

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
AQUÁTICOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE ARROZ E
BANHADOS NO EXTREMO SUL DO BRASIL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Mateus Marques Pires

Santa Maria, RS, Brasil

2013

PPGBA/UFSM, RS

PIRES, Mateus Marques

Mestre

2013

**DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
AQUÁTICOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE ARROZ E
BANHADOS NO EXTREMO SUL DO BRASIL**

Mateus Marques Pires

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Biológicas – Área de Biodiversidade Animal.**

Orientadora: Prof^ª Dra. Carla Bender Kotzian
Co-orientadora: Prof^ª Dra. Marcia Regina Spies

Santa Maria, RS, 2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Marques Pires, Mateus

Diversidade e distribuição espacial de comunidades de macroinvertebrados aquáticos em áreas de cultivo de arroz e banhados no extremo sul do Brasil / Mateus Marques Pires.-2013.

51 p. ; 30cm

Orientadora: Carla Bender Kotzian

Coorientadora: Marcia Regina Spies

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2013

1. Conservação I. Bender Kotzian, Carla II. Spies, Marcia Regina III. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Animal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

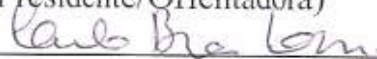
**DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE COMUNIDADES DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ÁREAS DE CULTIVO
DE ARROZ E BANHADOS NO EXTREMO SUL DO BRASIL**

elaborada por
Mateus Marques Pires

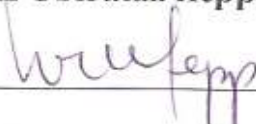
como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas – Área de Biodiversidade Animal

COMISSÃO EXAMINADORA:

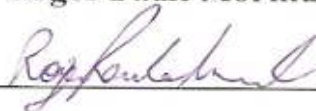
Carla Bender Kotzian, Dra.
(Presidente/Orientadora)



Luiz Ubiratan Hepp, Dr. (Uri/Erechim)



Roger Paulo Mormul, Dr. (UEM)



Santa Maria, 25 de fevereiro de 2013.

AGRADECIMENTOS

À minha família, em especial, minha madrinha Cleonir e meus pais Cleodet e José, pelo apoio incondicional concedido neste período de estudos.

À prof^a Carla Bender Kotzian, pela orientação e transmissão de conhecimentos ao longo do período de estadia no laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos da UFSM.

À prof^a Marcia Regina Spies, pela participação sempre importante durante minha formação profissional.

À Capes, pela bolsa de estudo.

Aos colegas do Laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos da UFSM, que por lá passaram no tempo de minha estadia, pelo apoio e convivência. Em especial, à bióloga Vanessa dos Anjos Baptista, pelo trabalho em conjunto, e às acadêmicas Luciani Figueiredo Santin e Elisangela Secretti pelo auxílio incomensurável neste trabalho. Também, aos biólogos Alcemar Martello, Andrea Salvarrey, Bruna Braun, Elzira Floss, Nicolas Figueiredo e Roger Sá, além dos demais que também estiveram presentes neste período, mas não foram citados, que de alguma forma puderam contribuir.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE ARROZ E BANHADOS NO EXTREMO SUL DO BRASIL

AUTOR: MATEUS MARQUES PIRES
ORIENTADORA: CARLA BENDER KOTZIAN
CO-ORIENTADORA: MARCIA REGINA SPIES
Data e Local de Defesa: Santa Maria, 25 de fevereiro de 2013.

A capacidade de arrozais irrigados representarem um refúgio alternativo para os macroinvertebrados expulsos de banhados, em diversas escalas de estudo, foi analisada no extremo sul do Brasil. Espera-se que arrozais sustentem uma fauna representativa, porém mais pobre do que a dos banhados. A amostragem foi conduzida em três regiões da Depressão Central do Rio Grande do Sul, distantes centenas de quilômetros umas das outras, onde banhados e arrozais foram amostrados simultaneamente. A riqueza encontrada foi semelhante em ambos os ambientes. A composição e a estrutura taxonômica das comunidades foram distintas nos dois ambientes. Nos arrozais, táxons de dispersão ativa foram mais comuns, o que sugere que a manutenção de fase seca nas áreas de cultivo, durante a entressafra, favorece a colonização por estes tipos de macroinvertebrados. Nos banhados, a escala regional contribuiu para a maior porcentagem da diversidade de macroinvertebrados encontrados. Porém, nos diferentes locais amostrados (escala espacial intermediária) de cada região de estudo, os arrozais apresentaram maior diversidade do que os banhados, o que pode ser creditado aos diferentes sistemas de cultivo e fases de desenvolvimento observadas. A prática de drenagem dos banhados para o plantio de arroz durante o verão, associada às alterações climáticas que têm atingido a região de estudo, causando períodos de estiagem mais prolongados do que o usual, foram responsáveis pelas diferenças de composição e estrutura taxonômica encontradas nos dois ambientes. Já a influência das escalas espaciais esteve mais relacionada à heterogeneidade ambiental dos banhados, em oposição à estrutura mais simplificada dos arrozais.

Palavras-chave: áreas úmidas, arrozais, conservação, partição de diversidade

ABSTRACT

Master Course Dissertation
Animal Biodiversity Post Graduation Course
Universidade Federal de Santa Maria

DIVERSITY AND SPATIAL DISTRIBUTION OF AQUATIC INVERTEBRATE COMMUNITIES IN RICE FIELDS AND WETLANDS IN SOUTHERN BRAZIL

AUTHOR: MATEUS MARQUES PIRES

ADVISER: CARLA BENDER KOTZIAN

CO-ADVISER: MARCIA REGINA SPIES

Defense Place and Date: Santa Maria, February 25th, 2013.

The role of rice fields in representing alternative refuges for wetland-expelled macroinvertebrates, in various scales, was assessed in southern Brazil. It is expected that rice fields sustain a representative version, although poorer, of wetland's macroinvertebrate fauna. Sampling was carried out in three different areas from the Central Depression in the State of Rio Grande do Sul, away hundreds of kilometers from each other. Wetlands and rice fields were simultaneously sampled. Richness was found to be equivalent in both environments. Macroinvertebrate communities' composition and taxonomic structure were different at both environments. In rice fields, active dispersal taxa were more common, suggesting that the maintenance of a dry-phase at growth areas during intercrop season favors colonization by these taxa. In wetlands, regional scale was responsible for the greatest contribution to macroinvertebrate diversity. Though, at intermediate-scale (within-region), rice fields presented higher diversity than wetlands, due to different cultivation systems and growth phases of the culture. Drainage practices together with climatic changes affecting study area, which have caused longer drying periods, held up for differences in communities' composition and taxonomic structure at both environments. Yet the influence of study scales was more related to wetland's environmental heterogeneity, opposing to rice field less-complex environmental structure.

