

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
NÍVEL MESTRADO

DÉBORA SCHUCK KNAUTH

**BETADIVERSIDADE DE ANUROS EM UMA PLANÍCIE DE TRANSIÇÃO
ENTRE FLORESTA E CAMPO**

São Leopoldo
2017

Débora Schuck Knauth

BETADIVERSIDADE DE ANUROS EM UMA PLANÍCIE DE TRANSIÇÃO
ENTRE FLORESTA E CAMPO

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre em Biologia,
pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos –
Unisinos.

Área de concentração: Diversidade e Manejo da Vida Silvestre
Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik

São Leopoldo
2017

K67b

Knauth, Débora Schuck.

Betadiversidade de anuros em uma planície de transição entre floresta e campo / Débora Schuck Knauth. – 2017.

48 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, São Leopoldo, 2017.

“Orientador: Prof. Dr. Leandro Maltchik.”

1. Girino. 2. Anfíbios. 3. Pampas (Rio Grande do Sul). 4. Mata Atlântica. 5. Ecossistemas. I. Título.

CDU 574.5:597.6

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Bruna Sant'Anna – CRB 10/2360)

Débora Schuck Knauth

Betadiversidade de anuros em uma planície de transição
entre floresta e campo

Dissertação apresentada como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Biologia, pelo
Programa de Pós-Graduação em Biologia da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos.

Aprovado em 03 de março de 2017

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Leonardo Maltchik – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Prof. Dra. Camila Both – Universidade Federal de Santa Maria

*Dedico este trabalho a todos os girinos que
contribuíram com a vida para responder nossas
perguntas.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao meu orientador, professor Leonardo Maltchik, que há alguns anos atrás me oportunizou com um belo projeto de Iniciação Científica no laboratório. Agora, como mestranda, me surpreendi com mais um lindo projeto. Sou muito grata pela confiança e por todos os aprendizados, fossem eles nas reuniões, nos campos ou nas conversas fora.

Agradeço ao grupo “Climate change”: Mateus M. Pires, Tati Bertuzzi, Arthur Ávila e Raquel Freiry. Valeu pela parceria, por cada conversa séria, ou não (na maioria das vezes). Valeu pelas risadas e por cada brinde com Serra Malte. Foi muito especial participar desta pesquisa com vocês.

Estes agradecimentos se estendem a todos meus colegas de LECEA e LEMIA. Aos que já partiram para novos desafios e aos que ainda permanecem. Aqui, um agradecimento especial ao Leo Moreira. Valeu ranzi, por me ingressar no fantástico mundo dos “tadpoles”. Obrigada por sempre estar disposto a fazer aquela correção de quase enfartar a Gimenez e por responder minhas perguntas sempre com mais perguntas.

Agradeço ao corpo docente do Programa de Pós-graduação da Unisinos, por todo conhecimento compartilhado, especialmente aos professores que contribuíram com sugestões nas etapas anteriores da dissertação: Professor Tozetti, Juliano, Luiz Ernesto e Uwe. Agradeço a Capes pela bolsa de mestrado e ao CNPq pelo apoio financeiro para o projeto.

Por fim, tento expressar agora meus agradecimentos às pessoas mais importantes da minha vida. Aos meus pais, Adriano e Iloiva, a gratidão é imensa! Obrigada, pai, por sempre me incentivar e compartilhar comigo os teus conhecimentos. My father, my teacher, thanks a million! Agradeço, mãe, por todo o apoio, força e dedicação. E quando eu pensei em dar um tempo e não entrar pra faculdade com 17 anos? Ah, isso não foi passível de discussão! Hahaha. Um obrigada especial para minha irmã, minha Isinha, minha metade. Gratidão por cada momento compartilhado, por cada motivação, cada sorriso, cada demonstração de carinho. E um obrigada ao meu querido namorado, Nicolás. Agradeço por toda a parceria, compreensão e incentivo. Mesmo quando eu estava cansada ou desmotivada você sempre teve uma palavra positiva para ajudar, sempre com um olhar amigo e carinhoso. Gratidão, família, sem vocês este desafio não seria concluído. Amo muito vocês!

Aos meus amigos, deixo aqui também o meu muito obrigada. Agradeço por me ouvirem, me incentivarem e torcerem por mim. Gratidão por cada momento que vivemos! Vocês todos são muito importantes e espero que estas amizades se fortaleçam a cada novo dia.

“Toda a nossa ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil - e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos.”

Albert Einstein

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
Article: Betadiversidade de anuros em uma planície de transição entre floresta e campo.....	16
INTRODUÇÃO.....	18
MATERIAL E MÉTODOS.....	21
Áreas de estudo.....	21
Coleta de dados.....	22
Análise de dados	23
RESULTADOS	25
DISCUSSÃO.....	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
ANEXO	47

INTRODUÇÃO GERAL

A β -diversidade é um padrão ecológico importante que mede a variação na composição de espécies entre os sítios de uma região geográfica (LEGENDRE, 2008; BASELGA, 2010). Este componente consiste na diferença da composição de espécies de uma comunidade ao longo de um gradiente ambiental (WHITTAKER, 1972) ou entre habitats (MAGURRAN, 1988; JOST, 2007). A distância geográfica e variações nas características ambientais das áreas são fatores determinantes para a β -diversidade (BUCKLEY e JETZ, 2007; BITAR et al., 2014). A heterogeneidade ambiental exerce uma força positiva sobre a β -diversidade, uma vez que aumenta a variedade de condições ambientais as quais diferentes espécies estão adaptadas, conseqüentemente, resultando em uma maior variação na composição de espécies entre localidades de uma região (HEINO et al., 2015). Uma maior variação na composição de espécies entre localidades pode conduzir a uma maior riqueza de espécies na região (i.e. diversidade gama) (SRIVASTAVA, 1999; QIAN e SONG, 2013). Assim, a β -diversidade influencia a diversidade de espécies em escalas amplas e importantes para conservação.

Regiões com diversidade de fronteiras ecológicas são bons locais para testar os efeitos da β -diversidade (LAWLER et al., 2010). Uma maior β -diversidade ocorre em regiões de ecótono devido a maior variedade de habitats que estas regiões proporcionam (WARD et al., 1999). No sul do Brasil existe uma grande diversidade de fronteiras ecológicas (ZANK, 2012). Duas formações vegetais bastante distintas ocorrem na região – Bioma Pampa (caracterizado por vegetação campestre) e Bioma Mata Atlântica (caracterizado por vegetação florestal). Ambos os biomas têm recebido atenção crescente, pois vêm sofrendo principalmente com a fragmentação do habitat e apresentam pouca área de terras reconhecidas como unidades de conservação (MYERS et al., 2000; IBAMA, 2006; MMA, 2007). O limite entre estes biomas é muito discutido entre os pesquisadores, não havendo um consenso. Entretanto, o IBGE (2004) aponta o paralelo ~ 30° S como limite entre o Pampa e Mata Atlântica.

A Mata Atlântica no sul do Brasil ocorre em extensões na Planície Costeira e nas encostas do Planalto sul-brasileiro (Serra Geral) (BEHLING e PILLAR, 2007). O Pampa ocorre do estado do Rio Grande do Sul até o Uruguai (ZANK, 2012). Existem indícios de que durante o período Holoceno tardio (4320-1100 cal anos AP), houve uma acentuada expansão da floresta sobre os campos nativos (BEHLING, 2002; BEHLING et al., 2004; BEHLING e PILLAR, 2007). Inicialmente esta expansão ocorreu ao longo de uma rede de matas ciliares nos córregos, devido a maior umidade nestes locais (BEHLING e PILLAR, 2007). A expansão da floresta

está relacionada com a mudança para um clima mais úmido, com índices pluviométricos mais elevados e uma estação seca anual mais curta (RAMBO, 2005; BEHLING e PILLAR, 2007). Sabe-se que esta floresta tende a se expandir através dos campos (OLIVEIRA e PILLAR 2004; DUARTE et al., 2006 BEHLING e PILLAR, 2007), mas os pesquisadores vêm buscando indícios de mudanças nos padrões conhecidos para outros grupos, como vertebrados e invertebrados. As regiões de transição climática podem ser consideradas um importante laboratório natural para testar hipóteses ecológicas relativas ao ectotérmicos, devido sua relação direta com as variáveis climáticas no ambiente (XIMENEZ e TOZETTI, 2015).

Os anfíbios estão entre o grupo de vertebrados mais diverso do mundo (FROST, 2016). São considerados um excelente modelo para o estudo da relação entre espécies e ambiente, dada a sua sensibilidade a variações de fatores, tais como precipitação (SINSCH, 1990), umidade (HADDAD e PRADO, 2005) e qualidade do habitat (ERNST e RÖDEL, 2008). Além disso, devido a capacidade de dispersão reduzida, anfíbios respondem bem às mudanças ambientais, o que reflete os limites de dispersão das espécies (SMITH e GREEN 2005). Os traços de vida dos anfíbios estão relacionados com a vegetação, onde espécies generalistas (com nicho ecológico amplo) estão mais associadas a ambientes campestres, apresentando estratégias para sobreviver e reproduzir nestes ambientes que são climaticamente instáveis e imprevisíveis (LEVINS, 1968; BRASILEIRO et al., 2005). Adaptações como comportamento de escavar tocas, reprodução explosiva, ninho de espuma e rápido desenvolvimento larval são importantes para espécies que habitam ambientes campestres (HEYER, 1969; ZINA, 2006). Já as espécies especialistas (com nichos ecológicos específicos) estão mais associadas a ambientes florestais (ODA et al., 2009; GAMBALE et al., 2014), onde muitas ocorrem exclusivamente em florestas (HADDAD, 1998) apresentando principalmente modos reprodutivos associados com a vegetação arbórea e alta umidade, característico desses ambientes (HADDAD e PRADO, 2005).

Entre os sítios reprodutivos dos anfíbios anuros, as lagoas de água doce constituem um excelente sistema para explorar quais fatores são importantes para a distribuição e sucesso das espécies, pois estão dispostas ao longo de gradientes ambientais (e.g. matriz ambiental, temperatura, precipitação) (WELLBORN et al., 1996; WERNER et al., 2007). Os anfíbios são os vertebrados terrestres com maior número de modos reprodutivos (HADDAD e PRADO, 2005). A maioria dos anuros possui uma fase larval aquática, popularmente conhecida como girino. Girinos são mais sensíveis a alterações ambientais do que os adultos e embriões (MARCO, 2003). Fêmeas de anuros são capazes de selecionar os sítios de oviposição mais

favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento dos girinos (SILVA e GIARETTA, 2008). Assim, a distribuição dos girinos é influenciada pelas preferências dos adultos (MOREIRA et al., 2010; JÚNIOR e ROCHA, 2013), ou seja, a ocorrência de girinos indica os sítios de reprodução das espécies, tornando-os bons modelos para o estudo da distribuição de espécies e estrutura das comunidades.

