

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

CIÊNCIAS DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE

NÍVEL DOUTORADO

IBERÊ FARINA MACHADO

DIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DE ANUROS EM ÁREAS
ÚMIDAS COSTEIRAS NO SUL DO BRASIL

SÃO LEOPOLDO

2011

IBERÊ FARINA MACHADO

DIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DE ANUROS EM ÁREAS
ÚMIDAS COSTEIRAS NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada como requisito parcial
para a obtenção do título do Doutor, pelo
Programa de Pós-Graduação em Biologia
da Universidade do Vale do Rio dos
Sinos- Unisinos

Orientador Leonardo Maltchik Garcia

SÃO LEOPOLDO

2011

M149d Machado, Iberê Farina
Diversidade e conservação de anuros em áreas úmidas costeiras no sul do Brasil / por Iberê Farina Machado. -- São Leopoldo, 2011.

106 f. : il. ; 30 cm.

Com: artigos “A dependência de água dos anuros afeta sua distribuição em áreas úmidas isoladas de dunas costeiras? ; Efeitos de floresta de pinheiros exóticos (*Pinus spp.*) sobre a assembléia de anuros em áreas úmidas no sul do Brasil ; As práticas de manejo em lavouras de arroz podem contribuir para a conservação de anfíbios em áreas úmidas do sul do Brasil?”.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, São Leopoldo, RS, 2011.

Orientação: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia, Ciências da Saúde.

1.Anuro. 2.Anuro – Rio Grande do Sul. 3.Anuro – Áreas úmidas – Rio Grande do Sul. 4.Biodiversidade – Conservação. 5. Biodiversidade – Anuro – Rio Grande do Sul. I.Garcia, Leonardo Maltchik. II.Título.

CDU 597.8
597.8(816.5)
502:597.8(816.5)

Catálogo na publicação:
Bibliotecária Carla Maria Goulart de Moraes – CRB 10/1252

IBERÊ FARINA MACHADO

DIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DE ANUROS EM ÁREAS
ÚMIDAS COSTEIRAS NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada como requisito parcial
para a obtenção do título de Doutor, pelo
Programa de Pós-Graduação em Biologia
da Universidade do Vale do Rio dos
Sinos- Unisinos

SÃO LEOPOLDO, 2011

Apresentada à Banca, integrada pelos seguintes Professores:

Presidente da Banca e Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia

Membro: Prof Dr

Membro: Prof Dr

Membro: Prof Dr

Membro: Prof Dr



AGRADECIMENTOS

Muitos anos já se passaram desde que entrei para o Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos da Unisinos (LECEA), apenas para a realização do Trabalho de Conclusão. Com o desenrolar dos anos, aquilo que seria passageiro fez com que eu seguisse para o programa de Pós-Graduação, primeiro no mestrado e agora no doutorado. Ao longo de todo esse período de busca por conhecimento, só tenho a agradecer à compreensão, críticas e sugestões do orientador e amigo Dr. Leonardo Maltchik.

Agradeço também a todos os demais amigos e participantes das inúmeras churrascadas, festas, momentos de descontração, comemoração e bebemoração no Bar da Rita ou na “Toca do Mamute”. Em especial as parcerias e irmandades geradas dentro do LECEA, tanto time masculino do Lecea: Hellnardo, King Arthur, Capitão Wolfgang, Madruginha e Gala-Boy; como do time feminino: Oh Aná, Roberta, Aline e Marina. Deixo meu muito obrigado, também, a todos os integrantes da Biota Soluções Ambientais; Alex, Rafa, Roger e Tomas, pelos novos lugares explorados, inúmeros trabalhos realizados e excelentes momentos compartilhados.

À Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, por todo apoio logístico. Ao corpo docente dos programas de graduação e pós-graduação em Biologia e seus coordenadores. E em especial à Fernanda Fraga, que em sua função, consegue tornar mais simples a vida de todos os estudantes da pós-graduação.

Como não podia deixar de ser, fico sem palavras para expressar o quanto foi importante o amor, carinho e preocupação desprendidos pela minha família ao longo de todo esse tempo. Obrigado aos meus pais, Itiberê e Luciana, e aos meus irmãos, Irecê e Janaina, e ao Tainan, o mais novo e feliz integrante da família. Pelo carinho, apoio e ajuda nas correções ortográficas durante a fase final da tese, agradeço em especial à Roberta e toda sua família Piuco.

À todos vocês, muito obrigado

Iberê Farina Machado

RESUMO

Apesar de sua grande diversidade biológica, produtividade e valores antrópicos grande parte das áreas úmidas já foi convertida pela agricultura ou silvicultura, e o impacto dessas alterações antrópicas sobre a anurofauna é uma forte limitação aos programas de manejo e conservação destes ecossistemas. Esta tese objetiva: 1) Reunir as informações sobre como o isolamento de áreas úmidas de dunas costeiras afeta a distribuição de anuros com diferentes dependências de água; 2) Verificar os efeitos de uma mancha florestal de pinheiros exóticos (*Pinus* spp.) sobre a assembléia de anuros em áreas úmidas no sul do Brasil; e 3) Averiguar como as diferentes práticas de manejo empregadas por orizicultores afetam a assembléia de anuros. Em uma escala de paisagem, sabe-se que o isolamento reduz as taxas de imigração e aumenta a chance de extinção de espécies; e que a relação espécie-área indicam que áreas maiores e mais próximas mantêm populações com maior número de indivíduos. Neste estudo a riqueza e composição de anuros em lagoas costeiras foram determinadas por uma combinação entre isolamento, diversidade de habitats e hidroperíodo. A área não influenciou a riqueza e composição de anuros nas áreas úmidas de dunas costeiras. Porém, o contínuo processo de fragmentação e alteração das áreas úmidas tende à aumentar o isolamento e diminuir a diversidade de habitats entre as áreas úmidas, influenciando diretamente as espécies de anuros de acordo com seu grau de dependência hídrica. Quanto a influência dos pinheiros, de modo geral, as áreas úmidas naturais apresentaram uma maior riqueza, abundância e diversidade que as áreas úmidas com pinheiros. Esse resultado indica que a ocorrência de pinheiros afetam negativamente, principalmente pela diminuição do hidroperíodo, a diversidade de anuros no sul do Brasil. A implantação de programas de manejo que incluam a remoção dos pinheiros exóticos das áreas de conservação do sul do Brasil, como o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, é urgente para minimizar a expansão e os impactos sobre a anurofauna. As diferentes práticas adotadas pelos orizicultores após a colheita (presença ou ausência de água superficial) não influenciaram a riqueza e a abundância de anuros, entretanto houve uma significativa mudança na composição de espécies. A diferença na composição de espécies entre as práticas de gestão adotado é um resultado interessante termos de conservação da biodiversidade. Como uma nova prática de gestão de recursos naturais, os produtores de arroz poderiam manter parte de suas terras agrícolas inundadas durante a fase de resteva, este incremento no mosaico entre áreas alagadas e secas pode ajudar no suporte à uma maior diversidade de anfíbios anuros. Estes resultados devem ser levados em consideração para estratégias regionais de conservação de áreas úmidas no sul do Brasil, e principalmente nos programas de manejo de áreas úmidas costeiras protegidas do Rio Grande do Sul.

ABSTRACT

Despite its great biological diversity, productivity and man-made values, most wetlands have been converted for agriculture or forestry, and the impact of anthropogenic changes on the anuran community is a strong limitation to programs for management and conservation of these ecosystems. This thesis aims to: 1) Gather information about how the isolation of coastal dunes wetlands affects the anuran distribution with different dependencies of water; 2) Investigate the effects of a patch of pine forest exotics (*Pinus* spp.) on the anuran assembly in wetlands in southern Brazil; and 3) Investigate how different management practices used by rice farmers affect the assembly of frogs. On a landscape scale, it is known that isolation reduces immigration rates and increases the chance of extinction; and the species-area relationship indicates that larger areas keep populations with greater numbers of individuals. In this study, anuran richness and composition in coastal lagoons were determined by a combination of isolation, habitat diversity and hydroperiod. Area did not influence the anuran richness and composition in the wetlands of coastal dunes. However, the continuous process of fragmentation and alteration of wetlands tends to increase isolation and reduce the diversity of habitats from wetlands, directly influencing the anuran species according to their degree of water dependence. As the influence of the pines, in general, natural wetlands had a higher richness, abundance and diversity than pine wetlands. This result indicates that the occurrence of pine affect negatively, mainly by reducing the hydroperiod, the anuran diversity in southern Brazil. The implementation of management programs that include removal of exotic pine trees in conservation areas in southern Brazil, such as Parque Nacional da Lagoa do Peixe, it is urgent to minimize the spread and impacts on the biodiversity. The different practices adopted by rice farmers after harvest (presence or absence of surface water) did not affect the richness and abundance of frogs, however, there was a significant change in anuran composition. The difference in species composition between the management practices adopted is an interesting result in terms of biodiversity conservation. As a new practice management of natural resources, rice farmers could keep part of their agricultural land flooded during the fallow phase, the increase of the mosaic of wet and dry areas can help to support a greatest diversity of amphibians. These findings should be taken into consideration for regional strategies for conservation of wetlands in southern Brazil, especially in programs for management of protected coastal wetlands of Rio Grande do Sul.

APRESENTAÇÃO

Esta tese foi elaborada em forma de artigos científicos para facilitar a publicação dos resultados obtidos. Primeiramente, apresenta-se uma introdução sobre áreas úmidas e comunidade de anuros, onde se destaca os aspectos e impactos mais relevantes destes ecossistemas e as principais características da comunidade.

Os três capítulos da tese destacam os principais resultados deste estudo. O primeiro capítulo discorre sobre quais fatores influenciam em como a comunidade de anuros se distribui em lagoas isoladas em dunas costeiras. No segundo capítulo avalia-se a influência das florestas de pinheiros exóticos sobre a anurofauna. E o terceiro e último capítulo refere-se ao conhecimento sobre os efeitos das práticas de manejo utilizado por orizicultores sobre a anurofauna do Rio Grande do Sul (RS).

Na forma em que a tese está estruturada, faz-se necessário salientar que informações referentes à área de estudo e metodologia repetir-se-ão no transcorrer dos capítulos.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	8
APRESENTAÇÃO	9
SUMÁRIO.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	11
1.1. Áreas úmidas	11
1.1.1. Definição.....	11
1.1.2. Extensão e perda de áreas úmidas no mundo	12
1.1.3. Conservação de áreas úmidas.....	13
1.2. Parque Nacional Lagoa do Peixe.....	15
1.2.1. Histórico	15
1.2.2. Principais ameaças à conservação	16
1.2.3. Invasão de Pinus	17
1.2.4. Orizicultura.....	17
1.3. Ecologia de anfíbios	18
1.3.1. Introdução	18
1.3.2. Diversidade.....	20
1.3.3. Declínio global das populações de anuros	21
2. A DEPENDÊNCIA DE ÁGUA DOS ANUROS AFETA SUA DISTRIBUIÇÃO EM ÁREAS ÚMIDAS ISOLADAS DE DUNAS COSTEIRAS? 23	
2.1. Resumo.....	23
2.2. Introdução	24
2.3. Métodos.....	26
2.3.1. Área de estudo.....	26
2.3.2. Métodos de amostragem	27
2.3.3. Análise de dados	28
2.4. Resultados	28
2.5. Discussão.....	30
2.6. Referências	32
3. EFEITOS DE FLORESTA DE PINHEIROS EXÓTICOS (<i>Pinus</i> spp.) SOBRE A ASSEMBLÉIA DE ANUROS EM ÁREAS ÚMIDAS NO SUL DO BRASIL	43
3.1. Resumo.....	43
3.2. Introdução	44

3.3. Métodos	47
3.3.1. Área de estudo	47
3.3.2. Métodos de amostragem	48
3.3.3. Análise de dados	49
3.4. Resultados	51
3.5. Discussão	53
3.6. Referências	56
4. AS PRÁTICAS DE MANEJO EM ARROZAIIS CONTRIBUEM PARA A CONSERVAÇÃO DE ANUROS EM ÁREAS ÚMIDAS NO SUL DO BRASIL?. 72	
4.1. Resumo	72
4.2. Introdução	73
4.3. Métodos	75
4.3.1. Área de estudo	75
4.3.2. Amostragem de campo	75
4.3.3. Análise dos dados	77
4.4. Resultados	78
4.5. Discussão	80
4.6. Referências	83
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

Capítulo 1

Introdução

1. INTRODUÇÃO

1.1. Áreas úmidas

1.1.1. Definição

As áreas úmidas figuram entre os mais importantes ecossistemas para proteção da biodiversidade (GETZNER, 2002), devido sua grande riqueza de espécies, incluindo aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados. Além disso, são fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo (BARBIER; ACREMAN; KNOWLER, 1997). A definição mais aceita internacionalmente para áreas úmidas foi proposta pela Convenção de Ramsar: “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”. Porém, mesmo essa definição não é consensual no meio científico (DENNISON e BERRY, 1993), podendo variar entre países ou entre ainda entre organizações dentro do mesmo país (WILLARD e HILLER, 1990). A partir desta definição, muitos países elaboraram definições mais complexas a fim de incluir características próprias de suas regiões, como, por exemplo, Canadá (TARNOCAI, 1980), Espanha (BERNALDEZ e MONTES, 1989), Estados Unidos (COWARDIN, 1978), Austrália (PAIJMANS *et al.*, 1985), Grécia (ZALIDIS e MANTZAVELAS, 1996) e África do Sul (TAYLOR; HOWARD; BEGG, 1995).

As áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta (MITSCH e GOSSELINK, 2000) e contribuem, com aproximadamente, 24% da produtividade global (WILLIAMS, 1993). Esta elevada produção de matéria orgânica proporciona a ocupação e o estabelecimento de uma rica biota exclusiva desses sistemas (GIBBS, 2000). Ao lado da alta produtividade e diversidade biológica, as características hidrológicas e os processos biogeoquímicos proporcionam importantes funções ecológicas (RAMSAR, 2011), como: armazenamento de água; recarga de aquíferos; retenção de nutrientes e poluentes; captura de carbono e mitigação das condições climáticas (especialmente temperatura e pluviosidade). Entre as funções de uso antrópicas, a disponibilidade de recursos hídricos é um aspecto importante para o desenvolvimento e a sustentabilidade de uma região (TAYLOR; HOWARD; BEGG, 1995): abastecimento de água (quantidade e qualidade); alimentação (*e.g.* pesca, agricultura); recursos energéticos (turfa, lenha e hidroelétricas); materiais de construção;

produtos medicinais; transporte; áreas de recreação e turismo. Em vista da grande diversidade biológica e produtividade, encontrada, e das inúmeras funções e valores, as áreas úmidas são ecossistemas prioritários para a conservação (DAVIS; BLASCO; CARBONELL, 1996).

1.1.2. Extensão e perda de áreas úmidas no mundo

As áreas úmidas ocorrem em todos os continentes e tipos de clima, do tropical ao temperado, onde a extensão destas áreas depende das definições e classificações utilizadas. Estimativas de extensão mundial de áreas úmidas, apesar de escassas, quantificam a existência de 5,3 a 9,7 milhões de km² (SPIERS, 2001). Deste total estimado, pouco mais da metade das áreas úmidas (56 %) encontra-se na região Neotropical (MITSCH e GOSSELINK, 2000). No entanto, é importante ressaltar que grande parte das áreas úmidas inventariadas (SCOTT e CARBONELL, 1986) representa apenas locais de importância internacional (DAVIDSON; VANDERKAM; PADILLA, 1999).

Entre as áreas úmidas inventariadas na América do Sul, 95% pertenciam a apenas seis países (Brasil, Bolívia, Venezuela, Chile, Argentina e Paraguai), sendo que o Brasil concentrou 50% dessa superfície total (NARANJO, 1995). Já no inventário realizado no Rio Grande do Sul foram identificadas 3.441 áreas úmidas, representando 10,7% da extensão do estado. A distribuição das áreas úmidas no Rio Grande do Sul foi heterogênea, as regiões da Planície Costeira, Depressão Central e Pampeana apresentaram um número maior e mais extenso de áreas inundadas, do que as demais regiões (MALTCHIK et al., 2003).

A taxa de perda de áreas úmidas em uma escala global ainda é desconhecida, uma vez que muitas áreas são drenadas antes de serem identificadas (MITSCH e GOSSELINK, 2000). Dugan (1993) estimou que, hoje, cerca de 50 % das áreas úmidas originais já foram perdidas, principalmente em países da Europa (cerca de 90 %). Países como Estados Unidos (53 %) (DAHL, 1990), Canadá (65 – 80 %) (NATIONAL WETLANDS WORKING GROUP, 1988), Austrália (> 50 %) (ARTHINGTON e HEGERL, 1988) e China (60 %) (LU, 1995), apresentam taxas significativas de perda de áreas úmidas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

As principais causas de perda de áreas úmidas continentais são a drenagem para a agricultura, silvicultura, assentamento para o desenvolvimento humano e a exploração

dos recursos naturais e poluição (MITSCH e GOSSELINK, 2000). Mesmo que as áreas úmidas sejam vistas por muitas pessoas como ambientes improdutivos e insalubres (DENNISON e BERRY, 1993), nos últimos 30 anos, instituições governamentais e científicas foram responsáveis pela crescente valorização destes ecossistemas em nível mundial. Esta mudança deu-se devido a uma melhor compreensão não apenas de sua importância biológica, mas também de suas funções sociais, econômicas e culturais (De GROOT, 1992; REDFORD e RICHTER, 1999). Entretanto, estes ecossistemas encontram-se ainda entre os ambientes mais degradados e vulneráveis do planeta sob o ponto de vista da conservação (AMEZAGA; SANTAMARÍA; GREEN, 2002).

1.1.3. Conservação de áreas úmidas

Ações conservacionistas crescem em escala global à medida que a ameaça à biodiversidade é reconhecida. Porém, a seleção de áreas prioritárias para a conservação é baseada em critérios não científicos, principalmente devido à falta de informações científicas acessíveis (PULLIN et al., 2004). A criação de Unidades de Conservação é uma das mais importantes estratégias globais de conservação da biodiversidade (PERELLO et al., 2010). No Brasil, assim como em outros países em desenvolvimento, a falta de recursos apropriados e a extensão total das áreas protegidas continuam insuficientes para conservar sua alta biodiversidade, não atingindo as metas de proteção propostas (BRASIL, 2002). No sul do Brasil, por exemplo, menos de 1% da sua superfície está protegida na forma de Unidades de Conservação de Proteção Integral (ZANINI e GUADAGNIN, 2000).

O estabelecimento de áreas protegidas para a conservação é um requisito básico para Convenções Internacionais (JACKSON; KERSHAW; GASTON, 2004). A “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Hábitat de Aves Aquáticas” foi um dos primeiros tratados de caráter intergovernamental sobre a conservação e o uso racional dos recursos naturais e provavelmente um dos mais importantes, principalmente para os ambientes naturais aquáticos (DAVIS; BLASCO; CARBONELL, 1996; BARBIER; ACREMAN; KNOWLER, 1997).

Atualmente um total de 1.925 áreas úmidas de importância internacional, representando 187 milhões de hectares, consta como parte integrante da “Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional de Ramsar” (RAMSAR, 2011). A Convenção de Ramsar, realizada em 1971, passou a vigorar oficialmente em 1975, e reconheceu as

funções ecológicas e valor econômico, cultural e recreativo das áreas úmidas, além disso, estabeleceu políticas de conservação e uso sustentável dos recursos naturais desses ecossistemas. Mesmo criada com o intuito de avaliar o declínio das populações de aves aquáticas e de seus habitats, a Convenção de Ramsar ampliou o reconhecimento do valor das áreas úmidas para todas as formas de vida e promoveu a conservação e o uso sustentável das áreas úmidas (DAVIS; BLASCO; CARBONELL, 1996).

O Brasil se tornou segmentário da Convenção de Ramsar em 24 de setembro de 1993, sendo promulgado pelo Decreto nº 1.905 de 16 de maio de 1996. A Diretoria de Áreas Protegidas do Ministério do Meio Ambiente vêm atuando como ponto focal desta Convenção no País e tendo como compromisso coordenar, nacionalmente, a sua implementação. Até agora 11 sítios foram instituídos no Brasil, integrando a “Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional” (Artigo 2.1 da Convenção de Ramsar), totalizando mais de 6,5 milhões de hectares. Em ordem cronológica de designação, são eles (RAMSAR, 2011):

- Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS), instituído em 24/05/1993, com área de 34.400 ha;
- Parque Nacional do Pantanal Matogrossense (MT), instituído em 24/05/1993, com área de 135.000 ha;
- Parque Nacional do Araguaia – Ilha do Bananal (TO), instituído em 04/10/1993, com área de 562.312 ha;
- Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM), instituída em 04/10/1993, com área de 1.124.000 ha;
- Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses (MA), instituída em 30/11/1993, com área de 2.680.911 ha;
- Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (MA), instituída em 29/02/2000, com área de 1.775.036 ha;
- Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luiz (MA), instituído em 29/02/2000, com área de 34.556 ha;
- Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal (MT), instituída em 06/12/2002, com área de 87.871 ha.
- Reserva Particular do Patrimônio Natural “Fazenda Rio Negro” (MS), instituído em 22/05/2009, com área de 7.000 ha;
- Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (BA), instituído em 02/02/2010, com área de 91.300 ha;

- Parque Estadual do Rio Doce (MG), instituído em 15/03/2010, com área de 35.973 ha;

No Rio Grande do Sul muitas das unidades de conservação possuem áreas úmidas significativas, podendo-se destacar (WIDHOLZER; SILVA; MARIGO, 1987): Parque Estadual do Itapuã, Parque Estadual do Camaquã, Parque Estadual do Tainhas, Reserva Biológica do Mato Grande, Reserva Biológica do Banhado São Donato, Área de Proteção Ambiental do Delta do Jacuí, Estação Ecológica do Taim, Reserva Ecológica do Banhado Grande/Banhado do Chico Lomã, Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos, Parque Nacional da Lagoa do Peixe.

Embora essas áreas úmidas estejam sob proteção legal, no Rio Grande do Sul estima-se que 90% destes ecossistemas foram destruídos e a seleção de áreas prioritárias é um grande desafio para a conservação da biodiversidade. O aumento sobre o conhecimento da biodiversidade, apesar de conflituoso com o desenvolvimento econômico, é necessário para sustentar programas de manejo e conservação destes ecossistemas (GETZNER, 2002).

1.2. Parque Nacional Lagoa do Peixe

1.2.1. Histórico

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), localizado na Planície Costeira, é uma das principais unidades de conservação do sul do Brasil. Embora o PNLp tenha sido criado para a proteção de habitats para aves migratórias, a proteção de uma variedade de áreas úmidas continentais, estuarinas e marinhas, garante a sobrevivência de uma ampla diversidade de espécies, inclusive espécies ameaçadas (PERELLO et al., 2010). A Lagoa do Peixe, situada no parque, é uma laguna muito particular, por apresentar uma comunicação intermitente com o oceano, regulada pela precipitação local, ventos e correntes oceânicas. Essa condição deu ao Parque o *status* de importância internacional pela Convenção de Ramsar, e se destaca como o único parque protegido pela Convenção de Ramsar da região sul e sudeste do Brasil. A importância do PNLp contrasta com a carência de trabalhos científicos desenvolvidos no parque, que em sua maioria são pouco abrangentes e específicos para o conhecimento da biologia de alguns grupos de organismos, principalmente, camarões, peixes, anfíbios e

aves migratórias (LOEBMANN e VIEIRA, 2005, 2006; LOEBMANN, 2005; PERELLO, 2006). Esses trabalhos são fundamentais para estabelecer padrões que expliquem a biodiversidade, selecionar as áreas de maior biodiversidade vistas a orientar políticas de visitação, e estabelecer diretrizes reais ao Plano de Manejo.

1.2.2. Principais ameaças à conservação

O PNLP foi criado para proteger amostras representativas de ecossistemas costeiros, no entanto, ainda não alcançou plenamente seu principal objetivo. Entre as ameaças à biodiversidade regional, estão: drenagem de áreas úmidas para agricultura (principalmente arroz irrigado), a conversão de campos naturais em pastagens e o avanço da silvicultura. Além disso, o PNLP apresenta outras ameaças, como limites artificiais, tamanho insuficiente, falta de recursos para os programas de manejo e falta de implantação da zona de amortecimento (PERELLO et al., 2010). Os diferentes usos do entorno e a ocupação indevida da zona de amortecimento dificulta o controle das atividades no entorno de unidades de conservação (GARCÍA MORA; MONTES, 2003), inclusive do PNLP.

Entre as principais modificações antrópicas realizadas no PNLP e em sua zona de amortecimento estão a invasão de *Pinus* spp. (espécie exótica) e a ampliação das áreas plantadas por arroz irrigado, cujas conseqüências para a conservação são ainda desconhecidas. A dispersão natural de *Pinus* spp, a partir de antigas plantações, invadiu e ocupou uma série de ambientes costeiros, como: dunas, campos e margens de áreas úmidas naturais. Esta ocupação causa alterações na estrutura dos habitats e no nível do lençol freático. Scott e Lesch (1997) e Le Maitre, Versfeld e Chapman (2000) relataram a redução do volume de água de rios em áreas plantadas com *Pinus* spp. Além disso, o Rio Grande do Sul é o maior produtor de arroz do Brasil com 44,5% da produção nacional e com 25,6% do total da área produzida. As principais áreas orizícolas estão na metade sul do estado, onde se concentram as principais áreas úmidas do Estado (MALTCHIK et al. 2003). Essas modificações vêm trazendo conflitos e dificultando os objetivos de conservação da biodiversidade do PNLP.

1.2.3. Invasão de Pinus

Em 1966 o governo brasileiro implantou uma política de incentivo fiscal (Lei 5.106) que permitia a dedução de impostos para investimentos em projetos de florestamentos, levando assim a uma grande expansão de florestas de espécies exóticas como *Pinus elliottii* e *P. taeda*. As cadeias dos setores florestais e sua produção, industrialização e comercialização representam 4,5% do produto interno bruto brasileiro (ABRAF, 2009). A indústria brasileira ocupa, em termos de produção, a nona posição no ranking internacional de produção de coníferas e o segundo lugar em termos de produção mundial (ABIMCI, 2008). O estado do Rio Grande do Sul está entre os três maiores produtores de madeira do Brasil, e em 2008 apresentou mais de 171 mil hectares de plantações de *Pinus* sp. (ABRAF, 2009).

Os pinheiros são capazes de um crescimento vigoroso em situações favoráveis (HUNTLEY e BIRKS, 1983), e podem se espalhar rapidamente em habitats muito degradado (GREENE, 1989). O abandono de áreas plantadas com a criação do parque permitiu uma expansão rápida das manchas florestais de *Pinus* spp. Segundo Perello et al. (2010), a área do parque invadida é superior a 2.000 hectares e superior a 19.000 hectares na zona de amortecimento. Entretanto a área total de ocorrência de pinheiros exóticos é muito maior, uma vez que áreas invadidas não são contabilizadas. Além disso, florestas de *Pinus* spp. alteram a paisagem e suas condições hidrológicas podendo aumentar efeitos do isolamento entre áreas, efeitos alelopáticos, reduzir a disponibilidade de recursos e alterar as condições físicas e químicas do substrato (RICHARDSON, 1998; BUSTAMANTE e SIMONETTI, 2005). No entanto, o impacto das florestas de *Pinus* sp. na biodiversidade local é desconhecido.

1.2.4. Orizicultura

A expansão agrícola e o desenvolvimento urbano são as principais atividades humanas responsáveis pelo declínio das áreas úmidas (CZECH e PARSONS, 2002). O conflito entre a expansão agrícola e conservação da biodiversidade tem se tornado crítico na escala global (LEMLY; KINGSFORD; THOMPSON, 2000). O arroz é o cereal mais cultivado em países em desenvolvimento, sendo que mais da metade da população mundial depende desse cereal (ROGERS e CHALCRAFT, 2008).