Keywords: lowland marshes, paddies, conservation, additive partitioning

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização das regiões de estudo e dos locais de amostragem na Depressão Central, RS, Brasil.....	22
Figura 2 - Fotos de alguns dos locais de amostragem em cada tipo de ambiente (banhado e arrozal) em cada região de estudo, mostrando os diferentes tipos de vegetação nos banhados e os diferentes sistemas de cultivo e fases de crescimento nos arrozais.....	23
Figura 3 - Representação esquemática do delineamento amostral em cada região e da partição da diversidade. α : riqueza de cada amostra de banhado/arrozal; β_1 : variação de riqueza entre amostras de cada banhado/arrozal; β_2 : variação de riqueza entre locais de amostragens de banhado/arrozais de cada região; β_3 : variação de riqueza entre as regiões de estudo.....	27
Figura 4 - Riqueza estimada de táxons de macroinvertebrados baseada em rarefação por amostras em banhados e arrozais.....	31
Figura 5 - Diagrama de ordenação NMDS para o fator “Ambiente” (banhados e arrozais) na Depressão Central do RS, Brasil.....	33
Figura 6 - Médias e desvios-padrão das abundâncias e riquezas relativas dos grupos funcionais de macroinvertebrados aquáticos nas amostras coletadas em banhados e arrozais do Rio Grande do Sul, Brasil, ano de 2012.....	35
Figura 7 - Precipitação mensal acumulada em cada uma das regiões de estudo. A) precipitação acumulada no mês de janeiro para os últimos 12 anos; B) Precipitação mensal acumulada nos doze meses anteriores à amostragem.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição dos locais de coleta nos banhados e arrozais de cada região.....	24
Tabela 2 - Composição, riqueza e número de indivíduos dos táxons de macroinvertebrados encontrados em banhados (W) e arrozais (R), nas três regiões de estudo: São Donato (SD), Inhatium (IN) e Foz do Rio Vacacaí (FV). W = táxons encontrados exclusivamente nos banhados; e R: táxons encontrados exclusivamente em arrozais estudados; Le = táxons característicos de ambientes lênticos; Lt = táxons indiferentes. Da = táxons com dispersão ativa; Dp = táxons com dispersão passiva.....	29
Tabela 3 - Valores de diversidade beta (β_{sor}) e de sua partição em componentes de substituição de espécies (táxons) (β_{sim}) e de aninhamento (β_{nes}) para os pares de amostras. ($\beta_{sim} \times \beta_{nes}$: valores dos testes-t pareados para a comparação desses dois componentes).....	32
Tabela 4 - Comparação pareada (<i>pairwise tests</i>) da Análise de Similaridade (ANOSIM) da comunidade de macroinvertebrados de banhados e arrozais entre as regiões de estudo São Donato (SD), Inhatium (IN) e Foz do Rio Vacacaí (FV).....	33
Tabela 5 - Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para os táxons de responsáveis pela diferença observada entre as comunidades de macroinvertebrados de banhados e arrozais e da região de estudo de São Donato. Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, 2012.....	34
Tabela 6 - Valores obtidos de partição aditiva da diversidade de táxons de macroinvertebrados aquáticos em banhados e arrozais no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, ano de 2012.....	36
Tabela 7 - Médias e desvios-padrão dos dados abióticos obtidos para o conjunto de amostras dos locais de banhados e arrozais de cada região de estudo no RS, ano de 2012. (*) Ausência de diferença significativa das médias dos valores dos dados abióticos entre banhados e arrozais de cada região, verificada por meio de testes-t pareados. (**) Dados obtidos para regiões de estudo.....	38

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
ARTIGO: AVALIAÇÃO DO PAPEL DAS ÁREAS DE CULTIVO DE ARROZ IRRIGADO NA PRESERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE BANHADOS, EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS, NO EXTREMO SUL DO BRASIL	14
INTRODUÇÃO	17
MATERIAL E MÉTODOS	20
Área de estudo	20
Locais de estudo e delineamento amostral	21
Análises dos dados	25
RESULTADOS	28
Riqueza e composição de comunidades de macroinvertebrados em banhados e em arrozais	28
Estrutura taxonômica e ecológica das comunidades de banhados e arrozais	32
Influência da escala de estudo na diversidade das comunidades de banhados e de arrozais	35
Influência de fatores ambientais de escala local e regional na estrutura e distribuição espacial das comunidades em banhados e arrozais	35
DISCUSSÃO	38
CONCLUSÃO	42
REFERÊNCIAS	44

INTRODUÇÃO GERAL

Banhados são ambientes de áreas úmidas sem definição conceitual precisa (Willard *et al.*, 1990). Esses ambientes têm importante papel ecológico devido à sua alta produtividade biológica (Mitsch e Gosselink, 2000). Por atuarem como abrigos para atividades de reprodução e crescimento de várias espécies, são também considerados ótimos sítios para conservação (Wildhozer, 1986).

Apesar do importante papel ecológico dos banhados e de sua biodiversidade característica, grandes extensões de áreas úmidas vêm sendo degradadas em diversas regiões do mundo. Ao longo do século XX, essas áreas foram progressiva e drasticamente reduzidas ao redor do globo (Shine e Klemm, 1999). As estimativas das taxas de supressão chegam a cerca de 50% do total original, sendo que no continente europeu, os valores chegam a 2/3 (Santamaría e Klaassen, 2002). Estes resultados são consequências quase exclusivas de ações antropogênicas, como o desenvolvimento e a expansão das zonas industriais e urbanas e, principalmente, da atividade agrícola (Shine e Klemm, 1999).

A degradação das áreas úmidas gera perdas de biodiversidade, já detectadas pelo declínio de vários grupos de espécies animais dependentes desses ambientes (Dahl, 2000). Todavia, para os macroinvertebrados, existe insuficiência de dados de diversidade e ecologia para a maioria de seus componentes. De maneira geral, os estudos que demonstram extinções e declínio de grupos como moluscos (mais de 400 spp.), crustáceos (mais de 250 spp.) e Odonata (25 spp. mais 45 ameaçadas) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), voltam-se para ambientes de água doce como um todo, em virtude de pressões sobre ambientes continentais, com poucas referências específicas para os banhados.