Trabalhos com escalas amplas são fontes consistentes para criar e testar hipóteses sobre a distribuição e dinâmica das comunidades (WERNER et al., 2007; RICKLEFS 2010, WELLBORN et al., 1996). Além disso, diferente da ecologia experimental, os estudos das comunidades nos ambientes naturais proporcionam processos locais e regionais que controlam a distribuição de espécies, tornando-se ferramentas importantes para a conservação (WERNER et al., 2007). O crescente conhecimento e entendimento sobre a distribuição dos anfíbios incrementará informações mais robustas sobre processos ecológicos e ajudará na seleção de áreas prioritárias para a conservação deste grupo que está cada vez mais vulnerável e ameaçado (BOLZAN et al., 2014).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010.
- BASTIANI, V. I. M.; LUCAS, E. M. Anuran diversity (Amphibia, Anura) in a Seasonal Forest fragment in southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, 2013.
- BEHLING, H. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology**, v. 177, p. 19-27, 2002.
- BEHLING, H. et al. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology**, v. 203, p. 277-297, 2004.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences**, v. 362, p. 243–251, 2007.
- BENCKE, G. A. Diversidade e conservação da fauna dos campos do Sul do Brasil. In: Pillar, V. P.; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S.; Jacques, A. V. A. **Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília. p.101-121, 2009.
- BITAR, Y. O. C.; JÜEN, L.; PINHEIRO, L. C.; SANTOS-COSTA, M. C. Anuran Beta Diversity in a Mosaic Anthropogenic Landscape in Transitional Amazon. **Journal of Herpetology**, v. 48, n. 4, 2014.
- BOLZAN, A. M. R.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Diversidade de anfíbios anuros de uma área de Pampa no município de São Gabriel, Rio Grande do Sul, Brasil, **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 104, n. 3, p. 277-283, 2014.
- BRASILEIRO, C. A. et al. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 5 n. 2, 2005.
- BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Linking global turnover of species and environments. **PNAS**, v. 105, n. 46, 2007.
- CALDART, V. M. et al. Extension of the geographical distribution of two anuran species for Rio Grande do Sul state, Brazil, with comments on natural history. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, 2010.
- COLOMBO, P. et al. Anura, Hylidae, *Dendropsophus nahdereri* (Lutz and Bokermann, 1963): Distribution extension and new state record. **Check List**, v. 6, n. 3, p. 429-431, 2010.

CONTE, C.E. et al. New records in the geographic distribution range of the anurans of the Araucaria Forest and considerations on their vocalizations. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 201-224, 2010.

DUARTE, L. S. et al. The role of nurse plants on *Araucaria* forest expansion over grassland in South Brazil. **Austral Ecology**, v. 31, p. 520-528, 2006.

ERNST, R.; RÖDEL, M. O. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p.111–120, 2008.

FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0, **American Museum of Natural History**, New York, USA. Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>, Acesso em: out, 2016.

GAMBALE, P. G. et al. Composição e riqueza de anfíbios anuros em remanescentes de Cerrado do Brasil Central. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 104, n. 1, p. 50-58, 2014.

HADDAD, C. F. B. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. In: **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**. Síntese do conhecimento ao final do século XX. 6. Vertebrados, FAPESP, São Paulo, p.17-26, 1998.

HADDAD, C. F. B.; PRADO C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, p. 207-217, 2005.

HEINO, J.; MELO, A. S.; BINI, L. M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 223–235, 2015.

HEYER, W. R., The adaptive ecology of the species groups of the genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). **Evolution**, v. 23, p. 421–428, 1969.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação**. Rio de Janeiro. Disponível em: www.ibge.gov.br, Acesso em: maio, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS. 2006. Parecer da equipe técnica sobre o Bioma Pampa. Disponível em: http://br.geocities.com/biomapampa/parecer/parecer_gt_ibama.pdf, Acesso em: abril, 2015.

IOP, S. et al. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas curupi* (Garcia, Faivovich, Haddad, 2007): First record for the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, v. 5, n. 4, p. 860-862, 2009.

JOST, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, p. 2427–2439, 2007.

JÚNIOR, V. N. T. B.; ROCHA, C. F. D. Tropical Tadpole Assemblages: Which Factors Affect Their Structure and Distribution? **Oecologia Australis**, v. 17, p. 217-228, 2013.

- LAWLER, J. J. et al. Projected Climate Impacts for the Amphibians of the Western Hemisphere. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, 2010.
- LEGENDRE, P. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, p. 3-8, 2008.
- LEVINS, R. Evolution in changing environments, some theoretical explorations. **Monographs in Population Biology**. v. 2, p. 1-120, 1968.
- LUCAS, E. M. Diversidade e conservação de anfíbios anuros no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Tese de Doutorado**, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 2, p. 101-116, 2007.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and Its Measurement**. Croom Helm, 1988.
- MARCO, A. Impacto de radiación ultravioleta y contaminación en anfíbios. **Munibe Suplemento**, v. 16, p. 44-55, 2003.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2007. **Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**. Brasília. Disponível em: www.mma.gov.br/biomas/Pampa, Acesso em: jun. 2015.
- MOREIRA, L. F. B.; et al. Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 44, p. 1493-1507, 2010.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- ODA, F. H.; BASTOS, R. P.; SÁ LIMA, M. A. D. C. Taxocenose de anfíbios anuros no Cerrado do Alto Tocantins, Niquelândia, estado de Goiás: diversidade, distribuição local e sazonalidade. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 219-232, 2009.
- OLIVEIRA, J. M.; PILLAR, V. D. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology**. v. 5, p. 197-202, 2004.
- QIAN, H.; SONG, J. S. Latitudinal gradients of associations between beta and gamma diversity of trees in forest communities in the New World. **Journal of Plant Ecology**, v. 6, p. 12-18, 2013.
- RAMBO, B. S. J. A fisionomia do Rio Grande do Sul. Separata do volume: Fundamentos da Cultura Rio-Grandense. Faculdade de Filosofia Universidade do Rio Grande do Sul. **Serie Documentos Históricos**, caderno n 31, 2005.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2010.

ROSSET, S. D. New Species of *Odontophrynus* (Reinhardt and Lütken, 1862) (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. **Journal of Herpetology**, v. 42, n. 1, p. 134-144, 2008.

SILVA, W. R.; GIARETTA, A. A. Oviposition site selection in anurans (Lissamphibia). **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, 2008.

SINSCH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. **Ethology Ecology and Evolution**, v. 2, p. 65–79, 1990.

SMITH, M. A.; GREEN, D. M. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: Are all amphibian populations metapopulations? **Ecography**, v. 28, p. 110-128, 2005.

SRIVASTAVA, D. S. Using local–regional richness plots to test for species saturation: Pitfalls and potentials. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, p. 1-17, 1999.

WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 15, p. 125–139, 1999.

WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 27, p. 337-363, 1996.

WERNER, E. E. et al. Amphibian species richness across environmental gradients. **Oikos**, v. 116, p. 1697-1712, 2007.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213–251, 1972.

XIMENEZ, S. S.; TOZETTI, A. M. Seasonality in anuran activity and calling season in a Brazilian subtemperate wetland. **Zoological Studies**, n. 54, v. 47, 2015.

ZANK, C. Anfíbios Anuros da Ecorregião Savana Uruguaia: Composição, Distribuição e Conservação. **Tese de Doutorado**. Instituto de Biociências Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

ZINA, J. Communal nest in *Physalaemus pustulosus* (Amphibia: Leptodactylidae): experimental evidence for female oviposition preferences and protection against desiccation. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, n. 1, p. 148-150, 2006.

Article: Betadiversidade de anuros em uma planície de transição entre floresta e campo

KNAUTH, D. S.^{1 2}; MALTCHIK, L.¹

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, RS – Brasil

² e-mail: deboraknauth@hotmail.com

Resumo: Zonas de transição ecológica são boas regiões para avaliar a estrutura das comunidades e as mudanças na composição das espécies ao longo de gradientes ambientais (β -diversidade). O sul do Brasil apresenta dois diferentes biomas. Bioma Pampa, caracterizado por campos e bioma Mata Atlântica, caracterizado por florestas. Uma dinâmica de expansão das florestas sobre os campos nativos vem ocorrendo devido a mudanças no clima. Os anfíbios estão entre os vertebrados que melhor respondem às mudanças ambientais. É esperado uma substituição das espécies (*turnover*) em áreas com diversidade de fronteiras ecológicas. Nesse sentido, o presente trabalho buscou identificar a estrutura das comunidades de anfíbios em áreas úmidas entre os biomas Pampa e Mata Atlântica, e analisar as dissimilaridades na composição de espécies (β -diversidade). O estudo ocorreu na Planície Costeira, nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Girinos foram coletadas em oito lagoas em Pampa, em oito lagoas em Mata Atlântica e em oito lagoas na zona de transição dos biomas (paralelo 30° S). Os resultados mostram que a estrutura das comunidades não variou entre os biomas e não estiveram espacialmente estruturadas. As variáveis ambientais foram importantes para a variação na composição de anfíbios. A β -diversidade foi determinada pela substituição de espécies (*turnover*) ao longo na região. Este mecanismo de *turnover* pode ocorrer como consequência de gradientes ambientais ou restrições espaciais e históricas. A homogeneidade da matriz e as atividades antrópicas locais podem estar selecionando um pool de espécies similar para a região. A Planície Costeira do sul do Brasil pode ser considerada um grande ecótono entre os dois biomas e um possível corredor ecológico para futuros câmbios biológicos entre os dois biomas.

Palavras-chave: girinos, Biomas, ecótono, Pampa, Mata Atlântica

Abstract: Ecological transition zones are good regions to evaluate the community structures and changes in species composition across environmental gradients (β -diversity). Southern Brazil presents two different biomes. Pampa biome, characterized by fields, and Atlantic forest biome, characterized by forests. A forest expansion dynamic on native fields has been happening due to climate changes. Amphibians are among the vertebrates that best respond to the environmental changes. It is expected a species replacement (turnover) in areas with ecological boundary diversity. This way, the present research sought to identify the amphibian community structures in wetlands between the biomes Pampa and Atlantic forest, and analyze the dissimilarity in species composition (β -diversity). The study took place at Coastal Plain, in the states of Santa Catarina and Rio Grande do Sul. Tadpoles have been sampled in eight Pampa ponds, in eight Atlantic forest ponds and in eight ponds in the biome transition zones (parallel 30° S). The results have shown that the community structure haven't change between the biomes and haven't been spatially structured. The environmental variables have been important to amphibian composition variation. The β -diversity has been determined by the species replacement (turnover) across the region. This turnover mechanism may occur as consequence of environmental gradient or historical and spatial restrictions. The matrix homogeneity and the local anthropic activities might be selecting a similar pool of species for the region. The Southern Brazil Coastal Plain may be considered a big ecotone between the two biomes and a possible ecological aisle for future ecological changes between the biomes.

Key-words: tadpoles, Biomes, ecotone, Pampa, Atlantic forest

INTRODUÇÃO

O clima (i.e. temperatura e precipitação) influencia a riqueza e distribuição de espécies e gera gradientes ambientais ao longo do espaço (CAMARERO et al., 2000; HAWKINS, 2003; ROOT et al., 2003; QIAN e RICKLEFS, 2007; FITZPATRICK et al., 2008). Gradientes ambientais são facilmente percebidos em zonas de transição (i.e. ecótonos) e entre regiões ecológicas adjacentes (e.g. biomas) (RISSER, 1995; WASSON et al., 2013). Ecótonos são bons locais para analisar os impactos da variação climática, principalmente por mostrarem dissimilaridades na composição de espécies (i.e. β -diversidade) e por conter espécies que muitas vezes estão perto dos seus limites de tolerância fisiológica (RISSER, 1995; LOEHLE, 2000; YARROW e MARTIN, 2007; WASSON et al., 2013; CARACCILO et al., 2014).

A variação climática global está gerando mudanças nos padrões de precipitação e aumento da temperatura atmosférica (IPCC, 2007; 2011; JUNK et al., 2013). Estas mudanças climáticas geram impactos na diversidade biológica (WALTHER et al., 2002; 2010; PARMESAN, 2006; POUNDS et al., 2007; FITZPATRICK et al., 2008; CHEUNG et al., 2009; URBAN et al., 2016; BURNS et al., 2016). Os impactos sobre a biodiversidade diferem entre regiões temperadas e tropicais, e dependem da escala de estudo analisada (IPCC, 2007; BUCKLEY e JETZ, 2007; SALA et al., 2000; JUNK et al., 2013; SUNARDI e WIEGLEB, 2016). A maior parte dos estudos que avaliam os efeitos da variação climática sobre a biodiversidade ocorreram na Europa e América do Norte, deixando grandes lacunas em regiões como América do Sul, África e Ásia (FOLLAND e KARL, 2001; PARMESAN, 2006; JUNK et al., 2013).