As lavouras de arroz irrigado têm sido apontadas como refúgios estratégicos para muitas espécies de aves, plantas, invertebrados, anfíbios e peixes, com padrões sazonais relacionados com as diferentes fases hidrológicas do ciclo de cultivo (FERNANDO; FURTADO; LIM, 1979; MILLER; WILLIAMS; WILLIAMS, 1989; BURHANUDDIN, 1993; BROUDER e HILL, 1995; ELPHICK e ORING, 1998, 2003; CZECH e PARSONS, 2002; BAMBARADENIYA e AMARASINGHE, 2003). Essa alta diversidade é consequência do intercâmbio sazonal entre as águas das lavouras e áreas úmidas adjacentes. Uma vez preenchidos as lavouras de arroz se conectam com os canais (FUJIOKA e LANE, 1997) e podem contribuir para a sustentabilidade regional da fauna aquática (BAMBARADENIYA, 2000).

Embora haja conflitos entre expansão agrícola e conservação da biodiversidade (LEMLY; KINGSFORD; THOMPSON, 2000), a implementação de Unidades de Conservação é, sem dúvida, uma das mais importantes estratégias usadas para a conservação da biodiversidade. Entretanto, as possibilidades de expansão da rede de áreas protegidas estão se esgotando frente ao contínuo processo de degradação (MACHLIS e TICHNELL 1985; MacKINNON et al., 1986). Desta forma, torna-se prioritário intensificar o manejo e formas alternativas de proteção legal das áreas privadas, tanto dos remanescentes naturais quanto das áreas de produção agropecuária (McNEELY e MacKINNON, 1989).

1.3. Ecologia de anfíbios

1.3.1. Introdução

Os anfíbios são tidos como vertebrados terrestres modelos para estudos ecológicos e evolutivos (DUELLMAN, 1999) e sua capacidade de ocupar uma ampla gama de ambientes, se deve à combinação entre adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais de cada espécie (STEBBINS e COHEN, 1997). Atualmente, existe uma grande variedade de modos de vida, abrangendo desde espécies estritamente aquáticas até espécies totalmente terrestres; e uma grande diversidade de modos reprodutivos, permitindo às espécies uma menor ou maior independência em relação à água superficial (HADDAD e ABE, 1999).

Com ciclo duplo de vida, os anuros dependem de habitats aquáticos durante a fase larval e dos terrestres durante a fase adulta (STEBBINS e COHEN, 1997; ZUG et

al.; 2001). Em regiões de umidade e temperatura constantemente altas, como os trópicos, os anuros apresentam uma extensa temporada reprodutiva; porém, em climas marcadamente sazonais entre seca/frio e úmido/quente, a reprodução é concentrada no período mais favorável (DUELMANN e TRUEB, 1994). Nestes climas sazonais a temperatura (BRIGGS, 1987), a chuva (CALDWELL, 1987) ou ambos os fatores (SINSCH, 1988; SALVADOR e CARRASCAL, 1990) são os que mais influenciam a reprodução de anuros, atuando sobre as características fisiológicas, como pele permeável, e deixando-os suscetíveis às condições ambientais (DUELLMAN e TRUEB, 1994; ROTHERMEL e SEMLITSCH, 2002). Dessa forma, temperatura e umidade se tornam variações climáticas importantes na vida dos anuros e podem limitar sua distribuição geográfica (OWEN, 1989; ROME; STEVENS; JOHN-ADLER, 1992). Outro fator importante é o hidroperíodo, a quantidade de tempo que a área úmida permanece com água, que afeta diretamente o nível da água e determina a abundância e diversidade de anuros de uma área úmida (PECHMANN et al., 1989; BABITT e TANNER, 2000). A relação entre os gradientes de fatores climáticos, abióticos e ecológicos e a diversidade e distribuição de anuros evidencia uma sensibilidade às alterações nos parâmetros físico-químicos do ambiente, o que os torna ótimos indicadores da qualidade ambiental (GASCON, 1991; ETEROVICK e SAZIMA, 2000; PRADO; UETANABARO; HADDAD, 2005).

Os anuros são fortemente influenciados pela distribuição e abundância de água, e esta dependência se reflete sobre o modo reprodutivo de cada espécie (McDIARMID, 1994). Modo reprodutivo é uma combinação de características da ovoposição e do desenvolvimento dos filhotes, incluindo sítio de ovoposição, características da desova, taxa e duração do desenvolvimento, estágios de desenvolvimento e tamanho do indivíduo no momento da eclosão e tipo de cuidado parental (SALTHER e DUELLMANN, 1973; HADDAD e PRADO, 2005). A diversidade de modos reprodutivos em anfíbios é uma das maiores dentre os grupos de vertebrados, em um total de 39 (POMBAL-JUNIOR e HADDAD, 2007). Desta forma, o modo reprodutivo de uma espécie age sobre sua distribuição geográfica, uma vez que a escolha do ambiente reprodutivo deverá garantir requisitos para que os estágios de desenvolvimento sejam completados (KOPP; SIGNORELLI; BASTOS, 2010; LOEBMANN e HADDAD, 2010).

O conhecimento sobre a ocupação de habitats pela anurofauna é excepcionalmente importante no planejamento da sua conservação, principalmente

quanto aos requerimentos de cada espécie. A avaliação da importância e como as variáveis atuam sobre a anurofauna, constituem os limites para que sua conservação se torne ideal e possível (DUELLMAN e TRUEB, 1994).

1.3.2. Diversidade

Os anfíbios atuais são incluídos na Subclasse Lissamphibia, composta por três ordens: Caudata, Gymnophyona e Anura (DUELLMAN e TRUEB, 1994). Atualmente são conhecidas cerca de 5.966 espécies de anfíbios anuros no mundo (FROST, 2011). A região neotropical compreende a mais rica fauna de anfíbios anuros (DUELLMAN, 1990; HEYER *et al.*, 1990; AMPHIBIAWEB, 2011) e são conhecidas no Brasil 849 espécies de anuros (SBH 2010). Entretanto, estes números tendem a aumentar, visto que espécies são descritas a cada ano (HADDAD, 1998).

O Rio Grande do Sul conta com aproximadamente 94 espécies, correspondendo a 11% da fauna de anfíbios conhecida para o Brasil (BORGES-MARTINS, 2007; MACHADO e MALTCHIK, 2007; ZANELLA *et al.*, 2007; COLOMBO *et al.*, 2008; ROSSET, 2008; IOP *et al.*, 2009; HERPETOLOGIA UFRGS, 2010). Destas, 92 espécies são de anuros, distribuídos em 12 famílias (Bufonidae, Brachycephalidae, Centrolenidae, Ceratophryidae, Craugastoridae, Cycloramphidae, Hylidae, Hylodidae, Leiuperidae, Leptodactylidae, Microhylidae e Ranidae). Porém, com trabalhos de revisão e taxonomia estima-se que este número seja elevado para mais de 100 espécies (GARCIA e VINCIPROVA, 2003).

Apesar dos numerosos trabalhos citados acima, os estudos com anfíbios no Rio Grande do Sul ainda estão longe de serem suficientes. A falta de conhecimento sobre a real diversidade de espécies, biologia, distribuição e relações ecológicas e evolutivas são fatores limitantes importantes na avaliação da situação dos anfíbios. A complementação destas informações é imprescindível para a compreensão da biodiversidade e para o planejamento e tomada de decisões sobre estratégias de conservação, uma vez que raramente são considerados em planos de manejo florestal (BURY; DODD; FELLERS, 1980; POUGH *et al.*, 1987; BLAUSTEIN e WAKE, 1990; WAKE, 1991; BLAUSTEIN *et al.*, 1994; deMAYNADIER e HUNTER, 1995).

1.3.3. Declínio global das populações de anuros

A partir das duas últimas décadas, foram registrados declínios em populações de anuros em diversos países (LIPS et al., 2001). Inicialmente, os declínios foram atribuídos a fatores antrópicos, como a introdução de espécies exóticas, ampliação de áreas para agricultura e de centros urbanos, aplicação de pesticidas, doenças e, principalmente, alteração de habitats (BECKER et al., 2007). Posteriormente, o registro de declínios populacionais em áreas preservadas (DAPTF, 1999) indicou que fatores ambientais, como aquecimento global e raios UV, também podem afetar as populações de anfíbios (ALFORD e RICHARDS, 1999).

A alteração ou perda de habitats terrestres e aquáticos são tidas como as causas mais evidentes para os declínios populacionais, porém a falta de informações básicas sobre os anfíbios pode ser um agravante para sua conservação (WAKE, 1994). Poucos estudos abordam os declínios populacionais de anuros no Brasil (ver ETEROVICK et al., 2005), e sua maioria atribui a perda de habitat como principal fator (YOUNG et al. 2001). Os anfíbios são sensíveis às alterações nos parâmetros físico-químicos do ambiente (CARAMASCHI et. al., 2000), porém, efeitos da agricultura na diversidade biológica, como aplicação de pesticidas, assoreamento de áreas úmidas e aporte de fertilizantes em paisagens agrícolas (GRAY; SMITH; BRENES, 2004; RELYEA, 2005) vêm sendo negligenciados. A conversão dos ambientes pode afetar negativamente as comunidades de anfíbios através da destruição do habitat terrestre e diminuição na conectividade dos habitats. (GUERRY e HUNTER, 2002; GRAY; SMITH; BRENES, 2004). A falta de informações sobre a dinâmica das comunidades em áreas naturais e áreas modificadas dificulta a tomada de decisões quanto à conservação das espécies e de seus habitats.

Capítulo 2

A dependência de água dos anuros afeta sua distribuição em áreas úmidas isoladas de dunas costeiras?

2. A DEPENDÊNCIA DE ÁGUA DOS ANUROS AFETA SUA DISTRIBUIÇÃO EM ÁREAS ÚMIDAS ISOLADAS DE DUNAS COSTEIRAS?

2.1. Resumo

1. Os anfíbios anuros compõem um grupo adequado para estudos em ecologia da paisagem, uma vez que necessitam utilizar habitats aquáticos e terrestres para completar seu ciclo de vida. A dinâmica espacial das comunidades de anuros em áreas úmidas é o resultado do equilíbrio entre a colonização da população e suas extinções, sendo fortemente determinadas pelo tamanho e grau de isolamento das áreas úmidas.
2. Os anuros apresentam uma das maiores diversidades de modos reprodutivos, muitas vezes relacionados à necessidade hídrica das espécies. Essas diferenças refletem padrões gerais de adaptações para a ocupação do habitat.
3. Neste estudo, investigamos se a diversidade e estrutura de anuros em áreas úmidas não fragmentadas de uma matriz de dunas costeiras no sul do Brasil está positivamente relacionada com a área e a diversidade de habitats; se lagoas mais isoladas apresentam uma menor riqueza de anuros; se espécies com maior tolerância à seca são menos influenciadas pelo isolamento das áreas úmidas. Adicionalmente, avaliamos se lagoas com hidroperíodos mais longos suportam uma maior estrutura de anuros e apresentam uma diversidade diferente das lagoas com hidroperíodos mais curtos.
4. O levantamento da anurofauna e das variáveis ambientais foram obtidas em seis coletas realizadas entre 2007 e 2008. Da paisagem, foram aleatorizadas 16 lagoas, consideradas “ilhas”, e uma área úmida extensa, considerada como área-fonte. Os anfíbios foram amostrados por procura visual em quatro transectos aleatórios durante 10 minutos cada. Posteriormente, as espécies foram classificadas quanto ao grau de dependência hídrica.
5. A área-fonte apresentou uma maior riqueza (16 espécies) do que as lagoas costeiras (nove nas lagoas intermitentes e oito nas lagoas permanentes). Espécies com dependência hídrica alta estiveram mais relacionada com a diversidade de habitats e com a distância média das três lagoas mais próximas e negativamente com o hidroperíodo. Espécies de média dependência hídrica foram relacionadas negativamente com a distância média da área-fonte. Apenas a distância média das três lagoas mais próximas, influenciou a espécie com baixa dependência hídrica.
6. Nossos resultados indicam que a estrutura e diversidade de anuros em lagoas costeiras foram determinadas por uma combinação de diversidade de habitats, isolamento e hidroperíodo. Essa combinação influenciou diferentemente as espécies de acordo com seu grau de dependência hídrica. A área não influenciou a estrutura e diversidade de anuros nas áreas úmidas de dunas costeiras, podendo ser devido ao tamanho reduzido das áreas úmidas estudadas e pelo estreito limite de variação entre eles. Dessa forma, no que diz respeito à conservação de anuros, o processo contínuo de fragmentação no sul do Brasil tende a aumentar o isolamento entre as áreas úmidas e o impacto sobre a anurofauna estará diretamente relacionado com o grau de dependência hídrica de cada espécie.

Palavras-chave: isolamento, biogeografia, paisagem, anfíbios, Planície Costeira

2.2. Introdução

A teoria da biogeografia de ilhas foi inicialmente proposta para explicar a distribuição de espécies em ecossistemas insulares (MacARTHUR e WILSON, 1967). Atualmente essa teoria tem sido usada para caracterizar a dinâmica espacial das comunidades em ecossistemas continentais, como por exemplo, florestas (HARRIS, 1984) e áreas úmidas (BROWN e DINSMORE, 1986). Essa teoria pressupõe que a presença e ausência de espécies é o resultado do equilíbrio entre a colonização da população e suas extinções, sendo fortemente determinadas pelo tamanho e grau de isolamento das ilhas (MacARTHUR e WILSON, 1967). Esses argumentos têm sido amplamente usados em planejamentos da conservação da biodiversidade (MARGULES, 1989).

A relação espécie-área é um dos padrões mais discutidos na ecologia (ROSENZWEIG, 1995). O aumento da riqueza com o aumento de área pode estar relacionado à redução da taxa de extinção, já que áreas maiores mantêm populações com maior número de indivíduos (TRACY e GEORGE, 1992). Outra explicação para a relação positiva entre espécie-área está relacionada à maior capacidade de colonização por indivíduos - o potencial de uma área a ser colonizada aumenta com seu tamanho (área *per se*) (KOHN e WALSH, 1994). Por outro lado, a relação espécie-área pode ser influenciada pela diversidade de habitats – áreas maiores tendem a apresentar uma maior diversidade de habitat do que áreas menores (RICKLEFS e LOVETTE, 1999).

A influência do isolamento em comunidades biológicas está diretamente associada à capacidade de dispersão dos organismos. O aumento do isolamento entre ecossistemas reduz a taxa de imigração e aumenta a chance de extinção de espécies (MacARTHUR e WILSON, 1967). Além disso, a presença de espécies em uma determinada área pode estar associada à sua capacidade de chegar a habitats colonizáveis (HANSKI e OVASKAINEN, 2000), e a permeabilidade da matriz ambiental é uma característica importante para analisar o efeito de isolamento na riqueza de espécies (RICHTER; CROTHER; BROUGHTON, 2009). A teoria da biogeografia de ilhas define a matriz como uniforme e inóspita, porém em paisagens fragmentadas, a matriz apresenta diversos graus de permeabilidade para os organismos, podendo aumentar ou diminuir o efeito do isolamento nas espécies presentes (GUADAGNIN e MALTCHIK, 2007).

Os anfíbios anuros compõem um grupo apropriado para estudos de ecologia da paisagem, pois dependem de diferentes tipos de habitats (aquáticos e terrestres) para completar seu ciclo de vida (STEBBINS e COHEN, 1997; ZUG et al., 2001). Características fisiológicas, como pele permeável, os deixam suscetíveis às condições adversas do ambiente, como alta taxa de perda de água por evaporação e pouca habilidade de dispersão (DUELLMAN e TRUEB, 1994; ROTHERMEL e SEMLITSCH, 2002). Áreas abertas podem atuar como uma matriz agressiva onde as amplas variações da temperatura e a baixos índices de umidade agem como fatores limitantes para anfíbios (BLAUSTEIN et al., 1994), embora isso não se aplique a todas as espécies (ALFORD e RICHARDS, 1999; MARSH e TRENHAM, 2001).

Os anuros apresentam uma das maiores diversidades de modos reprodutivos entre os vertebrados e esses modos representam graus de radiação adaptativa relacionadas à independência de água (DUELLMAN e TRUEB, 1994). A amplitude de modos, do mais generalista ao mais especialista, está relacionada a um gradiente de necessidade hídrica para o desenvolvimento dos ovos e girinos (HADDAD e PRADO, 2005). Essas diferenças refletem padrões gerais de adaptações para a ocupação do habitat, por exemplo, áreas úmidas intermitentes exercem pressão seletiva, favorecendo espécies com modos reprodutivos mais terrestres (MAGNUSSON e HERO, 1991; HADDAD e POMBAL, 1998; HEYER, 1969).

Os padrões atuais de dispersão dos anuros estão correlacionados com o isolamento de suas populações (SJÖGREN-GULVEN, 1994), e podem ser reflexos de flutuações de variáveis ambientais, como por exemplo, o hidroperíodo, cujo grau de estresse pode diferir entre as espécies ou entre indivíduos da mesma espécie (SKELLY et al., 1999; PELTZER e LAJMANOVICH, 2004). Segundo Moreira et al. (2010), o hidroperíodo é um dos fatores mais importantes para a comunidade de anuros em dunas costeiras, uma vez que durante as fases aquáticas, os indivíduos são expostos a riscos de mortalidade elevada, causando uma grande flutuação temporal no sucesso reprodutivo (MIAUD; SANUY; AVRILLIER, 2000). Entretanto, o intercâmbio entre os períodos com e sem água superficial aumenta a heterogeneidade ambiental, favorecendo a coexistência de espécies com maior ou menor grau de tolerância ao estresse hídrico (MOREIRA et al., 2008).

No sul do Brasil, Moreira et al. (2008) constatou que a complexidade estrutural dos microhabitats influenciam a comunidade de anuros. No entanto, o efeito do isolamento na anurofauna em áreas úmidas no sul do Brasil é desconhecido. Neste

sentido, investigamos a riqueza e a composição de anuros em áreas úmidas não fragmentadas em uma matriz de dunas costeiras no sul do Brasil. Nós testamos quatro hipóteses: (1) A riqueza de anuros está positivamente relacionada com a área e a diversidade de habitats; (2) Lagoas mais isoladas apresentam uma menor riqueza de anuros; (3) Espécies com maior tolerância à seca são menos influenciadas pelo isolamento das áreas úmidas; (4) Lagoas com hidroperíodos mais longos suportam uma maior riqueza de anuros e apresentam uma composição diferente das lagoas com hidroperíodos mais curtos.

2.3. Métodos

2.3.1. Área de estudo

A Planície Costeira está entre as regiões do sul do Brasil com maior concentração de áreas úmidas (MALTCHIK et al., 2003). Na porção mais ao sul da Planície Costeira, o solo é constituído por areias quartzosas de origem marinha e a topografia consiste em áreas de baixa altitude (inferior a 20 m acima do nível do mar) sendo praticamente plana, com exceção de uma linha composta por dunas costeiras (RAMBO, 2000). A Planície Costeira apresenta clima subtropical úmido (MALUF, 2000), com correntes de ar são predominante nordeste (5 ms^{-1}), de Setembro a Abril, e sudoeste (8 ms^{-1}), de Maio a Outubro (KLEIN, 1998).

A área de estudo compreende o Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), única área protegida pela Ramsar Convention no sul do Brasil. O parque nacional apresenta uma área total de 344 km^2 ($31^{\circ}02' - 31^{\circ}48'S$; $50^{\circ}77' - 51^{\circ}15'W$), 62 km de comprimento máximo e com uma largura média de seis km (LOEBMANN e VIEIRA, 2005). Um total de 35 lagoas de tamanhos variando entre 0,3 e 0,5 hectares foi selecionado através de imagens de satélite do PNL. Posteriormente, foram aleatorizadas 16 lagoas, consideradas “ilhas” neste estudo, e uma área úmida considerada como área-fonte (Figura 01). Quatro fatores influenciaram a escolha dessa área-fonte: 1. Maior tamanho da área úmida; 2. Maior riqueza de anuros; 3. Maior proximidade com as lagoas; 4. Maior riqueza de microhabitats. Áreas úmidas com influência salina foram excluídas da seleção (Lagoa do peixe). Em cada lagoa foram amostrados anuros adultos, entre novembro de 2007 a agosto de 2008, totalizando seis eventos de amostragens.

Cada lagoa foi mensurada através de uma imagem *Quikbird* extraída pelo software Google Earth Pro 4.2.1. A diversidade de habitat foi o número de habitats acumulados ao longo de cada área úmida, baseado na estrutura de macrófitas aquáticas. Para avaliar o isolamento das 16 áreas úmidas em relação à área-fonte foram utilizadas duas métricas: (1) a média entre a distância da área-fonte; (2) a média da distância entre as três áreas úmidas mais próximas. O hidroperíodo foi classificado em intermitente e permanente, sendo permanente a área úmida que permaneceu com lâmina d'água durante todo o período de coletas e intermitente a área úmida que secou durante pelo menos um mês de coleta, para tal aferição as lagoas foram visitadas mensalmente.

2.3.2. Métodos de amostragem

As amostragens consistiram em três noites consecutivas, totalizando seis coletas bimensais entre novembro de 2007 a outubro de 2008. Os adultos foram amostrados através de procuras visuais limitadas por tempo que ocorreram entre o pôr-do-sol até 01:00. Em cada coleta foram distribuídos quatro transectos de duração de 10 minutos, totalizando 40 minutos em cada área úmida. Os transectos tiveram como início um ponto aleatório e ao término da coleta todo o perímetro da área úmida foi percorrido. A sequência das áreas visitadas foi definida através do uso da tabela de números aleatórios. Todos os indivíduos observados foram contabilizados e identificados segundo Cei (1980), Loebmann (2005), Rosset (2008) e Ziegler e Maneyro (2008).

As espécies de anuros foram classificadas quanto ao seu grau de dependência hídrica durante sua fase reprodutiva, deposição de ovos e desenvolvimento dos girinos (ver HADDAD e PRADO, 2005) (tabela 1): (1) *Espécies com dependência hídrica alta*: foram representadas por espécies arborícolas e aquáticas que depositam ovos e que apresentam o desenvolvimento de seus girinos em água lântica (modo 1); (2) *Espécies com dependência hídrica média*: espécies terrícolas que depositam ovos em ninhos de espuma na superfície da água e seus girinos se desenvolvem em ambiente lântico (modo 11); e (3) *Espécies com dependência hídrica baixa*: foram espécies terrícolas ou fossoriais que depositam ninhos de espuma com ovos e apresentam o desenvolvimento inicial do estágio larval em tocas subterrâneas; os girinos exotróficos se desenvolvem em águas lânticas subsequentemente à uma inundação (modo 30).

2.3.3. Análise de dados

A riqueza, a abundância total e a média foram os valores acumulados e médios do número de espécies e de indivíduos observados em cada amostragem por lagoa. As correlações entre as variáveis ambientais e geográficas foram testadas através da correlação de Pearson. A relação entre a riqueza total de espécies, grau de dependência hídrica e variáveis ambientais (área, a diversidade do habitat, a distância da área fonte, distância entre as três lagoas mais próximas e hidrologia) de 16 lagoas foi investigada por modelos lineares no programa estatístico R 2.11 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010). Os valores de área foram transformados em raiz quadrada para todas as análises.

Para ordenar e representar graficamente a variação da composição de anuros entre as variáveis ambientais foi utilizado o método de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) (McCUNE e GRACE, 2002). Como procedimento para o NMDS foi selecionado duas dimensões (eixos de ordenação). A qualidade do NMDS foi determinada através do valor do stress, onde os menores valores indicam uma excelente representação gráfica (CLARKE e WARWICK, 1994). Apenas espécies que ocorreram em mais de duas amostragens foram utilizadas nas análises realizadas no programa estatístico R 2.11 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010). A estruturação entre os dados ambientais foi testada através de análise não-paramétrica multivariada denominada ENVIFIT (VEGAN package; OKSANEN et al., 2009). Testes de Monte Carlos (teste de aleatoriedade) foram utilizados para avaliar se o valor do eixo foi mais forte que o esperado, onde o limiar de significância ($P < 0.05$) foi corrigido por Bonferroni para as análises de regressão parcial utilizando o mesmo conjunto de dados (BLAND, 2004).

2.4. Resultados

Dezesseis espécies de anuros foram coletadas nas lagoas costeiras e na área-fonte (tabela 1); 16 espécies na área-fonte e nove espécies nas lagoas costeiras (nove nas intermitentes e oito nas permanentes). Leiuperidae foi a família mais representativa (três espécies), seguidas por Hylidae, Leptodactylidae (duas espécies) e Bufonidae e Cycloramphidae (estiveram representadas por apenas uma espécie). Um total de 1.799 indivíduos adultos foi observado nas lagoas costeiras, sendo 486 nas lagoas

intermitentes e 1.313 nas lagoas permanentes. Hylidae representou a maioria dos indivíduos tanto nas lagoas intermitentes (217), como nas permanentes (763); seguidas por Leiuperidae (178 e 397, respectivamente), Leptodactylidae (70 e 151, respectivamente), Cycloramphidae (17 e zero, respectivamente) e Bufonidae (quatro e dois respectivamente).

A variação da riqueza de anuros e variáveis ambientais nas lagoas e área-fonte estão na Tabela 2 e a correlação entre as variáveis ambientais é descrito na Tabela 3. A riqueza total de anuros foi relacionada positivamente com a diversidade de habitats e negativamente com a distância média entre a área-fonte e hidroperíodo ($R^2_{adj} = 0,632$, $F_{5, 10} = 6.164$, $P = 0,007$). A riqueza de espécies com dependência hídrica alta esteve relacionada positivamente com a diversidade de habitats e com a distância média das três lagoas mais próximas e negativamente com o hidroperíodo ($R^2_{adj} = 0,397$, $F_{5, 10} = 2,98$, $P = 0,06$). A riqueza das espécies com média dependência hídrica esteve relacionada negativamente com a distância média da área-fonte ($R^2_{adj} = 0,4591$, $F_{5, 10} = 3,546$, $P = 0,041$). Já a presença da espécie com baixa dependência hídrica esteve relacionada apenas com a distância média das três lagoas mais próximas ($R^2_{adj} = 0,864$, $F_{1, 10} = 5,0776$, $P = 0,0479$).

A composição dos anuros representada pelos dois eixos de escalonamento multidimensional capturou cerca de 90% da variação nas distâncias originais (stress = 9.97) (figura 02). A variação na composição de espécies de anuros esteve relacionada apenas com o hidroperíodo ($r^2 = 0.288$; $P = 0.01$), não havendo relações com a distância da área-fonte ($r^2 = 0.144$; $P = 0.357$), média das três lagoas mais próximas ($r^2 = 0.287$; $P = 0.102$), tamanho da área ($r^2 = 0.07$; $P = 0.617$) e diversidade de habitats ($r^2 = 0.126$; $P = 0.41$). Apenas a composição de espécies com alta dependência hídrica representou 88,63% da variação das distâncias originais e esteve relacionada com a distância da área-fonte ($r^2 = 0.458$; $P = 0.019$). As espécies de dependência média não foram influenciadas pelo tamanho da área úmida, distâncias médias da área-fonte, distância das três lagoas mais próximas ou com a diversidade de habitats, porém mostraram uma relação positiva, com o hidroperíodo ($r^2 = 0.2135$; $P = 0.032$). Espécies de baixa dependência hídrica não apresentaram relações com as variáveis analisadas.

2.5. Discussão

Este estudo apresentou 16 espécies de anuros (16 espécies na área-fonte e nove nas lagoas costeiras), representando 80% da diversidade conhecida para região (LOEBMANN, 2005). A área-fonte é uma área úmida permanente que possui alta riqueza e similaridade na composição de anuros em toda sua extensão, porém as lagoas costeiras apresentaram apenas parte dessa composição. A maior riqueza de anuros na área-fonte sugere que esse sistema funcionou como área fonte para este estudo biogeográfico.