A implantação de arrozais sobre áreas úmidas está entre as principais razões da degradação das últimas ao redor do planeta (Scott e Carbonell, 1986; Gopal e Wetzler, 1995; Mitsch e Gosselink, 2000). A drenagem, maior responsável pela conversão e fragmentação das áreas alagáveis naturais (Gomes e Magalhães, 2004), geralmente está associada ao método irrigado de cultivo de arroz, predominante na região sul do Brasil. A área mundial destinada ao cultivo de arroz ultrapassou 161 milhões de hectares em 2009 (FAOStat, 2011), e desta, metade utiliza o sistema irrigado (IRRI, 2011). Assim, entre os principais países produtores de arroz, encontram-se também aqueles com algumas das áreas úmidas mais ameaçadas (Scott e Poole, 1989). Essas sofrem não só com a drenagem, mas com a alta

demanda por pesticidas associada (Suhling *et al.*, 2000), que intensifica a modificação sofrida pela estrutura das comunidades aquáticas (Fleeger *et al.*, 2003; Faria *et al.*, 2007; Mize *et al.*, 2007).

Por outro lado, ao contrário de outras culturas irrigadas, arrozais podem ser comparados a áreas úmidas temporárias, especialmente em relação às condições físico-químicas (temperatura da água, concentração de O₂ e hidroperíodo) (Halwart, 2006; Stenert *et al.*, 2009). Dessa forma, os primeiros podem ser habitados por animais típicos dos segundos, como os macroinvertebrados (Stenert *et al.*, 2009). Em geral, as comunidades de macroinvertebrados de arrozais são caracterizadas por alto dinamismo ecológico (Roger *et al.*, 1991) e por grupos tolerantes a perturbações ambientais e com alta capacidade de colonização (Fernando *et al.*, 1993; Fernando, 1995). Assim, plantações de arroz podem constituir um refúgio, mesmo que temporário, para muitas espécies, tanto vegetais como animais – invertebrados e vertebrados (e.g., Bambaradeniya e Amarasinghe 2000; Czech e Parsons, 2002; Stenert *et al.*, 2009; 2010; Machado e Maltchik, 2010).

Portanto, diversos estudos têm levantado, do ponto de vista da Biologia da Conservação, a hipótese de que áreas com arroz irrigado possuem um forte potencial de contribuição para a manutenção da biodiversidade (local ou regional) de áreas úmidas. Os estudos conduzidos por Stenert *et al.*, (2009; 2010) e Maltchik *et al.*, (2011) detectaram diferenças de composição. Contudo, encontraram valores de riqueza de macroinvertebrados em arrozais menores do que os registrados em literatura para áreas úmidas naturais.

Em áreas como o extremo sul do Brasil, os banhados têm sido extremamente impactados por drenagens e fragmentação. No Bioma Pampa, cerca de 90% das áreas úmidas originais desapareceram no último século devido à expansão agrícola, especialmente dos arrozais (Gomes e Magalhães, 2004). Adicionalmente, apenas 0,4% da área total ocupada pelas áreas úmidas no RS encontra-se sob proteção em Unidades de Conservação (Maltchik *et al.*, 2010). Neste grau de deterioração, estudos sobre o papel dos arrozais como refúgio e ameaça são inexistentes.

Adicionalmente, estudos que comparem a estrutura das comunidades de macroinvertebrados entre arrozais e a áreas úmidas naturais são escassos (e.g. Stenert *et al.*, 2009, 2010; Maltchik *et al.*, 2011) e inexistentes em escala espacial ampla. Com relação a esta escala, é imperioso destacar a importância que a (dis)similaridade das amostragens no espaço adquire em estudos com comunidades de macroinvertebrados. À medida que se amplia a escala geográfica de estudo, os padrões de distribuição das espécies também passam a sofrer influência de fatores de ordem regional (Crist *et al.*, 2003; Stendera e Johnson, 2005). Em

função disso, torna-se também necessário avaliar o quanto as escalas de estudo contribuem para determinar o padrão de diversidade encontrado. Não obstante, estudos com estas comunidades em banhados e arrozais podem levar a conclusões enviesadas derivadas da proximidade geográfica das amostragens, que desencadeiam processos de autocorrelação e/ou dependência espacial entre as amostras (Legendre e Legendre, 1998). Ao mesmo tempo, um aumento na diversidade pode ser esperado em função do decaimento na similaridade das comunidades com o aumento da distância (Nekola e White, 1999). A técnica de partição aditiva (Lande, 1996), por sua vez, pela sua capacidade de fracionamento da diversidade, consegue de maneira efetiva determinar a contribuição de diferentes componentes de estudo para a diversidade total de uma região. Essa capacidade a tornou atualmente uma das técnicas preferidas para se analisar o efeito de escalas espaciais sobre a diversidade. Desta forma, é importante realizar estudos em áreas mais amplas, de modo a se poder avaliar, de maneira mais confiável, a capacidade dos arrozais manterem a diversidade de macroinvertebrados.

Adicionalmente, a similaridade das comunidades também pode ser influenciada por processos temporais, porém de forma inversa à da distância. Com relação aos macroinvertebrados aquáticos, que são taxa caracterizados pelo ciclo de vida curto (Merritt *et al.*, 2008), comunidades de diferentes ambientes amostradas em épocas distantes tendem a se diferenciar conforme a ação do tempo. Assim, estudos com amostragens realizadas em períodos simultâneos podem suprimir tais vieses temporais.

O presente estudo tem como objetivo analisar a capacidade de arrozais irrigados manterem a biodiversidade de macroinvertebrados de banhados, em diferentes escalas espaciais. As hipóteses que norteiam este trabalho são as seguintes: i) arrozais irrigados devem abrigar uma fauna de macroinvertebrados representativa dos banhados, porém em uma versão aninhada; e ii) a contribuição das escalas espaciais mais amplas de estudo, para a diversidade total, deve ser menor em arrozais irrigados do que em banhados. Este estudo foi conduzido no extremo sul do Brasil, onde se localiza a maioria das áreas úmidas da América do Sul (Maltchik *et al.*, 2003) e plantações de arroz com método irrigado (Embrapa Clima Temperado, 2005).

REFERÊNCIAS

BAMBARADENIYA, C. N. B.; AMARASINGHE, F. P. **Biodiversity Associated with the Rice Field Agro-ecosystem in Asian Countries: A Brief Review**. Colombo, Working Paper 63, 2000. 29 p.

CZECH, H. A.; PARSONS, K. C. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. **Waterbirds**, Waco, v. 25, p. 56-65, 2002.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMEMRVILLE, K. S. Partitioning Species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β and γ diversity. **The American Naturalist**, Chicago, v. 162, p. 734–743, 2003.

DAHL, T.E. Status and trends of wetlands in the conterminous United States 1986 to 1997. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 82 p.

EMBRAPA CLIMA TEMPERADO. Cultivo do Arroz Irrigado no Brasil. Sistemas de Produção, n. 3, versão Eletrônica, novembro 2005. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoBrasil/index.htm>>. Acesso em: 30.03.2011.