Mudanças no clima estão alterando a estrutura e distribuição das comunidades vegetais (WARDLE e COLEMAN, 1992; THUILLER et al., 2005; LADEAU e CLARK, 2006; BEHLING e PILLAR, 2007; NATHAN, 2011). Expansões florestais, substituição de espécies (i.e. *turnover*) e aumento nas extinções de espécies sensíveis são previstas para as regiões de ecótono (WARDLE e COLEMAN, 1992; THUILLER et al., 2005; HIGUCHI et al., 2013; WASSON et al., 2013). No extremo sul do Brasil essa dinâmica tem sido observada entre formações florestais e campos nativos (BEHLING, 2002; BEHLING et al., 2004; BEHLING e PILLAR 2007; HIGUCHI et al., 2013). Desde o último período glacial o clima do sul do Brasil ficou mais úmido e as estações secas ficaram mais curtas, favorecendo a expansão florestal (RAMBO, 1954; KLEIN, 1975,

1984; HUECK, 1966; BEHLING e PILLAR 2002; 2007; BEHLING et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2008; HIGUCHI et al., 2013; MELO et al., 2013; OLIVEIRA-FILHO et al., 2013).

De maneira geral, o bioma Mata Atlântica é caracterizado por formações florestais e o bioma Pampa por formações campestre (BEHLING e PILLAR, 2007; HIGUCHI et al., 2013). No sul do Brasil a transição entre estes dois biomas ocorre de forma abrupta a norte e noroeste do estado do Rio Grande do Sul, devido aos altos relevos da Serra do Mar e Serra Geral (LINDMAN, 1906; IBGE, 2004; RAMBO, 2005). Na Planície Costeira (i.e. região litorânea dos dois estados) a transição é menos abrupta, devido aos baixos relevos e condições climáticas mais homogêneas (LINDMAN, 1906; IBGE 2004; RAMBO, 2005). Em termos gerais, o paralelo 30° S é considerado a zona de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica (IBGE, 2004). A vegetação costeira desta região, originalmente ocupada por hábitat seco, evoluiu para hábitats úmidos, dando origem a um mosaico diversificado de plantas (SEELIGER et al., 2000; SEELIGER e ODEBRECHT, 2010).

Apesar de constatadas mudanças nos padrões das comunidades vegetais na zona de transição Pampa - Mata Atlântica, maiores informações ainda são necessárias para outros grupos, como vertebrados e invertebrados. Entre os vertebrados, anfíbios estão entre os mais sensíveis às condições ambientais principalmente devido à permeabilidade da pele e ciclo de vida bifásico, com presença de larva aquática na maioria das espécies (i.e. girino) (STUART et al., 2004; WAKE e VREDENBURG, 2008). Os girinos são especialmente sensíveis às condições ambientais, química da água e heterogeneidade ambiental (BOTH et al., 2009; LEITE et al., 2010; MOREIRA et al., 2010). A grande heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica proporciona diversos microhábitats para anfíbios, o que está relacionado a alta diversidade de espécies e modos reprodutivos (HADDAD e PRADO, 2005). Além da influência das variáveis ambientais, anfíbios respondem a escala espacial, ou seja, a distância entre os sítios pode influenciar a composição das comunidades (ERNST e RÖDEL, 2005; LUCAS e FORTES, 2008; ROCHA et al., 2008).

Compreender quais componentes de diversidade determinam a distribuição das espécies é um dos desafios contemporâneos (SILVA et al., 2014). A β -diversidade é um componente espacial de diversidade que mede a variação na composição de espécies entre os sítios de uma região geográfica (LEGENDRE, 2008; BASELGA, 2012). A mudança ambiental, juntamente com a distância geográfica, são causas centrais da variação na β -

diversidade (BUCKLEY e JETZ, 2007). Parcionar a β -diversidade em aninhamento (i.e. sítios com menor riqueza de espécies são um subconjunto dos sítios mais ricos; ULRICH e GOTELLI, 2007; BASELGA, 2012) e *turnover* (i.e. substituição de algumas espécies por outras; QIAN et al., 2005; LEPRIEUR et al., 2011) permite reconhecer diferentes processos atuantes nas comunidades (BASELGA, 2010; LEPRIEUR et al., 2012). Em comunidades de anfíbios, padrões gerados por aninhamento podem ocorrer devido a qualidade de habitat, colonização seletiva ou extinções (MOREIRA e MALTCHIK, 2015), e padrões gerados por *turnover* de espécies pode ser o resultado de filtros ambientais, dispersão limitada e diferentes histórias biogeográficas (SEMLITSCH et al., 1996; SILVA et al., 2014; BITAR et al., 2014).

Para a América do Sul, se prevê um alto *turnover* de espécies entre regiões porque o continente apresenta muitas áreas com diversidade de fronteiras ecológicas (LAWLER et al., 2010). A composição de anfíbios difere entre ambientes florestais e campestres, com predomínio de anuros com hábitos arborícolas na Mata Atlântica (HADDAD e PRADO, 2005; CONDEZ et al., 2009) e de anuros com hábitos terrestre e semi-aquáticos no Pampa (MANEYRO e CARREIRA 2012; IOP et al., 2016). Assim, é coerente esperar uma substituição de espécies entre biomas Pampa e Mata Atlântica, mas pouco se sabe sobre a mudança na composição das comunidades no ecótono destes biomas.

Os principais objetivos deste trabalho foram descrever a estrutura das comunidades de anfíbios (i.e. riqueza, abundância e composição) e espécies indicadoras dos biomas Pampa e Mata Atlântica e zona de transição; e analisar se a variação na composição de espécies está relacionada com variáveis ambientais e com a distância espacial das lagoas ao longo da Planície Costeira. Levando em consideração as diferenças nas características dos biomas e o fenômeno da expansão florestal em direção aos campos, nossas hipóteses para anfíbios foram: (i) as comunidades do bioma Mata Atlântica serão diferentes das comunidades do bioma Pampa; (ii) as variáveis ambientais serão importantes para a variação na composição de anfíbios; (iii) as diferenças nas comunidades de anfíbios aumentarão com a distância geográfica; (iv) a β -diversidade será determinada pela substituição de espécies (*turnover*) ao longo da Planície Costeira.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

O estudo foi realizado na Planície Costeira do sul do Brasil, entre os municípios de São José do Norte (RS) e Palhoça (SC), abrangendo aproximadamente 600 km de extensão (51W 38' 10", 31S 46' 35"; 48W 35' 55", 27S 54' 12") (Figura 1). A Planície Costeira é uma região do sul do Brasil com grande concentração de áreas úmidas (MALTCHIK, 2003). A Planície Costeira Norte é influenciada pelas montanhas da Serra Geral (bioma Mata Atlântica), onde sua escarpa gera condensação de massas úmidas provenientes do oceano, resultando em maior precipitação nesta região (HASENACK e FERRARO, 1989). A planície Costeira Sul apresenta geomorfologia de terras baixas e arenosas (bioma Pampa) (BARBOZA et al., 2009). A precipitação média anual pode variar entre 200 e 1000 mm, dependendo da região (MALUF, 2000). O clima desta região varia de norte a sul, sendo Temperado Úmido no extremo sul (Santa Vitória do Palmar), mudando para Subtemperado Úmido (Rio Grande), e depois para Subtropical Perúmido (Torres/fronteira com SC) (MALUF, 2000). Dessa forma, as temperaturas podem variar, com médias anuais oscilando dos 12 aos 22 °C, dependendo da região (MALUF, 2000).

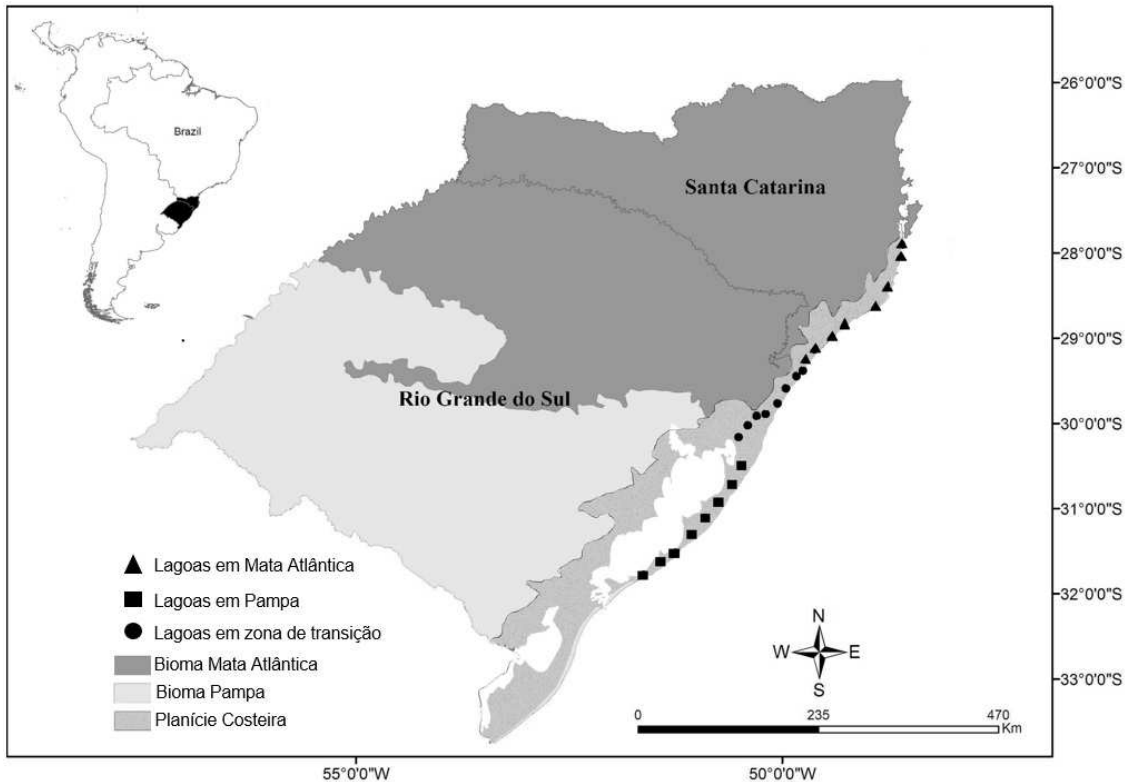


Figura 1: Mapa da região do estudo na Planície Costeira do sul do Brasil (RS e SC). Triângulos representam lagoas amostradas no bioma Mata Atlântica, quadrados representam lagoas amostradas no bioma Pampa e círculos representam lagoas em zona de transição.

Coleta de dados

Um total de 24 lagoas foi coletado na Planície Costeira, entre dois biomas: oito lagoas no bioma Pampa, oito lagoas no bioma Mata Atlântica e oito lagoas em uma zona de transição entre os dois biomas. A zona de transição foi definida por aproximadamente 50 km Norte e Sul do limite dos biomas estabelecido pelo IBGE (i.e. paralelo 30° S). A seleção das áreas seguiu alguns critérios: tamanho das lagoas de ~ 1 ha, distância mínima de 10 km entre as lagoas (para minimizar a dependência espacial), lagoas naturais (lagoas escavadas artificialmente não foram selecionadas), presença de hidrófitas (indicativo de lagoas permanentes ou de longa duração) para minimizar a influência de diferentes hidroperíodos (ROLON et al., 2008). A identificação de hidrófitas foi realizada em campo. A área das lagoas foi mensurada percorrendo o perímetro das áreas com um GPS. A paisagem do entorno foi classificada em vegetação rasteira (i.e. gramíneas e/ou arbustos com altura menor do que 30 cm) ou arbóreas (i.e. presença de árvores e aglomerados arbustivos com altura maior do que 30 cm). A profundidade das lagoas foi

medida e classificada em menor ou maior do que 30 cm. As variáveis físico-químicas das lagoas foram coletadas com auxílio de uma sonda multiparâmetros *Horiba*.

