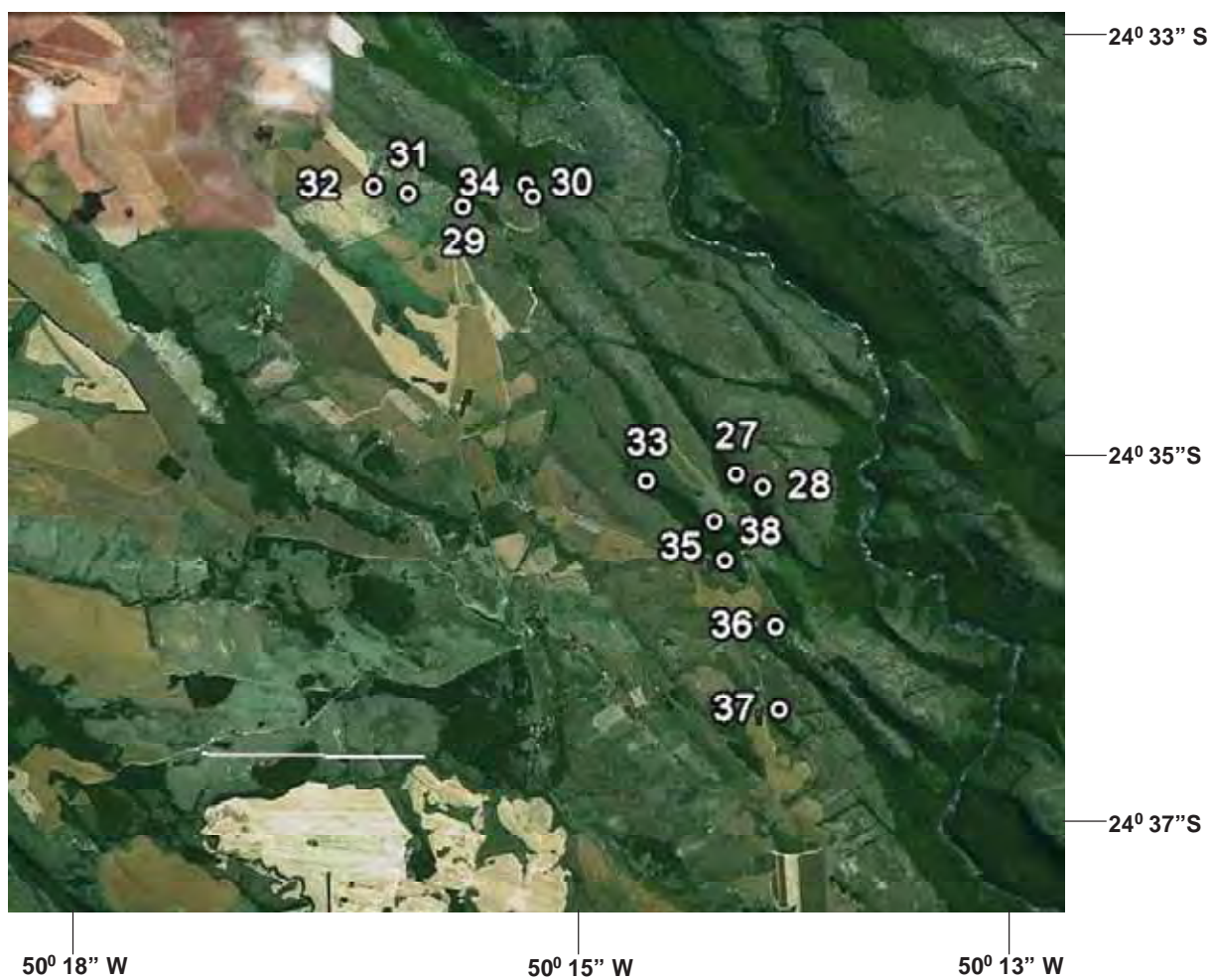
ANEXO 2: Fotografia aérea evidenciando 13 pontos de amostragens selecionados no Parque Estadual de Vila Velha Escala = 2 km. Fonte da foto: Google Earth.