FAOStat. FAO Statistical Databases. Disponível em: <<http://faostat.fao.org>> Acesso em: 31.03.2011.

FARIA, M. S.; NOGUEIRA, A. J. A.; SOARES, A. M. V. M. The use of *Chironomus riparius* larvae to assess effects of pesticides from rice fields in adjacent freshwater ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 67, p. 218-226, 2007.

FERNANDO, C. H., FOREST, H. S.; HERBERT, C. A bibliography of references to rice field aquatic fauna, their ecology and rice-fish culture. New York, State University of New York Press, New York, 1993. 111 p.

FERNANDO, C. H. Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: A complex and questionable limnology. In: K.H. TIMOTIUS, K. H.; GOLTENBOTH, F. (Eds.). **Tropical limnology**. Salatiga, 1995. V. 1, p. 121-148.

FLEEGER, J. W.; CARMAN, K. R.; NISBET, R. M. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystem. **The Science of the Total Environment**, Amsterdã, n. 317, p. 207-233, 2003.

GOMES, A. S.; MAGALHÃES, A. M. D. JR. **Arroz Irrigado no Sul do Brasil** (Irrigated Rice in Southern Brazil). Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2004. 900 p.

GOPAL, B.; WETZEL, R. G. **Limnology in developing countries**. Vol. I. International Association for Theoretical and Applied Limnology (SIL). Nova Délhi, International Scientific Publications, 1995. 230 p.

HALWART, M. Biodiversity and nutrition in rice-based aquatic ecosystems. **Journal of Food Composition and Analysis**, San Diego, n. 19, p. 747-751, 2006.

INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE (IRRI). Rice production and processing. 2011. Disponível em: <<http://irri.org/about-rice/rice-facts/rice-productionand-processing>>. Acesso em: 31.03.2011.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, Copenhagen, v. 76, p. 5–13, 1996.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdã, Elsevier, 853 p., 1998.

MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? **Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Malden, n. 20, p. 39–46, 2010.

MALTCHIK, L.; COSTA, E. S.; BECKER, C. G.; OLIVEIRA, A. E. Inventory of Wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). **Pesquisas: Botânica**, São Leopoldo, n. 53, p. 89-100, 2003.

MALTCHIK, L.; STENERT, C.; ROLON, A. S.; MACHADO, I. F.; GUADAGNIN, D. L. Diversidade em áreas úmidas. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 45, n. 269, p. 32-37, jun. 2010.

MALTCHIK, L., ROLON, A. S.; STENERT, C.; MACHADO, I. F.; ROCHA, O. Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? **Revista de Biología Tropical**. San José, v. 59, n. 4, p. 1895-1914, dez. 2011.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M. B. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Co. 1214 p. 2008.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis**. Washington D.C., World Resources Institute, 2005. 80 p.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. *Wetlands*. Nova York, John Wiley and Sons, 2000. 920 p.

MIZE, S. V.; PORTER, S. D.; DEMCHECK, D. K. Influence of fipronil compounds and rice-cultivation land-use intensity on macroinvertebrate communities in streams of southwestern Louisiana, USA. **Environmental Pollution**, Amsterdã, n. 152: 491-503, 2007.

NEKOLA, J.; WHITE, P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography**, 26, 867–878.

ROGER, P. A.; HEONG, K. L.; TENG, P. S. Biodiversity and sustainability of wetland rice production: role and potential of microorganisms and invertebrates. In HAWKSWORTH, D. L. (Ed.). **The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture**. Wallingford, 1991. p. 117–136.

SANTAMARÍA, L.; KLAASSEN, M. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: An introduction. **Acta Oecologica**, Paris, n. 23, p. 115-119, 2002.

SCOTT, D. A.; CARBONELL, M. **Directory of Neotropical wetlands**. Slimbridge, Cambridge and IWRB, 1986. 684 p.

SCOTT, D. A.; POOLE, C. M. **A status overview of Asian wetlands**. Kuala Lumpur, Asian Wetland Bureau, 1989. 121 p.

SHINE, C.; KLEMM, C. **Wetlands, Water and the Law: Using Law to Advance Wetland Conservation and Wise Use**. Gland, IUCN, 1999. 332 p.

STENDERA, S. E.S.; JOHNSON, R. K. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple scales. **Freshwater Biology**, Oxford, n. 50, p. 360–1375, 2005.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; MALTCHIK L., ROCHA, O. Can hydrologic management practices of rice fields contribute to macroinvertebrate conservation in southern Brazil wetlands? **Hydrobiologia**, Den Haag, n. 635, p.339– 350, 2009.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; ÁVILA, A. C.; MALTCHIK, L.; ROCHA, O. Do Hydrologic Regimes Used in Rice Fields Compromise the Viability of Resting Stages of Aquatic Invertebrates? **Wetlands**, Athens, n. 30, p.989–996, 2010.

SUHLING, F.; BEFELD, S.; HAUSLER, M.; KATZUR, K.; LEPKOJUS, S.; MESLEARD F. Effects of insecticide applications on macroinvertebrate density and biomass in rice-fields in the Rhône-delta, France. **Hydrobiologia**, Den Haag, n. 431, p. 69-79, 2000.

WILDHOLZER, F. **Banhados do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Riocell S. A., 1986. 40 p.

WILLARD, D.; LESLIE, M.; REED, R. B. Defining and delineating wetlands. In: BINGHEM, G.; CLARK II, E. H.; HAYGOOD, L. V.; LESLIE, M. (Eds.). **Issues in wetlands protection**: background papers prepared for the National Wetlands Policy Forum. Washington D. C.: The Conservation Foundation, 1990. 230 p.

ARTIGO

AVALIAÇÃO DO PAPEL DAS ÁREAS DE CULTIVO DE ARROZ IRRIGADO NA PRESERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE BANHADOS, EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS, NO EXTREMO SUL DO BRASIL