As lagoas foram amostradas em setembro e outubro de 2015, e replicadas em novembro de 2015. As amostragens ocorrem entre setembro e novembro porque este período abrange a temporada de reprodução das espécies da região, caracterizada pelo começo da estação quente e chuvosa (SANTOS et al., 2007). Os girinos foram coletados com um puçá aquático (*frame dip-net*) com 30 cm de diâmetro e malha de 250 µm. As coletas ocorreram através de três varreduras de 1m, em quatro diferentes locais de cada lagoa, totalizando 12 varreduras por unidade amostral. Os locais de coleta foram definidos através de dois transectos imaginários a fim de dividir a lagoa em quatro extratos (i.e. locais). A distância entre as três varreduras dentro de cada estrato foi de 1 m. As coletas ocorreram entre a margem e 4 m no sentido interior a área úmida. Os girinos coletados foram anestesiados com solução de óleo de cravo (métodos de LUCENA et al., 2012) e fixados *in situ* com formaldeído 10%. As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos de 500 ml. Em laboratório, as amostras foram lavadas e os girinos identificados em nível de espécie.

Análise de dados

Riqueza e abundância de girinos foram representas pelo número total de espécies e indivíduos, respectivamente. Os valores de abundância foram log-transformados (n+1) para garantir a normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias. As diferenças nas médias de riqueza e abundância de girinos entre as três fitofisnomias (i.e. Pampa, Mata Atlântica e zona de transição) foram testadas através de uma Análise de Covariância (ANCOVA), com a latitude como covariável. As análises foram realizadas no software R 3.2.1 (R Development Core Team, 2009).

A determinação de quais espécies foram discriminantes para cada fitofisnomia foi verificada através de uma *Indicator Species Analysis* (ISA) (DUFRENE e LEGENDRE, 1997). Esta análise combina o grau de especificidade das espécies para um status ecológico através da porcentagem de ocorrência de cada espécie (MCGEOCH et al., 2002). A significância do modelo foi testada através de 999 permutações, realizado no software R 3.2.1 (R Development Core Team, 2009), com o pacote 'Indicspecies' e análise 'Multipatt'.

A diferença na composição de espécies entre as fitofisionomias foi comparada através de uma Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA), utilizando uma matriz de distância de Bray-Curtis, com 9999 permutações para validar a significância do modelo. O efeito das variáveis ambientais (Tabela 1 - anexo) sobre a composição de espécies foi avaliada por uma Análise de Redundância (RDA). As médias das variáveis temperatura da água, pH, condutividade (Cond), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (DO) e sólidos totais dissolvidos (TDS) foram realizadas com os valores da primeira e segunda coleta. A matriz de composição de espécies foi feita através da soma das duas coletas e os dados foram transformados por Hellinger para reduzir a influência de outliers (Legendre and Gallagher, 2001). A significância da variância explicada pelas RDAs foi testada através de uma ANOVA como teste de permutação (999 permutações). A representação gráfica da análise foi realizada com dois eixos. As análises foram realizadas no software R 3.2.1 (R Development Core Team, 2009), com o pacote ‘vegan 2.0.9’.

A existência de dependência espacial entre as comunidades de anfíbios e os pontos geográficos (i.e. local de cada lagoa) foi testada por meio de um Teste de Mantel. A premissa do teste é de que comunidades geograficamente mais próximas apresentam composição de espécies mais similar e que a dissimilaridade aumenta com a distância entre lagoas. As coordenadas geográficas foram computadas em distância euclidiana, a partir de coordenadas UTM. A composição de espécies foi transformada em distância de Bray-Curtis (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). Estas duas matrizes simétricas de dados são correlacionadas, e se verifica o grau de correlação significativa entre elas (MANLY, 1994). O valor da correlação (R), que varia de -1 a +1, é o coeficiente de correlação parcial de Pearson entre todos os valores das duas matrizes. A significância do modelo foi testada com 999 permutações. O teste por permutação compara o R original com o R calculado em 999 permutações aleatórias (HAMMER et al., 2001). Esta análise foi realizada no software R 3.2.1 (R Development Core Team, 2009), com o pacote ‘vegan’.

A β -diversidade (β_{sor} - *Sorensen pairwise dissimilarity*) foi calculada com dados de abundância e particionada em dois componentes, seguindo métodos de BASELGA (2010; 2012): (1) Componente aninhamento (β_{nes} - *Nestedness-resultant dissimilarity*) que indica a perda de espécies entre os pares analisados; (2) Componente *Turnover* (β_{sim} - *Simpson pairwise dissimilarity*) que indica mudanças na composição da comunidade devido a diferentes espécies entre os pares analisados. Esta análise foi realizada no software R 3.2.1 (R Development Core Team, 2009), usando os pacotes ‘betapart’, ‘vegan’ e ‘cluster’. Para verificar as diferenças entre os pares, agrupou-se a β -diversidade

dos componentes de aninhamento (β_{nes}) e *turnover* (β_{sim}) em seis grupos: (1) 28 pares Pampa-Pampa; (2) 28 pares Transição-Transição; (3) 28 pares Mata-Mata; (4) 32 pares Pampa-Transição; (5) 32 pares Pampa-Mata e (6) 32 pares Transição-Mata. A montagem da matriz ocorre pareando os valores de β_{nes} e β_{sim} gerados pela análise, por exemplo, 8 Pampa x 7 Pampa (cada ponto com ele mesmo não é considerado) = $56 / 2 = 28$ pares; ou 8 Pampa x 8 Transição = $64 / 2 = 32$ pares. Os valores de β_{nes} e β_{sim} dos agrupamentos foram comparados através de um Teste-t pareado, dentro de cada grupo. Utilizou-se a hipótese unicaudal, uma vez que se pretendia testar se o componente *turnover* foi maior do que o componente gerado por aninhamento.

RESULTADOS

Um total de 986 indivíduos distribuídos em 28 espécies e cinco famílias foi coletado: Hylidae (14), Leptodactylidae (10), Bufonidae (2), Odontophrynidae (1) e Microhylidae (1) (Tabela 2). A espécie mais abundante foi *Scinax squaleirostris*, correspondendo a 27% de todos os indivíduos coletados. A riqueza e abundância de anfíbios observada nas lagoas do bioma Pampa foram de 10 espécies e 257 indivíduos, na zona de transição foram de 21 espécies e 523 indivíduos, e nas lagoas do bioma Mata Atlântica foram de 19 espécies e 206 indivíduos (Tabela 2).

A riqueza ($F_{2,21} = 1.4888$; $P = 0.2496$) e abundância de girinos ($F_{2,21} = 0.1535$; $P = 0.8587$) não variaram entre os biomas Pampa, Mata Atlântica e zona de transição. A *Indicator Species Analysis* (ISA) não encontrou espécies com grande frequência de ocorrência em apenas uma das fitofisionomias. Somente *Hypsiboas pulchellus* mostrou uma tendência para ser indicadora das lagoas do bioma Pampa ($P = 0.065$). A composição de anfíbios não variou entre os biomas Pampa, Mata Atlântica e zona de transição ($F_{2,23} = 1.0774$; $P = 0.3502$).

A RDA mostrou uma relação significativa entre comunidade de girinos e as variáveis ambientais ($P = 0.0214$), explicando 46% da variação da comunidade ($r^2 = 0.4659$). Os três primeiros eixos explicaram 17% da variância total ($P < 0,05$). O primeiro eixo separou as amostras de Pampa e Mata Atlântica. A maioria das espécies se relacionaram mais com os polígonos de Mata Atlântica e Transição (Figura 2). A análise mostrou que as variáveis pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos e vegetação rasteira foram variáveis importantes ao longo do primeiro eixo. As espécies *Rhinella*

dorbignyi, *Elachistocleis bicolor*, *Leptodactylus latrans* e *L. gracilis* estiveram positivamente associadas com pH, condutividade e turbidez. As espécies *Dendropsophus sanborni*, *Pseudis minuta* e *Hypsiboas pulchellus* estiveram positivamente associadas à vegetação rasteira, área e profundidade das lagoas (Figura 2).

O Teste de Mantel mostrou que as comunidades de girinos não apresentam dependência espacial. A correlação entre os pontos amostrados e a composição de espécies foi fraca ($r = 0.03981$; $P = 0.628$), mostrando que as comunidades não estão espacialmente estruturadas, e ocorrem independente da distância geográfica, onde pontos distantes podem compartilhar algumas espécies.

A análise de β -diversidade mostrou que a contribuição do componente *turnover* foi maior do que o componente aninhamento para todos os pares de comparações (Pampa-Pampa β SIM = 0.372; β NES = 0.182; $t = 2.09$; $P = 0.002$); (Transição-Transição β SIM = 0.5321; β NES = 0.1809; $t = 3.71$; $P < 0.001$); (Mata-Mata β SIM = 0.543; β NES = 0.191; $t = 3.02$; $P = 0.002$); (Pampa-Mata β SIM = 0.609; β NES = 0.140; $t = 6.988$; $P < 0.001$); (Pampa-Transição β SIM = 0.5; β NES = 0.189; $t = 4.860$; $P < 0.001$); (Mata-Transição β SIM = 0.567; β NES = 0.147; $t = 5.562$; $P < 0.001$) (Figura 3).

Tabela 2: Girinos (Anura) registrados em lagoas da Planície Costeira do sul do Brasil, ao longo dos biomas Pampa e Mata Atlântica, e em zona de transição entre os biomas. Abund total corresponde ao total de indivíduos coletados nas duas ocasiões de amostragem (setembro - novembro de 2015).

	Espécies	Pampa	Transição	Mata Atlântica
Hylidae	<i>Scinax squalirostris</i>	87	107	72
	<i>Scinax granulatus</i>	9	9	19
	<i>Scinax perereca</i>	1	56	17
	<i>Scinax rizibilis</i>		1	
	<i>Scinax nasicus</i>		17	4
	<i>Scinax fuscovarius</i>		45	5
	<i>Scinax catharinae</i>			1
	<i>Hypsiboas pulchellus</i>	44	5	
	<i>Hypsiboas leptolineatus</i>			2
	<i>Hypsiboas faber</i>			3
	<i>Pseudis minuta</i>	13	7	3
	<i>Dendropsophus sanborni</i>	9	11	8
	<i>Dendropsophus minutus</i>		64	6
	<i>Dendropsophus micros</i>		3	
Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	8	6	
	<i>Physalaemus cuvieri</i>		23	35
	<i>Physalaemus lisei</i>	20	52	
	<i>Physalaemus gracilis</i>	1	4	4
	<i>Physalaemus riograndensis</i>		3	
	<i>Physalaemus biligonigerus</i>		84	
	<i>Leptodactylus fuscus</i>			1
	<i>Leptodactylus latrans</i>	65		
	<i>Leptodactylus gracilis</i>		4	7
	<i>Leptodactylus mystacinus</i>		8	
Bufonidae	<i>Rhynella dorbighny</i>		5	12
	<i>Rhynella schneideri</i>			1
Odontophrylinae	<i>Odontophrynus americanus</i>	1	8	1
Microhylidae	<i>Elachistocleis bicolor</i>			5
Abund total		258	522	206