A área é um dos principais fatores determinantes da riqueza de anuros em áreas úmidas (BABBITT e TANNER, 2000; SNODGRASS et al., 2000), no entanto, não foi determinante para a riqueza de anuros em lagoas costeiras no sul do Brasil. Esta falta de relação pode estar associada à pequena variação de tamanho das lagoas estudadas (0,3-0,5 ha). A pequena variação entre as áreas úmidas estudadas pode não ter sido suficientemente grande para aumentar a riqueza de habitats e influenciar positivamente a riqueza de anuros. Esses resultados corroboram com outros estudos, onde a variação na riqueza de anuros foi independente da área (HECNAR e M'CLOSKEY, 1996; RICHTER e AZOUS, 1995). Entretanto, a alta riqueza de espécies observadas nas lagoas estudadas mostram a importância das áreas úmidas pequenas para programas de conservação de anfíbios, e cruciais para a manutenção de uma população e da biodiversidade regional (SEMLITSCH, 2000).

Área e diversidade de habitats são variáveis normalmente correlacionadas (RICKLEFS e LOVETTE, 1999). Neste estudo, a diversidade de habitats não esteve correlacionada com o tamanho da área úmida, e esse atributo influenciou positivamente a riqueza total de anuros. A diversidade de habitats é fundamental para a riqueza de anuros, a estruturação de macrófitas modifica a presença de habitats submersos e/ou emergentes (SANTOS et al., 2006), atua como sítios de reprodução para os indivíduos adultos (WELLBORN; SKELLY; WERNER, 1996; ALFORD, 1999); e como microhabitats disponíveis como refúgio para girinos (ROSENZWEIG, 1995, TILMAN e PACALA, 1993). Nossos resultados corroboram como os de Babbitt, Baber e Tarr (2003), demonstrando que lagoas costeiras com elevada diversidade estrutural comportam uma parcela significativa da riqueza de anfíbios.

Nosso estudo mostrou uma relação negativa entre isolamento e riqueza de anuros. A influência do isolamento pode se dar principalmente, durante a fase de

recrutamento dos juvenis, onde indivíduos recém metamorfoseados se dispersam dos sítios de reprodução e ocupam novos sítios à distâncias cada vez maiores (MARSH; FEGRAUS; HARRISON, 1999). Nesse sentido, a permeabilidade da matriz pode afetar o potencial de dispersão dos anuros conforme seu grau de dependência hídrica (DALL'ANTONIA e SINSCH, 2001; HUSTÉ; CLOBERT; MIAUD, 2006). Nossos resultados mostraram que espécies de anuros com alta e média dependência hídrica estiveram mais associados à lagoas com menor grau de isolamento (lagoas próximas à área-fonte ou próximas entre si). As altas temperaturas, falta de microclimas úmidos, grandes extensões de terrenos arenosos e/ou vegetações esparsas aumentam as taxas de mortalidades de espécies com baixa capacidade de dispersão (STEBBINS e COHEN, 1997), reduzindo a permeabilidade da matriz para espécies com alta e média dependência hídrica (ROTHERMEL e SEMLITSCH, 2002). Já as espécies com dependência hídrica baixa não estiveram associadas com as distâncias entre as lagoas. Sua capacidade de escavação, construção e utilização de abrigos durante períodos adversos pode fornecer certa independência hídrica durante a locomoção entre lagoas. Porém, são necessários estudos específicos sobre as taxas de locomoção dos anuros em ambientes costeiros para avaliar o potencial de dispersão de cada espécie em diferentes permeabilidades da matriz.

A análise de composição de espécies demonstrou que o hidroperíodo é o principal fator para os anfíbios da paisagem estudada, ou seja, lagoas permanentes apresentaram uma composição semelhante entre si do que com as lagoas intermitentes. Espécies de alta dependência hídrica estiveram mais presente em lagoas permanentes, seja devido às necessidades durante a vida adulta (por exemplo *Pseudis minuta* Günther, 1858) ou durante o desenvolvimento do girino (*Leptodactylus latrans* (Steffens, 1815)). As espécies com dependências hídricas médias estiveram associadas tanto às lagoas permanentes como com lagoas intermitentes. Por exemplo, espécies que depositam seus ovos em ninhos de espuma e apresentam um desenvolvimento larvário rápido ocuparam ambientes exclusivamente intermitentes (*Physalaemus biligonigerus* (Cope, 1861)) ou/e permanentes (*Physalaemus gracilis* (Boulenger, 1883)). A construção de ninhos de espuma em tocas subterrâneas por *Leptodactylus gracilis* (Duméril & Bibron, 1841), cria um microclima que conserva a umidade do ar e diminui a possibilidade de predação das larvas em desenvolvimento (HADDAD e POMBAL, 1998). Esta estratégia reprodutiva permite uma baixa dependência hídrica por *L. gracilis*, uma vez que só há a

necessidade de corpo de água durante a fase final de desenvolvimento do girino (PRADO; UETANABARO; HADDAD, 2002).

Nossos resultados indicaram que a estrutura e diversidade de anuros em lagoas costeiras foram determinadas pela diversidade de habitats, isolamento e hidroperíodo. A área não influenciou a riqueza e composição de anuros nas áreas úmidas de dunas costeiras, podendo ser devido ao tamanho reduzido das áreas úmidas estudadas e pelo estreito limite de variação entre eles. No que diz respeito à conservação de anuros, o processo contínuo de fragmentação no sul do Brasil tende a aumentar o isolamento entre as áreas úmidas e poderá influenciar diferentemente as espécies de acordo com seu grau de dependência hídrica.

2.6. Referências

- ALFORD, R. A. e S. J. RICHARDS. 1999. Global Amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-165.
- ALFORD, R. A. 1999. Tadpole ecology: resource use, competition and predation. In: ALTIG, R. e McDIARMID, R. W. (eds.). **Tadpoles: Biology of Anuran Larvae**. Chicago: University of Chicago Press, pp. 240-278.
- BABBITT, K. J. e G. W. TANNER. 2000. Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands* 20(2): 313-322.
- BABBITT, K. J., BABER, M. J. e T. L. TARR. 2003. Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. *Can. J. Zool.* 81: 1539–1552.
- BLAND, M. 2004. Multiple significance tests and the Bonferroni correction. Disponível em: <<http://wwwusers.york.ac.uk/~mb55/intro/bonf.htm>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- BLAUSTEIN, A. R., HOFFMAN, P. D., HOKIT, D. G., KIESECKER, J. M., WALLS, S. C. e J. B. HAYS. 1994. UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines?. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 91: 1791–1795.
- BROWN, M., E J. J. DINSMORE. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management* 50: 392-397.
- CEI, J.M. 1980. **Amphibians of Argentina**. Monograph 2. Monit. Zool. Ital. 609 p.

- CLARKE, K. R. e R. M. WARWICK. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.* (Berl.) 118(1): 167-176.
- DALL'ANTONIA, P. e U. SINSCH. 2001. In search of water: orientation behaviour of dehydrated natterjack toads, *Bufo calamita*. *Animal Behaviour* 61: 617-629.
- DUELLMAN W.E e TRUEB, L. 1994. **Biology of Amphibians**. New-York: McGraw-Hill. 670 p.
- GUADAGNIN, D. L. e L. MALTCHIK. 2007. Habitat and landscape factors associated with Neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation* 16: 1231-1244.
- HADDAD, C. F. B. e C. P. A. PRADO. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Bioscience* 55(3): 207-217.
- HADDAD, C. F. B. e J. P. POMBAL Jr. 1998. Redescription of *Physalaemus spiniger* (Anura: Leptodactylidae) and description of two new reproductive modes. *J. Herpetol.* 32: 557-565.
- HANSKI, I. e O. OVASKAINEN. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 756-758.
- HARRIS, L. 1984. **The Fragmented Forest: Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity**. Univ. Chicago Press, Chicago. 230 p.
- HECNAR, S. J. e R. T. M'CLOSKEY. 1996. Amphibian species richness and distribution in relation to pond water chemistry in south-western Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 36: 7-15.
- HEYER, W. R. 1969. The adaptive ecology of the species group of the genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). *Evolution* 23:421-428.
- HUSTÉ, A., CLOBERT, J. e C. MIAUD. 2006. The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia* 27; 561-0568.
- KLEIN, A. H. F. 1998. Clima Regional. In: SEELINGER, U., ODEBRECHT, C. e J. P. CASTELO (eds.). **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil**. Rio Grande: Ecoscientia. 341p.
- KOHN, D. D. e D. M. WALSH 1994. Plant species richness: the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.
- LOEBMANN, D. 2005. Guia Ilustrado: **Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil**. Pelotas: Ed. USEB. 76 p.

- LOEBMANN, D. e J. P. VIEIRA. 2005. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(2): 339-341.
- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson. 1967. **The theory of island biogeography**. New Jersey: Princeton University Press. 203 p.
- MAGNUSSON, W. E. e J. HERO. 1991. Predation and the evolution of complex oviposition behaviour in Amazon rainforest frogs. *Oecologia* 86: 310-318.
- MALTCHIK, L., SCHNEIDER, E., BECKER G. e A. ESCOBAR. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisa Botânica* 53: 89-100.
- MALUF, J. R. T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 8: 141–150.
- MARGULES, C. R. 1989. Introduction to some Australian developments in conservation evaluation. *Biological Conservation* 50: 1-11
- MARSH, D. M., FEGRAUS, E. H. e S. HARRISON. 1999. Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Animal Ecology* 68: 804-814.
- MARSH, D. M. e P. C. TRENHAM. 2001. Metapopulation dynamics and Amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15(1): 40-49.
- McCUNE, B. e J. B. GRACE. 2002. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon: MjM Software. 304 p.
- MIAUD, C., SANUY, D. e J. AVRILLIER. 2000. Terrestrial movements of Natterjack toad *Bufo calamita* (Amphibia, Anura) in a semi-arid agricultural landscape. *Amphibia-Reptilia* 21, 357-369.
- MOREIRA, L. F. B., MACHADO, I. F., GARCIA, T. V. e L. MALTCHIK. 2010. Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. *Journal of Natural History* 44(23): 1493-1507.
- MOREIRA, L. F. B.; MACHADO, I. F.; LACE, A. R. G. M. e L. MALTCHIK. 2008. Anuran amphibians dynamics in na intermitent pond in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliense* 20(3): 205-212.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. e H. WAGNER. 2009. Vegan: Community

- Ecology Package. R package version 1.15-2., Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- PELTZER, M. e R. C. LAJMANOVICH. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná River, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 13: 1833-1842.
- PRADO, C. P. A., UETANABARO, M. e C. F. B. HADDAD. 2002. Description of a new reproductive mode in *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae), with a review of the reproductive specialization toward terrestriality in the genus. *Copeia* 2002(4): 1128-1133.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- RAMBO, B. 2000. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul: Ensaio de Monografia Natural**. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). 471 p.
- RICHTER, K. O. e A. L. AZOUS. 1995. Amphibian occurrence and wetland characteristics in the Puget Sound Basin. *Wetlands* 15(3): 305–312.
- RICHTER, S. C.; CROTHER, B. I. e R. E. BROUGHTON. 2009. Genetic consequences of population reduction and geographic isolation in the critically endangered frog, *Rana sevosa*. *Copeia* 2009: 801-808.
- RICKLEFS, R. E. e I. J. LOVETTE. 1999. The roles of island area *per se* and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68: 1142-1160.
- ROSENZWEIG, M.L. 1995. **Species Diversity in Space and Time**. Cambridge: Cambridge University Press.
- ROSSET, S. D. 2008. New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Lütken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. *Journal of Herpetology* 42: 134–144.
- ROTHERMEL, B.B. e R. D. SEMLITSCH. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology* 16(5): 1324-1332.

- SANTOS, A. M., AMADO, A. M., MINELLO, M., FARJALLA, V. F. e F. A. ESTEVES. 2006. Effect of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (PERS.) in a tropical costal lagoon. *Hydrobiologia* 556: 61-68.
- SEMLITSCH, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 64: 615-631.
- SJÖGREN-GULVE, P. 1994. Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75: 1357-1367.
- SKELLY, D. K., WERNER, E. E. e S. A. CORTWRIGHT. 1999. Long-term distributional dynamics of a michigan amphibian assemblage. *Ecology* 80: 2326-2337.
- SNODGRASS, J. W., KOMOROSKI, M. J., BRYAN JR., A. L. e J. BURGER. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology* 14: 414-419.
- STEBBINS, R. C. e N. W. COHEN. 1997. **A Natural History of Amphibians**. New Jersey: Princeton University Press. 316 p.
- TILMAN, D. e S. PACALA. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs, R.E. e Schluter, D. (Eds.). **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. Chicago: The University of Chicago Press. 13-38 pp.
- TRACY, C. R. e T. L. GEORGE. 1992 On the determinants of extinction. *Am. Nat.* 139: 102-122.
- WELLBORN, G. A., SKELLY, D. K. e E. E. WERNER. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 337-363.
- ZUG, G. R., VITT, L. J. e J. P. CALDWELL. 2001. **Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles**. 2 ed. San Diego: Academic Press.

Tabela 1 – Distribuição das espécies de anuros entre as respectivas famílias em lagoas costeiras de dunas no Município de Mostardas, Rio Grande do Sul, entre os meses de novembro de 2007 e outubro de 2008. A coluna Lagoas representa a soma das ocorrências de cada espécie em uma lagoa costeira. Área-fonte representa a ocorrência da espécie na área-fonte. Dependência hídrica é a representação de cada espécie em uma classe de necessidade hídrica: Alta, Média e Baixa.

Família/Espécie	Lagoas	Área-fonte	Dependência hídrica
Bufonidae			
<i>Rhinella arenarum</i>	3	1	Alta
<i>Rhinella dorbignyi</i>	0	1	Alta
Cycloramphidae			
<i>Odontophrynus maisuma</i>	2	1	Alta
Hylidae			
<i>Dendropsophus minutus</i>	0	1	Alta
<i>Dendropsophus sanborni</i>	0	1	Alta
<i>Hypsiboas pulchellus</i>	16	1	Alta
<i>Pseudis minuta</i>	14	1	Alta
<i>Scinax berthae</i>	0	1	Alta
<i>Scinax gr. rubra</i>	0	1	Alta
<i>Scinax squalirostris</i>	0	1	Alta
Leiuperidae			
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	4	1	Média
<i>Physalaemus gracilis</i>	15	1	Média
<i>Pseudopaludicola falipes</i>	5	1	Alta
Leptodactylidae			
<i>Leptodactylus gracilis</i>	11	1	Baixa
<i>Leptodactylus latrans</i>	13	1	Média
Microhylidae			
<i>Elachistocleis bicolor</i>	0	1	Alta
Total*	9	16	

*Total representa a riqueza total das lagoas costeiras e da área-fonte ao longo de todo o período de estudo.

Tabela 2 – Média, desvio padrão e intervalo de variação da riqueza e variáveis ambientais nas 16 lagoas costeiras de dunas no Município de Mostardas, Rio Grande do Sul, entre os meses de novembro de 2007 e outubro de 2008.

	Média	Desvio padrão	Amplitude
Espécies lagoas costeiras	5,18	1.1	3-7
Espécies área-fonte	12	0.75	3-12
Área (m ²)	845,18	730,81	120-2431
Diversidade de habitats	2,75	0,68	2-4
Distância da área-fonte (km)	14,59	4,47	7,02-23,23
Distância das três lagoas mais próximas (m)	234,35	158,78	33,33-495,66

Tabela 3 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais nas 16 áreas lagoas costeiras de dunas no Município de Mostardas, Rio Grande do Sul, entre os meses de novembro de 2007 e outubro de 2008.

	Área	Diversidade de habitats	Distância da área-fonte	Distância das três lagoas mais próximas
Diversidade de habitats	0,167			
Distância da área-fonte	0,110	-0,040		
Distância das três lagoas mais próximas	-0,381	-0,011	-0,172	
Hidroperíodo	-0,333	0,551*	-0,232	0,276

* P<0,05

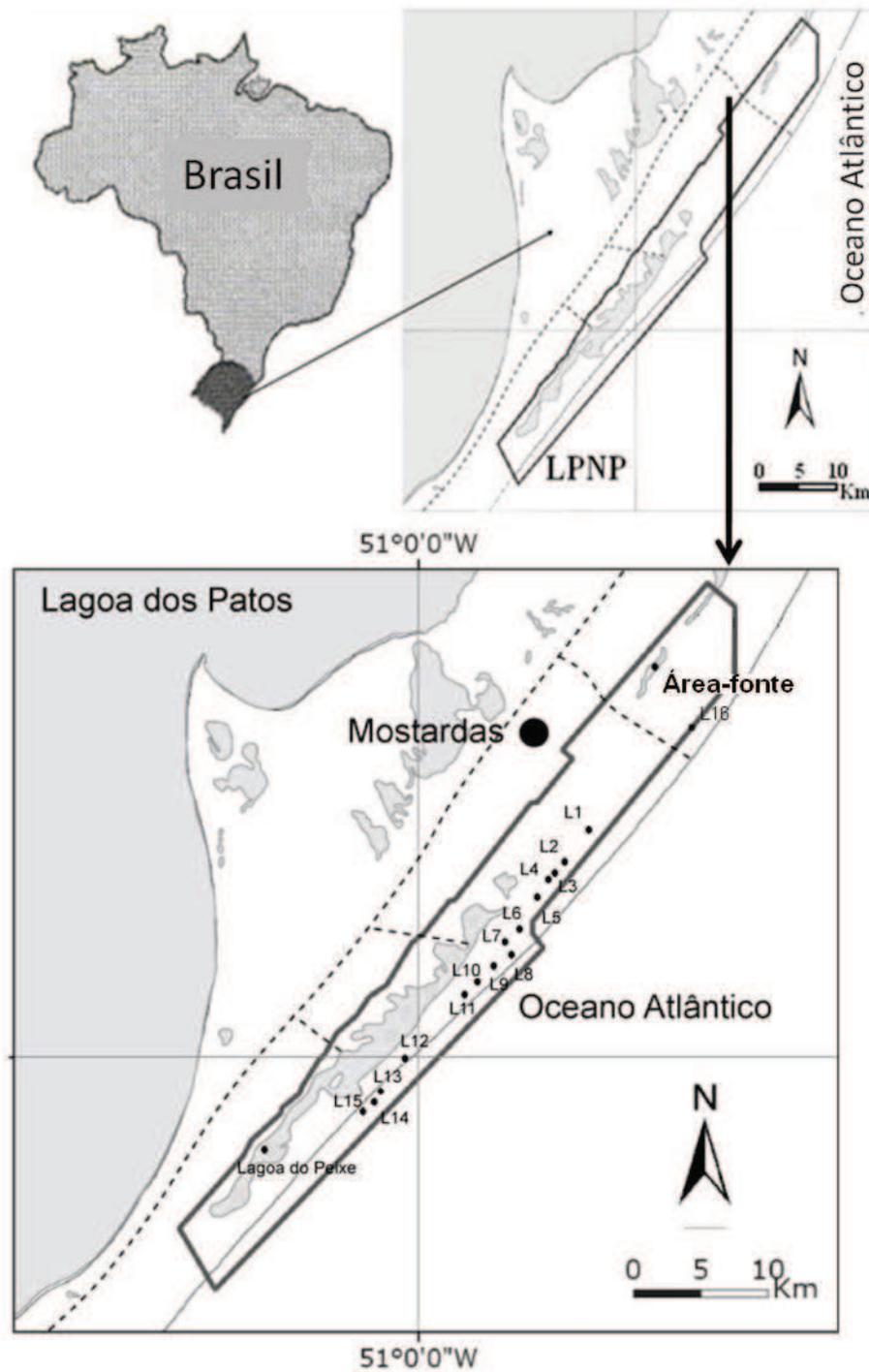


Figura 1. Área de estudo distribuídas ao longo do Parque Nacional Lagoa do Peixe (LPNP), município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil. Os pontos indicam as 16 lagoas costeiras e a área-fonte.

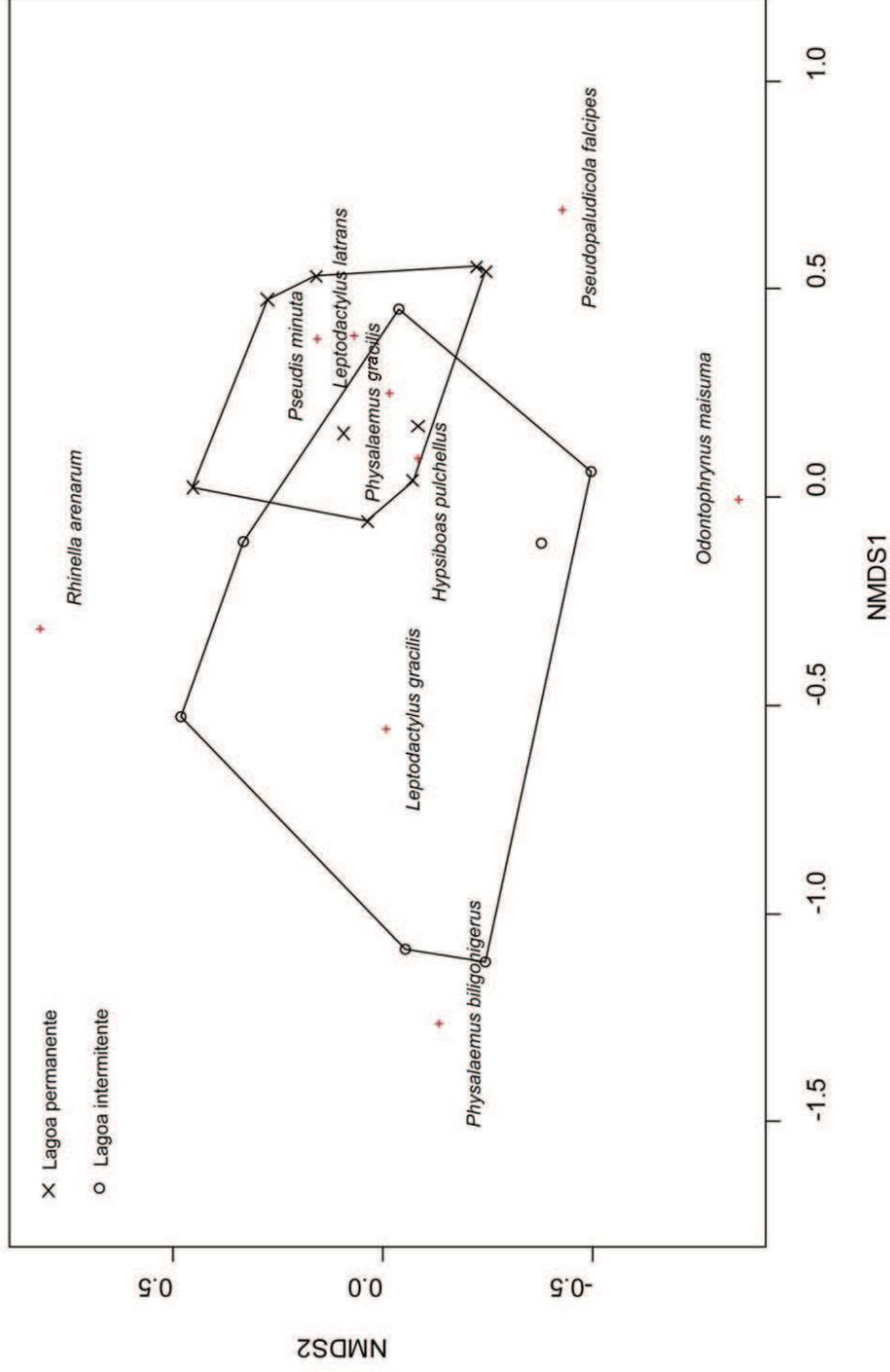


Figura 2. Ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da ocorrência de nove espécies de anuros registradas em lagoas costeiras em dunas no Parque Nacional Lagoa do Peixe (LPNP), município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil, entre novembro de 2007 a agosto de 2008. Onde “X” representam as lagoas permanentes e “O” representam as lagoas intermitentes.

Capítulo 3

*Efeitos de plantações de pinheiros exóticos (Pinus spp.)
sobre a assembléia de anuros em áreas úmidas do sul do
Brasil*

3. EFEITOS DE FLORESTA DE PINHEIROS EXÓTICOS (*Pinus* spp.) SOBRE A ASSEMBLÉIA DE ANUROS EM ÁREAS ÚMIDAS NO SUL DO BRASIL

3.1. Resumo

1. A expansão do *Pinus* na Planície Costeira no sul do Brasil é crítica e seus impactos sobre a biodiversidade aquática, principalmente sobre os anuros, são pouco conhecidos.
2. Este estudo avalia a variação na estrutura e diversidade de anuros adultos e girinos, como é determinada a beta-diversidade em áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus*. Avaliamos, também, a influência da variação hidrológica e das variáveis físico-químicas sobre a estrutura de anuros.
3. O material biológico e as variáveis ambientais foram amostradas em oito coletas foram realizadas entre 2007-2009, em cinco áreas úmidas naturais e cinco áreas úmidas com influência de *Pinus*. Os anfíbios foram amostrados por procura visual em seis transectos aleatórios durante 15 minutos cada.
4. As áreas úmidas naturais apresentaram uma maior riqueza de girinos (10 espécies) que em áreas úmidas com *Pinus* (cinco espécies). Também apresentaram uma maior riqueza de adultos do que as áreas com *Pinus*, com 13 espécies em áreas úmidas naturais e 12 em áreas úmidas com *Pinus*. A composição de espécies de anuros foi diferente entre as áreas úmidas naturais e com *Pinus*, tanto para adultos quanto para girinos.
5. Comparando-se as áreas úmidas naturais e com as áreas úmidas com *Pinus*, o aninhamento foi determinante para a diversidade beta. Esse resultado indica que a ocorrência de *Pinus* implica em perda de espécies em áreas úmidas do sul do Brasil. A mudança de hidroperíodo pode ter sido uma das causas para a perda de espécies de anuros.
6. A remoção de *Pinus* em áreas destinadas à conservação no sul do Brasil é urgente, bem como um manejo adequado das plantações de *Pinus*, a fim de minimizar suas expansões e impactos na biodiversidade aquática, uma vez que 90% de suas áreas úmidas já foram impactadas.

Palavras-chave: silvicultura, perda de espécies, áreas úmidas, hidroperíodo

3.2. Introdução

Estudos científicos vêm demonstrando um acentuado declínio nas populações de anuros nas últimas décadas, inclusive com extinções de algumas espécies (ALFORD et al., 2001; COLLINS e STORFER 2003, STUART et al., 2004). A perda, fragmentação e alteração de habitats são umas das principais causas desse desaparecimento (BLAUSTEIN e WAKE, 1995; GAA, 2004). O uso indiscriminado de pesticidas e fertilizantes nos agroecossistemas vem afetando as áreas de vida dos anfíbios (FREEMARK e BOUTIN, 1995; BONIN et al., 1997; FINDLAY e HOULAHAN, 1997; GRAY; SMITH; BRENES, 2004; RELYEA, 2005). Muitas espécies de anfíbios apresentam alta permeabilidade de pele e seus girinos são suscetíveis às mínimas variações na química da água (VITT et al. 1990; BOONE et al., 2007). As diferenças interespecíficas nas histórias de vida dos anfíbios, como por exemplo, o tempo de desenvolvimento larval e a capacidade de locomoção, limitam o deslocamento entre as áreas úmidas e seu sucesso reprodutivo (BABBITT e TANNER, 2000).