INTRODUÇÃO

Um dos enfoques mais atuais da Biologia da Conservação é o estudo da biodiversidade em ambientes antropizados, como os sistemas e paisagens agrícolas (Bennett *et al.*, 2006). Arrozaís estão entre os agrossistemas que mais têm recebido atenção (Elphick, 2000; Bambaradenyia e Amarasinghe, 2004), porque simulariam certas condições de banhados, como o hidropérido, a vegetação e outras condições físico-químicas da água (Lawler, 2001; Halwart, 2006). Contudo, arrozaís têm sido considerados os principais alçozes de banhados, apesar de, simultaneamente e contraditoriamente, serem propostos como possíveis paladinos da fauna que eles próprios expulsam das áreas úmidas naturais. Em termos de diversidade biológica, os banhados são ecossistemas aquáticos reconhecidos como portadores de grande riqueza (Mitsch e Gosselink, 2000). Grande parte da diversidade biológica dos banhados deve-se à heterogeneidade e complexidade de habitats presente nestes ecossistemas (Heino, 2000; Stenert *et al.*, 2008). Tais condições são proporcionadas principalmente pela comunidade de macrófitas (Thomaz *et al.*, 2008; Mormul *et al.*, 2011), cuja diversidade e arquitetura morfológica fornecem a presença de locais adequados para reprodução, crescimento, alimentação e refúgio de várias espécies (Wildhozer, 1986). Assim, banhados possuem uma fauna de macroinvertebrados característica, representada principalmente por certos insetos aquáticos como Coleoptera, Heteroptera e Odonata, bem como por moluscos e aranhas (Batzer *et al.*, 2006). Nestes ambientes os predadores são predominantes em relação a outros grupos alimentares (Wellborn *et al.*, 1996; Batzer e Wissinger, 1999). Toda essa

diversidade encontra-se severamente ameaçada pela degradação e redução no número de áreas úmidas em diversas regiões do mundo (Shine e Klemm, 1999; Santamaría e Klaassen, 2002), causadas, principalmente por atividades agrícolas.

A implantação de arrozais está entre as principais razões da degradação das áreas úmidas ao redor do mundo (Scott e Carbonell, 1986; Gopal e Wetzer, 1995; Mitsch e Gosselink, 2000). A drenagem, maior responsável pela conversão e fragmentação das áreas alagáveis naturais (Gomes e Magalhães, 2004), geralmente está associada ao cultivo de arroz através do método irrigado. Desta forma, nas regiões produtoras de arroz encontram-se também as áreas úmidas mais ameaçadas (Scott e Poole, 1989). Essas são atingidas não só pelas drenagens, mas também pelo uso intenso de pesticidas (Suhling *et al.*, 2000), que intensifica a alteração na estrutura das comunidades aquáticas (Fleeger *et al.*, 2003; Faria *et al.*, 2007; Mize *et al.*, 2007). Adicionalmente, o contexto de mudanças climáticas atuais, somado à expansão das áreas produtivas, tem intensificado a ação deletéria dos arrozais em certas partes do mundo (Mitsch e Gosselink, 2000; Brinson e Málvarez, 2002; Junk, 2013). A degradação das áreas úmidas tem gerado severas perdas de biodiversidade, detectadas pelo declínio de vários grupos de espécies animais dependentes desses ambientes (Dahl, 2000).

Por outro lado, muitos estudos têm se referido aos arrozais como ambientes alternativos ou refúgios, mesmo que temporários, para espécies vegetais e animais expulsas dos seus ambientes naturais pelas ações antrópicas (e.g. Czech e Parsons, 2002; Bambaradeniya e Amarasinghe 2004; Stenert *et al.*, 2009; 2010; Machado e Maltchik, 2010). Esse papel aferido aos arrozais deve-se ao fato de que esses, ao contrário de outras culturas irrigadas, podem ser comparados a áreas úmidas temporárias, especialmente em relação às condições físico-químicas (temperatura da água, concentração de O₂ e hidroperíodo; Halwart, 2006; Stenert *et al.*, 2009). A baixa profundidade da lâmina d'água também simularia condições similares às encontradas em áreas úmidas (Lawler, 2001). Adicionalmente, a fauna de macroinvertebrados registrada em arrozais tem sido considerada, de maneira geral, rica e diversificada (Heckman, 1979; Fernando *et al.*, 1993; Bambaradeniya *et al.*, 2004; Halwart, 2006). Apesar do uso de agrotóxicos, essa fauna caracteriza-se pelo alto dinamismo ecológico (Roger *et al.*, 1991), sendo composta por grupos tolerantes a perturbações ambientais e com alta capacidade de colonização (Fernando *et al.*, 1993; Fernando, 1995). Dessa forma, diversos estudos têm levantado, do ponto de vista da Biologia da Conservação, a hipótese de que áreas com arroz irrigado possuem um forte potencial de contribuição para a manutenção da biodiversidade (local ou regional) de áreas úmidas (Lawler; 2001; Bambaradeniya e Amarasinghe, 2004; Stenert *et al.*, 2012). Contudo, contrariamente, poucos estudos têm

mostrado que comunidades de macroinvertebrados de arrozais têm composição diferente e menor riqueza do que as de áreas úmidas (Stenert *et al.*, 2009; 2010; Maltchik *et al.*, 2011). Com efeito, arrozais são ambientes com complexidade e heterogeneidade de habitats menores do que banhados, embora possam abrigar uma fauna representativa das áreas úmidas vizinhas, tal fauna deve ser empobrecida, a exemplo do que ocorre com outros ambientes artificiais e simplificados (e.g., Ruggiero *et al.*, 2008).

Nenhum dos estudos realizados até o momento, tanto com macroinvertebrados de banhados como de arrozais, contempla escalas de análises espacialmente amplas. A escala de estudo tem importância sobre a (dis)similaridade que as amostragens no espaço impõem sobre os resultados obtidos em estudos com comunidades de macroinvertebrados (Heino *et al.*, 2003; Heino *et al.*, 2004; Stendera e Johnson, 2005; Ligeiro *et al.*; 2010). Especialmente, à medida que se amplia a escala geográfica de estudo, os padrões de distribuição das espécies passam a sofrer influência de fatores de ordem regional (Crist *et al.*, 2003; Stendera e Johnson, 2005). Em banhados, por exemplo, a região escolhida para estudo influencia os resultados sobre a diversidade das comunidades de macroinvertebrados (Johnson *et al.*, 2004; Stenert *et al.*, 2004; Stendera e Johnson, 2005). Assim, estudos conduzidos em escala local (um único banhado) dificilmente permitirão estender os resultados obtidos de forma generalizada. Para arrozais a influência de fatores de escala regional é desconhecida. Em outras palavras, estudos com comunidades de banhados e arrozais que não consideram o efeito da escala de análise podem levar a conclusões derivadas da proximidade geográfica das amostragens, que desencadeiam processos de autocorrelação e/ou dependência espaciais entre as amostras (Legendre e Legendre, 1998).