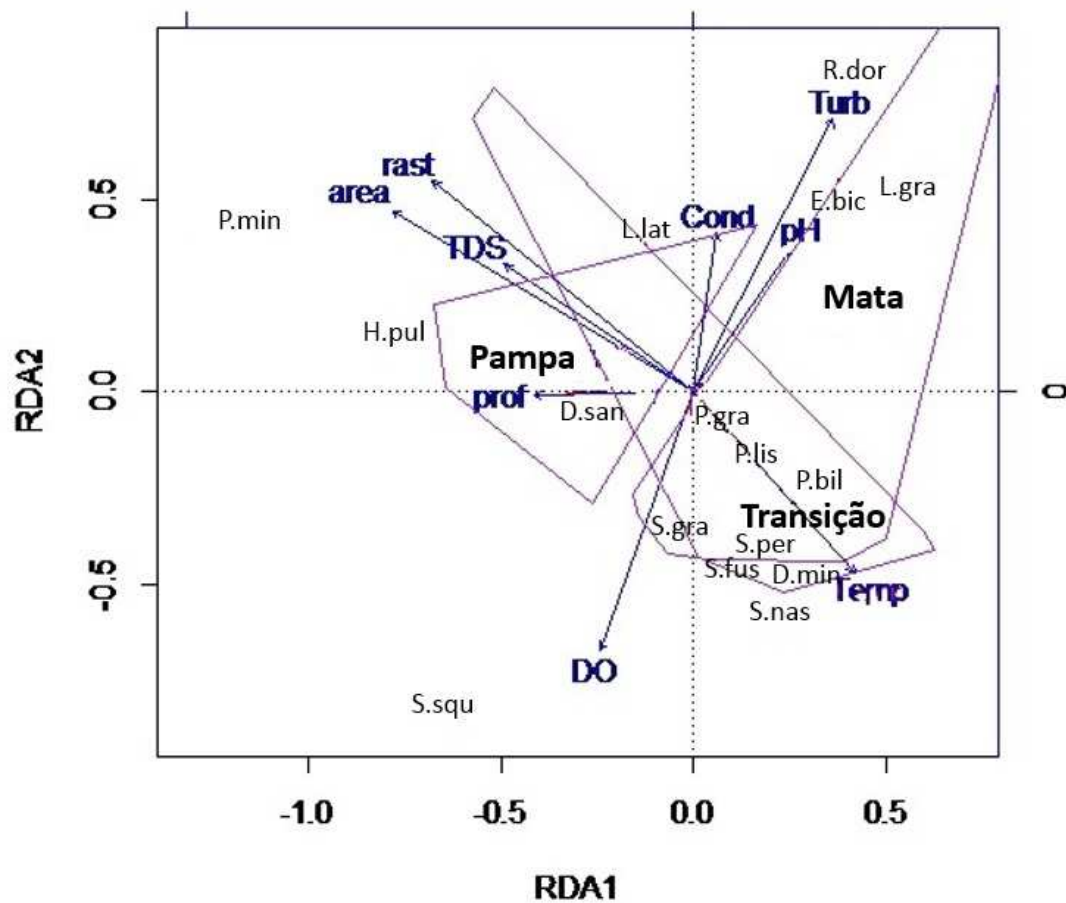


Figura 2: Triplot da Análise de Redundância (RDA) descrevendo as relações entre comunidades de girinos e variáveis ambientais (i.e. temperatura (Temp), pH, condutividade (Cond), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (TDS), tamanho da lagoa (área), profundidade da lagoa (Prof) e tipo de vegetação do entorno (Rast)). Os polígonos representam as regiões amostradas (i.e. biomas Pampa e Mata Atlântica, e zona de transição entre biomas). O modelo explicou 46% da variância total nos dados ($r^2 = 0.4659$; $P = 0.0214$).

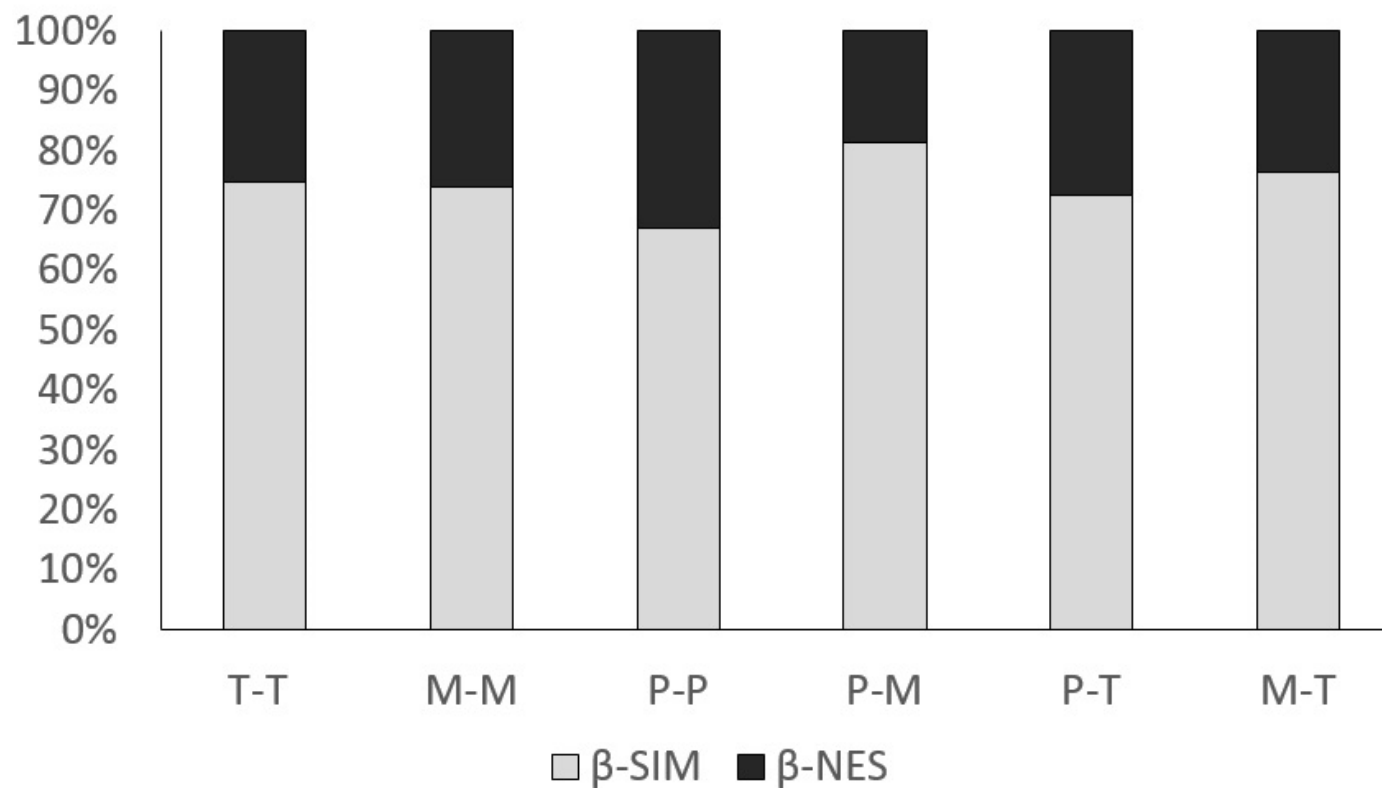


Figura 3: Contribuições relativas de *turnover* (β SIM) e aninhamento (β NES) de espécies para a β -diversidade total de girinos (*Anura*) amostrados em lagoas da Planície Costeira do sul do Brasil, ao longo dos biomas Pampa e Mata Atlântica, e em zona de transição entre os biomas. Os valores de β -diversidade foram agrupados em seis grupos: 28 pares Pampa-Pampa (P-P); 28 pares Transição-Transição (T-T); 28 pares Mata-Mata; (M-M); 64 pares Pampa-Transição (P-T); 64 pares Pampa-Mata (P-M) e 64 pares Mata-Transição (M-T).

DISCUSSÃO

A riqueza de anfíbios observada pode ser considerada alta, comparando com outros estudos da região (LOEBMANN e VIEIRA, 2005; COLOMBO, 2008; LUCAS, 2008; MOREIRA et al., 2010; ZANK, 2012; MOREIRA e MALTCHIK, 2012; BASTIANI e LUCAS, 2013). Apesar de um número maior de espécies ter ocorrido em zona de transição e bioma Mata Atlântica (21 e 19 espécies, respectivamente) do que no bioma Pampa (10 espécies), nossos dados não foram capazes de encontrar diferença significativa. A estrutura das comunidades de anfíbios (i.e. riqueza, abundância e composição) na Planície Costeira do sul do Brasil não variou entre fitofisionomias. Esperava-se que as comunidades do bioma Mata Atlântica seriam diferentes das comunidades do bioma Pampa, uma vez que uma grande diversidade de modos reprodutivos ocorre dentro das florestas e depende da estrutura e microhábitats destes ambientes (e.g. em bromélias, serapilheira, substratos úmidos, riachos) (HADDAD e PRADO, 2005). As lagoas em Mata Atlântica continham vegetação arbórea próxima, o que poderia influenciar na estrutura das comunidades de anfíbios. Entretanto, as lagoas amostradas estavam em áreas abertas, fora dos fragmentos florestais. Assim, a baixa variação das comunidades entre as três fitofisionomias pode ter ocorrido devido a homogeneidade da matriz da Planície Costeira. Mudanças ambientais ocorrem ao longo da região, mas a Planície Costeira é caracterizada por áreas abertas, com topografia plana e vegetação típica de área litorânea (KLEIN, 1964; WAECHTER, 1990), com vegetação arbórea distribuída de forma esparsa na paisagem (WAECHTER, 1990).

A Planície Costeira brasileira sofre com diversos impactos antrópicos (ROCHA et al., 2008), destacando-se na região sul as atividades de orizicultura e pecuária extensiva (VENZKE, 2012). A matriz circundante é uma característica ambiental importante para os organismos (CHUST et al., 2006; OSTER et al., 2007). A influência da matriz ambiental na dispersão dos anfíbios pode ocorrer devido ao grau de dependência hídrica das espécies (DALL'ANTONIA e SINSCH, 2001; HUSTÉ et al., 2006). Áreas abertas, comuns na Planície Costeira, podem afetar diferencialmente a dispersão de anfíbios (MOREIRA e MALTCHIK, 2012). Estas áreas podem atuar como uma matriz agressiva para algumas espécies porque as variações de temperatura e os baixos índices de umidade são fatores limitantes para muitos anfíbios (BLAUSTEIN et al., 1994). Assim, tanto a homogeneidade ambiental como as atividades antrópicas podem estar selecionando

espécies com requisitos similares para esta região, resultando em comunidades de anfíbios pouco distintas entre as fitofisionomias.

A maioria dos anfíbios conhecidos para a região costeira do sul do Brasil são espécies associadas a áreas abertas ou espécies que ocorrem em manchas ou áreas florestais, mas reproduzem em lagoas em áreas abertas (LOEBMANN e Vieira, 2005; LUCAS e FORTES, 2008; COLOMBO et al., 2008; MOREIRA et al., 2010; BASTIANI e LUCAS, 2013). A costa subtropical brasileira é descontínua (i.e. interrompida por montanhas) até a região de Garopaba, em Santa Catarina. Depois disso, apresenta formato contínuo até o extremo sul do Rio Grande do Sul (HERRMANN e ROSA, 1990). Esta conformação influencia a anurofauna, onde na porção contínua é predominantemente composta de espécies das áreas de campo, existentes no Rio Grande do Sul e Uruguai (GARCIA et al., 2007). Na região sul do Brasil poucas espécies são exclusivas de ambientes florestais, inclusive no domínio Mata Atlântica (HADDAD e PRADO, 2005; BASTIANI e LUCAS, 2013). Em nosso estudo, a maioria dos anfíbios encontrados são espécies generalistas, associadas a lagoas permanentes em áreas abertas, inclusive em regiões de Mata Atlântica (e.g. *H. pulchellus*, *S. squalirostris*, *D. sanborni*, *P. biligonigerus*). A ocorrência de espécies generalistas associadas a áreas abertas em regiões originalmente cobertas pela Mata Atlântica pode acontecer devido à intensa destruição e redução deste bioma (RIBEIRO et al., 2009). Entretanto, algumas espécies encontradas são associadas a ambientes florestais e ocorrem em Santa Catarina e metade norte do Rio Grande do sul, sem estender seus alcances muito ao sul (i.e. *H. faber*, *H. leptolineatus*, *S. perereca*, *S. rizibilis*). Nenhuma espécie mostrou-se indicadora de alguma fitofisionomia, apenas *H. pulchellus* mostrou tendência a ser indicadora do bioma Pampa. Esta espécie é comum na região e facilmente encontrada em campos (AMPHIBIAWEB, 2016), o que explica sua relação com este bioma campestre. *Scinax squalirostris* foi a espécie mais abundante do estudo. Este anuro também é comum na região, se reproduz em áreas úmidas permanentes e intermitentes, e pode ocorrer em áreas modificadas ou usadas pelo gado (AMPHIBIAWEB, 2016).