Os anuros são especialmente dependentes de habitats aquáticos durante a reprodução (PRADO; UETANABARO; HADDAD, 2005). Essa dependência vem contribuindo com o desaparecimento de muitas espécies de anfíbios, principalmente quando mais de 50% das áreas úmidas já desapareceram nos últimos 100 anos ao longo do mundo (OECD, 1996). A agricultura é uma das principais atividades humanas responsáveis por esse declínio, e sua expansão é uma grande ameaça à conservação de espécies (CZECH e PARSONS, 2002). Nos últimos anos, monoculturas de *Pinus* spp. estão sendo introduzidas em muitos países para produção de resina, celulose e madeira. Nos últimos cinco anos, as florestas plantadas têm aumentado em média cinco milhões de hectares por ano e hoje já representam cerca de 7% das florestas do mundo (FAO, 2010). A substituição de áreas úmidas por florestamentos nas regiões temperadas e subtropicais da América do Sul é uma prática comum das indústrias madeireiras (NOSETTO; JOBBÁGY; PARUELO, 2005; RICHARDSON; WILLIANS; HOBBS, 1994). Na América do Sul, mais de 90% das florestas plantadas são de espécies introduzidas (FAO, 2010).

O Brasil detém quase metade de todas as áreas úmidas naturais da América do Sul (NARANJO, 1995). No sul do Brasil, estimativas indicam que aproximadamente

90% das áreas úmidas desapareceram no último século, e a expansão agrícola é a grande responsável (GOMES e MAGALLHÃES, 2004). No entanto, a taxa de plantações de *Pinus* na região neotropical apresentou um incremento dramático desde a década de 60, devido aos incentivos fiscais implantados pelo governo brasileiro (Lei 5.106). Esse incentivo deu origem a uma grande expansão de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. Em 2008, o sul do Brasil apresentou mais de 171 mil hectares de plantações de *Pinus* (ABRAF, 2009), entretanto sua área de ocorrência é muito maior, uma vez que áreas invadidas não são contabilizadas.

A silvicultura de *Pinus* apresenta diversos impactos nos ecossistemas naturais da América do Sul, principalmente pela sua alta capacidade de dispersão (RICHARDSON; WILLIAMS; HOBBS, 1994; BUSTAMANTE e SIMONETTI, 2005). As áreas úmidas costeiras dessa região estão localizadas em ambientes de dunas e áreas de campos, que favorecem ainda mais a dispersão e o estabelecimento dos propágulos dessas espécies exóticas (RICHARDSON; WILLIAMS; HOBBS, 1994). Tal potencial é extremamente preocupante para a região sul do Brasil, principalmente pela alta diversidade biológica das áreas úmidas (GUADAGNIN e MALTCHIK, 2007; ROLON et al., 2008; STENERT; MOSTARDEIRO; MALTCHIK, 2008). O abandono de plantações e a conseqüente dispersão de *Pinus* ocorrem também em unidades de conservação, como por exemplo, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, único sítio Ramsar do sul do Brasil. Estimativas revelaram que o parque apresenta cerca de 1.452 hectares de áreas invadidas por *Pinus* e 11.693 hectares de plantações em sua zona de amortecimento. No entanto, o impacto das florestas de *Pinus* na biodiversidade local é pouco conhecido (PERELLO et al.2010).

Os impactos ambientais de florestas plantadas têm sido estudados ao longo do mundo (WALLACE e GOOD, 1995; RICHARDSON e REJMÁNEK, 2004). A arborização de áreas abertas afeta as características hidrológicas e de paisagem. A implantação de florestas influencia direta e indiretamente a biota através de mudanças ambientais, diminuição da disponibilidade de recursos, aumento do sombreamento, efeitos alelopáticos e alterações físico-químicas do solo (RICHARDSON, 1998; PARRIS e LINDENMAYER, 2004; BUSTAMANTE e SIMONETTI, 2005). Uma das maiores alterações se dá através da alteração hídrica local, devido à uma maior taxa de evapotranspiração dos pinheiros em relação às espécies herbáceas, trazendo implicações no percentual de água disponível no solo e na drenagem dos ecossistemas aquáticos

(LIMA, 1993; GAO; ZHANG; ZHANG, 2009). A conversão de campo em plantação de pinheiros pode reduzir entre 20 e 80% a disponibilidade de água (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; NOSETTO; JOBBÁGY; PARUELO, 2005; SILVEIRA e ALONSO, 2009).

Mudanças ambientais podem alterar a composição das espécies das áreas invadidas por espécies exóticas (OLDEN e POFF, 2003; McKINNEY e LOCKWOOD, 1999), através da homogeneização ou estabelecimento de novas espécies (McKINNEY e LOCKWOOD, 1999; MCKINNEY, 2004). O mecanismo (substituição ou aninhamento) determinante da beta-diversidade (dissimilaridade na composição de espécies) indicará de que maneira a ocorrência de *Pinus* está influenciando a estrutura da comunidade (BASELGA, 2010). Áreas com beta-diversidade geradas por substituição indicam uma maior diversidade regional (diversidade γ), enquanto áreas com beta-diversidade geradas por aninhamento indicam uma redução no número de espécies ao longo do gradiente ambiental.

A expansão do *Pinus* na Planície Costeira do Sul do Brasil é crítica e seus impactos sobre a biodiversidade aquática são pouco conhecidos. Assumindo que a abundância, riqueza e composição de anuros são fortemente influenciadas pela variação hidrológica (MACHADO e MALTCHIK, 2010; MOREIRA et al., 2010) e por variáveis físico-químicas (MOREIRA et al., 2010; KOPP; WACHLEVSKI; ETEROVICK, 2006), as seguintes hipóteses foram testadas: (1) A influência de *Pinus* diminui a riqueza, abundância e modifica a composição de anuros; (2) a beta-diversidade entre as áreas úmidas é determinada principalmente pelo aninhamento de espécies. Além disso, nós avaliamos a influência de características físico-químicas da água e dos sedimentos na riqueza e abundância em anuros adultos.

3.3. Métodos

3.3.1. Área de estudo

A área de estudo compreende o Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), única área protegida pela Ramsar Convention no sul do Brasil. O parque nacional apresenta uma área total de 344 km² (31°02'-31°48'S; 50°77'-51°15'W), 62 km de comprimento máximo e com uma largura média de 6 km (LOEBMANN e VIEIRA, 2005). A Planície Costeira está entre as regiões do sul do Brasil de maior concentração de áreas úmidas (MALTCHIK et al., 2003). O solo é constituído por areias quartzosas de origem marinha e a topografia consiste em áreas de baixa altitude (inferior a 20 m acima do nível do mar) sendo praticamente plana, com exceção de uma linha composta por dunas costeiras. Desta forma, a área de estudo apresenta condições climáticas (precipitação e temperatura) muito semelhantes (RAMBO, 2000). A Planície Costeira apresenta clima subtropical úmido (MALUF, 2000), com correntes de ar são predominante nordeste (5 ms⁻¹), de Setembro a Abril, e sudoeste (8 ms⁻¹), de Maio a Outubro (KLEIN, 1998).

As áreas estudadas foram selecionadas a partir de um total de 20 áreas úmidas com tamanhos variando entre 0,3 e 0,5 hectares de um mapa topográfico (1:50.000) do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Dessas, 10 áreas úmidas foram selecionadas aleatoriamente (Figura 01): cinco áreas úmidas localizadas em floresta de *Pinus* e cinco áreas úmidas localizadas em campos rupestres. A disposição agregada das unidades amostrais (áreas úmidas) foi devido a baixa quantidade de áreas úmidas nas matrizes de *Pinus* e a baixa existência de matrizes de *Pinus* com características similares (densidade, distribuição e idade reprodutiva). A distribuição de *Pinus* na matriz estudada foi irregular com uma densidade de adultos com cerca de 300 ind/ha e de plântulas (± 20 cm de altura) com aproximadamente 2 ind/m². *Pinus elliottii* era a única vegetação arbórea na matriz de *Pinus* (DAP = 20 cm e altura = 15 m), sendo distribuídos até a borda das áreas úmidas (PERELLO et al., 2010). As áreas úmidas estudadas não apresentaram conexão ou troca de água superficial com as demais áreas úmidas (por exemplo, inundações).

3.3.2. Métodos de amostragem

Em cada área úmida foram amostrados adultos e girinos, entre novembro de 2007 a agosto de 2009, totalizando sete eventos de amostragens. A riqueza e abundância de girinos foi medida através do método proposto por Shaffer et al. (1994). Um total de sete quadrados (50 x 50 cm) foi distribuído aleatoriamente por amostragem em cada área úmida. Todos os girinos dentro dos quadrados foram removidos utilizando um puçá (10 cm largura). A coleta em cada balde foi finalizada após 10 amostragens consecutivas sem coletar indivíduos. Os girinos coletados foram anestesiados com benzocaína, fixados em formol a 5%. Cada indivíduo foi identificado segundo chave dicotômica específica para o sul do Brasil (MACHADO e MALTCHIK, 2007).

Os adultos foram amostrados através de procuras visuais limitadas por tempo que ocorreram entre o pôr-do-sol até 01:00. Em cada coleta foram distribuídos seis transectos de duração de 15 minutos, totalizando 90 minutos em cada área úmida. Os transectos tiveram como início um ponto aleatório e ao término da coleta quando todo o perímetro da área úmida foi percorrido. A sequência das áreas visitadas foi definida através do uso da tabela de números aleatórios. Todos os indivíduos observados foram contabilizados e identificados segundo Cei (1980), Loebmann (2005), Rosset (2008) e Ziegles e Maneyro (2008).

Os dados ambientais (pH, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, total de sólidos dissolvidos - TSD e potencial de oxi-redução) foram as médias amostradas durante cada visita em três pontos aleatórios utilizando o aparelho Horiba H-10 Water Quality Checker[®]. Uma amostra de água superficial (15 cm de profundidade) foi coletada utilizando garrafas plásticas esterilizadas escuras (500 ml) e acondicionada em gelo. A análise da água superficial não excedeu 3-4 dias após a coleta e forneceu dados sobre a concentração de nitrato e fósforo reativo segundo metodologia analítica (CLESCERL; GREENBERG; EATON, 1999). O hidroperíodo foi a soma dos meses em que cada área úmida permaneceu com lâmina d'água.

3.3.3. Análise de dados

A riqueza e abundância total e média por amostragem por área úmida foram os valores acumulados e médios da quantidade de espécies e de indivíduos observados, respectivamente. As análises foram realizadas separadamente para adultos e girinos. As diferenças da riqueza e abundância entre áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* foram testadas através de uma análise de medidas repetidas (Anova), utilizando o software Systat versão 12. Foram utilizados os testes de Levene's e Mauchy's para verificar a homogeneidade e esfericidade das variâncias, respectivamente. Em caso da matriz não ser esférica e assumindo a abordagem de simetria composta (homogeneidade da variância e covariância da matriz) da Anova de medidas repetidas, os valores de "F" foram obtidos através das correções de Greenhouse-Geisser (Von ENDE, 1993).

Diferenças entre as variáveis ambientais (pH, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez, total de sólidos dissolvidos, potencial de oxiredução, concentração de nitrato e fósforo reativo) entre áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* foram comparadas com teste-*t* ($p < 0,05$). As análises foram realizadas utilizando os valores médios coletados durante dois anos. As 10 variáveis ambientais foram reduzidas através da ordenação resultante da Análise de Componentes Principais (PCA). Para a realização da ordenação de PCA foram utilizados os valores médios das amostragens e todas as variáveis foram padronizadas pelo z-score. A influência das variáveis ambientais sobre a riqueza e abundância dos anuros (adultos) foi testada através de análises de regressão múltiplas, utilizando os primeiros dois eixos gerados pela ordenação de PCA. O melhor modelo foi selecionado pelo critério de AIC (AKAIKE, 1974). As análises foram realizadas utilizando o software Systat versão 12.

Foi utilizado o método de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), uma técnica de ordenação, para avaliar a variação da composição entre áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* (McCUNE e GRACE, 2002). Como procedimento para o NMDS foi selecionado duas dimensões (eixos de ordenação), para adultos, utilizando a medida de Bray-Curtis (OKSANEN et al. 2009). A qualidade do NMDS foi determinada através do valor do stress, onde os menores valores indicam uma excelente representação gráfica (CLARKE e WARWICK, 1994). Apenas espécies

que ocorreram em mais de duas amostragens foram utilizadas para as análises realizadas no programa estatístico R versão 2.13 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). A estruturação entre os dados ambientais foi testada através de análise não-paramétrica multivariada denominada ENVIFIT (VEGAN package; OKSANEN et al., 2009). Testes de Monte Carlos foram utilizados para avaliar se o valor do eixo foi mais forte que o esperado, onde o α -level ($P < 0.05$) foi corrigido por Bonferroni para as análises de regressão parcial utilizando o mesmo conjunto de dados (BLAND, 2004).

A independência espacial das 10 áreas úmidas foi testada utilizando a análise *Principal Coordinates of Neighbour Matrices* (PCNM), através da função *quickPCNM* do pacote estatístico PCNM (LEGENDRE et al. 2010). Como resultado, a análise global PCNM não detectou autocorrelação espacial ($p=0,05$), logo, a estrutura espacial das áreas úmidas não foi incluída nas análises estatísticas. Para testar a significância das dissimilaridades entre a composição de anuros das áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* foi utilizado uma análise multivariada de variância permutacional (Permanova).

A beta diversidade e sua partição nos componentes de substituição de espécies (Simpson dissimilarity index) e aninhamento (Nestedness dissimilarity index) foram calculadas de acordo com os índices propostos por Baselga (2010). Baselga (2010) propôs a partição da beta-diversidade (β_{sor} - Sorensen pairwise dissimilarity) em dois componentes: 1) substituição (β_{sim} - Simpson pairwise dissimilarity), que indica uma mudança na composição devido a diferentes conjuntos de espécies entre os pares analisados; e 2) aninhamento (β_{nes} - Nestedness-resultant dissimilarity), que indica a perda de espécies entre pares analisados, isto é, as espécies das áreas mais pobres são um subconjunto das áreas mais ricas. As análises foram realizadas no programa estatístico R versão 2.11 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010) utilizando a função “beta-pairwise.R” disponibilizadas por Baselga (2010). Os valores de beta-diversidade dos componentes de substituição de espécies (β_{sim}) e de aninhamento (β_{nes}) gerados pela análise das 10 áreas úmidas estudadas foram separadas em três grupos: pares de áreas úmidas naturais (10 pares), pares de áreas úmidas com *Pinus* (10 pares) e pares de áreas úmidas natural-*Pinus* (25 pares). Os valores de β_{sim} e β_{nes} foram comparados através de teste-t pareado em cada um dos três grupos determinados anteriormente. Onde foi utilizada uma abordagem unicaudal, para testar se o componente determinado pelo aninhamento de espécies era maior do que o componente gerado pela substituição.

3.4. Resultados

Um total de 11 espécies de girinos foi observado: cinco espécies nas áreas úmidas com *Pinus* e 10 espécies nas áreas úmidas naturais. Essas espécies estiveram distribuídas em três famílias, onde, Hylidae apresentou seis espécies, seguidas por Leiuperidae (três espécies) e Leptodactylidae (duas espécies). Um total de 331 girinos foi observado nas áreas úmidas com *Pinus* (78) e nas áreas úmidas naturais (253). A família Hylidae representou a maioria dos indivíduos (46 e 128, respectivamente), seguida por Leiuperidae (29 e 58, respectivamente) e Leptodactylidae (três e 67, respectivamente) (Tabela 1).

Um total de 13 espécies de anuros adultos distribuídas entre quatro famílias foram observadas ao longo do estudo em áreas úmidas naturais (13 espécies) e áreas úmidas com *Pinus* (12 espécies). A família mais representativa de anuros adultos foi Hylidae (seis espécies), seguida por Leiuperidae (quatro espécies) e Leptodactylidae (duas espécies). Bufonidae esteve representada por apenas uma espécie. Um total de 1.138 indivíduos de anuros adultos foi observado nas áreas úmidas naturais (1.007) e áreas úmidas com *Pinus* (131). Hylidae também representou a maioria dos indivíduos nas áreas úmidas naturais (733) e nas áreas úmidas com *Pinus* (50), seguidas por Leiuperidae (231 e 47, respectivamente) e Leptodactylidae (35 e 34, respectivamente) (Tabela 1). *Rhinella fernandezae* (Bufonidae) foi amostrado apenas nas áreas úmidas naturais.

A riqueza máxima de girinos variou de zero a nove espécies nas áreas úmidas naturais e entre zero e quatro espécies nas áreas úmidas com *Pinus*. A distribuição dos dados de riqueza média de girinos evidenciou fortemente a ocorrência de um maior número de espécies nas áreas úmidas naturais do que nas áreas com *Pinus* durante todo o estudo (Figura 2a). A abundância total de girinos variou entre zero e 24 indivíduos nas áreas úmidas com *Pinus* e entre zero e 28 nas áreas úmidas naturais, sendo maior nas áreas naturais ao longo de todo estudo (figura 3a). A ausência de girinos ao longo de cinco eventos de amostragem, mesmo durante a fase com água superficial, não permitiu a avaliação estatística da variação da riqueza e abundância, sendo assim excluídos das demais análises.

A riqueza máxima de anuros adultos variou entre zero e oito espécies nas áreas úmidas com *Pinus* e entre zero e 11 espécies nas áreas úmidas naturais durante o período de estudo. A riqueza média de adultos variou entre as áreas úmidas com *Pinus* e áreas úmidas naturais ($F_{1,8}=171.79$; $P<0.001$), sendo maior nas áreas úmidas naturais ao longo de todo estudo ($F_{6,48}=13.754$; $P<0.001$) (Figura 2b). A abundância total de anuros adultos variou entre zero a 32 indivíduos nas áreas úmidas com *Pinus* e entre zero e 67 indivíduos nas áreas úmidas naturais. A abundância média de adultos variou entre as áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* ($F_{1,8}=97.087$, $P<0.001$) e ao longo do tempo ($F_{6,48}=4.318$, $P=0.001$). A abundância de adultos foi maior nas áreas úmidas naturais em todo o estudo ($F_{6,48}=4.873$; $P<0.001$), com maiores valores durante o início da primavera e verão (Tukey, $P<0.05$) (Figura 3b).

Enquanto o hidroperíodo, total de sólidos dissolvidos (TDS), oxigênio dissolvido (OD) e condutividade da água foram maiores em áreas úmidas naturais, o potencial de oxi-redução (ORP) foi maior nas áreas úmidas com *Pinus* ($p < 0,05$) (Tabela 2). As variáveis ambientais ($n = 10$) foram reduzidos a dois componentes principais, que explicaram 66,6% da variação das características ambientais. O primeiro componente representa 48,1% da variação e foi negativamente relacionada com o hidroperíodo, TDS, condutividade, OD, pH e porcentagem de matéria orgânica e positivamente relacionada com a ORP. O segundo componente explicou 18,5% da variação e foi positivamente relacionada com a concentração de nitratos e fósforo solúvel reativo. A riqueza e abundância de anuros adultos não foram influenciadas pelo primeiro e segundo componentes da PCA ($r = 0.624$, $F_{2,7} = 0.058$, $p=0.944$; $r = 100.44$, $F_{2,7} = 0.203$, $p=0.821$, respectivamente).

Os eixos gerados pelo NMDS expressaram uma estrutura para a comunidade de anuros adultos, onde os dados foram dispostos conforme os escores do NMDS e na média ponderada das espécies. O valor de stress (S) para o dois eixos do NMDS (2-D) foi igual a $1,2142^{-13}$, indicando uma relevante precisão para as representações das distâncias. A ordenação produzida pelo NMDS demonstrou que a composição de anuros nas áreas úmidas naturais foi relativamente distinta da encontrada nas áreas úmidas com *Pinus* (Figura 4). Entretanto, apenas o hidroperíodo influenciou a composição de anuros ($r^2=0.753$; $Pr = 0.008$). O gradiente representado pelos eixos do NMDS e a composição de anuros adultos variaram entre as áreas úmidas com *Pinus* e naturais (Permanova,

$F_{1,9}=11,29$; $Pr=0.0072$), onde 10 espécies estiveram mais associadas as áreas naturais e duas espécies mais associadas às áreas úmidas com *Pinus*.

A beta-diversidade resultante do aninhamento de espécies (nestedness) entre pares de áreas úmidas naturais foi semelhante ao valor de beta-diversidade resultante da substituição de espécies (turnover) (natural-natural: $t_9=-0.129$; $P=0,5499$), e entre os pares de áreas úmidas com *Pinus* (*Pinus-Pinus*: $t_9=-0.6557$, $P=0.7358$, Figura 5). Entretanto, considerando pares de áreas úmidas natural-*Pinus*, o valor de beta-diversidade determinado pelo aninhamento diferiu significativamente do valor resultante da substituição de espécies (natural-*Pinus*: $t_9=2.1431$; $P=0,0212$, Figura 5). Esse resultado demonstrou que a beta-diversidade encontrada nas áreas úmidas com *Pinus* é um subconjunto da diversidade das áreas úmidas naturais.

3.5. Discussão

A diversidade de anuros observada (13 espécies) representou mais de 13% da riqueza conhecida para o sul do Brasil e 82% da riqueza conhecida para a região costeira do Rio Grande do Sul (MACHADO e MALTCHIK, 2007; COLOMBO et al., 2008; LOEBMANN, 2005). Não foi registrado ao longo do estudo *Melanophryniscus dorsalis*, - única espécie de anfíbio inserida em categorias de ameaça de extinção da região (HADDAD, 2008). A diversidade de anuros jovens e adultos foi menor nas áreas úmidas com *Pinus* ao longo de todo o período estudado (dois anos). Esses resultados indicaram que a menor riqueza nessas áreas é um padrão independente da dinâmica temporal de anfíbios. A presença de girinos e indivíduos em metamorfose nas áreas úmidas com *Pinus* indicou a ocorrência de atividade reprodutiva de anfíbios nesses sistemas, porém apenas entre um pequeno número de indivíduos em um curto espaço de tempo. Brode e Bury (1984) e Semlitsch e Bodie (2003) observaram que os anfíbios usam as áreas úmidas de ambientes alterados como habitat complementares. Este estudo demonstrou que os anuros estão usando as áreas úmidas com *Pinus* como habitats complementares, inclusive para reprodução, entretanto com menos espécies e menor abundância.

O processo de alteração de habitats é bem conhecido por afetar negativamente as espécies que vivem em áreas remanescentes (PATTERSON e ATMAR, 2000), mudando a composição das comunidades biológicas através da perda de espécies em áreas invadidas ou pela substituição de espécies (McKINNEY, 2004). A variação da beta-diversidade entre ecossistemas reflete dois processos ecológicos importantes (aninhamento e substituição de espécies), e a determinação da contribuição desses dois processos tem implicações importantes para o manejo e conservação das espécies (BASELGA, 2010). Este estudo procurou identificar como invasão de pinheiro influencia a assembléia de anuros. Caso a variação da beta-diversidade entre as lagoas estudadas fosse gerada pela substituição de espécies, poderíamos afirmar que a ocorrência de *Pinus* mantém uma composição de anuros diferente de lagoas naturais. No entanto, caso a beta-diversidade fosse gerada por aninhamento, poderíamos sustentar que a ocorrência de *Pinus* diminuiu a riqueza de anuros, afetando espécies menos toleradas à mudanças ambientais. Comparando as áreas úmidas naturais umas com as outras e as áreas úmidas com *Pinus* entre si, verificou-se que nem o aninhamento nem a substituição foi determinante para a diversidade beta. No entanto, quando as áreas úmidas naturais foram comparadas com as áreas úmidas com *Pinus*, descobrimos que a contribuição do aninhamento foi maior para a diversidade beta de anuros do que a substituição. Esse resultado indica que apenas parte da comunidade de anuros usa as áreas úmidas com *Pinus* do Sul do Brasil, e que a influência de *Pinus* pode estar acarretando a perda de espécies de anfíbios. As reduções na riqueza e as significativas mudanças na composição sugerem que algumas espécies que habitavam esses ecossistemas foram excluídas, permanecendo apenas as espécies mais resistentes às mudanças ambientais induzidas pelos *Pinus*, por exemplo, *Leptodactylus gracilis* e *Dendropsophus minutus* (HAZELL et al., 2001; GUERRY e HUNTER Jr., 2002).

O hidroperíodo é considerado um fator que fortemente influencia a comunidade de anuros em áreas úmidas (SEMLITSCH et al., 1996; PELTZER e LAJMANOVICH, 2004, MOREIRA et al., 2010). As mudanças nos regimes hidrológicos (tempo em que as áreas úmidas permanecem com ou sem água superficial) pode ser uma consequência direta da ocorrência de *Pinus* em áreas de campos e dunas (BUYTAERT; IÑIGUEZ; De BIÈVRE, 2007; JOBBÁGY e JACKSON, 2004). Neste estudo, o hidroperíodo foi menor nas áreas úmidas com *Pinus* do que nas áreas úmidas naturais. A redução da presença de água superficial nesses sistemas pode ter contribuído com a menor riqueza

de anfíbios e na mudança da composição, uma vez que ambientes com menos tempo de água superficial pode excluir espécies que dependam de longos períodos com água superficial para o desenvolvimento de suas larvas (BABBITT; BABER; TARR, 2003; WERNER et al., 2007). Neste estudo vimos que *Leptodactylus gracilis* e *Dendropsophus minutus* estiveram mais associadas à ambientes com maior tempo sem água superficial. Este resultado pode ter ocorrido pelo certo grau de independência de água superficial para o desenvolvimento dos girinos de *L. gracilis* (ninhos de espuma em toca subterrânea) e *D. minutus* (rápido desenvolvimento de seus girinos (GIOVANELLI, 2004). Entretanto, a menor riqueza e abundância, mesmo em períodos onde todas as áreas úmidas apresentaram água superficial (área úmida natural e área úmida com *Pinus*) indicam que outros fatores ambientais também afetaram a comunidade de anuros.

Os anfíbios são afetados diferentemente por inúmeras variáveis ambientais de acordo com seu estágio de desenvolvimento, por exemplo, a química da água atua principalmente durante a fase larval (ROGERS e CHALCRAFT, 2008). Entre as variáveis ambientais avaliadas o total de sólidos dissolvidos, oxigênio dissolvido, condutividade e o potencial de oxi-redução variaram entre as áreas úmidas naturais e as áreas úmidas com *Pinus*, porém não apresentaram qualquer relação com a riqueza, abundância ou ainda com a composição dos anuros. Diversos estudos verificaram a influência da química da água sobre a riqueza e composição de anuros (BLACK, 1976; WIGGINS; MACKAY; SMITH, 1980; GERLANC e KAUFMAN, 2005), porém a relação entre cada variável química e a comunidade de anuros ainda não é consensual (BOONE et al., 2007; VITT; WILBUR; SMITH, 1990). Para o sul do Brasil poucos estudos indicam relações positivas entre diferentes variáveis químicas da água e a comunidade de anuros (BOTH et al., 2009; MOREIRA et al., 2010). Nossos resultados mostraram que as variáveis físico-químicas tiveram menor influência na comunidade de anuros que o hidroperíodo.

Nossos resultados sugerem que a ocorrência dos *Pinus* tem um impacto negativo na estruturação dos diferentes estágios do ciclo de vida de anuros (fase larval e fase adulta). As áreas úmidas com *Pinus* reduziram a riqueza e abundância de anuros e estão modificando a composição e estrutura das áreas úmidas naturais. Dentre as espécies ocorrentes em todo o estudo e que utilizaram as áreas úmidas com *Pinus*, apenas um subconjunto foi capaz de se reproduzir nesses ambientes. A redução do hidroperíodo

pode ser uma das causas para a diminuição de espécies nesses sistemas. Em termos de manejo e conservação, nossos resultados apontam para uma política pública de remoção dos *Pinus* existentes em unidades de conservação, além de um manejo adequado das plantações de *Pinus* nas áreas de entorno, a fim de minimizar suas expansões e impactos na biodiversidade aquática. A conservação de áreas úmidas e o emprego de práticas de gestão que reduzam os impactos antrópicos na biodiversidade aquática são cruciais no sul do Brasil, uma vez que quase 90% das suas áreas úmidas já foram perdidas.