Nesse contexto, é importante e urgente que a possível contribuição dos arrozais como refúgios para macroinvertebrados de banhados seja investigada, já que a ‘hipótese do refúgio’ pode ser utilizada inadequadamente como argumento para conversão dos banhados em agrossistemas. O presente estudo tem como objetivo analisar a capacidade de manutenção da biodiversidade de macroinvertebrados de banhados por lavouras de arrozais irrigados, através de coletas realizadas em escala regional, amostrando-se em um único dia ambos os ambientes. O estudo foi conduzido no extremo sul do Brasil, onde a maioria das áreas úmidas da América do Sul está localizada (Maltchik *et al.*, 2003), bem como as plantações de arroz com método irrigado (Embrapa Clima Temperado, 2005). Arrozais irrigados determinaram o desaparecimento de 90% das primeiras neste continente (Gomes e Magalhães, 2004). Mais especificamente, o presente estudo testa duas hipóteses: i) arrozais irrigados devem abrigar uma fauna de macroinvertebrados representativa dos banhados, porém em uma versão

aninhada em relação aos primeiros; e ii) arrozais irrigados devem sustentar uma diversidade beta de macroinvertebrados menor do que a de banhados em escalas espaciais mais amplas de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Depressão Central, uma área localizada entre o Planalto Meridional Brasileiro e a Serra do Sudeste, no extremo sul do Brasil (estado do Rio Grande do Sul, RS, Fig. 1). Esta região tem cerca de 450 km de extensão no sentido leste-oeste, com altitudes variando de 20 a 50 m (Dantas *et al.*, 2010). Duas grandes bacias hidrográficas estão presentes na região, a Bacia do Rio Jacuí (800 km de extensão e 71.600 km² de área de drenagem) e a Bacia do Rio Ibicuí (385 km de extensão e 36.400 km² de área de drenagem) (Zamanillo *et al.*, 1989; Moss e Moss, 2007). O solo é principalmente aluvionar ao longo dos rios, e nas várzeas do Rio Jacuí predominam arenitos (Dantas *et al.*, 2010). A vegetação é representada por formações campestres, silváticas e palustres (Pillar *et al.*, 2009) e pertence ao Bioma Pampa, ecorregião caracterizada pelo predomínio de uma matriz de gramíneas entremeada por vegetação de herbáceas e arbustivas (Overbeck *et al.*, 2009). O clima é classificado como subtropical e subtemperado, com temperaturas médias anuais variando de 18 a 22 °C, e a precipitação acumulada anual é de cerca de 1500 mm (Maluf, 2000).

Banhados são formações frequentes nas regiões mais baixas e nas margens de vários rios da Depressão Central (Maltchik *et al.*, 2003). Dessa forma, o uso da terra é caracterizado pela orizicultura, com predomínio das plantações de arroz de método irrigado (Dantas *et al.*, 2010; IRGA, 2012). A cultura do arroz é anual, ocorrendo entre a primavera e o verão. Nos meses de setembro e outubro são feitos o preparo do solo e a semeadura, e entre março e abril ocorre a colheita (Embrapa Clima Temperado, 2003; 2005). Durante esse período, o intenso bombeamento da água de rios e banhados, ou de reservatórios, para irrigação das plantações, muitas vezes, coincide com períodos de estiagem e de forte calor, o que provoca o rebaixamento do nível dos rios e banhados (Carvalho e Ozório, 2004), não raro ocasionando a

seca ou drenagem completa desses. No outono e inverno, muitas vezes, as áreas usadas para plantação de arroz são utilizadas para outras finalidades como pecuária e pastagens de inverno (SOSBAI, 2010). O intenso uso da terra para orizicultura na Depressão Central tem levado à fragmentação das áreas úmidas atuais e à condição de ameaça severa (Carvalho e Ozório, 2004).

Locais de estudo e delineamento amostral

Três regiões contendo um banhado situado em uma matriz formada predominantemente por arrozais foram estudadas (Fig. 1). A i) região de São Donato (SD), corresponde à atual Reserva Biológica de São Donato, e localiza-se no extremo oeste da Depressão Central, nos municípios de Itaqui e Maçambará. Esta região está inserida na Bacia hidrográfica do Rio Uruguai, e é drenada pelas águas da sub-bacia do Rio Butuí. O Banhado São Donato (WSD) tem cerca de 4.300 ha (Carvalho e Ozório, 2007), e é uma das áreas úmidas mais bem preservadas na região de estudo (FZB, 2002). Contudo, as maiores plantações de arroz do RS localizam-se nessa região, com área plantada de mais de 100.000 ha e produção de 1 mi de toneladas (IRGA, 2012). Dessa forma, as águas do WSD têm sido drenadas clandestinamente para plantações de arroz ou indiretamente para grandes reservatórios (FZB, 2002). As plantações usam principalmente o método convencional e, durante o outono e inverno, a área é usada para criação de gado (observação pessoal). A ii) região de Inhatium (IN) localiza-se na porção sul da Depressão Central, entre os municípios de Rosário do Sul e São Gabriel. O Banhado Inhatium (WIN) é drenado pelos afluentes do Rio Santa Maria, que pertence à Bacia do Rio Ibicuí. A área atual de cerca de 2.000 ha (obtida por imagem de satélite) tem sido intensamente drenada e fragmentada pela irrigação de arrozais no seu entorno (Carvalho e Ozório, 2004). A área plantada destinada à orizicultura na região é de 30.000 ha, com produção de arroz estimada de 220 mil toneladas (IRGA, 2012). A iii) região da Foz do Rio Vacacaí (FV) localiza-se na porção centro-leste da Depressão Central, entre os municípios de Restinga Seca e Cachoeira do Sul. As áreas úmidas da Foz do Rio Vacacaí (WFV) pertencem à Bacia do Rio Jacuí e têm área de cerca de 4.600 ha (Carvalho e Ozório, 2004). As WFV compõem os últimos remanescentes de áreas úmidas da FV, após conversão da maior parte destes ecossistemas para orizicultura e barragens (Accordi,

2003). A área plantada de arroz nessa região corresponde a 35.000 ha, com produção de mais de 250 mil toneladas (IRGA, 2012).

Em cada uma das três regiões (SD, IN, FV), três locais foram escolhidos para amostragem em cada ambiente de estudo, banhado (W) e arrozal circundante (R), perfazendo um total de seis locais de amostragem por região (WSD 1, 2, 3; RSD 1, 2, 3; WIN 1, 2, 3; RIN 1, 2, 3; WFV 1, 2, 3; RFV 1, 2, 3). Cerca de 10 km de distância separam os locais de amostragem de cada banhado dos locais de amostragem dos arrozais adjacentes (Figura 1), a fim de evitar o efeito da proximidade entre os dois ambientes (Legendre e Legendre, 1998) sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados.