ANEXO 3: Fotografia aérea evidenciando 13 pontos de amostragens selecionados no Parque Estadual de Caxambu Escala = 2 km. Fonte da foto: Google Earth



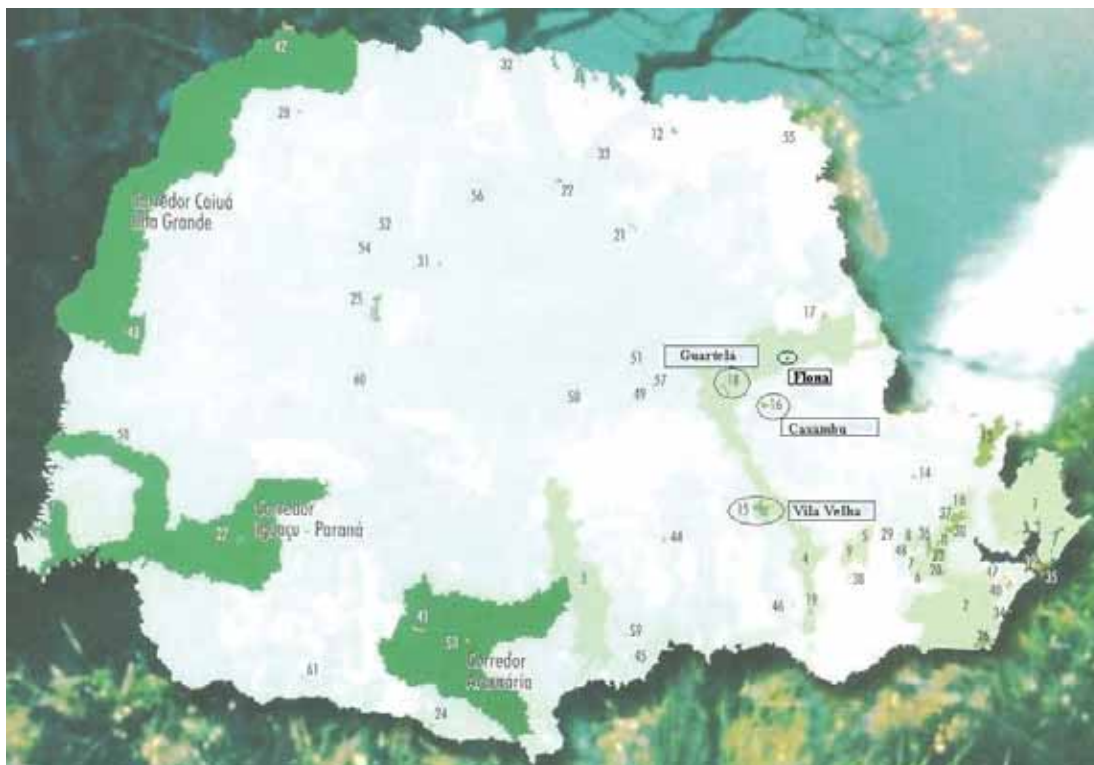
ANEXO 4: Fotografia aérea evidenciando 12 pontos de amostragens selecionados no Parque Estadual do Guartelá Escala = 2 km. Fonte da foto: Google Earth.



ANEXO 5: Fotografia aérea evidenciando 5 pontos de amostragens selecionados na Flona de Pirai do Sul
Escala = 2 km. Fonte da foto: Google Earth.