3.6. Referências

- ABRAF. 2009. ABRAF statistical yearbook 2009: base year 2008. ABRAF, Brasília.
- AKAIKE, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Automat Contr* 19: 716–723.
- ALFORD, R. A., DIXON, P. M. e J. H. K. PECHMANN. 2001. Global amphibian population declines. *Nature* 412: 499–500.
- BABITT, K. J., BABER, M. J. e T. L. TARR. 2003. Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. *Can. J. Zool.* 81: 1539–1552.
- BABBITT, K. J. e G. W. TANNER. 2000. Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands* 20(2): 313-322.
- BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol Biogeogr* 19: 134-143.
- BLACK, J. H. 1976. Environmental fluctuations in central Oklahoma temporary ponds. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 56: 1-8.
- BLAND, M. 2004. Multiple significance tests and the Bonferroni correction. Disponível em: <<http://wwwusers.york.ac.uk/~mb55/intro/bonf.htm>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- BLAUSTEIN, A. R., e D. B. WAKE. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272: 52-57.

- BOCARD, D. e P. LEGENDRE. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modelling* 153: 51-68.
- BONIN, J., DESGRANGES, J.-L., RODRIGUE, J. e M. QUELLET. 1997. Anuran species richness in agricultural landscapes of Quebec: foreseeing longterm results of road-call surveys. Pag. 141–149. In: D. M. GREEN (ed.). **Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem**. Herpetological Conservation, Number 1, Society for the Study of Amphibians and Reptiles, St. Louis, Missouri, USA.
- BOONE, M. D., SEMLITSCH, R. D., LITTLE, E. E., e M. C. DOYLE. 2007. Multiple stressors in amphibian communities: effects of chemical contamination, bullfrogs, and fish. *Ecol. Appl.* 17(1): 291-301.
- BORCARD, D., P. LEGENDRE, C. AVOIS-JACQUET e H. TUOMISTO. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85(7): 1826-1832.
- BOTH, C., SOLÉ, M., SANTOS, T. G. e S. Z. CECHIN. 2009. The role of spatial and temporal descriptors for neotropical tadpole communities in southern Brazil. *Hydrobiologia* 624: 125-138.
- BRODE J. M. e R. B. BURY. 1984. The importance of riparian systems to amphibians and reptiles, pp. 30-36. In: Warner R.E. e Hendrix K.M., Editors. **California Riparian Systems. Ecology, Conservation, and Productive Management**. Berkeley, CA: University of California Press. 997 pp.
- BUSTAMANTE, R. O. e J. A. SIMONETTI. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biol Invasions* 7: 243-249.
- BUYTAERT, W., IÑIGUEZ, V. e B. De BIÈVRE. 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management* 251: 22-30.
- CEI, J.M. 1980. **Amphibians of Argentina**. Monograph 2. Monit. Zool. Ital. 609 p.
- CLARKE, K. R. e R. M. WARWICK. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.* (Berl.) 118(1): 167-176.

- CLESCERL, L., GREENBERG, A. e A. EATON. (eds). 1999. **Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters**. 20th edition. Washington DC, American Public Health Association, 1325 p.
- COLLINS, J. P., e A. STORFER. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- COLOMBO, P.; KINDEL, A.; VINCIPROVA, G. e L. KRAUSE. 2008. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrópica*, 8(3): 229-240.
- CZECH, H. A. e K. C. PARSONS. 2002. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *Waterbirds* 25: 56–65.
- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment. Disponível em: <www.fao.org/forestry/fra2010>. Acesso em: 07 abr 2011.
- FINDLAY, S. C. e J. HOULAHAN. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11: 1000–1009.
- FREEMARK, K. e C. BOUTIN. 1995. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: a review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52: 67-91.
- GAO, Z., ZHANG, Z. e X. ZHANG. 2009. Responses of water yield to changes in vegetation at a temporal scale. *Front For China* 4: 53–59.
- GERLANC, N. M., e G. A. KAUFMAN. 2005. Habitat of origin and changes in water chemistry influence development of western chorus frogs. *Journal of Herpetology* 39: 254-265.
- GLOBAL AMPHIBIAN ASSESSMENT [GAA]. 2004. Summary of key findings. Disponível em <<http://www.globalamphibians.org>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- GOMES, A. D. S. e A. M. D. MAGALHÃES JÚNIOR. 2004. **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Embrapa, Pelotas.
- GRAY, M. J., SMITH, L. M. e R. BRENES. 2004. Effects of agricultural cultivation on demographics of Southern High Plains amphibians. *Conservation Biology* 18: 1368–1377.

- GUADAGNIN, D. L. e L. MALTCHIK. 2007. Habitat and landscape factors associated with Neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation* 16: 1231-1244.
- GUERRY, A. D. e HUNTER JR. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forest and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.* 16(3): 745-754.
- HADDAD, C. F. B. 2008. Anuros. In: MONTEIRO, A. B., MACHADO, G. M. D. e A. P. PAGLIA (eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas. Vol. 2, 1420 p.
- HAZELL, D., CUNNINGHAM, D. L., MACKEY, B. e W. OSBORNE. 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biol. Conserv.* 102: 155-169.
- JOBÁGY, E. G. e R. B. JACKSON. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10: 1299–1312.
- KOPP, K., WACHLEVSKI, M. e P. C. ETEROVICK. 2006. Environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. *Canadian Journal of Zoology* 84: 136–140.
- LIMA, W. P. 1993. **Impacto Ambiental do Eucalipto**. São Paulo: EDUSP. 301 p.
- LOEBMANN, D. 2005. **Guia Ilustrado: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil**. Pelotas: Ed. USEB, 2005. 76 p.
- LOEBMANN, D. e J. P. VIEIRA. 2005. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(2): 339-341.
- MACHADO, I. F. e L. MALTCHIK. 2010. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands?. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 39–46.
- MACHADO, I. F. e L. MALTCHIK. 2007. Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. *Neotropical Biology and Conservation* 2(2): 101-116.
- MALTCHIK, L., COSTA, E. S., BECKER, C. G. e A. E. OLIVEIRA. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas: Botânica* 53: 89-100

- MALUF, J. R. T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 8: 141–150.
- McCUNE, B. e J. B. GRACE. 2002. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon: MjM Software. 304 p.
- McKINNEY, M. L. e J. L. LOCKWOOD. 1999. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14: 450-453.
- McKINNEY, M. L. 2004. Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of sampling and exotic species richness. *Biological Invasions* 6: 495-504.
- MOREIRA, L. F. B., MACHADO, I. F., GARCIA, T. V. e MALTCHIK, L. 2010. Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. *Journal of Natural History* 44(23): 1493-1507.
- NARANJO, L. G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio* 118: 125-129.
- NOSETTO, M. D., JOBBÁGY, E. G. e J. M. PARUELO. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biol.* 11: 1101–1117.
- OECD (1996), **The Knowledge-based Economy**. Paper no. OCDE/ GD(96) 102, Paris: OECD.
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. e H. WAGNER. 2009. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-2., Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- OLDEN, J. D. e N. L. POFF. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *American Naturalist* 162: 442–460.
- PARRIS, K. M. e D. B. LINDENMAYER. 2004. Evidence that creation of a *Pinus radiata* plantation in south-eastern Australia has reduced habitat for frogs. *Acta Oecol* 25: 93-101.
- PATTERSON, B. D. e W. ATMAR. 2000. Analyzing species composition in fragments. In RHEINWALD, G. (ed.), **Isolated vertebrate communities in the tropics**. Bonn, Germany. p. 9-24.

- PELTZER, M. e R. C. LAJMANOVICH. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Paraná River, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 13: 1833-1842.
- PERELLO, L. F. C., GUADAGNIN, D. L., MALTCHIK, L., MENEZES, R. B., STRANZ, A. e J. E. SANTOS. 2010. Os desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS pp.135-151 In: **Faces da Posissemia da Paisagem - Ecologia, Planejamento e Percepção**. Vol. III. SANTOS, J. E., ZANIN, E. M. e L. E. MOSCHINI (Org.). 2010. Rima. São Carlos. 338p.
- PRADO, C. P. A., UETANABARO, M. e C. F. B. HADDAD. 2005. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia* 26: 211–221.
- PRETTY, J. 2007. Sustainable Agriculture and Food Systems. p. 457 – 470. In: PRETTY, J. (ed). **The SAGE Handbook of Environment and Society**. London: SAGE Publications.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em <<http://www.R-project.org>>.
- RAMBO, B. 2000. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul: Ensaio de Monografia Natural**. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). 471 p.
- RELYEA, R. A. 2005. The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications* 15: 1118–1124.
- RICHARDSON, D. M. e M. REJMÁNEK. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10: 321–331.
- RICHARDSON, D. M. 1998. Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conserv Biol* 12: 18-26.
- RICHARDSON, D. M., WILLIAMS, P. A. e R. J. HOBBS. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *J. Biogeogr* 21: 511-527

- ROCHA, C. F. D., HATANO, F. H., VRCIBRADIC, D. e M. VAN SLUYS. 2008. Frog species richness, composition and beta-diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Braz. J. Biol.* 68(1): 101-107.
- ROGERS, T. N. e D. R. CHALCRAFT. 2008. Pond hydroperiod alters the effect of density dependent processes on larval anurans. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 65: 2761-2768.
- ROLON, A. S., LACERDA, T., MALTCHIK, L. e D. L. GUADAGNIN. 2008. The influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazil wetlands. *Journal of Vegetation Science* 19(2): 221-228.
- ROSSET, S. D. 2008. New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Lütken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. *Journal of Herpetology* 42: 134–144.
- SEMLITSCH, R. D. e J. R. BODIE. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17: 1219-1228.
- SEMLITSCH, R. D., SCOTT, D. E., PECHMANN, J.H.K. e J. W. GIBBONS. 1996. Structure and dynamics of an amphibian community: Evidence from a 16-year study of a natural pond. Pp. 217–248, In: CODY, M. L. e J. SMALLWOOD (Eds.). **Longterm Studies of Vertebrate Communities**. New York: Academic Press. 597 p.
- SHAFFER, H. B., ALFORD, R. A., WOODWARD, B. D., RICHARDS, S. J., ALTIG, R. G. e C. GASCON. 1994. Standard techniques for inventory and monitoring: quantitative sampling of amphibian larvae. pp. 130–141. In: HEYER, W. R., DONNELLY, M. A., MCDIARMID, R. W., HAYEK, L. C. e M. S. FOSTER. (eds). **Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for Amphibians**. Washington: Smithsonian Institution Press.
- SILVEIRA, L. e J. ALONSO. 2009. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. *Hydrol Process* 23: 320-329.
- SIMBERLOFF, D. S. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *Am. Naturalist* 106: 414-418.

- SPSS. 2002. Software package. Statistical Package for Social Sciences, Chicago.
- STENERT, C. B.; MOSTARDEIRO, C. e L. MALTCHIK. 2008. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 59: 540-548.
- STUART, S., CHANSON, J. S., COX, N. A., YOUNG, B. E., RODRIGUES, A. S. L., FISHMAN, D. L. e R. W. WALLER. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- VITT, J. P., WILBUR, H. M. e D. C. SMITH. 1990. Amphibians as harbingers of decay. *BioScience* 40: 418.
- VON ENDE, C. N. 1993. Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. p.113-137. In: Scheiner, S. M. e J. Gurevitch (eds.) **Design and analysis of ecological experiments**. New York: International Thomson Publishing.
- WALLACE, H. L. e J. E. G. GOOD. 1995. Effects of afforestation on upland plant communities and implications for vegetation management. *Forest Ecol Manag* 79: 29-46.
- WERNER E. E., SKELLY D. K., RELYEA R. A. e K. L. YUREWICZ. 2007. Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* 116: 1697-712.
- WIGGINS, G. B., R. J. MACKAY, e L. M. SMITH. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 58: 97-206.
- ZHANG, L., DAWES, W.R. e G. R. WALKER. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37: 701-708.
- ZIEGLER, L. e R. MANEYRO. 2008. Clave para La identificación de los Anfibios de Uruguay. Montevideo: DIRAC.

Tabela I. Número acumulado de indivíduos para as espécies de anuros registradas em áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* no sul do Brasil, Novembro de 2007 a agosto de 2009.

Espécies	Áreas úmidas naturais		Áreas úmidas com <i>Pinus</i>	
	Adultos	Girinos	Adultos	Girinos
<i>Dendropsophus minutus</i>	118	1	22	29
<i>Dendropsophus sanborni</i>	161	2	4	0
<i>Hypsiboas pulchellus</i>	211	79	6	6
<i>Leptodactylus gracilis</i>	2	0	31	3
<i>Leptodactylus latrans</i>	36	67	4	0
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	10	4	4	0
<i>Physalaemus gracilis</i>	95	46	27	29
<i>Physalaemus riograndensis</i>	15	0	6	0
<i>Pseudis minuta</i>	127	7	3	0
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	98	8	12	0
<i>Scinax fuscovarius</i>	22	10	2	0
<i>Scinax squalirostris</i>	129	29	0	11
<i>Rhinella fernandezae</i>	12	0	0	0
Riqueza total	13	10	11	5
Abundância total	1036	253	121	78

Tabela 1 – Valores médios (\pm desvio padrão) e escores do PCA das variáveis ambientais em áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus* no sul do Brasil, Novembro de 2007 a agosto de 2009. Os asteriscos indicam as variáveis que são estatisticamente significativas ($p < 0.05$).

	Áreas Naturais	Áreas com <i>Pinus</i>	Escores da ordenação	
	Média (\pm DP)	Média (\pm DP)	PCA1	PCA2
Condutividade (mS.cm^{-1})*	10.02 (4.14)	5.65 (1.09)	-0.80034	0.089549
Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})*	10.29 (0.79)	8.78 (0.86)	-0.69638	-0.36209
Potencial de oxi-redução (mV)*	253.91 (20.19)	308.46 (11.75)	0.867141	0.129767
pH	6.63 (0.23)	6.28 (0.46)	-0.63509	-0.5946
Total de Sólidos Dissolvidos (g.L^{-1})*	0.06 (0.03)	0.04 (0.01)	-0.80846	0.076937
Turbidez	61.64 (23.19)	79.46 (55.54)	0.167708	-0.35514
Concentração de Nitrato (mg.L^{-1})	0.57 (0.23)	0.38 (0.05)	-0.49096	0.72293
Fósforo reativo (mg.L^{-1})	0.08 (0.05)	0.05 (0.01)	-0.54472	0.696972
Matéria Orgânica (%)	1.76 (0.86)	1.60 (1.01)	-0.53144	-0.31632
Hidroperíodo (mês)*	7.8 (0.45)	3.8 (1.92)	-0.88568	-0.01988

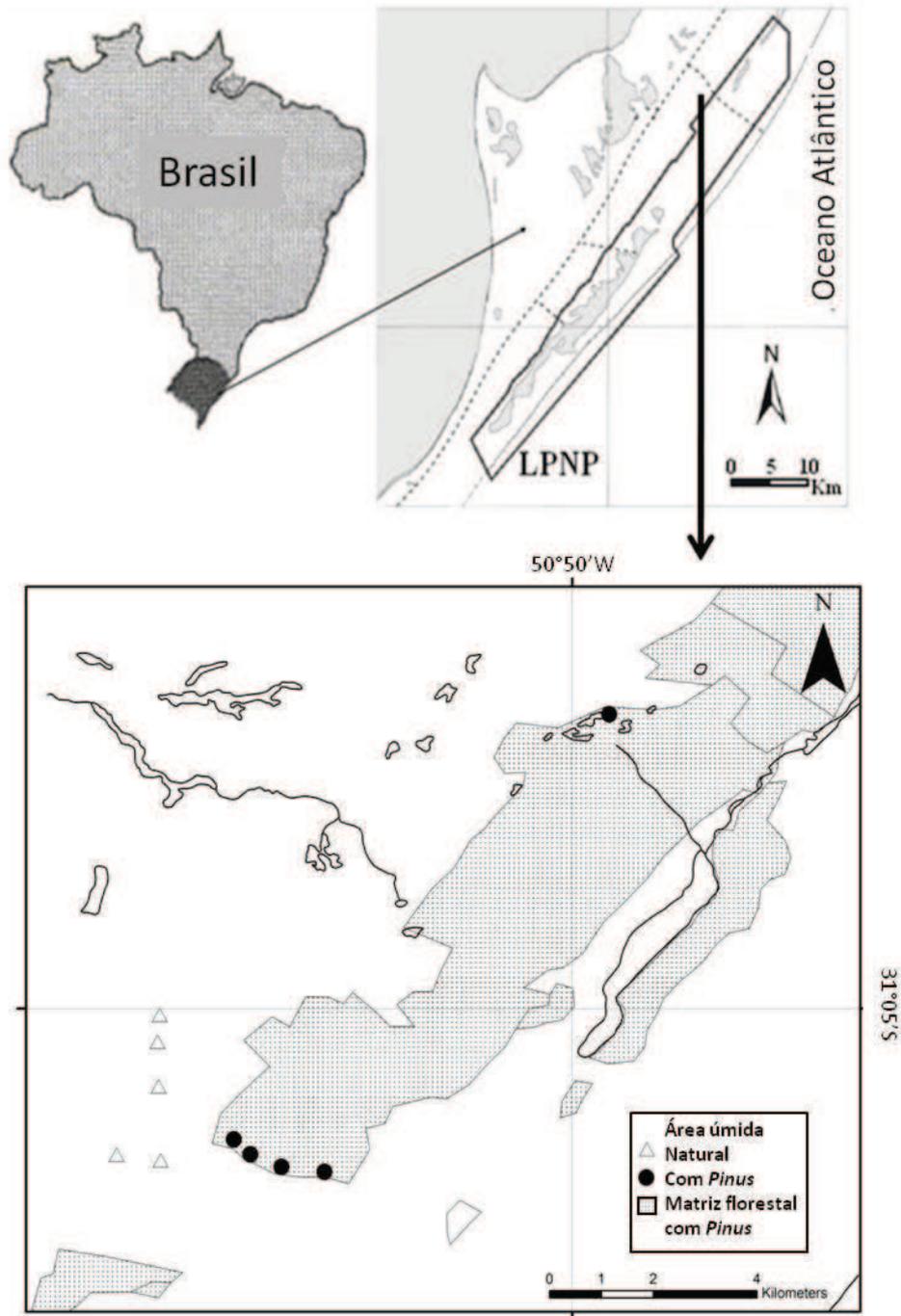


Figura 1. Área de estudo distribuídas ao longo do Parque Nacional Lagoa do Peixe (LPNP), município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil. Em detalhe estão localizadas as áreas úmidas naturais (triângulos), áreas úmidas com *Pinus* (círculos preenchidos) e a matriz florestal com *Pinus* (área hachurada).

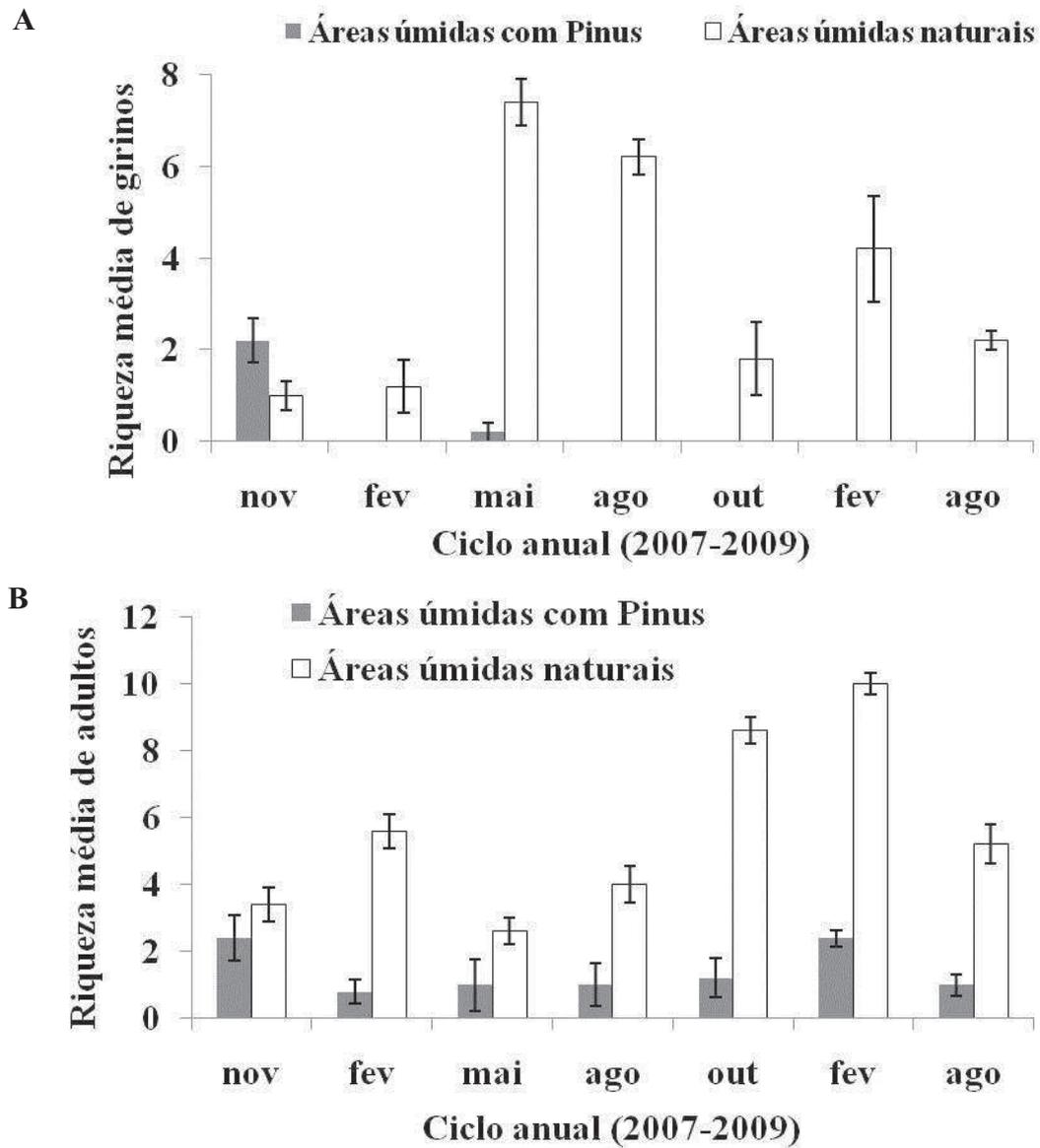


Figura 2. Riqueza média de anuros (\pm desvio padrão) distribuída entre áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus*, Novembro de 2007 a agosto de 2009, considerando girinos (A) e adultos (B).

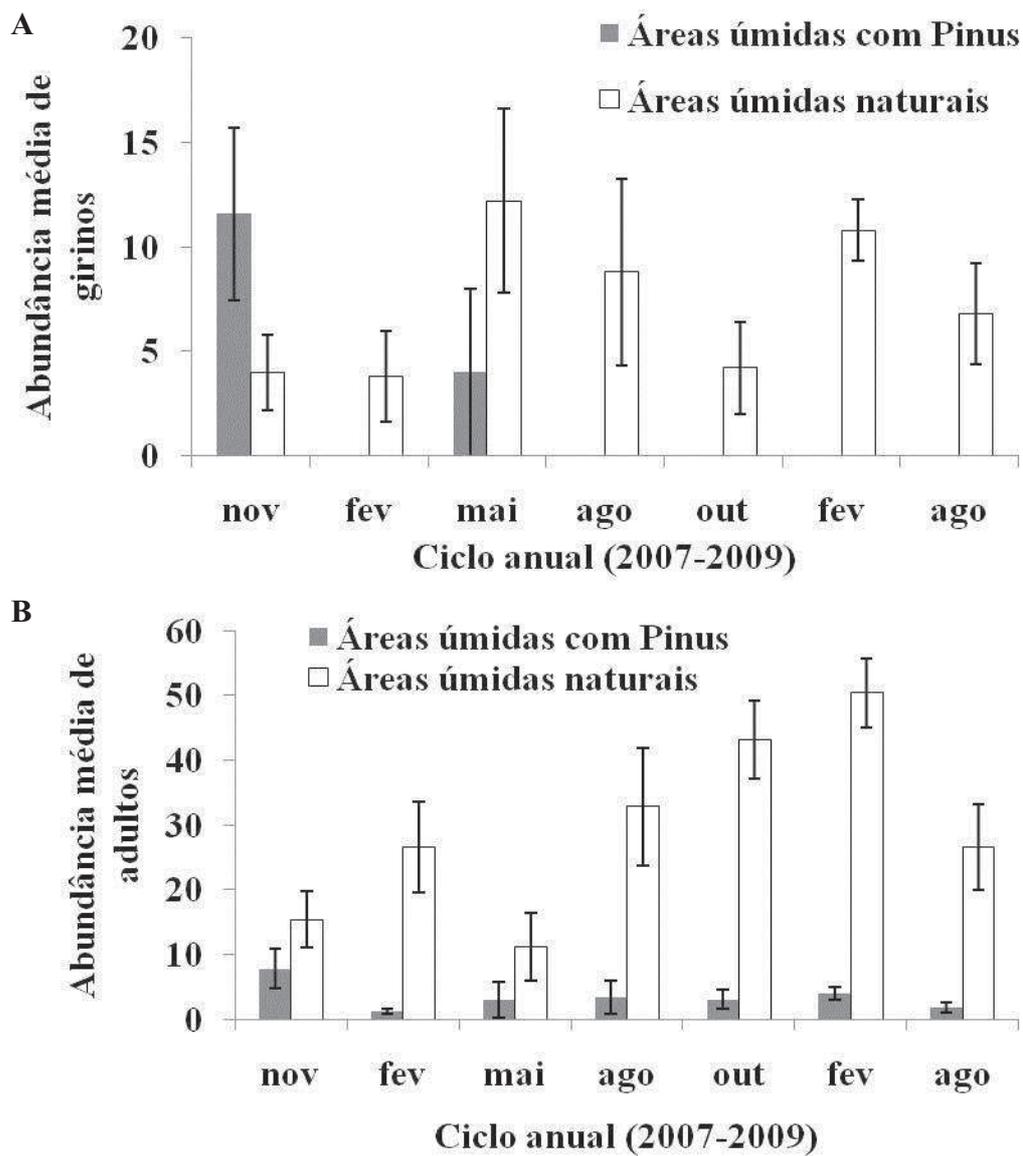


Figura 3. Abundância média de anuros (\pm desvio padrão) distribuída entre áreas úmidas naturais e áreas úmidas com *Pinus*, Novembro de 2007 a agosto de 2009, considerando girinos (A) e adultos(B).