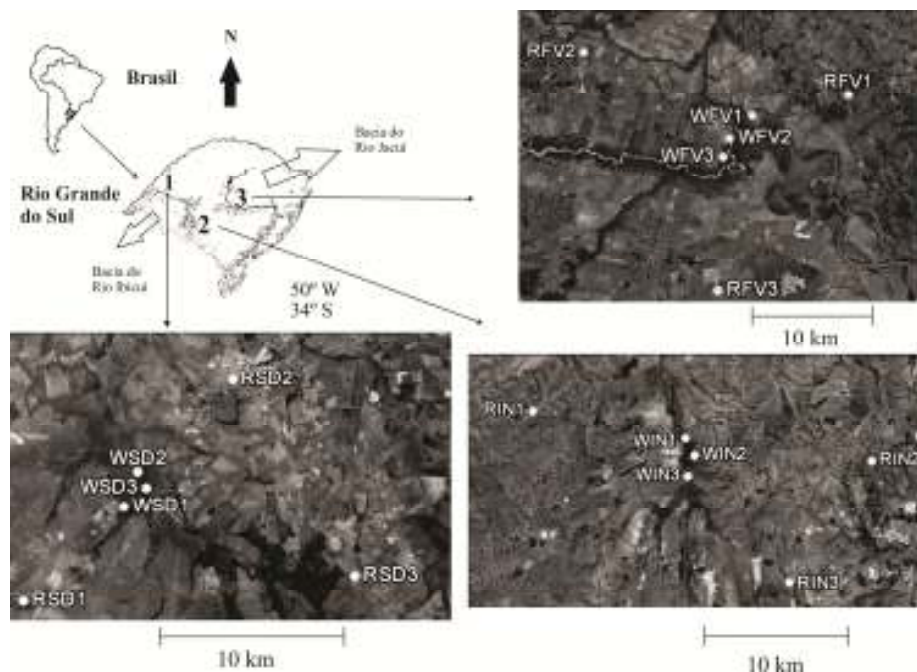


Figura 1 - Localização das regiões de estudo e dos locais de amostragem. Os três locais de amostragem (1, 2, 3) de cada ambiente (banhado e arrozais) estão indicados pelos círculos brancos. (WSD = Banhado São Donato; WIN = Banhado Inhatium; WFV = Áreas úmidas da Foz do Rio Vacacaí; RSD = arrozal de São Donato; RIN = arrozal de Inhatium; RFV = arrozal da Foz do Vacacaí).

Em cada local de amostragem, três amostras foram obtidas com rede em D (área amostral de 0,3 m²; malha = 1 mm). Para obtenção de cada amostra, três redadas foram realizadas varrendo-se cerca de 1 m do substrato de fundo. Cada redada era espaçada em

relação à outra por 1 m de distância. Nos banhados, as amostragens foram conduzidas em bancos relativamente homogêneos de macrófitas (Figura 2). Nos arrozais, apenas os canais secundários de irrigação, i. e. a área de cultivo e crescimento de arroz propriamente dita, foram amostrados (Figura 2). Todos os arrozais amostrados eram irrigados por reservatórios artificiais e possuíam lâmina d'água de cerca de 10 cm de profundidade, mas os sistemas de cultivo e fases de crescimento da planta variaram em cada local (Tabela 1). As amostragens foram realizadas durante a época de crescimento do arroz (janeiro de 2012; verão), sendo conduzidas em um único dia em cada região.



Figura 2 – Alguns dos locais de amostragem em cada tipo de ambiente em cada região de estudo, mostrando os diferentes tipos de vegetação nos banhados e os diferentes sistemas de cultivo e fases de crescimento nos arrozais. Arrozal da região de São Donato = fase de crescimento reprodutiva; Arrozal da região de Inhatium = fase de crescimento vegetativa; Arrozal da região da Foz do rio Vacacaí = sistema de cultivo pré-germinado.

Tabela 1 - Descrição dos locais de coleta nos banhados e arrozais de cada região.

Banhados			
Região	São Donato		
Local	WSD1	WSD2	WSD3
Macrófitas/porte	emergente	Emergente	emergente
Macrófitas/famílias	Poaceae	Poaceae	Poaceae
Região	Inhatium		
Local	WIN1	WIN2	WIN3
Macrófitas/porte	emergente	Emergente	emergente
Macrófitas/famílias	Poaceae	Poaceae	Poaceae
Região	Foz do Rio Vacacaí		
Local	WV1	WV2	WV3
Macrófitas/porte	emergente	Emergente	emergente
Macrófitas/famílias	Cyperaceae	Cyperaceae	Cyperaceae
Arrozais			
Região	São Donato		
Local	RSD1	RSD2	RSD3
Fase de crescimento do arroz	vegetativo	Reprodutivo	reprodutivo
Fonte de irrigação	reservatório	Reservatório	reservatório
Sistema de cultivo	convencional	Convencional	convencional
Região	Inhatium		
Local	RIN1	RIN2	RIN3
Fase de crescimento do arroz	reprodutivo	Vegetativo	vegetativo
Fonte de irrigação	reservatório	Reservatório	reservatório
Sistema de cultivo	convencional	pré-germinado	convencional
Região	Foz do Rio Vacacaí		
Local	RFV1	RFV2	RFV3
Fase de crescimento do arroz	vegetativo	Vegetativo	vegetativo
Fonte de irrigação	reservatório	Reservatório	reservatório
Sistema de cultivo	pré-germinado	pré-germinado	pré-germinado

Dados sobre algumas variáveis ambientais foram obtidos em cada local de amostragem, como condutividade elétrica (EC), oxigênio dissolvido (DO), pH e temperatura da água (WT), através de sonda multiparâmetro. Dados de precipitação mensal acumulada (Prec) e temperatura média do ar (Tar) no dia da coleta foram obtidos para cada região através de consultas a bancos de dados de estações meteorológicas, correspondentes às regiões de

estudo (INMET, 2012). Dados anuais e históricos (dos 12 anos anteriores) sobre esses mesmos fatores para cada região de estudo também foram obtidos das mesmas fontes, para fins de discussão.

O material coletado foi fixado e preservado em etanol (70%). Os exemplares foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves dicotômicas especializadas (e.g., Costa *et al.*, 2006; Domínguez e Fernández 2009; Trivinho-Strixino, 2011) e de consultas a especialistas. A classificação do hábito de vida (característico ou indiferente, *sensu* Dajoz (1978) e o método de dispersão dos táxons encontrados foram obtidos na literatura especializada.

Análise de dados

A riqueza estimada de macroinvertebrados nos Banhados (W) e Arrozais (R) foi obtida pelo método de rarefação, baseado em Gotelli e Colwell (2001), com o uso do programa EcoSim versão 7.72 (Gotelli e Entsminger, 2005). Curvas de rarefação foram construídas em função do número de indivíduos por amostras, de forma a possibilitar a interpolação da riqueza de táxons entre os ambientes estudados, em níveis comparáveis de esforço amostral (Gotelli e Colwell, 2001).