Apesar das espécies observadas no estudo se distribuírem nos dois Estados (Rio Grande do Sul e Santa Catarina) (LUCAS, 2008; ZANK, 2012; IUCN, 2016), aproximadamente metade destas espécies ocorrem mais ao norte e diminuem seus alcances de distribuições ao sul. ZANK (2012) identificou uma maior riqueza de anfíbios na região norte do Rio Grande do Sul em comparação com a região sul. A região norte do Estado contém mais áreas de transição entre diferentes sistemas ecológicos

(HASENACK et al., 2010). A Mata Atlântica, que ocorre de forma mais expressiva em Santa Catarina e nordeste do Rio Grande do Sul, é considerada um *hotspot* de biodiversidade e um dos centros de diversificação de anfíbios (HADDAD et al., 2008). As formações florestais da Mata Atlântica podem estar relacionadas com a tendência de maior diversidade de anfíbios a norte da área de estudo e também pode sugerir que a direção de futuras mudanças na distribuição dos anfíbios tenha de fato a direção norte-sul (i.e. da Mata Atlântica para o Pampa).

As comunidades de anfíbios da Planície Costeira foram influenciadas pelas variáveis ambientais locais. A condutividade, pH, sólidos totais dissolvidos e vegetação foram variáveis importantes para a variação na composição de anfíbios. Muitos estudos mostram uma importante relação entre as variáveis ambientais e a composição, mas não existe um consenso entre quais variáveis melhor determinam esta variação (VASCONCELOS e ROSSA-FERES, 2005; AFONSO e ETEROVICK, 2007; BASTAZINI et al., 2007; KELLER et al., 2009). Isso ocorre devido a sinergia de diversos fatores atuantes nas comunidades, gerando respostas diferentes dependendo do grupo, sistema e locais analisados (YOUNG et al., 2001).

A condutividade é uma medida utilizada para indicar a salinidade da água (HOPKINS e BRODIE, 2015). O aumento da condutividade pode ser um estressor ambiental para anfíbios, mas os efeitos são distintos sobre diferentes espécies (SNODGRASS et al., 2008; CHAMBERS, 2011). BABBIT et al (2006) encontrou uma riqueza menor de girinos em lagoas com condutividade alta. Poucas espécies estiveram positivamente associadas a condutividade neste estudo, sendo elas *R. dorbignyi*, *E. bicolor*, *L. latrans* e *L. gracilis*. Estas espécies reproduzem em lagoas intermitentes (AMPHIBIAWEB, 2016). Lagoas intermitentes secam em períodos do ano, o que leva a um menor volume de água e maior condutividade (BOTH et al., 2009). Assim, a relação destas espécies com a condutividade pode ocorrer devido as características da lagoa, como a intermitência. A condutividade é uma variável que pode influenciar indiretamente as espécies, como na seleção de sítios de desova, presença de predadores e fonte de alimento (HARAMURA, 2008; MOREIRA et al., 2012). Apesar dos anfíbios de regiões costeiras estarem adaptados às flutuações de salinidade oriundas do litoral (HOPKINS e BRODIE, 2015), a condutividade da água das lagoas pode ser um filtro ecológico para algumas espécies, influenciando a composição de anfíbios na região costeira.

O pH das lagoas foi importante para as comunidades de anfíbios. As lagoas mostram diminuir o pH com o aumento da condutividade. Esta interação físico-química

em lagoas costeiras pode ocorrer por maior concentração de matéria orgânica e maior evapotranspiração (GERLA, 2013). O pH é uma variável importante para a fisiologia e ecologia de girinos, podendo alterar o desenvolvimento larval e as interações interespecíficas nas lagoas (GOSNER e BLACK, 1957; KIESECKER, 1996). Baixos valores de pH (i.e. ambientes ácidos) podem ser estressantes para girinos, entretanto algumas espécies podem apresentar um sistema de defesa eficiente contra as alterações do pH (FREITAS et al., 2016). O pH ambiental pode mudar devido a causas naturais (e.g. tipo de vegetação, decomposição da serapilheira) ou devido a causas antropogênicas (e.g. drenagem, manipulação do solo, aplicação de fertilizantes) (WARNER e DUNSON, 1998), o que podem explicar a influência desta variável na variação da composição.

Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) influenciou a composição das comunidades. A maioria das espécies mostrou uma relação negativa com TDS (Figura 2). Esta variável é uma medida de sais inorgânicos, matéria orgânica e outros materiais dissolvidos em água (SCANNELL e DUFFY, 2007). Alguns íons específicos podem ser altamente tóxicos para organismos aquáticos (MOUNT et al., 1997). A relação entre as comunidades aquáticas e TDS podem variar, ocorrendo alterações na composição das comunidades, eliminação de espécies sensíveis e crescimento populacional de outras espécies (HALLOCK e HALLOCK, 1993; MOUNT et al., 1997; DERRY et al., 2003). As alterações de TDS em águas naturais geralmente resultam das alterações no balanço hídrico, entrada de efluentes e intrusão de água salgada (SCANNELL e DUFFY, 2007).

O tipo de vegetação do entorno também foi importante para a variação na composição. A vegetação rasteira ficou associada ao Pampa e a vegetação arbustiva/arbórea ficou associada às áreas de Transição e Mata Atlântica (Figura 2). Girinos de *D. sanborni*, *P. minuta* e *H. pulchellus* se relacionaram a vegetação do tipo rasteira, o que pode ser explicado pelos hábitos e história natural (i.e. predominantemente habitam e reproduzem em áreas abertas com vegetação rasteira) (IOP et al., 2016; IUCN, 2016). Estas espécies também se relacionaram a área e profundidade das lagoas. Estes anuros apresentam estação reprodutiva prolongada e longo desenvolvimento larval, mostrando preferências por áreas e hidroperíodos maiores (MOREIRA e MALTCHIK, 2012).

A dissimilaridade entre as comunidades não esteve relacionada com a distância geográfica. Na escala espacial em que o presente estudo foi conduzido, outras características parecem ser mais importantes do que a distância entre as lagoas. Para organismos aquáticos, os efeitos espaciais se tornam mais importantes em escala

crecente, e em escalas menores os fatores ambientais são mais importantes (MYKRÄ et al., 2004). Filtros ambientais que levam a uma relação forte entre espécie-habitat (SPITZER et al., 1997) e dinâmicas aleatórias (HUBBELL, 2001) também são fatores que podem estar atuando nas comunidades quando a distância não representa um fator determinante.

A β -diversidade foi determinada pela substituição de algumas espécies por outras ao longo da região de estudo. É esperado que as espécies de anuros variem ao longo da costa brasileira (ROCHA et al., 2008). A dissimilaridade na composição pode ser uma resposta das espécies à variação ambiental entre sítios, refletindo o grau de especialização do habitat de diferentes espécies (JANKOWSKI et al., 2009; MELO et al., 2009). Este mecanismo de *turnover* pode ocorrer como consequência de gradientes ambientais ou restrições espaciais e históricas (PETRANKA et al., 2004; WERNER et al., 2007). Uma vez que as variáveis ambientais foram importantes para a composição das comunidades, fatores locais podem estar limitando a ocorrência de algumas espécies ocasionando a variação na composição regional. Além disso, anfíbios são vertebrados com dispersão moderada (BOWNE e BOWERS, 2004; BORGES-MARTINS et al., 2007) e áreas de ecótono são conhecidas por conter espécies com alcances limitados e substituições ao longo do gradiente de variação (RENSBURG et al., 2009), o que também pode explicar a substituição das espécies ao longo da região. A substituição de espécies tem uma forte influência sobre a diversidade (CONDIT et al., 2002), e a compreensão da distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental é importante para o planejamento de estratégias de conservação, principalmente em ambientes mutáveis ou de transição (CARVALHO, 2006; BUCKLEY e JETZ, 2007).

Trabalhos com escalas amplas são importantes pois refletem os gradientes ambientais e os padrões locais e regionais de variação das comunidades (WELLBORN et al., 1996; WERNER et al., 2007; RICKLEFS, 2010). Alterações climáticas, edáficas e bióticas influenciam a estrutura e dinâmica das comunidades, modificando a composição e distribuição das espécies (FITZPATRICK et al., 2008). A mudança na vegetação prevista para o sul do Brasil é dependente das variáveis climáticas, mas outros fatores também influenciam nesta dinâmica (SILVA e ANAND, 2011). A expansão florestal sobre os campos está sendo dificultada pelas atividades antrópicas, como pastejo, fogo (OLIVEIRA e PILAR, 2004; DUARTE et al., 2006; MÜLLER et al., 2007) e agricultura (DUNCAN e CHAPMAN, 1999; JOHNSON, 2001; PARÉS-RAMOS et al., 2008), com implicações na distribuição da fauna. As mudanças nas condições ambientais derivadas

da variação climática global podem gerar alterações nos padrões espaciais de diversidade de anfíbios, expansões ou retrações de alcance, substituição de espécies (i.e. *turnover*), e mudanças de distribuição para habitats mais adequados (e.g. altitudes ou latitudes mais elevadas) (ARAÚJO et al., 2006; LAWLER et al., 2010; FORERO-MEDINA et al., 2011; DUAN et al., 2016; CUNNINGHAM et al., 2016). A Planície Costeira do sul do Brasil pode ser considerada um grande ecótono entre os biomas Pampa e Mata Atlântica e um possível corredor ecológico para futuros câmbios biológicos na região. Entretanto os padrões de mudanças na distribuição dos anfíbios dependem de uma variedade de fatores e das espécies modeladas (LAWLER et al., 2010; DUAN et al., 2016).

O presente estudo ocorreu em uma ampla extensão geográfica, abrangendo dois biomas brasileiros. Entretanto, a ampliação da região estudada (especialmente a norte – bioma Mata Atlântica) poderia mostrar um padrão mais perceptível do gradiente ambiental dos biomas e sua influência sobre as comunidades de anfíbios. Além de avaliar a escala espacial, estudos com amplas escalas temporais também são importantes para analisar as mudanças nas comunidades, especialmente sob o viés de variação climática. O estudo mostrou que a estrutura das comunidades de anfíbios na Planície Costeira do sul do Brasil é similar entre os biomas Pampa e Mata Atlântica. As variáveis ambientais influenciaram a variação na composição de anfíbios, mas a distância geográfica não mostrou ser importante para a escala espacial do estudo. A β -diversidade foi determinada pela substituição de algumas espécies por outras ao longo da área de estudo. A região costeira do sul do Brasil é pouco explorada em pesquisas, mesmo sendo uma região com grande importância ecológica e econômica. Com estas pesquisas será possível compreender a estrutura e dinâmica das comunidades de anfíbios na região e elaborar planos de manejo para a conservação de locais estratégicos (e.g. sítios com alta β -diversidade, espécies sensíveis, endêmicas).

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES e CNPq pelo incentivo financeiro para a realização deste trabalho de pesquisa. Agradecemos ao Dr. Tiago Gomes dos Santos pelo auxílio na identificação de alguns espécimes de girinos. Agradecemos aos professores do PPG Biologia UNISINOS pelas sugestões no projeto de pesquisa e qualificação do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, L. G.; ETEROVICK, P. C. Spatial and temporal distribution of breeding anurans in streams in southern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 41, p. 13–16, 2007.

AMPHIBIAWEB (2016) University of California, Berkeley, CA, USA. Disponível em: <http://amphibiaweb.org> Acessado em: Nov, 2016.

ARAÚJO, M. B.; THULLER, W.; PEARSON, R. G. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1712–1728, 2006.