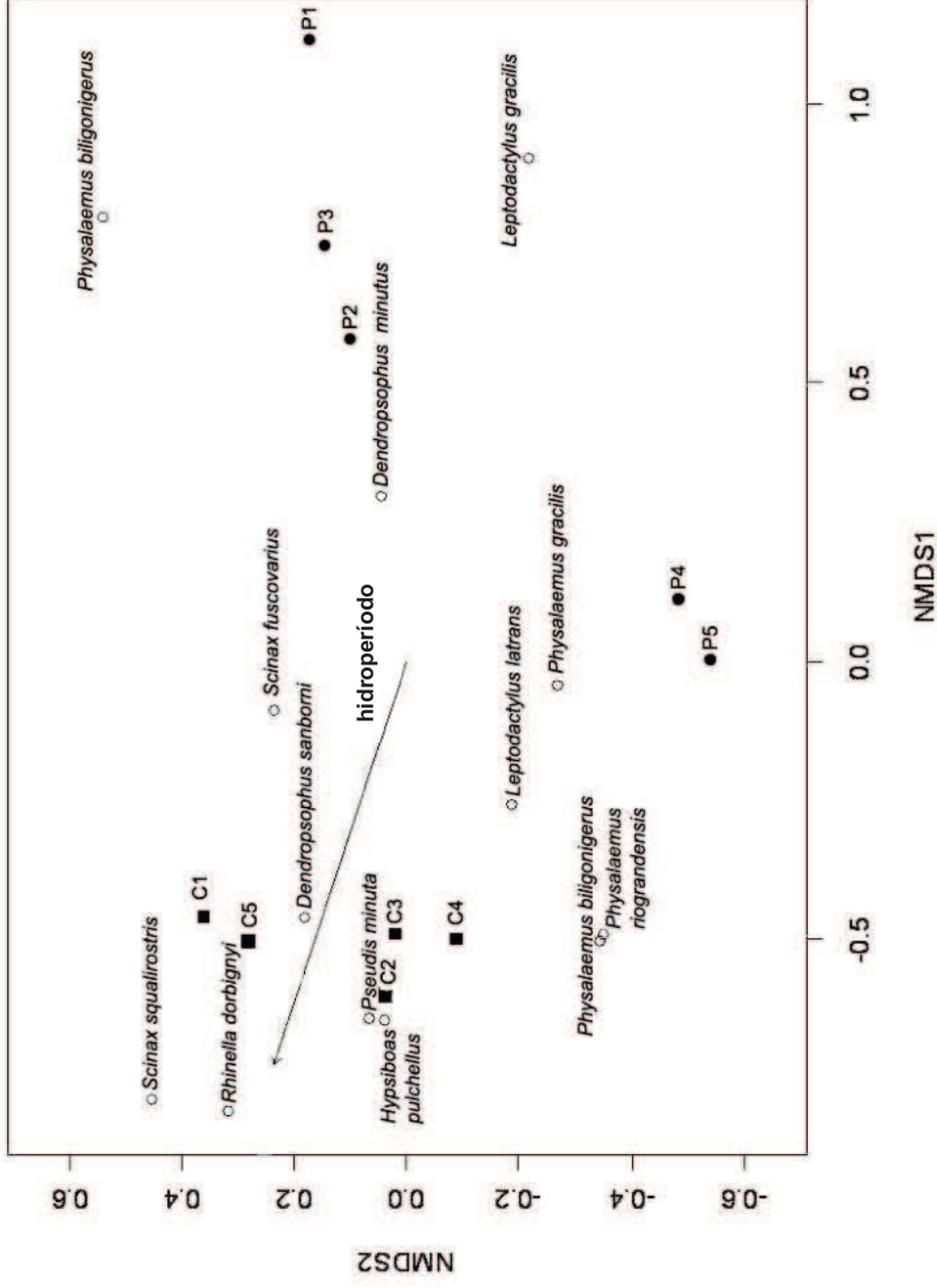


Figura 5. Ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da ocorrência de anuros adultos registradas no Parque Nacional Lagoa do Peixe (LPNP), município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil, entre Novembro de 2007 a agosto de 2009. Onde C1-5 representam as cinco áreas úmidas naturais, P1-5 representam as cinco áreas úmidas com *Pinus* e a seta indica a variação do hidroperíodo.

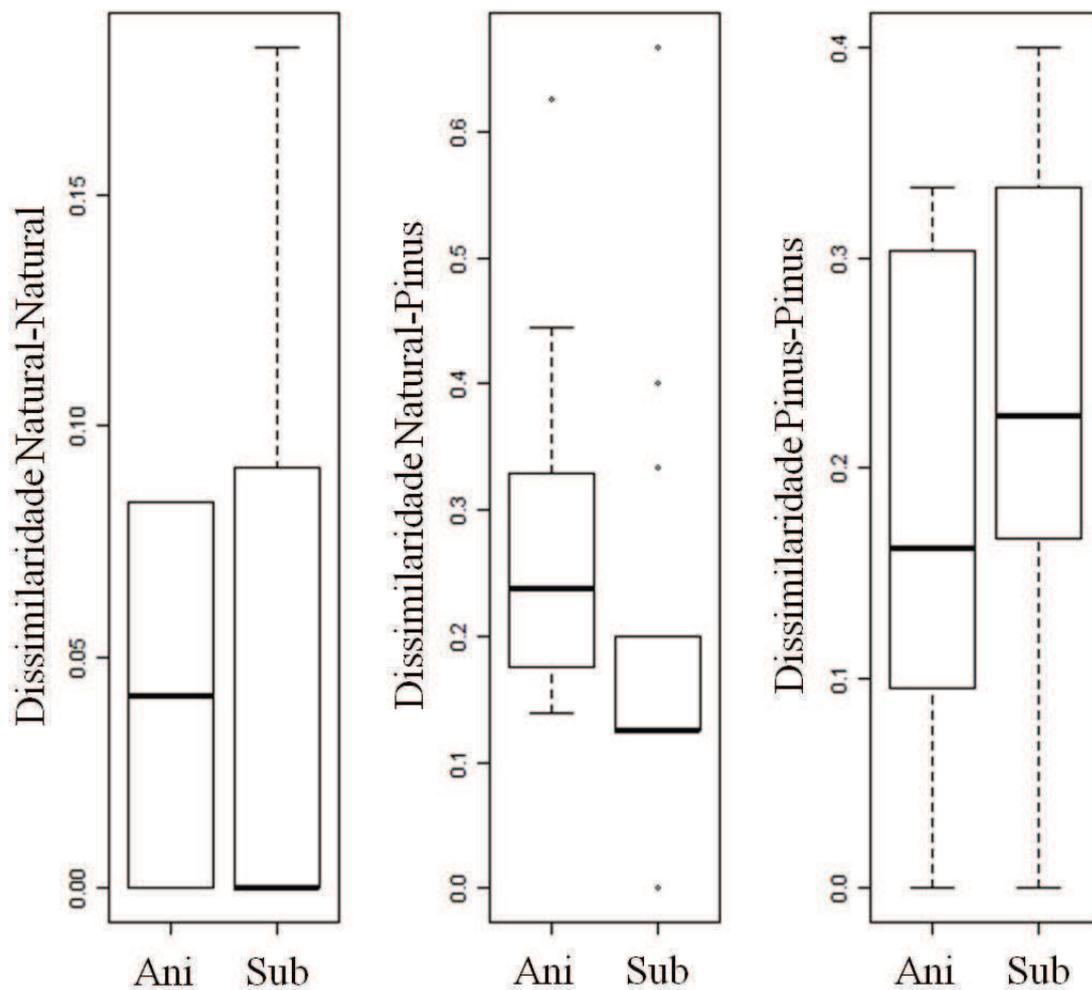


Figura 4. Diversidade β de anuros adultos entre as áreas úmidas estudadas no Parque Nacional Lagoa do Peixe (LPNP), município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil, entre Novembro de 2007 a agosto de 2009. Considerando a distribuição das dissimilaridades do aninhamento de espécies (Ani) e da substituição de espécies (Sub).

Capítulo 4

As práticas de manejo em lavouras de arroz podem contribuir para a conservação de anfíbios em áreas úmidas do sul do Brasil?

O atual capítulo se encontra publicado no periódico científico *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20: 39–46, sob o título de: “Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands?”.

4. AS PRÁTICAS DE MANEJO EM ARROZAIIS CONTRIBUEM PARA A CONSERVAÇÃO DE ANUROS EM ÁREAS ÚMIDAS NO SUL DO BRASIL?

4.1. Resumo

1. A expansão do cultivo de arroz é uma das principais atividades associadas à perda de 90% das áreas úmidas no sul do Brasil. No mundo todo, a agricultura de arroz é reconhecida por ter considerável potencial de utilização por espécies aquáticas. No entanto, as práticas de manejo em agroecossistemas necessitam de um aprimoramento e de uma melhor investigação sobre seus efeitos sobre a biodiversidade.

2. Este estudo avalia o potencial dos arrozais como refúgio para anfíbios anuros. Além disso, verificamos como as diferentes práticas de manejo durante a fase de pós-colheita podem contribuir para a conservação de anuros em áreas úmidas no sul do Brasil.

3. Para a amostragem do material biológico, foram realizadas seis coletas em diferentes práticas de manejo durante o pós-colheita (três coletas em áreas drenadas e três em áreas alagadas) e em três áreas naturais. Os anfíbios foram amostrados por procura visual em seis transectos aleatórios durante 15 minutos cada.

4. No total, 2139 indivíduos de anuros foram observados nos arrozais (798) e na área natural (1341), em um total de 12 espécies distribuídas em cinco famílias. A riqueza e abundância de anuros variaram ao longo do ciclo de cultivo do arroz, sendo maior nas fases de crescimento e resteva. A riqueza e abundância média foram maiores nas áreas naturais do que nos manejos de arroz drenados ou alagados.

5. As diferentes práticas de manejo adotadas após o período de colheita (presença ou ausência de água superficial) não influenciou a riqueza ou a abundância dos anuros. Entretanto, influenciou a composição de espécies.

6. Entre os resultados encontrados neste estudo, as diferenças na composição encontrada entre as práticas de manejo adotadas é um dos mais interessantes para a biologia da conservação. Como melhor prática sugerida para manter uma maior diversidade de anuros, os produtores de arroz deveriam manter parte das suas áreas de produção alagadas durante a fase de resteva. Os resultados encontrados devem ser considerados em planos de conservação de áreas úmidas no sul do Brasil; entretanto, a percentagem de cada área cultivada que deverá permanecer alagado deverá ser decidida através de políticas de conservação e agricultura estaduais ou nacionais. Tais estratégias poderão conciliar as necessidades agroeconômicas com a conservação da biodiversidade no sul do Brasil, onde mais de 90% de suas áreas úmidas já foram perdidas.

Palavras-chave: anura, práticas de manejo, ciclo de cultivo de arroz, região neotropical.

4.2. Introdução

Áreas úmidas são sítios importantes de conservação, uma vez que suportam grande biodiversidade e alta produtividade (DAVIS; BLASCO; CARBONELL, 1996; GETZNER, 2002). Entretanto, nos últimos 200 anos, mais de 50% as áreas úmidas da América do Norte, Europa, Austrália e Nova Zelândia já foram modificadas ou perdidas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). A expansão da agricultura é uma das atividades humanas responsáveis pelo declínio de áreas úmidas naturais no mundo (CZECH e PARSONS, 2002), sendo o arroz (*Oriza sativa* L.) o principal cereal produzido no mundo (JULIANO, 1993). Em 2003, aproximadamente 151 milhões de hectares foram utilizados para o cultivo mundial de arroz, dos quais a Ásia foi responsável por 89% (FAO STAT, 2004). Em todo o mundo, os arrozais são reconhecidos como sítios potenciais para o uso de muitas espécies de invertebrados aquáticos, plantas e vertebrados como peixes, anfíbios e aves (FERNANDO; FURTADO; LIM, 1979; MILLER; WILLIAMS; WILLIAMS, 1989; BURHANUDDIN, 1993; BROUDER e HILL, 1995; ELPHICK e ORING, 1998, 2003; CZECH e PARSONS, 2002; BAMBARADENIYA e AMARASINGHE, 2003).

A expansão de áreas úmidas antrópicas, como arrozais, muitas vezes se dá sobre as áreas naturais (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). O papel de suporte de alta biodiversidade das áreas úmidas antrópicas ainda é pouco conhecido. O desenvolvimento de novos conceitos e práticas de manejo que conciliem a sustentabilidade de arrozais com a conservação de espécies demandará um grande conhecimento sobre os complexos agrossistêmicos. Por exemplo, produtores de arrozais da Califórnia utilizaram o alagamento de campos pós-colheita na aceleração da decomposição vegetal, esta prática se tornou uma importante estratégia para conservação da biodiversidade, uma vez que esta ação criou habitats para a comunidade de aves aquáticas (BROUDER e HILL, 1995; ELPHICK e ORING, 2003). O encontro de áreas de conservação fora de áreas protegidas se faz urgente, uma vez que áreas protegidas cobrem apenas 11,5% da superfície do planeta (RODRIGUES et al., 2004). Os arrozais e suas extensas áreas alagadas podem ser essenciais no auxílio para a conservação de espécies que ocorrem em áreas úmidas.

Uma das maiores características hidrológicas da América do Sul é a existência de áreas úmidas extensas (NEIFF, 2001). Porém, no sul do Brasil aproximadamente 72% das áreas úmidas são menores que 1 km² (MALTCHIK, 2003). Este padrão é

consequência de uma severa fragmentação de habitats gerada pela expansão da agricultura, especialmente plantações de arroz (GOMES e MAGALHÃES, 2004). Estimativas conservativas indicam que aproximadamente 90% das áreas úmidas naturais desapareceram ou foram convertidas no sul do Brasil. Muitos estudos vêm analisando os padrões de biodiversidade em áreas úmidas fragmentadas nessa região (ROLON e MALTCHIK, 2006; GUADAGNIN e MALTCHIK, 2007; STENERT e MALTCHIK, 2007; ROLON et al., 2008; STENERT et al., 2008). Porém, o uso de arrozais como refúgios de biodiversidade na região Neotropical continua pouco conhecida. Tais informações são extremamente importantes para guiar políticas de conservação, já que áreas protegidas correspondem a menos de 1% do território no sul do Brasil (BRASIL, 2006), um número extremamente menor do que o proposto pelo Ministério do Meio Ambiente Brasileiro.

As áreas úmidas servem como importantes sítios de reprodução para espécies de anfíbios (MOLER e FRANZ, 1987; DODD, 1992; SEMLITSCH, 1998), onde muitas se reproduzem apenas neste tipo de ambiente (DODD e CADE, 1998). A perda das áreas úmidas pode comprometer severamente os anuros do sul do Brasil, inclusive espécies endêmicas (SILVANO e SEGALLA, 2005). No Japão, os arrozais são tidos como habitats importantes durante determinados estágios do ciclo de vida dos anuros, especialmente para as espécies que se reproduzem em arrozais (FUJIOKA e LANE, 1997). Entretanto, a importância dos arrozais para a conservação de anfíbios nos Neotrópicos é pouco estudado. Esta informação é extremamente importante para o sul do Brasil, uma vez que esta região comporta cerca de 10% das espécies reconhecidas para o Brasil, país que apresenta a maior diversidade de anfíbios do mundo (MACHADO e MALTCHIK, 2007; SBH, 2010).

Arrozais irrigados no sul do Brasil apresentam um regime hidrológico dinâmico, com variações entre fases aquáticas e terrestres, podendo permanecer sem água superficial durante dois anos. A fase de resteva representa o período em que os campos para a agricultura permanecem sem a cultura de arroz. Durante esta fase os campos são, normalmente, drenados. Entretanto, alguns campos de cultivo mais baixos permanecem alagados. Os objetivos desses estudos foram: (1) analisar a riqueza, abundância e composição de anuros em arrozais durante o ciclo de cultivo do arroz; (2) comparar a riqueza, abundância e composição dos anfíbios anuros em arrozais sob diferentes práticas de manejo hídrico (alagado e drenado); (3) Comparar a riqueza, abundância e composição de anuros entre os arrozais e as áreas úmidas naturais.

4.3. Métodos

4.3.1. Área de estudo

O estado do Rio Grande do Sul (RS) está localizado no sul do Brasil ($27^{\circ}04' - 33^{\circ}45' S$; $49^{\circ}42' - 57^{\circ}38' W$) e possui uma área de 282.184km^2 (Figura 1). A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma das principais regiões de produção de arroz irrigado na América do Sul (AZAMBUJA; VERNETTI; MAGALHÃES, 2004). Além disso, a Planície Costeira é uma das regiões no sul do Brasil com a maior concentração de áreas úmidas (MALTCHIK et al., 2003). A Planície Costeira apresenta clima subtropical úmido (MALUF, 2000), com correntes de ar são predominante nordeste (5 ms^{-1}), de Setembro a Abril, e sudoeste (8 ms^{-1}), de Maio a Outubro (KLEIN, 1998). A ausência de colinas e baixa altitude (inferior a 20 m a partir do nível do mar) em todo o área de estudo faz com que as condições climáticas (precipitação e temperatura) sejam semelhantes entre as áreas úmidas estudadas (RAMBO, 2000). O estudo foi realizado em Mostardas, oitavo maior produtor de arroz irrigado no sul do Brasil e tem 33.397 ha como área de cultivo (IRGA, 2007). Nos campos de arroz, a aplicação do glifosato é realizada duas fases: preparo do solo (4L ha^{-1}) e o início da emergência do arroz (2L ha^{-1}). Os campos de arroz são fertilizados com uréia (200 kg ha^{-1}) antes da irrigação e após a emergência do arroz.

4.3.2. Amostragem de campo

Os campos de arroz foram classificados em dois tipos, conforme as práticas de manejo pós-colheita adotadas: (1) alagada, áreas que foram mantidas com água superficial durante a fase de resteva; (2) drenada, áreas localizadas em terras ligeiramente mais altas e que foram drenadas e utilizadas para pastagem (Figura 1). Um conjunto de 20 arrozaes com diferentes práticas de manejo hidrológico foi selecionado (10 alagadas e 10 drenadas). Deste, um subconjunto de seis arrozaes foram selecionados aleatoriamente - três alagados e três drenados (Figura 1). Cada campo de arroz investigado apresentou uma área de um hectare. Em cada arrozal, seis coletas foram realizadas ao longo de um ciclo de cultivo (junho de 2005 a junho de 2006), sendo distribuídas em: duas coletas na resteva (Junho de 2005 e setembro de 2005), uma durante a fase de preparo do solo (novembro 2005), duas no crescimento das plântulas

(a emergência do arroz - Janeiro de 2006, e lavra - Março de 2006), e uma na fase pós-colheita (junho 2006). A fase de resteva representa o período em que a área de cultivo permanece sem cultura de arroz, já a fase de preparo do solo representa o período em que o solo é arado para plantio e recebe a aplicação de herbicidas, fertilizantes e é realizada a semeadura. Nas lavouras de arroz alagadas, a água superficial esteve presente durante todas as fases do ciclo, exceto na fase de preparo; já nas áreas drenadas, água de superfície esteve presente apenas durante o período vegetativo (emergência de arroz e lavra).

No mesmo período (junho de 2005 a junho de 2006), seis coletas foram realizadas em três pontos amostrais de tamanho e hidroperíodos similares aos das lavouras de arroz. Dez pontos amostrais foram escolhidos em um remanescente natural próximo aos campos de arroz do estudo (Lagoa da Reserva - área de 9.93km²), dos quais três foram escolhidos aleatoriamente (Figura 1). Os pontos amostrados compreendiam uma área de aproximadamente um hectare e foram localizados nas margens da Lagoa da Reserva. A distância mínima entre os locais de amostragem foi de 1,5 km para aumentar a independência das áreas amostradas. Assim como para as lavouras de arroz, seis coletas foram realizadas ao longo do ciclo de cultivo de arroz (Junho 2005 a junho de 2006). Por ser um dos únicos remanescentes naturais próximos às lavouras de arroz estudadas, a Lagoa da Reserva funciona como fonte de água para o cultivo do arroz irrigado na região.

As amostragens de anfíbios foram concentradas em três noites consecutivas, onde os indivíduos foram registrados através de procuras visuais limitadas por tempo. Em cada coleta foram distribuídos seis transectos de duração de 15 minutos, totalizando 90 minutos em cada ponto amostral. Os transectos tiveram início em um ponto aleatório e os demais transectos foram distribuídos perpendicularmente ao comprimento da lavoura de arroz. A sequência das áreas visitadas foi definida através do uso da tabela de números aleatórios. Todos os indivíduos observados foram contabilizados e identificados segundo Cei (1980), Loebmann (2005) e Rosset (2008).

4.3.3. Análise dos dados

A riqueza e abundância total e a média foram os valores acumulados e médios das espécies e os indivíduos observados por área amostrada, respectivamente. As diferenças das médias da riqueza e abundância entre as lavouras arroz (irrigado e drenado) e Lagoa da Reserva ao longo do tempo (seis fases) foram testados usando ANOVA de medidas repetidas. A análise foi realizada utilizando SPSS (2002). A fim de reduzir a heterocedasticidade, a abundância de anuros foi transformada em raiz quadrada. Foi realizado o teste de Levene's para verificar a homogeneidade de variância e o teste de Mauchy's para a esfericidade. Para atingir a abordagem de simetria composta da ANOVA de medidas repetidas (homogeneidade da matriz de variância-covariância) foram realizadas correções de G-G para o teste F (von ENDE, 1993).

A variação na composição de anuros nas lavouras de arroz e na Lagoa da Reserva foi analisada por meio de Análise de Componentes Principais (PCA) (GOODALL, 1954), realizada no PC-ORD 4.2 (McCUNE e MEFFORD, 2006). Na análise de ordenação, os arrozais foram separados de acordo com a prática de manejo (alagado e drenado), a fim de destacar as diferenças possíveis na sucessão temporal da composição de anuros. A ordenação foi realizada utilizando a abundância nas lavouras irrigadas (n=3), lavouras drenadas (n=3) e Lagoa da Reserva (n=3) durante o período do estudo. Apenas as espécies que ocorreram em mais de duas coletas foram incluídas na análise.

A diferença entre a composição as espécies de anuros nas lavouras irrigadas (n=3), lavouras drenadas (n=3) e Lagoa da Reserva (n=3) foi verificada pelo MRPP (Multi-Response Procedimentos Permutação) (PC-ORD 4.0, McCUNE e MEFFORD, 2006). O MRPP testa as diferenças de homogeneidade entre dois ou mais grupos (A) e compara a homogeneidade aleatória de cada grupo. Quando as amostras são idênticas entre os grupos, $A=1$, e quando a heterogeneidade entre os grupos é igual ao esperado pelo acaso, $A=0$. Se houve maior heterogeneidade entre os grupos do que o esperado ao acaso, $A<0$. A Análise de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997) foi utilizada para determinar se a abundância relativa esteve relacionada com a fidelidade das espécies aos manejos das lavouras de arroz (alagado e drenado) e Lagoa da Reserva durante o período de estudo, a significância foi determinada pelo teste de Monte-Carlo (5000 permutações).

4.4. Resultados

Doze espécies, distribuídas em cinco famílias de anuros foram coletadas durante o período de estudo nas lavouras de arroz (12 espécies) e na Lagoa da Reserva (nove espécies). As famílias mais representativas foram Hylidae (cinco e quatro, respectivamente), seguido por Leiuperidae (três espécies) e Leptodactylidae (duas e uma espécies, respectivamente). Duas famílias foram representadas apenas por uma espécie: Bufonidae (*Rhinella fernandezae* encontrado tanto nas lavouras de arroz, como na Lagoa da Reserva) e Cycloramphidae (*Odontophrynus maisuma* foi encontrada apenas nas lavouras de arroz). No total, 2139 indivíduos de anuros foram observados nas lavouras de arroz (798) e na Lagoa da Reserva (1341). Hylidae representou a maioria dos indivíduos das lavouras de arroz (293) e na Lagoa da Reserva (859), seguido por Leptodactylidae (270 e 222, respectivamente), e Leiuperidae (201 e 231, respectivamente) (Tabela 1). *Dendropsophus minutus* foi encontrado em apenas uma única coleta. Um espécime de *Chthonerpeton indistinctum* (Reinhardt e Lütken, 1862) (Amphibia: Gymnophiona) foi encontrado na Lagoa da Reserva.

A riqueza de espécies total variou de duas a oito espécies nas lavouras de arroz e de cinco a oito espécies na Lagoa da Reserva. A riqueza média de espécies variou ao longo do tempo tanto nas lavouras de arroz como na Lagoa da Reserva ($F_{5,30}=5,752$; $P=0.001$), sendo maior nas fases de crescimento (emergência e lavra) do que na resteva e pós-colheita (Tukey, $P<0.05$). A riqueza média de espécies foi semelhante entre as lavouras alagadas e drenadas ($F_{1,4}=2.174$; $P=0.214$), e não houve interação entre as práticas de manejo e as fases de cultivo ($F_{5,20}=0,620$, $P=0.686$); exceto na resteva 1, onde a riqueza média foi maior nas áreas alagadas do que nas áreas drenadas (Figura 2 (a)). A riqueza de espécies foi maior na Lagoa da Reserva do que nas lavouras de arroz ($F_{2,6}=14.390$, $P=0.005$), e também não houve interação entre sistemas (lavouras irrigadas ou drenadas e Lagoa da Reserva) e tempo ($F_{10,30}=1,349$, $P=0.251$) (Figura 2 (a)).

A abundância total de anuros variou de três a 66 indivíduos nas lavouras de arroz, e de 54 a 139 indivíduos na Lagoa da Reserva durante o período de estudo. A abundância média variou ao longo do tempo nas lavouras de arroz e na Lagoa da Reserva ($F_{5,30}=26.199$, $P<0.001$), sendo maior durante a fase de crescimento das plântulas (emergência e lavra) do que nas demais fases (Tukey, $P<0.05$). Os menores valores de abundância foram encontrados em fases de resteva e no pós-colheita (Tukey,

$P < 0.05$). A abundância média de anuros foi semelhante entre as lavouras alagadas e drenadas ($F_{1,4} = 4,414$, $P = 0.104$). No entanto, houve interação entre práticas de manejo e as fases de cultivo do arroz ($F_{5,20} = 3,429$, $P = 0.021$), a abundância foi maior nas lavouras alagadas do que nas lavouras secas durante a primeira resteva e a fase de crescimento das plântulas (Figura 2 (b)). A abundância média foi maior na Lagoa da Reserva do que nas lavouras de arroz (alagadas e drenadas) ao longo de todo período estudado ($F_{10,30} = 2,849$, $P = 0.013$) (Figura 2 (b)).

Os três primeiros eixos gerados pela PCA explicaram 71,3% da variação da composição de anuros (41,03% da primeira e 18,59% segundo eixo) nas lavouras de arroz alagadas e drenadas e na Lagoa da Reserva durante o período de estudo (Figura 3). A composição de anuros das lavouras alagadas diferiu das lavouras drenadas durante o ciclo de cultivo (MRPP: $A = 0.1037$; $P = 0.012$). Além disso, a composição do conjunto de lavouras de arroz (alagadas+drenadas) também diferiu da Lagoa da Reserva (MRPP: $A = 0.3401$; $P < 0.001$) (Figura 3). A avaliação da variação da composição da Lagoa da Reserva demonstrou diferenças com a composição das lavouras alagadas (MRPP: $A = 0.2762$; $P = 0.001$) e das lavouras drenadas (MRPP: $A = 0.3983$; $P = 0.0006$) (Figura 3). Enquanto *Leptodactylus gracilis* foi a espécie mais abundante nas lavouras de arroz (alagadas e drenadas), *Leptodactylus latrans*, *Physalaemus biligonigerus* e *Rhinella fernandezae* estiveram mais associadas as lavouras alagadas durante a fase de crescimento. A densidade das demais espécies foram maiores na Lagoa da Reserva (Figura 3). A mudança na composição de anuros entre as lavouras alagadas e drenadas foram mais notáveis durante as fases de preparo do solo e crescimento das plântulas (emergência - Figura 3). A composição de anuros durante o pós-colheita foi semelhante às fases de resteva nas lavouras de arroz (alagadas e drenadas). *Pseudopaludicola falcipes* (IV=52.5), *Pseudis minuta* (IV=59.6), *Dendropsophus sanborni* (IV=79.1), *Hypsiboas pulchellus* (IV=84.8) e *Scinax squalirostris* (IV=97.1) foram as espécies características da Lagoa da Reserva (Análise de Espécies Indicadoras, $P < 0.05$).