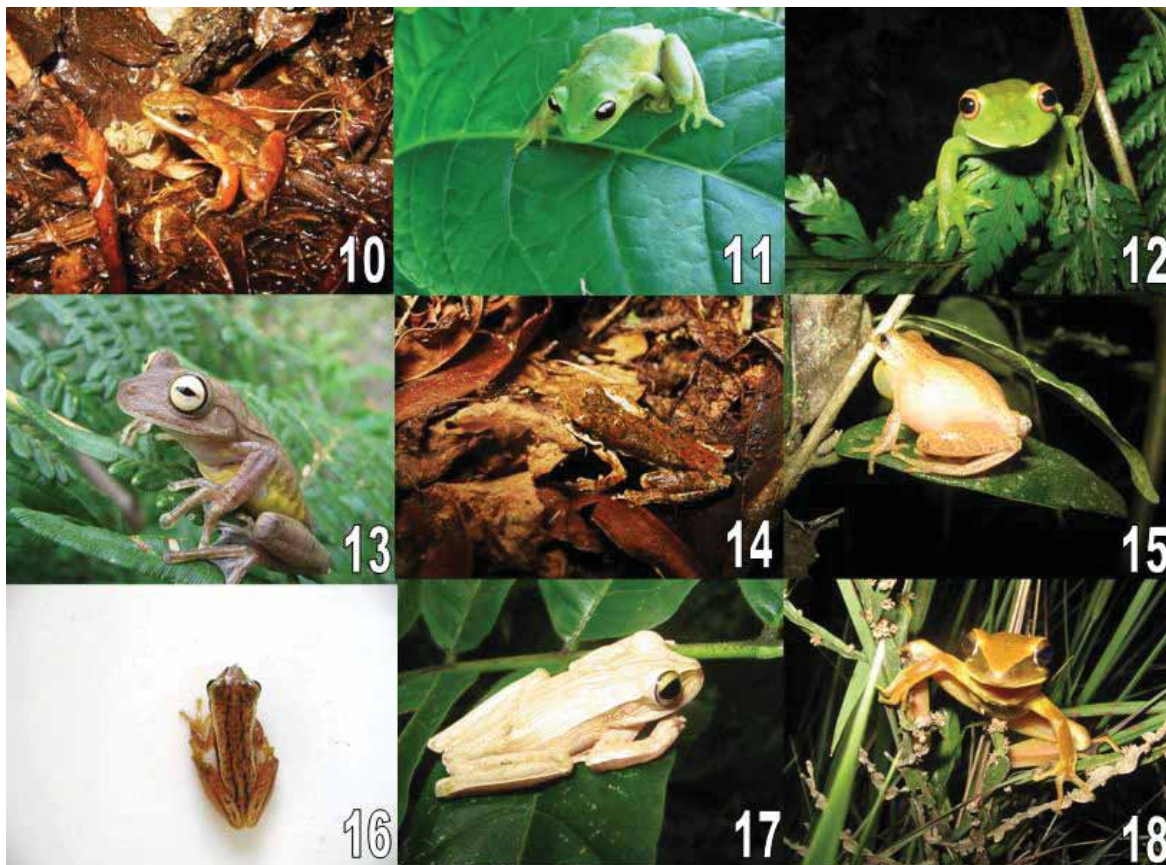
ANEXO 6: Mapa adaptado com a localização das Unidades de Conservação em destaque referentes ao presente estudo: P.E.G. - Parque Estadual do Guartelá; P.E.C - Parque Estadual de Caxambu; P.E.V. - Parque Estadual de Vila Velha; Flona de Piraí do Sul (Fonte: Iap 2006).



ANEXO 7a: Espécies registradas nas áreas de estudo. 1- *Ischnocnema henseli*, 2- *Siphonops paulensis* 3- *Rhinella abei* 4- *Melanophryniscus* sp. (gr. *tumifrons*) 5- *Melanophryniscus vilavelhensis* 6- *Vitreorana uranoscopa* 7- *Odontophrynus americanus* 8- *Proceratophrys boiei* 9- *Proceratophrys brauni* . Autoria das fotos: 2, 3, 9 - Carlos E. Conte. Autoria das fotos: 1, 4, 5, 6, 7, 8 – Lucas B. Crivellari



ANEXO 7b: Espécies registradas nas áreas de estudo. 10- *Crossodactylus* sp. 11- *Aplastodiscus perviridis* 12- *Aplastodiscus albosignatus*, 13- *Bokermannohyla circumdata*, 14- *Dendropsophus microps*, 15- *Dendropsophus minutus*, 16- *Dendropsophus sanborni*, 17- *Hypsiboas bischoffi*, 18- *Hypsiboas albopunctatus*. A autoria das fotos: 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 – Lucas B. Crivellari.



ANEXO 7c: Espécies registradas nas áreas de estudo. 19- *Hypsiboas faber*, 20- *Hypsiboas prasinus*, 21- *Hypsiboas* sp. (gr. *pulchellus*), 22- *Phyllomedusa tetraploidea*, 23- *Scinax perereca*, 24- *Scinax fuscovarius*, 25- *Scinax perereca*, 26- *Scinax* sp. (gr. *ruber*), 27- *Scinax rizibilis*. Autoria das fotos: 21, 23 e 24 - Carlos E. Conte. Autoria das fotos: 27, 26, 25, 22, 20,19 – Lucas B. Crivellari.



ANEXO 7d: Espécies registradas nas áreas de estudo. 28- *Scinax squalirostris*, 29- *Sphaenorhynchus cf. surdus*, 30- *Physalaemus cuvieri* 31- *Physalaemus aff. gracilis*, 32- *Physalaemus lateristrigatus*, 33- *Leptodactylus fuscus*, 34- *Leptodactylus gracilis*, 35- *Leptodactylus latrans*, 36- *Chiamocleis cf. leucosticta*. Aatoria das Fotos: 36, 32, 30, 31 - Carlos E. Conte. Aatoria das fotos:28, 29, 33, 34, 35 – Lucas B. Crivellari.