BABBITT, K. J.; BABER, M. J.; BRANDT, L. A. The effect of woodland proximity and wetland characteristics on larval anuran assemblages in an agricultural landscape. **Canadian Journal of Zoology**, v. 84, p. 510–519, 2006.

BARBOZA, G. et al. Planície Costeira do Rio Grande Do Sul: Erosão em Longo Período Eduard. Revista SUG, **Sociedad Uruguaya de Geología**, v. 15, p. 94-97, 2009.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010.

BASELGA, A. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 1223–1232, 2012.

BASTAZINI, C. V. et al. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. **Herpetologica**, v. 63, p. 459-471, 2007.

BASTIANI, V. I. M.; LUCAS, E. M. Anuran diversity (Amphibia, Anura) in a Seasonal Forest fragment in southern Brazil. **Biota Neotropica**, v.13, n. 1, 2013.

BEHLING, H. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology**, v. 177, p. 19-27, 2002.

BEHLING, H. et al. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology**, v. 203, p. 277-297, 2004.

BEHLING, H.; PILLAR, V. D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Science**, v. 362, p. 243–251, 2007.

BITAR, Y. O. C. et al. Anuran Beta Diversity in a Mosaic Anthropogenic Landscape in Transitional Amazon. **Journal of Herpetology**, v. 48, n. 4, 2014.

BLAUSTEIN, A. R. et al. UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines? **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA** v. 91, p. 1791–1795, 1994.

BOTH, C. et al. The role of spatial and temporal descriptors for Neotropical tadpoles communities in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 624, p. 125-138, 2009.

BOWNE, D. R.; BOWERS, M. A. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 1–20, 2004.

BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Linking global turnover of species and environments. **PNAS**, v. 105, p. 46, 2007.

BURNS, F. et al. Agricultural Management and Climatic Change are the Major Drivers of Biodiversity Change in the UK. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, 2016.

CAMARERO, J. J.; GUTIÉRREZ, E.; FORTIN, M. Spatial pattern of subalpine forest-alpine grassland ecotones in the Spanish Central Pyrenees. **Forest Ecology and Management**, v. 134, p. 1-16, 2000.

CARACCILOLO, D. et al. Climate change and Ecotone boundaries: Insights from a cellular automata ecohydrology model in a Mediterranean catchment with topography controlled vegetation patterns. **Advances in Water Resources**, v. 73, p. 159-175, 2014.

CARVALHO, C. J. B. Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 5, p. 77–86, 2006.

CHAMBERS, D. L. Increased Conductivity Affects Corticosterone Levels and Prey Consumption in Larval Amphibians. **Journal of Herpetology**, v. 45. n. 2, p. 219-223, 2011.

CHEUNG, W. W. L. et al. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. **Fish and Fisheries**, v. 10, p. 235-251, 2009.

CHUST, G. et al. Floristic patterns and plant traits of Mediterranean communities in fragmented habitats. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1235-1245, 2006.

COLOMBO, P. et al. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, 2008.

CONDEZ, T. H.; SAWAYA, R. J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 1, 2009.

CONDIT, R. et al. Betadiversity in tropical trees. **Science**, v. 295, p. 666–669, 2002.

- CUNNINGHAM, H. R. et al. Abiotic and biotic constraints across reptile and amphibian ranges. **Ecography**, v. 39, p. 1–8, 2016.
- DALL'ANTONIA, P.; SINSCH, U. In search of water: orientation behaviour of dehydrated natterjack toads, *Bufo calamita*. **Animal Behaviour**, v. 61, p. 617–629, 2001.
- DERRY, A. M.; PREPAS, E. E.; HEBERT, P.D.N. A comparison of zooplankton communities in saline lakewater with variable anion composition. **Hydrobiologia**, v. 505, p. 199-215, 2003.
- DUAN, R-Y. et al. The potential effects of climate change on amphibian distribution, range fragmentation and turnover in China. **PeerJ**, v. 4, p. 2185, 2016.
- DUARTE, L. S. et al. What saplings can tell us about forest expansion over natural grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v.17, p. 799-808, 2006.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 345-366, 1997.
- DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. v. 9, n. 3, p. 998-1008, 1999.
- ERNST, R.; RÖDEL, M-O. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. **Ecology**, v. 86, n. 3, p. 111–3118, 2005.
- FITZPATRICK, M. C. et al. Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: the *Banksia* (Proteaceae) of Western Australia. **Global Change Biology**, v. 14, p. 1337-1352, 2008.
- FOLLAND, C. K.; KARL, T. R. Observed climate variability and change. In: Houghton, J. T.; Ding, Y.; Griggs, D. J.; Noguer, M.; Van der Linden, P. J.; Dai, X.; Maskell, K.; Johnson, C. A. Climate change 2001: the scientific basis. **Cambridge University Press**, Cambridge: p. 101–181, 2001.
- FORERO-MEDINA, G.; JOPPA, L.; PIMM, S. L. Constraints to Species' Elevational Range Shifts as Climate Changes. **Conservation Biology**, v. 25, p. 1, 2011.
- FREITAS, J. S.; ALMEIDA, E. A. Antioxidant Defense System of Tadpoles (*Eupemphix nattereri*) Exposed to Changes in Temperature and pH. **Zoological Science**, v. 33, 2016.
- GARCIA, P. C. A.; et al. Anfíbios da região subtropical da América do Sul. **Ciências & Ambiente**, v. 35, p. 65-100, 2007.
- GERLA, P. J. Can pH and electrical conductivity monitoring reveal spatial and temporal patterns in wetland geochemical processes? **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, p. 699–728, 2013.

GOSNER, K. L.; BLACK, I. H. The effects of acidity on the development and hatching of New Jersey frogs. **Ecology**, v. 38, p. 256-262, 1957.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A. Anfíbios da Mata Atlântica: guia de anfíbios anuros da Mata Atlântica. **Neotropica**, 2008.

HALLOCK, R. J.; HALLOCK, L. L. Detailed Study of Irrigation Drainage in and near Wildlife Management Areas, West-Central Nevada, 1987-90. Part B. Effect on Biota in Stillwater and Fernley Wildlife Management Areas and other Nearby Wetlands. US Geological Survey, **Water Resources Investigations Report**, 92-4024B, 1993.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. Paleontologia Eletrônica, Disponível em: http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm Acessado em: Set, 16.

HARAMURA, T. Experimental test of spawning site selection by *Buergeria japonica* (Anura: Rhacophoridae) in response to salinity level. **Copeia**, p. 64-67, 2008.

HASENACK, H. et al. Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das Savanas Uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos projeto IB/CECOL/TNC. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Ecologia. 18pp, 2010.

HASENACK, H.; FERRARO, L. W. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. **Pesquisas**, v. 22, p. 53-70, 1989.

HAWKINS, B. A. et al. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, v. 84, p. 3105-3117, 2003.

HERRMANN, M. L. P.; ROSA, R. O. Relevô. In: IBGE. **Geografia do Brasil, Região Sul**. Vol. 2. Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. p. 55-11, 1990.

HIGUCHI, P. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana no município de Paineira, SC. **Ciência Florestal**, v. 23, p. 153-164, 2013.

HOPKINS, G. R.; BRODIE, Jr E. D. Occurrence of Amphibians in Saline Habitats: A Review and Evolutionary Perspective. **Herpetological Monographs**, v. 29, n. 1, p. 1-27, 2015.

HUBBELL, S. P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Monographs in Population Biology 32. **Princeton University Press**, Princeton, New Jersey, USA, 2001.

- HUECK, K. Die Wälder Südamerikas. Stuttgart, Germany: **Fischer**, p. 422, 1966.
- HUSTÉ, A.; CLOBERT, J.; MIAUD, C. The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, p. 561-0568, 2006.
- Indochinese montane rainforest. **Biological Conservation**, v. 80, p. 9–15, 1997.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil**, primeira aproximação. Rio de Janeiro. Disponível em: www.ibge.gov.br, Acesso em: maio, 2016.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. **Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 1075 p, 2011.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. Synthesis Report AR4, **International Panel on Climate Change**. Switzerland, 104 p, 2007.
- IOP, S. **Anfíbios anuros dos Campos Sulinos**: espécies com ocorrência nas áreas campestres do Pampa e da Mata Atlântica/ Samanta Iop, Tiago Gomes dos Santos, Sonia Zanini Cechin – Porto Alegre: Rede Campos Sulinos: UFRGS, 2016.
- IUCN. **Red List of Threatened Species**. Version 2016-2. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acessado em: Nov, 2016.
- JANKOWSKI, J. E. et al. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 315–327, 2009.
- JOHNSON, M. P. Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. **Environment and Planning A**, v. 33, n. 4, p. 717–735, 2001.
- JUNK, W. J. et al. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. **Aquatic Science**, v. 75, p. 151-167, 2013.
- KELLER, A. et al. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frog. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 305-314, 2009.
- KIESECKER, J. PH-mediated predator-prey interactions between *Ambystoma tigrinum* and *Pseudacris triseriata*. **Ecological Application**, v. 6, p. 1325-1331, 1996.
- KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 36, p. 5–54, 1984.
- KLEIN, R. M. Aspectos predominantes da vegetação Sul-Brasileira. In: **Anais do Congresso da Sociedade Botânica do Brasil – XV** p. 255-276, 1964.

KLEIN, R. M. Southern brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 33, p. 67-88, 1975.

LADEAU, S. L.; CLARK, J. S. Pollen production by *Pinus taeda* growing in elevated atmospheric CO₂. **Functional Ecology**, v. 20, p. 541–547, 2006.

LAWLER, J. J. et al. Projected Climate Impacts for the Amphibians of the Western Hemisphere. **Conservation Biology**, v. 24, p.1, 2010.

LEGENDRE, P. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, p. 3–8, 2008.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology, 2nd English edn. Amsterdam: **Elsevier Science BV**, 1998.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271–280, 2011.

LEITE, P. Z. et al. Esterase inhibition in tadpoles of *Scinax fuscovarius* (Anura, Hylidae) as a biomarker for exposure to organophosphate pesticides. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 17, p. 1411, 2010.

LEPRIEUR, F. et al. Quantifying phylogenetic beta diversity: distinguishing between 'true' turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. **PLoS One**, v. 7, p. e42760, 2012.

LEPRIEUR, F.; TEDESCO, P. A.; HUGUENY, B. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 325–334, 2011.

LINDMAN, C. A. M. *A vegetação no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre. Liv. Universal. 356p. 1906.

LOEBMANN, D.; VIEIRA, J. P. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 339–341, 2005.

LOEHLE, C. Forest ecotone response to climate change: sensitivity to temperature response functional forms. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 30, p. 1632–1645, 2000.

LUCAS, E. M.; FORTES, V. B. Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, 2008.

LUCAS, E.M. Diversidade e conservação de anfíbios anuros no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Tese de Doutorado**. Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

LUCENA, C. A. S. et al. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, n. 105, p. 20-24, 2012.

MALTCHIK, L. Three new wetlands inventories in Brazil. **Interciência**, v. 28, p. 421–423, 2003.

MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 8, p. 141–150, 2000.

MANEYRO, R.; CARREIRA, S. Guía de Anfibios del Uruguay. Montevideo, Ediciones de la fuga. **Colección Ciencia Amiga**, 207p, 2012.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods**: a primer, 2nd ed. New York: Chapman & Hall, 1994.

MCGEOCH, M. A.; RENSBURG, B. J. V.; BOTES, B. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p. 661-672, 2002.

MELO, A. S.; RANGEL, T. F. L. V.; DINIZ-FILHO, J. A. F. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**, v. 32, p. 226–236, 2009.

MELO, M. A.; BUDKE, J. C.; OLIVEIRA, C. H. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay River valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 751-760. 2013.

MOREIRA, L. F. B. et al. Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 44, n. 23, p. 1493 — 1507, 2010.

MOREIRA, L. F. B.; MALTCHIK, L. Assessing patterns of nestedness and co-occurrence in coastal pond anuran assemblages. **Amphibia-Reptilia**, v. 33, p. 261-271, 2012.