4.5. Discussão

Doze espécies de anuros foram encontradas em lavouras de arroz que representam cerca de 10% da riqueza de áreas úmidas naturais no sul do Brasil, e 75% da riqueza observada na região do estudo (MACHADO e MALTCHIK, 2007; LOEBMANN, 2005, respectivamente). No entanto, a composição das espécies observadas na Lagoa da Reserva difere da composição de espécies das lavouras de arroz, principalmente devido à alta dominância de hilídeos e leptodactilídeos (correspondendo a cerca de 50% das espécies observadas). Neste estudo, observamos espécies de anuros reproduzindo, tanto nas áreas úmidas naturais como nas lavouras de arroz. Vocalizações, girinos e indivíduos metamorfoseados de *Dendropsophus sanborni*, *Hypsiboas pulchellus*, *Leptodactylus latrans*, *Physalaemus biligonigerus*, *Pseudopaludicola falcipes*, *Pseudis minuta*, *Rhinella fernandezae* e *Scinax squalirostris* foram observadas em ambos os sistemas. Nenhuma das espécies registradas no estudo figura entre listas de espécies ameaçadas estadual ou nacional (GARCIA e VINCIPROVA, 2003; HADDAD, 2008); no entanto, há apenas uma espécie listada para a planície costeira (*Melanophryniscus dorsalis*). A maioria das espécies vem usando as lavouras de arroz como habitats complementares, sejam como habitat reprodutivo ou como corredores entre áreas úmidas naturais adjacentes (BRODE e BURY, 1984; SEMLITSCH e BODIE, 2003).

A riqueza e abundância de anuros variaram ao longo do ciclo de cultivo de arroz, sendo maiores durante as fases de crescimento das plântulas. A maior riqueza e abundância de anfíbios coincidiram com o verão (altas temperaturas) e com a ocorrência de água superficial durante as fases de crescimento das plântulas. As comunidades de anuros são fortemente influenciadas pela temperatura do ar e pelo hidroperíodo (PECHMANN et al., 1989; DUELLMAN e TRUEB, 1994; BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002). A temperatura influencia diversas funções fisiológicas, como o balanço hídrico e respostas imunológicas; e processos comportamentais, como vocalização, metamorfose e desenvolvimento dos indivíduos (ROME; STEVENS; JOHN-ADLER, 1992). O hidroperíodo é um dos fatores mais importantes para determinar a riqueza de espécies, a produtividade e a ocupação de habitat por anuros que se reproduzem em áreas úmidas (BABBITT e TANNER, 2000). Variações no nível da água pode afetar a abundância e a diversidade de espécies de anfíbios de áreas úmidas (PECHMANN et al., 1989). No presente estudo, a maior riqueza e abundância de anfíbios encontrados nas lavouras de arroz e áreas úmidas coincidiu com o período

reprodutivo conhecido para as espécies no sul do Brasil (ACHAVAL e OLMOS, 1997; KWET e Di BERNARDO, 1999).

Nas lavouras de arroz estudadas, o controle de plantas aquáticas foi realizado com herbicida durante as fases de preparo do solo e no início da estação de crescimento. No Brasil, o glifosato é um dos principais herbicidas utilizados nas lavouras de arroz, por ser um herbicida não-seletivo de ervas daninhas, principalmente gramíneas e ciperáceas (BAIRD et al., 1971; SHIBAYAMA, 2001). Estudos recentes têm mostrado que girinos são um dos grupos de vertebrados mais sensíveis aos efeitos tóxicos dos herbicidas com glifosato (GOVINDARAJULU, 2008). Herbicidas com glifosato possuem efeitos subletais sobre as comunidades de anuros, incluindo uma redução nas taxas de crescimento e desenvolvimento, alteração comportamental e modificações genômicas (GOVINDARAJULU, 2008). No entanto, ao nível populacional, consequências subletais não foram testadas *in situ* (GOVINDARAJULU, 2008). No nosso estudo, não foram encontrados sinais ou efeitos nocivos dos herbicidas sobre a comunidade de anuros ocorrentes nas plantações de arroz. No entanto, o uso de herbicidas e outros produtos químicos devem ser cuidadosamente avaliados antes da utilização de lavouras de arroz como ferramentas de conservação.

O hidroperíodo é um fator determinante para composição de anuros em áreas úmidas (PECHMANN et al., 1989; MOREIRA et al., 2007). No presente estudo, algumas espécies (por exemplo, *Hypsiboas pulchellus*, *Scinax squalirostris*, *Pseudopaludicola falcipes* e *Pseudis minuta*) foram importantes para a discriminação de arrozais alagados, arrozais drenados e Lagoa da Reserva. A variação na composição de anuros demonstrou um padrão semelhante ao longo do cultivar de ciclo (em ambas as práticas de manejo – arrozais alagados e drenados). A composição de anuros durante a fase de resteva pós-colheita foi semelhante à composição encontrada durante a fases as restevas iniciais. Este resultado indica que a composição de espécies nestes agroecossistemas tendem a voltar à condição inicial após o período de cultivo de arroz, indicando uma forte sazonalidade na presença de anuros nas lavouras de arroz no sul do Brasil.

As diferenças adotadas nas práticas de manejo durante os períodos de pós-colheita (presença ou ausência de água superficial) não influenciaram a riqueza de espécies e abundância, entretanto, influenciou fortemente a composição de anuros. Estudos que analisam a dinâmica de organismos aquáticos em arrozais e que comparem diferentes práticas de gestão hidrológica são escassos, sendo sua maioria focada em comunidades

de zooplâncton e de aves em clima temperado (KURASAWA, 1956; ROSSI et al., 1974; ELPHICK; ZUUR; IENO, 2007; MANLEY, 2008). A falta de água superficial nas lavouras de arroz drenadas durante a maior parte do ciclo de cultivo favoreceu o aparecimento de espécies das famílias com hábitos mais terrestres, como Bufonidae, Cycloramphidae e Leptodactylidae. Nos arrozais alagados as espécies de hábitos arborícolas e aquáticos, representantes de Hylidae, foram mais abundantes. Assim, o mosaico criado pela variação das áreas úmidas e secas resultantes da cultura do arroz é apropriado para preservar uma alta diversidade regional de anfíbios anuros.

A diferença na estrutura de espécies entre os manejos adotados é um resultado interessante em termos de conservação da biodiversidade. A existência de lavouras secas e alagadas durante a fase de resteva vêm prestando suporte para parte das populações de anuros. Logo, para reforçar a biodiversidade nesses sistemas, os produtores de arroz poderiam fazer uso dos dois manejos em parte de suas terras agrícolas, uma vez que os indivíduos que ocupam as lavouras poderão recolonizar as áreas úmidas naturais adjacentes. Estes resultados devem ser levados em consideração nos planos de conservação de áreas úmidas no sul do Brasil. O gerenciamento dos manejos em lavouras de arroz pode maximizar a quantidade de áreas úmidas no sul do Brasil em até 30%, sendo utilizadas como habitats para anfíbios e outros organismos aquáticos e representando uma poderosa ação de conservação.

Este estudo sugere que as lavouras de arroz podem ajudar a preservar uma fração importante da riqueza de anfíbios em áreas úmidas no sul do Brasil, atuando como refúgios para a biodiversidade. No entanto, os campos de arroz não deve ser visto como substitutos para áreas úmidas naturais, uma vez que esses sistemas mais complexos desempenham um papel importante na recarga de aquíferos, a estabilidade climática e armazenamento de água. Além disso, a riqueza de espécies, abundância e composição diferiram entre as áreas úmidas naturais e as artificiais. No entanto, as práticas de manejo aqui propostas poderiam atuar como uma estratégia importante para a conservação da biodiversidade em áreas que não possuem ou que não estão legitimadas como Unidades de Conservação. Tal estratégia poderia conciliar a agricultura e necessidades econômicas com a conservação da biodiversidade no sul do Brasil, uma vez que mais de 90% das áreas úmidas naturais já foram perdidas e as restantes estão em alto risco devido à expansão da produção de arroz.

4.6. Referências

- ACHAVAL, F. e A. OLMOS. 1997. **Anfibios e Reptiles del Uruguay**. Facultad de Ciencias Universidad de la Republica Oriental Del Uruguay: Montevideo, Uruguay.
- AZAMBUJA, I. H. V., VERNETTI, J. F. J. e J. A. M. MAGALHÃES. 2004. Aspectos socioeconômicos da produção do arroz. In: GOMES, A. S. e J. A. M. MAGALHÃES (eds). **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 23–44 pp.
- BABBITT, K. J. e G. W. TANNER. 2000. Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands* 20(2): 313-322.
- BAIRD, D., UPCHURCH, R., HOMESLY, W. e J. FRANZ. 1971. **Introduction of a new broad spectrum postemergence herbicide class with utility for herbaceous perennial weed control**. Kansas City: Proceedings of the 26th North Central Weed Control Conference, North Central Weed Science Society, 64–68 pp.
- BAMBARADENIYA, C. N. B. e F. P. AMERASINGHE. 2003. Biodiversity associated with the rice field agroecosystem in Asian countries: a brief review. *International Water Management Institute* 63: 1–29.
- BERTOLUCI, J. e M. T. RODRIGUES. 2002. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 23: 161–167.
- BRASIL. 2006. **Third National Report to the Convention on Biological Diversity**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília.
- BRODE J. M. e R. B. BURY. 1984. The importance of riparian systems to amphibians and reptiles, pp. 30-36. In: Warner R.E. e Hendrix K.M., Editors. **California Riparian Systems. Ecology, Conservation, and Productive Management**. Berkeley, CA: University of California Press. 997 pp.
- BROUDER, S. M. e J. E. HILL. 1995. Winter flooding of ricelands provides waterfowl habitat. *California Agriculture* 49: 1–58.
- BURHANUDDIN, M. N. 1993. Use and management of riverine wetlands and rice fields in Peninsula Malaysia. In: ISOZAKI, H., ANDO, M. e Y. NATORI (eds). **Towards Wise Use of Asian Wetlands**. Kusitsu City, Japan: Proceedings of the Asian Wetland Symposium, International Lake Environment Committee Foundation, 15–20 pp.

- CEI, J. M. 1980. **Amphibians of Argentina**. Monograph 2. Monit. Zool. Ital. 609 p.
- CZECH, H. A. e K. C. PARSONS. 2002. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *Waterbirds* 25: 56–65.
- DAVIS, T. J., BLASCO, D. e M. CARBONELL. 1996. **Manual de La Convencion de Ramsar. Una guia a la Convencion sobre los humedales de importancia internacional**. GLAND: Oficina de La Convención de Ramsar.
- DODD, K. C. e B. S. CADE. 1998. Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands. *Conservation Biology* 12: 331–339.
- DODD, K. C. 1992. Biological diversity of a temporary pond herpetofauna in north Florida sandhills. *Biodiversity and Conservation* 1: 125–142.
- DUELLEMAN, W. E. e L. TRUEB. 1994. **Biology of Amphibians**. The Johns Hopkins University Press: Baltimore.
- DUFRENE, M. e P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- ELPHICK, C. S. e L. W. ORING. 1998. Winter management of Californian rice fields waterbird comment. *Journal of Applied Ecology* 35: 95–108.
- ELPHICK, C. S. e L. W. ORING. 2003. Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. *Agriculture Ecosystems and Environment* 94: 17–29.
- ELPHICK, C. S., ZUUR, A. F. e E. N. IENO. 2007. Investigating the effects of rice farming on aquatic birds with mixed modelling. In: ZUUR, A. F., IENO, E. N. e G. M. SMITH (eds). **Analysing Ecological Data**. New York: Springer. 417–434 pp.
- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment. Disponível em: <www.fao.org/forestry/fra2010>. Acesso em: 07 abr 2011.
- FERNANDO, C. H., FURTADO, J. I. e R. P. LIM. 1979. Aquatic fauna of the world's rice fields. *Wallaceana Supplement Kuala Lumpur* 2: 1–105.
- FUJIOKA, M. e S. J. LANE. 1997. The impact of changing irrigation practices in rice fields on frog populations of the Kanto Plain, central Japan. *Ecological Research* 12: 101–108.
- GARCIA, P. C. A. e VINCIPROVA, G. 2003. Anfíbios. In: FONTANA, C.S., G.A. BENCKE e R.E. REIS (eds.). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Brasil, EDIPUCRS. 632p.

- GETZNER, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management* 64: 237–246.
- GOMES, A. D. S. e A. M. D. MAGALHÃES. 2004. **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Pelotas: Embrapa.
- GOODALL, D. W. 1954. Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* 2: 304–324.
- GOVINDARAJULU, P. P. 2008. **Literature review of impacts of glyphosate herbicide on amphibians: what risks can the silvicultural use of this herbicide pose for amphibians in B.C.?** B.C. Ministry of Environment, Victoria, BC. Wildlife Report No. R-28.
- GUADAGNIN, D. L. e L. MALTCHIK. 2007. Habitat and landscape factors associated with Neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation* 16: 1231-1244.
- HADDAD, C. F. B. 2008. Anuros. In: MONTEIRO, A. B., MACHADO, G. M. D. e A. P. PAGLIA (eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas. Vol. 2, 1420 p.
- IRGA. 2007. **Arroz irrigado: safra 2006/2007 – produção municipal**. Porto Alegre: Instituto Riograndense do Arroz. Seção de Política Setorial–DCI.
- JULIANO, B. O. 1993. **Rice in Human Nutrition**. Manila, Philippines: Food and Agriculture Organization (FAO) and International Rice Research Institute (IRRI).
- KURASAWA, H. 1956. **The weekly succession in the standing crop of plankton and zoobenthos in the paddy field**. Miscellaneous Reports of the Research Institute for Natural Resources. Tokyo. 4(41/42), 86–98 (in Japanese).
- KWET A, Di BERNARDO M. 1999. **Pró-Mata - Anfíbios. Amphibien. Amphibians**. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- LOEBMANN, D. 2005. **Guia Ilustrado: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil**. Pelotas: Ed. USEB, 2005. 76 p.
- MACHADO, I. F. e L. MALTCHIK. 2007. Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. *Neotropical Biology and Conservation* 2(2): 101-116.
- MALTCHIK, L., COSTA, E. S., BECKER, C. G. e A. E. OLIVEIRA. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas: Botânica* 53: 89-100.

- MALTCHIK L. 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia* 28: 421–423.
- MALUF, J. R. T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 8: 141–150.
- MANLEY SW. 2008. **Conservation in Ricelands of North America**. The Rice Foundation.
- McCUNE, B. e J. B. GRACE. 2002. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon: MjM Software. 304 p.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. **Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute.
- MILLER, R. R., WILLIAMS, J. D. e J. E. WILLIAMS. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14: 22–38.
- MOLER, P. E. e R. FRANZ. 1987. Wildlife values of small, isolated wetlands in the Southeastern coastal plain. In ODUM, R. R., RIDDLEBERGER, K. A. e J. C. OZIER (eds). *Proceedings of the Third Nongame and Endangered Wildlife Symposium*, Georgia Department of Natural Resources, Atlanta. 234–241 p.
- MOREIRA, L. F. B.; MACHADO, I. F.; LACE, A. R. G. M. e L. MALTCHIK. 2008. Anuran amphibians dynamics in an intermitent pond in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliense* 20(3): 205-212.
- NEIFF, J. J. 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South America. In: GOPAL, B., JUNK, W. J. e J. A. DAVIS (eds). **Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation**. Leiden: Backhuys Publishers.
- PECHMANN, J. H. K., SCOTT, D. E., GIBBONS, J. W. e R. D. SEMLITSCH. 1989. Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands Ecology and Management* 1: 3–11.
- RAMBO, B. 2000. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul: Ensaio de Monografia Natural**. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). 471 p.
- RODRIGUES, A. S. L., ANDELMAN, S. J., BAKARR, M. I., BOITANI, L., BROOKS, T. M., COWLING, R. M., FISHPOOL, L. D. C., FONSECA, G. A. B., GASTON, K. J. e M. HOFFMANN. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640–643.

- ROLON, A. S., LACERDA, T., MALTCHIK, L. e D. L. GUADAGNIN. 2008. The influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazil wetlands. *Journal of Vegetation Science* 19(2): 221-228.
- ROLON, A. S. e L. MALTCHIK. 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. *Hydrobiologia* 556: 221–231.
- ROME, L. C., STEVENS, E. D. e H. B. JOHN-ADLER 1992. The influence of temperature and thermal acclimation on physiological function. In: FEDER, M. E. e W. W. BURGGREN (eds). **Environmental Physiology of the Amphibians**. Chicago: University of Chicago Press. 183–205 p.
- ROSSET, S. D. 2008. New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Lütken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. *Journal of Herpetology* 42: 134–144.
- ROSSI, O., MORONI, A., BARONI, P. e U. CARAVELLO. 1974. Annual evolution of the zooplankton diversity in twelve Italian ricefields. *Bollettino di Zoologia* 41: 157–181.
- SBH. 2010. Brazilian amphibians — List of species. Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso em: 07 abr. 2011.
- SEMLITSCH, R. D. e J. R. BODIE. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17: 1219-1228.
- SEMLITSCH, R. D. 1998. Biological determination of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology* 12: 1113–1119.
- SHIBAYAMA, H. 2001. Weeds and weed control management in rice production in Japan. *Weed Biology and Management* 1: 53–60.
- SILVANO, D. L. e M. V. SEGALLA. 2005. Conservation of Brazilian amphibians. *Conservation Biology* 19: 653–658.
- SPSS. 2002. Software package. Statistical Package for Social Sciences, Chicago.
- STENERT, C., BACCA, R. C., MOSTARDEIRO, C. C. e L. MALTCHIK. 2008. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 59: 540–548.

- STENERT, C. e L. MALTCHIK. 2007. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands. *Marine and Freshwater Research* 58: 993–1001.
- VON ENDE, C. N. 1993. Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. p.113-137. In: Scheiner, S. M. e J. Gurevitch (eds.) **Design and analysis of ecological experiments**. New York: International Thomson Publishing.

Tabela I. Riqueza e abundância categorizada de acordo com cada tipo de manejo nas lavouras de arroz e na Lagoa da Reserva durante o ciclo de cultivo anual do arroz (2005-2006).

Espécies	Abundância		
	Lavouras alagadas	Lavouras drenadas	Lagoa da Reserva
Bufonidae			
<i>Rhinella fernandezae</i>	14	15	29
Cycloramphidae			
<i>Odontophrynus maisuma</i>	4	1	0
Hylidae			
<i>Dendropsophus minutus</i>	0	3	0
<i>Dendropsophus sanborni</i>	27	16	163
<i>Hypsiboas pulchellus</i>	31	3	189
<i>Pseudis minuta</i>	174	33	306
<i>Scinax squalirostris</i>	6	0	201
Leptodactylidae			
<i>Leptodactylus gracilis</i>	0	14	0
<i>Leptodactylus latrans</i>	136	120	222
Leiuperidae			
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	17	8	15
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	57	105	179
<i>Physalaemus gracilis</i>	11	3	37
Riqueza Total	10	11	9
Abundancia total	477	321	1341

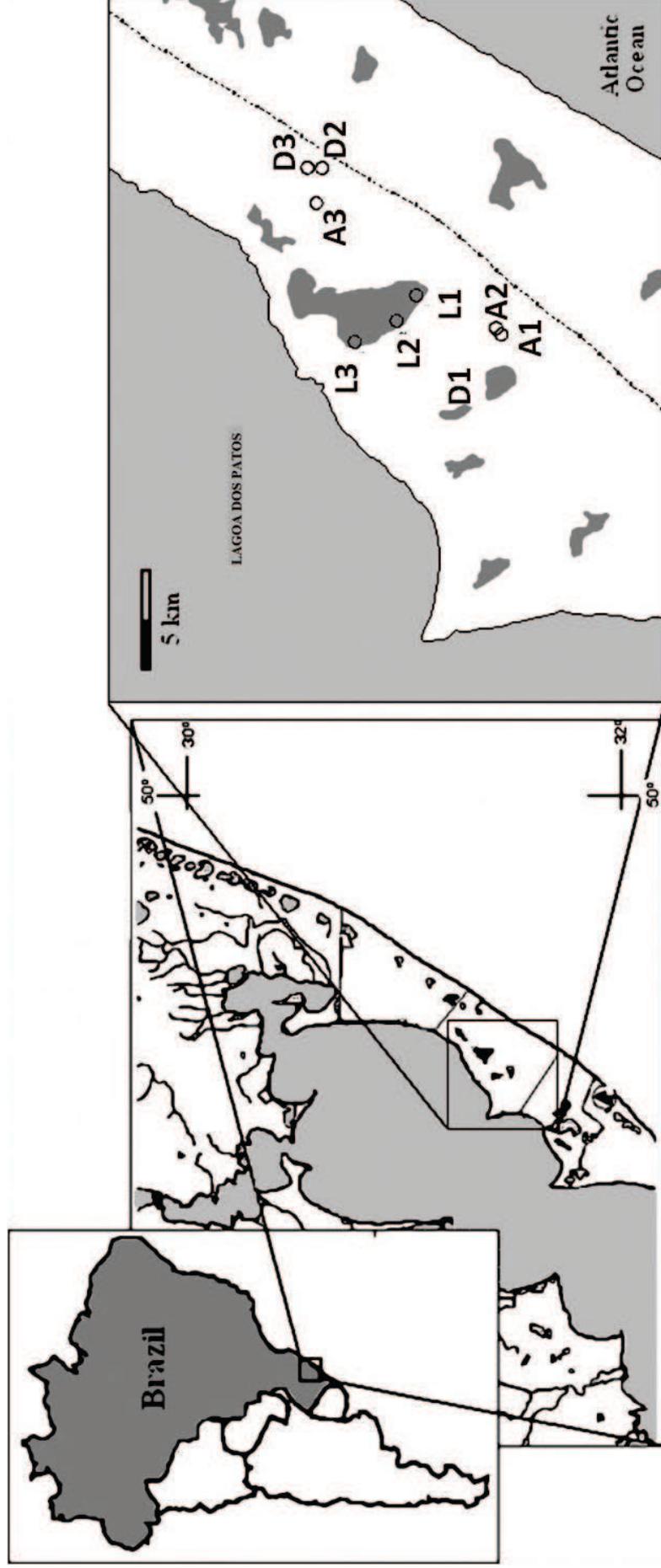


Figura 1 – Disposição das áreas estudadas, distribuídas à áreas próximas do Parque Nacional Lagoa do Peixe (LPNP), município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil. Onde F= lavouras drenadas, D= lavouras drenadas e LR= Lagoa da Reserva.

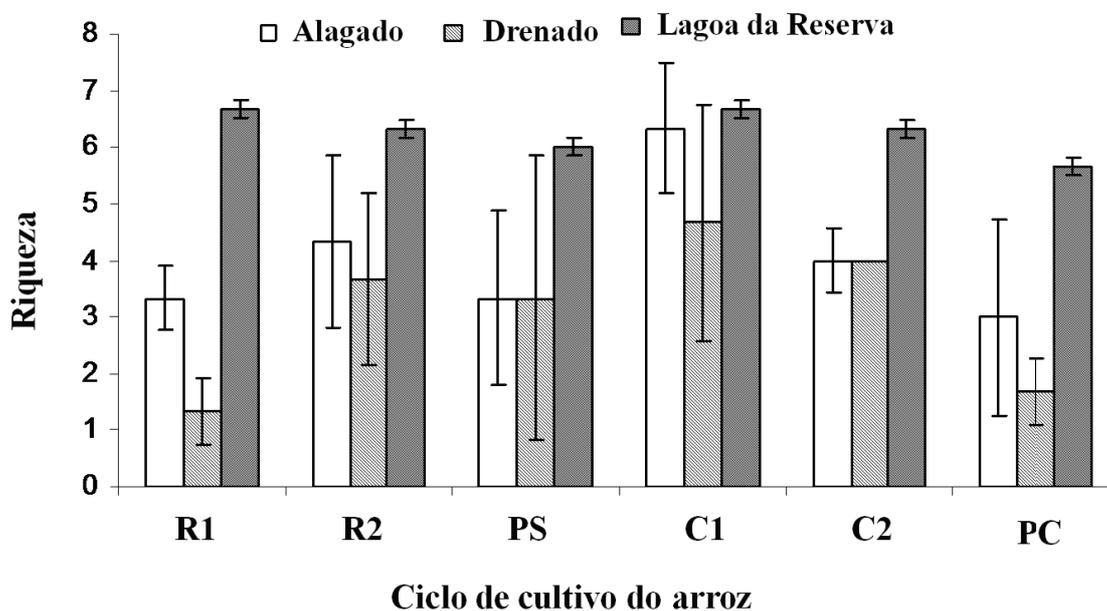


Figura 2 – Variação na riqueza de anuros nas lavouras alagadas e drenadas e na Lagoa da Reserva ao longo de seis períodos do ciclo de cultivo do arroz do município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil. Onde, R1 = resteva 1; R2 = resteva 2; PS = preparo do solo; C1 = crescimento da plântula - emergência do arroz; C2 = crescimento da plântula - lavra; PC = pós-colheita.

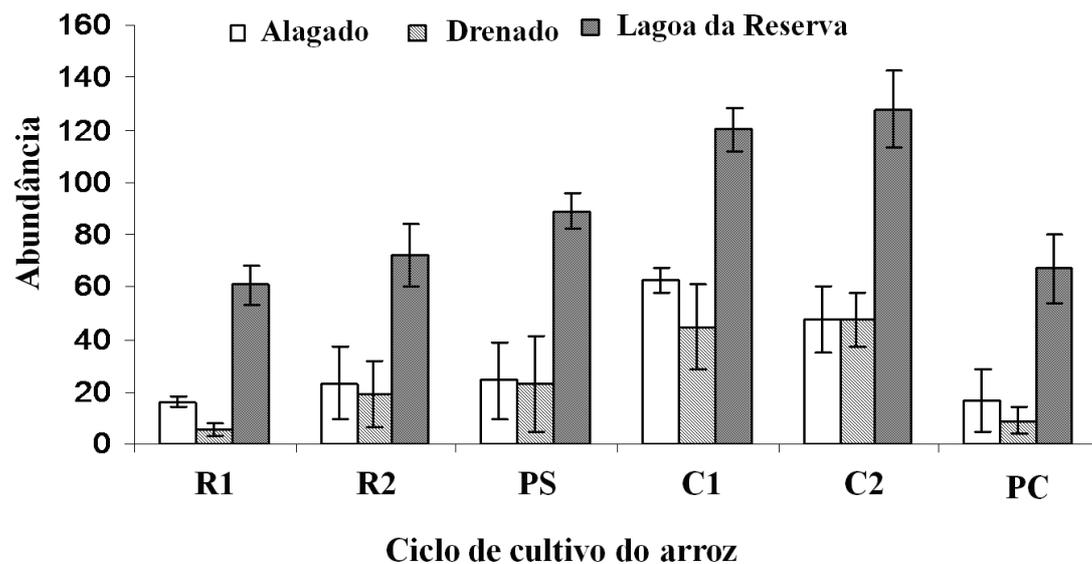


Figura 3 – Variação na abundância de anuros nas lavouras alagadas e drenadas e na Lagoa da Reserva ao longo de seis períodos do ciclo de cultivo do arroz do município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil. Onde, R1 = resteva 1; R2 = resteva 2; PS = preparo do solo; C1 = crescimento da plântula - emergência do arroz; C2 = crescimento da plântula - lavra; PC = pós-colheita.