MOREIRA, L.F.B.; MALTCHIK, L. Our time will come: Is anuran community structure related to crop age? **Austral Ecology**, v. 40, p. 827–835, 2015.

MOUNT, D.R. et al. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *C. dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead Minnows). **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 16, p. 2009-2019, 1997.

MÜLLER, S. et al. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, v. 189, p. 1-14, 2007.

MYKRÄ, H.; HEINO, J.; MUOTKA, T. Variability of lotic macroinvertebrate assemblages and stream habitat characteristics across hierarchical landscape classifications. **Environmental Management**, v. 34, n. 3, p. 341-352, 2004.

NATHAN, R. et al. Spread of North American wind-dispersed trees in future environments. **Ecology Letters**, v. 14, p. 211–219, 2011.

- OLIVEIRA, J. M.; PILLAR, V. D. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil, **Community Ecology**, v. 5, n. 2, p. 197-202, 2004.
- OLIVEIRA, M. A. T.; BEHLING, H.; PESSENDA, L. C. R. Late-Pleistocene and mid-Holocene environmental changes in highland valley head areas of Santa Catarina state, Southern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 26, p. 55–67, 2008.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, p. 23, 2013.
- OSTER, M.; COUSINS, S. A. O.; ERIKSSON, O. Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v. 18, p. 859-868, 2007.
- PARÉS-RAMOS, I. K.; GOULD, W. A.; AIDE, M. T. Agricultural Abandonment, Suburban Growth, and Forest Expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000. **Ecology and Society**, v. 13, n. 2, p. 1, 2008.
- PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 37, p. 637-646, 2006.
- PETRANKA, J. W.; SMITH, C. K.; SCOTT, A. F. Identifying the minimal demographic unit for monitoring pond-breeding amphibians. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1065-1078, 2004.
- POUNDS, J. A. et al. Global warming and amphibian losses. **Nature**, v. 439, p. 161–167, 2006.
- QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America. **Ecology Letters**, v. 10, p. 737–744, 2007.
- QIAN, H.; RICKLEFS, R. E.; WHITE, P. S. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. **Ecology Letters**, v. 8, p. 15–22, 2005.
- RAMBO, B. S. J. A fisionomia do Rio Grande do Sul. Separata do volume: Fundamentos da Cultura Rio-Grandense. Faculdade de Filosofia Universidade do Rio Grande do Sul. **Serie Documentos Históricos**, caderno n 31, 2005.
- RAMBO, B. S. J. História da flora do litoral riograndense. **Anais Bot Herb Barbosa Rodrigues**, v. 6, p. 113-172, 1954.
- RENSBURG, B. J. V.; LEVIN, N.; KARK, S. Spatial congruence between ecotones and range-restricted species: implications for conservation biogeography at the sub-continental scale, **Diversity and Distributions**, v. 15, p. 379–389, 2009.

- RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biology Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- RICKLEFS, R. E. A Economia da Natureza. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2010.
- RISSER, P. G. The Status of the Science Examining Ecotones. **BioScience**, v. 45, p. 318-325, 1995.
- ROCHA, C. F. D. et al. Frog species richness, composition β -diversity in coastal Brazilian restinga habitats. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 101-107, 2008.
- ROLON, A. et al. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 221-228, 2008.
- ROOT, T. L. et al. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature**, v. 421, p. 2, 2003.
- SALA, O. E. et al. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, p. 1770-1774, 2000.
- SANTOS, T.G.; CASATTI, L.; ROSSA-FERES, D.C. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia** (Série Zoologia), v. 97, p. 37-39, 2007.
- SCANNELL, P. K. W.; DUFFY, L. K. Effects of Total Dissolved Solids on Aquatic Organisms: A Review of Literature and Recommendation for Salmonid Species. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2007.
- SEELIGER, D. et al. Long-term changes of coastal foredunes in the Southwest Atlantic. **Journal of Coastal Research**, v. 16, p. 1068-1072. West Palm Beach (Florida), 2000.
- SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande: **FURG** – 180p. ISBN: 978-85-7566-144-4, 2010.
- SEMLITSCH, R. D. et al. Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond. In: Cody, M. L. and Smallwood, J. A. (eds), Long-term studies of vertebrate communities. **Academic Press**, p. 217-248, 1996.
- SILVA, F. R.; ALMEIDA-NETO, M.; ARENA, M. V. N. Amphibian Beta Diversity in the Brazilian Atlantic Forest: Contrasting the Roles of Historical Events and Contemporary Conditions at Different Spatial Scales. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, 2014.
- SILVA, L. C. R.; ANAND, M. Mechanisms of Araucaria (Atlantic) Forest Expansion into Southern Brazilian Grasslands. **Ecosystems**, v. 14, p. 1354–1371, 2011.
- SNODGRASS, J. W. et al. Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: variation in sensitivity among species. **Environmental Pollution**, v. 154, p. 291–297, 2008.

- SPITZER, K. et al. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. **Biological Conservation**, v. 80, n. 1, p. 9-15, 1997.
- STUART, S. et al. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783–1786, 2004.
- SUNARDI; WIEGLEB, G. Climate-induced hydrological changes and the ecology of tropical freshwater biota. **Biodiversitas**, v. 17, p. 322-331, 2016.
- THUILLER, W. et al. Climate change threats to plant diversity in Europe. **PNAS**, v. 102, p. 8245–8250, 2005.
- ULRICH, W.; GOTELLI, N. J. Disentangling community patterns of nestedness and species co-occurrence. **Oikos**, v. 116, p. 2053-2061, 2007.
- URBAN, M. C. et al. Improving the forecast for biodiversity under climate change. **Science**, v. 353, p. 6304, 2016.
- VASCONCELOS, T. S.; ROSSA-FERES, D. C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 2005.
- VENZKE, T. S. Floristic composition of forest species in Pelotas Municipality, Rio Grande do Sul state. **Rodriguésia**, v. 63, p. 571-578, 2012.
- WAECHTER, J. L. Comunidades vegetais das restingas do Rio Grande do Sul. In: **Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira**, n. 3, p. 228-238, 1990.
- WAKE, D.; VREDENBURG, V. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. **PNAS**, v. 105, p. 11466, 2008.
- WALTHER, G-R. Community and ecosystem response to recent climate change. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 365, p. 2019 – 2014, 2010.
- WALTHER, G-R. et al. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, n. 416, 2002.
- WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity. Regulated Rivers: **Research & Management**, v. 15, p. 125–139, 1999.
- WARDLE, P.; COLEMAN, M. C. Evidence for rising upper limits of four native New Zealand forest trees. **New Zealand Journal of Botany**, v. 30, p. 303-314, 1992.
- WARNER, S. C.; DUNSON, W. A. **The effect of low pH on Amphibians breeding in temporary ponds in North Florida**. Submitted as final report of Florida Game and freshwater fish commission project GFC86-033, 1998.

WASSON, K.; WOOLFOLK, A.; FRESQUEZ, C. Ecotones as Indicators of Changing Environmental Conditions: Rapid Migration of Salt Marsh–Upland Boundaries. **Estuaries and Coasts**, v. 36, n. 3, 2013.

WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 27, p. 337-363, 1996.

WERNER, E. E. et al. Amphibian species richness across environmental gradients. **Oikos**, v. 116, p. 1697-1712, 2007.

YARROW, M. M.; MARIN, V. H. Toward conceptual cohesiveness: a historical analysis of the theory and utility of ecological boundaries and transition zones. **Ecosystems**, v. 10, p. 462–476, 2007.

YOUNG, B. E. et al (2001) Populations declines and priorities for amphibian conservation in Latina America. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1213-1223.

ZANK, C. Anfíbios Anuros da Ecorregião Savana Uruguaia: Composição, Distribuição e Conservação. **Tese de Doutorado**. Instituto de Biociências Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

ANEXO

Tabela 1: Variáveis ambientais coletadas em 24 lagoas naturais na Planície Costeira do sul do Brasil, em três fitofisionomias – Bioma Pampa, Transição e Bioma Mata Atlântica. As informações correspondem a média dos valores da primeira coleta (set e out 2015) e segunda coleta de dados (nov 2015). Legenda: temperaturam (Temp), pH, condutividade (Cond), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (TDS), tamanho da lagoa (Área), profundidade da lagoa (Prof) e tipo de vegetação do entorno rasteira (Veg. rast) ou arbórea (Veg. arbo).

Local	Temp	pH	Cond	Turb	DO	TDS	Área (m ²)	Prof <30cm	Prof >30cm	Veg. rast	Veg. arbo
Pampa											
50W 34' 49", 30S 42' 49"	22,93	5,455	0,0625	268,15	6,545	0,0275	5,744.10	1	0	1	0
50W 34' 49", 30S 42' 49"	23,635	6,23	0,0515	51,15	10,89	0,033	3,875.00	1	0	0	1
50W 44' 54", 30S 54' 56"	22,23	5,275	3,093	0	5,55	0,036	5,005	0	1	1	0
50W 53' 58", 31S 06' 21"	23,52	5,34	0,0835	177,5	7,495	0,0545	7,185.00	0	1	0	1
51W 04' 56", 31S 17' 27"	20,205	5,845	3	108,95	8,41	0,032	8,066.00	1	0	1	0
51W 16' 02", 31S 30' 40"	19,295	5,885	0,044	78,3	7,535	0,0285	4,801.00	0	1	1	0
51W 25' 33", 31S 37' 37"	19,41	5,805	0,0405	20,35	7,6	0,026	1,908.00	1	0	1	0
51W 38' 10", 31S 46' 35"	21,025	6,325	0,0475	83,1	10,55	0,031	3,513.00	0	1	0	1
Transição											
49W 45' 28", 29S 22' 50"	22,105	6,02	0,036	105,85	9,025	0,0235	0,660.00	1	0	0	1
49W 49' 55", 29S 26' 41"	25,53	5,195	0,046	83	6,57	0,0075	0,503.00	1	0	1	0
49W 57' 23", 29S 35' 20"	23,875	5,12	0,0255	138,1	7,68	0,0165	0,663.44	1	0	0	1
50W 03' 16", 29S 45' 54"	20,445	6,395	0,2625	0	3,935	0,0755	7,490.00	0	1	1	0
50W 11' 45", 29S 53' 25"	22,295	6,12	0,024	3,4	7,58	0,0155	0,200.00	1	0	0	1
50W 17' 58", 29S 54' 43"	20,49	5,6	0,0235	115	10,02	0,015	0,543.5	1	0	1	0
50W 24' 13", 30S 01' 28"	21,825	5,91	0,0635	107,8	8,38	0,025	1,387.00	1	0	0	1
50W 30' 45", 30S 09' 35"	22,445	6,195	0,047	72	8,245	0,0305	4,000.00	0	1	1	0

Mata Atlântica

49W 44' 32", 29S 16' 03"	26,395	5,335	0,0475	219,5	10,765	0,0205	3,500.00	0	1	0	1
49W 37' 13", 29S 07' 49"	23,075	6,38	0,1415	510,95	4,005	0,0235	2,306.00	1	0	0	1
49W 25' 33", 28S 58' 56"	26,09	6,1	0,1095	181,5	5,01	0,0425	0,320.00	1	0	1	0
49W 16' 58", 28S 50' 26"	23,14	5,54	0,042	90,65	6,975	0,027	1,856.00	1	0	0	1
48W 54' 30", 28S 37' 40"	23,965	6,18	0,127	11,85	4,215	0,0825	5,340.00	0	1	1	0
48W 46' 03", 28S 23' 40"	23,265	5,96	0,054	82,25	7,12	0,033	3,186.00	0	1	1	0
48W 36' 47", 28S 02' 23"	23,43	6,145	0,053	87,45	7,38	0,0345	3,500.00	0	1	0	1
48W 35' 55", 27S 54' 12"	23,32	6,57	0,042	13,8	7,45	0,0285	3,500.00	0	1	0	1