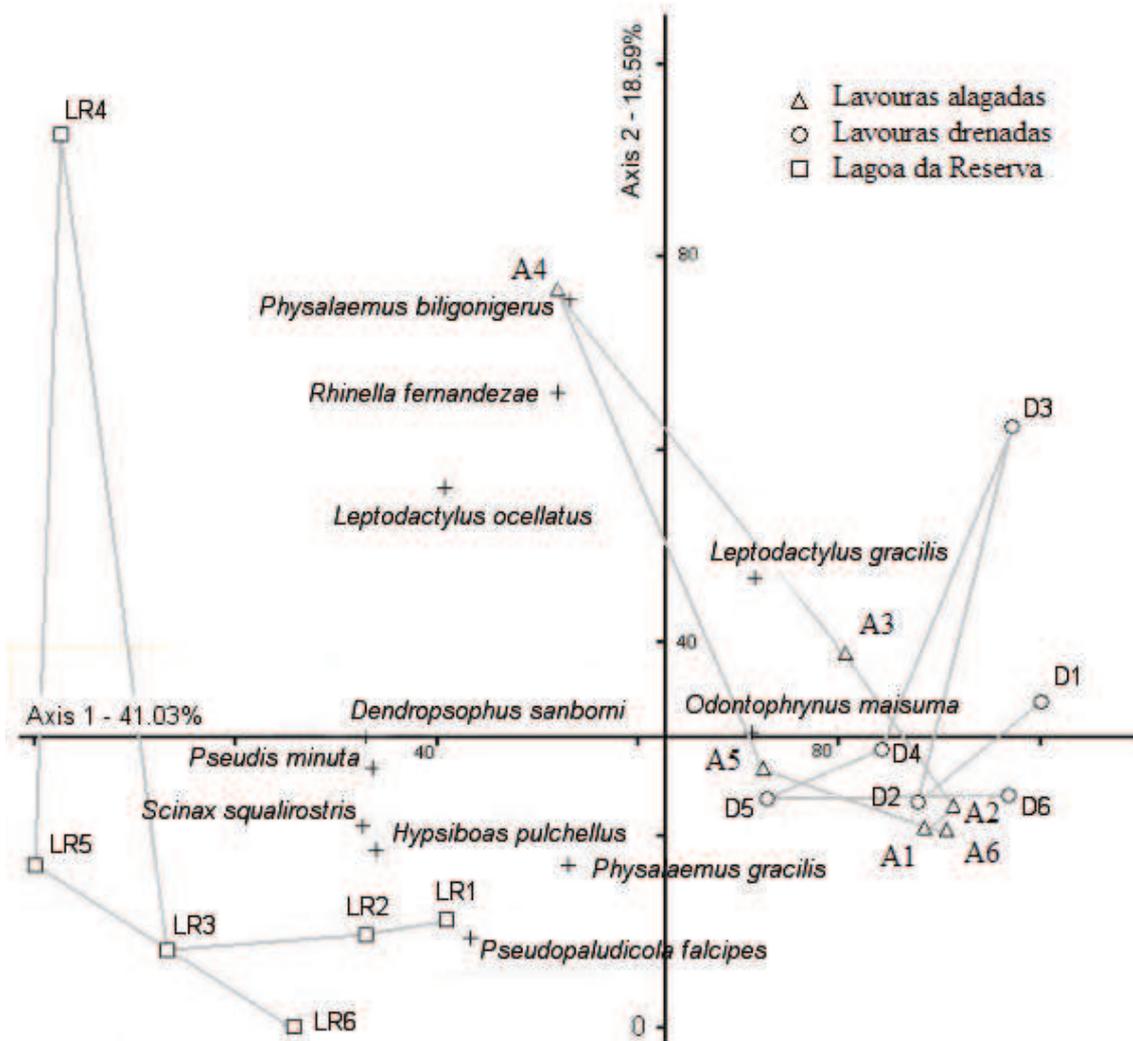


Figure 4 – Representação gráfica dos eixos gerados pela Análise de ordenação de Componentes Principais (PCA) com a composição de anuros distribuída nas lavouras de arroz (alagadas e drenadas) e na Lagoa da Reserva, relacionando às fases do ciclo de cultivo do arroz. Onde A, D e LR representam, respectivamente, as lavouras alagadas, drenadas e a Lagoa da Reserva; e a numeração representa a seqüência temporal do ciclo de cultivo do arroz 1 = resteva 1; 2 = resteva 2; 3 = preparo do solo; 4 = emergência do arroz; 5 = emergência do arroz - lavra; 6 = pós-colheita.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente, a conservação da biodiversidade se dá através de critérios não científicos, muitas vezes devido à falta de diálogo entre a comunidade científica e a parte tomadora de decisão (PULLIN et al., 2004). O estabelecimento de áreas protegidas através da criação de Unidades de Conservação é uma das mais importantes ferramentas globais de conservação da biodiversidade (PERELLO et al., 2010). Porém, a falta de recursos apropriados e a extensão total das áreas protegidas continuam insuficientes para conservar sua alta biodiversidade, não atingindo as metas de proteção propostas (BRASIL, 2002). Por todo o mundo, os ecossistemas aquáticos continentais vêm sendo destruídos a uma velocidade sem precedentes, principalmente através das modificações antrópicas (SAUNDERS et al., 2002). Esta realidade se aplica, também, a ecossistemas sob proteção legal, tornando a situação real cada vez mais distante da esperada para conservação.

Com a crescente preocupação e aumento de informação sobre o declínio das populações de anfíbios, os anuros vêm sendo considerados em planos de conservação à apenas poucas décadas (SILVANO & SEGALLA, 2005). Muitos fatores estão associados a esses declínios, por exemplo, estão a perda ou modificação de habitat, inclusive em áreas protegidas. Tal é a intensidade destes impactos que é de caráter urgente a criação e implantação de mecanismos legais para a proteção dos ecossistemas ameaçados.

Não basta realizar a seleção de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Entre as informações necessárias são necessários os conhecimentos sobre aspectos como a riqueza de espécies e a composição das comunidades, levando em consideração diferentes tipos de ecossistemas (SARKAR & MARGULES, 2002; Williams *et al.*, 2002). As áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade devem compreender a biodiversidade da região na qual estão inseridas (WILLIAMS *et al.*, 2002). Desta forma, inventários da diversidade biológica em ecossistemas aquáticos são ferramentas importantes para a elaboração de estratégias de conservação de uma região (BARBOSA & CALLISTO, 2000). Não é possível desenvolver planos de conservação sem as informações obtidas através de inventários da biodiversidade (MARGULES & AUSTIN, 1994).

Esta tese demonstrou que a biodiversidade de anuros em áreas costeiras do Rio Grande do Sul vem sofrendo um avançado grau de descaracterização, tanto pela orizicultura como pela silvicultura. A preocupação com as comunidades biológicas presentes e com os processos ecológicos relacionados em áreas costeiras se faz urgente, uma vez que a falta de conhecimento sobre as diferentes funções e dinâmicas de desses ecossistemas dificultam a avaliação de seus graus de alteração. Na região costeira do Rio Grande do Sul as decisões de conservação não empregam fundamentos ecológicos, e sim os interesses dos diversos segmentos da sociedade. Outra questão conflituosa é a difícil conexão entre proteção de áreas úmidas e desenvolvimento econômico, principalmente relacionado com a agricultura e a urbanização (GETZNER, 2002). Para resolução de tal problema, são necessários esforços multidisciplinares que envolvam tomadores de decisão, ambientalistas, pesquisadores e outros interessados. Portanto, programas de conservação para as áreas úmidas do Rio Grande do Sul devem ser aplicados tendo como base critérios ecológicos, como os apresentados neste trabalho, juntamente com políticas públicas essenciais para sua concretização.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAF. 2009. ABRAF statistical yearbook 2009: base year 2008. ABRAF, Brasília.
- ALFORD, R. A. e RICHARDS, S. J. 1999. Global Amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-165.
- AMEZAGA, J. M.; SANTAMARÍA, L. e A. J. GREEN. 2002. Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecol.* 23: 213-222.
- AMPHIBIAWEB: Information on amphibian biology and conservation. Disponível em: < <http://amphibiaweb.org/>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- ARTHINGTON, A. H. e E. J. HEGERL. 1988. The Distribution, Conservation Status and Management Problems of Queensland's Athalassic and Tidal Wetlands. Pp. 59–85. In: McCOMB, A. J. e P. S. LAKE (Eds). **The Conservation of Australian Wetlands**. Australia: Surrey Beatty e Sons in association with World Wildlife Fund.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE MADEIRA PROCESSADA MECANICAMENTE - ABIMCI. **Estudo Setorial**. 2008. 56p.
- BABBITT, K. J. e G. W. TANNER. 2000. Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands* 20(2): 313-322.
- BAMBARADENIYA, C. N. B. e F. P. AMERASINGHE. 2003. Biodiversity associated with the rice field agroecosystem in Asian countries: a brief review. *International Water Management Institute* 63: 1–29.
- BAMBARADENIYA, C.N.B. 2000. Rice fields: an importante man-made habitat of amphibians. *Lyriocephalus* 4(1e2). Special Issue. Pp.57-63.
- BARBIER, E. B.; ACREMAN, M. C. e D, KNOWLER. 1997. **Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners**. Gland: Ramsar Convention Bureau.
- BARBOSA, F.A.R. e M, CALLISTO. 2000. Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the Upper and Middle Paraguay River using the Aqua-Rap approach. Verhan. Internat. *Verein. Limnol.*, 27: 2688-2692.
- BECKER, C. G., FONSECA, C.R., HADDAD, C.F. B., BATISTA, R. F. e P. I. PRADO. 2007. Habitat Split and Global Decline of Amphibians. *Science* 318: 1775-1777.

- BERNALDEZ, F. G. e C. MONTES. 1989. **Los humedales del acuífero de Madrid: Inventario y tipología basada em su origen y funcionamiento**. Madrid: Canal de Isabel II.
- BLAUSTEIN, A. R. e WAKE, D. B. 1990 Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends Ecol. Evol.* 5, 203-204.
- BLAUSTEIN, A. R., HOFFMAN, P. D., HOKIT, D. G., KIESECKER, J. M., WALLS, S. C. e J. B. HAYS. 1994. UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines? *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 91: 1791–1795.
- BORGES-MARTINS, M., P. COLOMBO, C. ZANK, F. G. BECKER e M. T. Q. MELO. 2007. Anfíbios p. 276-291. In: BECKER, F. G., R. A. RAMOS e L. A. MOURA (orgs.) **Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 385 p.
- BRASIL. 2002. **Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 404 p.
- BRIGGS, J. L. 1987. Breeding biology of the Cascade frog, *Rana cascadae*, with comparisons to *R. aurora* and *R. pretiosa*. *Copeia* 1987:241–245.
- BROUDER, S. M. e J. E. HILL. 1995. Winter flooding of ricelands provides waterfowl habitat. *California Agriculture* 49: 1–58.
- BURHANUDDIN, M. N. 1993. Use and management of riverine wetlands and rice fields in Peninsula Malaysia. In: ISOZAKI, H., ANDO, M. e Y. NATORI (eds). **Towards Wise Use of Asian Wetlands**. Kusitsu City, Japan: Proceedings of the Asian Wetland Symposium, International Lake Environment Committee Foundation. 15–20 p.
- BURY, R. B., DODD Jr. C. K. e G. M. FELLERS. 1980. **Conservation of the Amphibia of the United States: A review**. Washington, D.C: United States Fish and Wildlife Service, Resource Publication, Number 134.
- BUSTAMANTE, R. O. e J. A. SIMONETTI. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biol Invasions* 7: 243-249.

- CALDWELL, J. P. 1987. Demography and life history of two species of chorus frogs (Anura: Hylidae) in South Carolina. *Copeia* 1987: 114–127.
- CARAMASCHI, U., CARVALHO-E-SILVA, A. M. P. T., CARVALHO-E-SILVA, S. P., GOUVÊA, E., IZECKSOHN, E., PEIXOTO, O. e J. P. POMBAL Jr. 2000. Anfíbios; p. 75-78 In: BERGALLO, H. G., ROCHA, C. F. D., ALVES, M. A. S. e M. VAN SLUYS (org.). **A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: EdUERJ.
- COLOMBO, P., KINDEL, A., VINCIPROVA, G. e L. KRAUSE. 2008. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrópica* 8(3): 229-240.
- COWARDIN, L. M. 1978. Wetland classification in the United States. *J. For.* 76(10): 666-668.
- CZECH, H. A. e K. C. PARSONS. 2002. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *Waterbirds* 25: 56–65.
- DAHL, T. E. 1990. **Wetlands losses in the United States, 1780s to 1980s**. Washington, DC: U.S. Department of interior, Fish and Wildlife Service.
- DAPTF. 1999. The Declining Amphibian Populations Task Force (DAPTF Disponível em: <<http://www.open.ac.uk/daptf/>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- DAVIDSON, I., R. VANDERKAM e M. PADILLA. 1999. **Review of Wetland Inventory Information in North America**. Ottawa, Ontario: Wetlands International – Americas.
- DAVIS, T. J., BLASCO, D. e M. CARBONELL. 1996. **Manual de La Convencion de Ramsar. Una guia a la Convencion sobre los humedales de importancia internacional**. Gland: Oficina de La Convención de Ramsar.
- De GROOT, R. S. 1992. **Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making**. Wolters Noordhoff.
- deMAYNADIER, P. G. e M. L. HUNTER, Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: A review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3: 230-261.
- DENNISON, M. S. e J. F. BERRY (eds.). 1993. **Wetlands: Guide to science, law, and technology**. Noyes Publications, New Jersey, U.S.A.
- DUELLMAN W.E e TRUEB, L. 1994. **Biology of Amphibians**. New-York: McGraw-Hill.

- DUELLMAN, W. E. (ed). 1999. **Patterns of Distribution of Amphibians**. Baltimore, USA: The Johns Hopkins University Press.
- DUELLMAN, W. E. 1990. Herpetofaunas in Neotropical rainforests: comparative composition, history and resource use. Pp. 455–508. In: GENTRY, A. H. (Ed.), **Four Neotropical Rainforests**. New Haven, Connecticut: Yale University Press.
- DUGAN, P. J. 1993. **Wetland conservation – a review of current issues and required actions**. Gland, Switzerland: IUCN. 101 pp.
- ELPHICK, C. S. e L. W. ORING. 1998. Winter management of Californian rice fields waterbird comment. *Journal of Applied Ecology* 35: 95–108.
- ELPHICK, C. S. e L. W. ORING. 2003. Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. *Agriculture Ecosystems and Environment* 94: 17–29.
- ETEROVICK, P. C. e I. SAZIMA. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia* 21(4): 439-461.
- ETEROVICK, P. C., CARNAVAL, A. C. Q., BORGES-NOJOSA, D. M., SILVANO, D. L., SEGALLA, M. V. e I. SAZIMA. 2005. Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica* 37: 166-179.
- FERNANDO, C. H., FURTADO, J. I. e R. P. LIM. 1979. Aquatic fauna of the world's rice fields. *Wallaceana Supplement Kuala Lumpur* 2: 1–105.
- FROST, D. R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5. Disponível em: <<http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/American Museum of Natural History, New York, USA>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- FUJIOKA, M. e S. J. LANE. 1997. The impact of changing irrigation practices in rice fields on frog populations of the Kanto Plain, central Japan. *Ecological Research* 12: 101–108.
- GARCÍA MORA, M. R. e C. MONTES (Eds). 2003. **Vínculos en el paisaje mediterránea. El papel de los espacios protegidos en el contexto territorial**. Sevilla: Junta de Andalucía. 216p.
- GARCIA, P. C. A. e G. VINCIPROVA. 2003. Anfíbios. In: FONTANA, C.S., G.A. BENCKE e R.E. REIS (eds.). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil, EDIPUCRS. 632p.
- GASCON, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72: 1731-1746.

- GETZNER, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management* 64: 237–246.
- GIBBS, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.
- GRAY, M. J., SMITH, L. M. e R. BRENES. 2004. Effects of agricultural cultivation on demographics of Southern High Plains amphibians. *Conservation Biology* 18:1368–1377.
- GREENE, D. F., JOHNSON, E. A. 1998. Seed mass and early survivorship of tree species in upland clearings and shelterwoods. *Can. J. For. Res.* 28: 1307-1316.
- GUERRY, A. D. e HUNTER JR. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forest and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.* 16(3): 745-754.
- HADDAD, C. F. B. e C. P. A. PRADO. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Bioscience* 55(3): 207-217.
- HADDAD, C. F. B. e A. ABE. 1999. Anfíbios e Répteis. In: **Workshop Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Conservation International do Brasil. Fundação Biodiversitas, Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretarias do Meio Ambiente de São Paulo e Minas Gerais.
- HADDAD, C. F. B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: CASTRO, R. M. C. (org). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**, 6: Vertebrados. São Paulo: FAPESP. p.15-26.
- HERPETOLOGIA UFRGS. 2010. Laboratório de Herpetologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. On line. Versão 1.0, Novembro 2010. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/herpetologia>>. Acesso em: 07 abr 2011.
- HEYER, W. R.; A. S. RAND; C. A. G. CRUZ; O. L. PEIXOTO e C. E. NELSON. 1990. Frogs of Boraceia. *Arq. Zool., São Paulo* 31: 231-410.
- HUNTLEY, B. e H. J. B. BIRKS. 1983. **An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0–13 000 years ago**. Cambridge: Cambridge University Press.
- IOP, S., CALDART, V. M., ROCHA, M. C., PAIM, P. M. e S. Z. CECHIN. 2009. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas curupi* Garcia, Faivovich and Haddad, 2007: First record for the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List* 5(4): 860-862.
- JACKSON, S. E., KERSHAW, M. e K. J. GASTON. 2004. Size matters: the value of small populations for wintering waterbirds. *Animal Conservation* 7: 229-39.

- KOPP, K., SIGNORELLI, L. e BASTOS, R. P. 2010. Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás, Brasil. *Iheringia* (Sér. Zool.) 100: 192-200.
- Le MAITRE, D. C., VERSFELD, D. B. e R. A. CHAPMAN. 2000. The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa. A preliminary assessment. *Water SA* 26: 397-407.
- LEMLY, A. D., R. T. KINGSFORD e J. R. THOMPSON, 2000. Irrigated agriculture and wildlife conservation: conflict on a global scale. *Environmental Management* 25: 485–512.
- LIPS, K. R., REASER, J. K, YOUNG, B. E. e R. IBÁNEZ. 2001. Amphibian monitoring in Latin America: a protocol manual. *Herpetological Circulars* 30: 1-16.
- LOEBMANN, D. 2005. **Guia Ilustrado: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil**. Pelotas: Ed. USEB, 2005. 76 p.
- LOEBMANN, D. e J. P. VIEIRA. 2005. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(2): 339-341.
- LOEBMANN, D. e C.F.B. HADDAD. 2010. Amphibians and reptiles from a highly diverse area of the Caatinga domain: Composition and conservation implications. *Biota Neotropica* 10: 227-256.
- LOEBMANN, D. e J. P. VIEIRA. 2006. O impacto da pesca do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) nas assembleias de peixes e siris do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23(4): 1016-1028.
- LU, J. J. (1995). Ecological significance and classification of Chinese wetland. *Vegetation* 118: 49–56.
- MACHADO, I. F. e MALTCHIK, L. G. 2007. Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. *Neotropical Biology and Conservation* 2(2): 101-116.
- MACHLIS, G. E. e D. L. TICHNELL. 1985. **The State of the World's Parks: An International Assessment for Resource Management, Policy, and Research**. London: Westview. 131 p.
- MacKINNON, J., MacKINNON, K., CHILD, G. e T. THORSELL. 1986. **Managing protected areas in the tropics**. Gland: IUCN.

- MALTCHIK, L., SCHNEIDER, E., BECKER G.e A. ESCOBAR. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisa Botânica*, 53: 89-100.
- MARGULES, C. R. e M. P. AUSTIN. 1994. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. *Philos. Trans. R. Soc. London* 343: 69–75.
- McDIARMID, R. W. 1994. Amphibian Diversity and Natural History: An Overview. In: HEYER, W. R. (Ed). **Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians**. Smithsonian Institution Press, pp.5-15.
- McNEELY, J. A. e J. R. MACKINNON. 1989. Protected Areas, Development, and Land Use in the Tropics. *Resource Manajement Optimization* 7: 189-206.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. **Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute.
- MILLER, R. R., WILLIAMS, J. D. e J. E. WILLIAMS. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14: 22–38.
- MITSCH, W. J. e J.G. GOSSELINK. 2000. **Wetlands**. New York: John Wiley e Sons.
- NARANJO, L. G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio* 118: 125-129.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1995). **Wetlands Characteristics and Boundaries**. National Academy Press (Washington, DC). 308 pp.
- NATIONAL WETLANDS WORKING GROUP (NWWG). 1988. **Wetlands of Canada**. Environment Canada and PolyScience Publications. 452 p.
- OWEN, J. G. 1989. Patterns of herpetofaunal species richness: relation to temperature, precipitation, and variance in elevation. *Journal of Biogeography*, 16: 141-150.
- PAIJMANS, K., GALLOWAY, R. W., FAITH, D. P., FLEMING, P. M., HAANTJENS, H. A., HEYLIGERS, P. C., KALMA, J. D. e E. LOFFLER. 1985 **Aspects of Australian wetlands**. CSIRO Division of Water and Land Resources Technical Paper No. 44.
- PECHMANN, J. H. K., SCOTT, D. E., GIBBONS, J. W. e R. D. SEMLITSCH. 1989. Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands Ecology and Management* 1: 3–11.
- PERELLO, L. F. C. 2006. Efeito das características do hábitat e da matriz nas assembléias de aves aquáticas em áreas úmidas do sul do Brasil. Dissertação DE

- Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
- PERELLO, L. F. C., GUADAGNIN, D. L., MALTCHIK, L., MENEZES, R. B., STRANZ, A. e J. E. SANTOS. 2010. Os desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS pp.135-151. In: SANTOS, J. E., ZANIN, E. M. e L. E. MOSCHINI (Org.). Faces da Posissemia da Paisagem - Ecologia, Planejamento e Percepção. Vol. III. 2010. São Carlos: Rima. 338p.
- POMBAL-JÚNIOR, J. P. e C. F. B. HADDAD. 2007. Estratégias e modos reprodutivos em anuros. pp. 101-116. In: NASCIMENTO, L. B. e M. E. OLIVEIRA (Eds). Herpetologia no Brasil II. Sociedade Brasileira de Herpetologia.
- POUGH, H. F., SMITH, E. M., RHODES, D. H. e A. COLLAZO. 1987. The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance. *Forest Ecology and Management* 20:1-9.
- PRADO, C. P. A., UETANABARO, M. e C. F. B. HADDAD. 2005. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia* 26:211-221.
- PULLIN, A. S., KNIGHT, T. M., STONE D. e A. CHARMANK. 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 119, 245-252.
- RAMSAR. 2011. Disponível em: <<http://www.ramsar.org/>> Acesso em: 07 abr 2011.
- REDFORD, K. H. e B. D. RICHTER. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13(6): 1246-1256.
- RELYEA, R. A. 2005. The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications* 15:1118-1124.
- RICHARDSON, D. M. 1998. Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conserv Biol* 12:18-26.
- ROGERS, T. N. e D. R. CHALCRAFT. 2008. Pond hydroperiod alters the effect of density dependent processes on larval anurans. *Canadian Journal of Fisheries e Aquatic Sciences* 65: 2761-68.
- ROME, L. C., STEVENS, E. D. e H. B. JOHN-ADLER. 1992. The influence of temperature and thermal acclimation on physiological function. In: FEDER, M. E. e W. W. BURGGREN (eds). **Environmental Physiology of the Amphibians**. Chicago: University of Chicago Press. 183-205 pp.

- ROSSET, S. D. 2008. New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Lütken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. *Journal of Herpetology* 42: 134–144.
- ROTHERMEL, B. B. e R. D. SEMLITSCH. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology* 16(5):1324-1332.
- SALTHE, S. N. e W. L. DUELLMAN. 1973. Quantitative constraints associated with reproductive mode in anurans. pp. 229-249. In: VIAL, J. L. (ed.). **Evolutionary biology of the anurans: Contemporary research on major problems**. University of Missouri Press.
- SALVADOR, A. e L. M. CARRASCAL. 1990. Reproductive phenology and temporal patterns of mate access in Mediterranean anurans. *Journal of Herpetology* 24(4): 438-441.
- SARKAR, S. e C. MARGULES. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *J. Biosci.*, 27: 299-308.
- SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J. J. e A. C. J. VINCENT. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conserv. Biol.*, 16: 30-41.
- SBH. 2010. Brazilian amphibians — List of species. Disponível em <<http://www.sbherpetologia.org.br>. Sociedade Brasileira de Herpetologia.> Acesso em: 07 abr 2011.
- SCOTT, D. A. e M. CARBONELL (eds.). 1986. **Inventario de humedales de la Región Neotropical**. IWRB-UINC, Slimbridge.
- SCOTT, D. F. e W. LESCH. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, Mpumalanga Province, South Africa. *J. Hydrol.* 199: 360-377.
- SINSCH, U. 1988. Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad *Bufo bufo*: Direction and magnitude of movements. *Oecologia* 76:390-398.
- SILVANO, D. L. e M. V. SEGALLA. 2005. Conservation of Brazilian amphibians. *Conservation Biology* 19: 653–658.
- SPIERS AG. 2001. Wetland inventory: Overview at a global scale. Pages 23–30. In: FINLAYSON, C. M., DAVIDSON, N. C. e N. J. STEVENSON (Eds.). **Wetland Inventory, Assessment and Monitoring: Practical Techniques and Identification of Major Issues**. Proceedings of Workshop 4, 2nd International Conference on Wetlands and Development, Dakar, Senegal, 8–14 November 1998.

- Darwin (Australia): Department of the Environment and Water Resources. Supervising Scientist Report 161.
- STEBBINS, R. C. e N. W. COHEN. 1997. *A Natural History of Amphibians*. New Jersey: Princeton University Press. 316 p.
- TARNOCAI, C. 1980. Canadian wetland registry. In: RUBEC, C. D. A. e F. C. POLLETT (Eds.). **Workshop on Canadian Wetlands**. Ottawa: Lands directorate, Environment Canada.
- TAYLOR, A. R. D.; HOWARD, G. W. e G. W. BEGG. 1995. Developing wetland inventories in Southern Africa: A review. *Vegetatio* 118: 57-79.
- WAKE, D. B. 1994. [Review of] *Herpetology of China*, by ZHAO, E. e K. ADLER. *Copeia* 1994:1065-1066.
- WAKE, D. B. 1991. Declining amphibian populations. *Science* 253:860-802.
- WIDHOLZER, F. L.; SILVA, G. C. e L. C. MARIGO. 1987. **Banhados**. ACeM, Rio de Janeiro.
- WILLARD, D. E. e A. K. HILLER. 1990. Wetland dynamics: consideration for restored and created wetlands. In: KUSLER, J. A. e M. E. KENTULA (Eds.). **Wetland creation and restoration: The status of science**. Washington, DC: Island Press. pp. 459-466.
- WILLIAMS, W. D. 1993. The worldwide occurrence and limnological significance of falling water-levels in large, permanent saline lakes. *Verh. int. Ver. Limnol.* 25: 980-983.
- WILLIAMS, P. H.; MARGULES, C. R. e D. W. HILBERT. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *J. Biosci.* 27(4): 327-338.
- YOUNG, B., LIPS, K. R., REASER, J. K., IBÁÑEZ, R., SALAS, A. W., CEDEÑO, J. R., COLOMA, L. A., RON, A. S., LA MARCA, E., MEYER, J. R., MUÑOZ, A., BOLAÑOS, F., CHAVES, G. e D. ROMO. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15: 1213-1223.
- ZALIDIS, G. C. e A.L. MANTZAVELAS. 1996. Inventory of Greek wetlands as natural resources. *Wetlands* 16: 548-556.
- ZANELLA, N., BUSIN, C. S., GIUSTI, A., CRESTANI, L. e R. S. OLIVEIRA. 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: first record for Brazil. *Check List* 3(2): 104-104.

- ZANINI, L. e D. L. GUADAGNIN 2000. **Conservação da biodiversidade do Rio Grande do Sul: uma análise da situação de proteção dos habitats**. PP. 722-730. Campo Grande: Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul; 730 p.
- ZUG, G. R., VITT, L. J. e J. P. CALDWELL. 2001. **Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles**. 2 ed. San Diego: Academic Press.