A estrutura taxonômica das comunidades foi analisada através do teste de Análise de Similaridades (ANOSIM) de dois níveis. Os níveis utilizados foram “Ambiente” (W, R) e “Região de estudo” (SD, IN, FV). Os dados de fauna foram logaritmizados ($\log x+1$) e o coeficiente de similaridade utilizado foi o de Bray-Curtis. A ANOSIM testou a hipótese nula de que não há diferença entre amostras de diferentes fatores (Clarke e Warwick, 2001). Em adição, os dois fatores analisados foram representadas através de diagrama de ordenação obtido por meio de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Posteriormente, uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) (Clarke, 1993) foi utilizada para identificar os táxons responsáveis pela diferença observada nas comunidades de macroinvertebrados entre os fatores analisados. Estas análises foram realizadas no programa Primer E (Clarke e Gorley, 2006).

A análise da estrutura funcional das comunidades de macroinvertebrados considerou cinco das seis categorias alimentares funcionais propostas por Cummings e Klug (1979): raspadores, coletores filtradores ou catadores, fragmentadores e predadores. O enquadramento

de cada táxon nessas categorias se deu com base em Merritt et al., (2008). A predominância dos grupos funcionais em cada ambiente foi analisada através da comparação das riquezas e abundâncias relativas de cada grupo funcional por meio de testes-t pareados. Posteriormente, também por meio de testes-t pareados, as abundâncias e riquezas relativas dos grupos funcionais dominantes de cada ambiente foram comparadas. As amostras de cada ambiente foram utilizadas como réplicas para esta análise.

A comparação entre a composição das comunidades de macroinvertebrados de Ws e Rs foi analisada utilizando-se a metodologia proposta por Baselga (2010). Nesta análise, a diversidade beta (índice de dissimilaridade de Sørensen - β_{sor}) é particionada em dois componentes: 1) substituição de espécies (β_{sim} – dissimilaridade de Simpson entre pares de amostras); e 2) aninhamento (β_{nes} – dissimilaridade resultante), i. e, indica que a composição de locais mais pobres compõem um subconjunto da população dos locais mais ricos. Esta análise foi realizada no programa R (R Development Core Team, 2009), utilizando-se a função *beta.multi.R* do pacote *betapart*. Os valores de diversidade beta gerados pelas análises foram calculados para cada região de estudo, as quais foram subdivididas em três grupos de dados: pares de locais de amostragem em W (três pares); pares de locais de amostragem em R (três pares); e pares de locais de amostragem W-R (nove pares). Os valores de β_{sim} e β_{nes} inerentes a cada grupo predeterminado foram comparados através de testes-t pareados. A seguir, testes-t bicaudais foram realizados para detectar a existência de diferença significativa entre as contribuições de cada componente.

A riqueza das comunidades de banhados e arrozais em diversas escalas espaciais foi avaliada através da partição aditiva da diversidade. De acordo com Lande (1996), a diversidade regional é a soma das diversidades alfa e beta ($\gamma = \text{diversidade regional} = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \dots + \beta_n$), na qual alfa é a diversidade média dentro das unidades amostrais e beta é a diferença entre as diversidades alfa de duas escalas espaciais adjacentes. Desta forma, utilizando como medida de diversidade a riqueza de táxons de macroinvertebrados, obteve-se os seguintes componentes da diversidade: riqueza média de cada amostra de W/R (α); β_1 : diferença de riqueza entre amostras de W/R dentro de uma região; β_2 : diferença de riqueza entre locais de amostragem de W/R em cada uma das três regiões; e β_3 : diferença de riqueza entre regiões (Figura 3). A significância estatística de cada componente foi avaliada através de um modelo nulo. Este modelo é baseado na aleatorização dos indivíduos entre amostras, conforme proposto por Crist *et al.*, (2003). Basicamente, o método consiste em: i) calcular os componentes de diversidade observados na amostra; ii) aleatorizar os indivíduos entre as unidades amostrais, preservando a abundância total das espécies e o tamanho das amostras

originais; iii) recalcular os diferentes componentes de diversidade da amostra aleatorizada; iv) repetir os passos ii e iii por 1.000 vezes; v) obter a proporção de valores de diversidade aleatorizados maiores que os valores correspondentes observados na amostra original (não aleatorizada). Uma pequena proporção, por exemplo, $prop_{esp} > prop_{obs} < 0,05$, indica que a diversidade observada é significativamente maior do que o esperado ao acaso. Da mesma maneira, um valor de proporção alto, por exemplo, $prop_{esp} > prop_{obs} > 0,95$, indica que a diversidade observada é significativamente menor do que o esperado ao acaso (Crist *et al.*, 2003). Valores intermediários de $prop_{esp} > prop_{obs}$ indicam que a diversidade é semelhante àquela esperada ao acaso. As análises da partição aditiva da diversidade foram realizadas no programa R, com o pacote *vegan* (R Development Core Team, 2009).

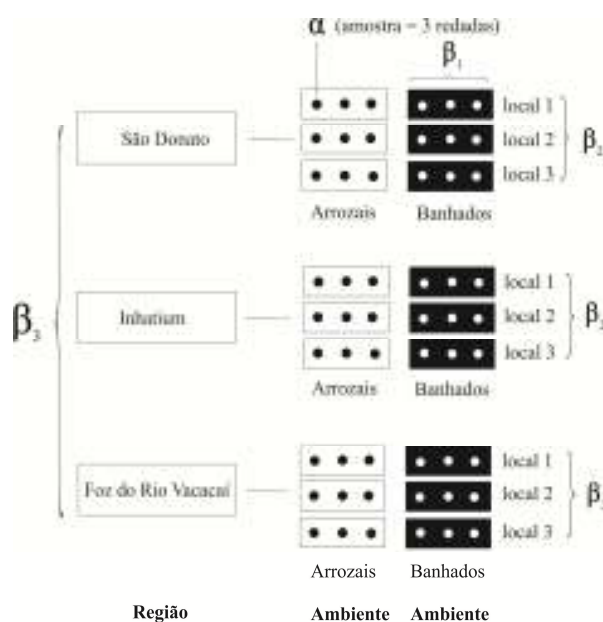


Figura 3 - Representação esquemática do delineamento amostral em cada região e da partição da diversidade. α : diversidade em cada amostra de W/R; β_1 : variação entre amostras de cada W/R (escala local); β_2 : variação entre locais de amostragens de W/R de cada região (escala intermediária); β_3 : variação entre as regiões de estudo (escala regional).

A correlação das variáveis ambientais sobre as comunidades de macroinvertebrados foi analisada primariamente através da realização de testes de Mantel entre as matrizes contendo a fauna dos locais de amostragem em W e R e os respectivos dados abióticos coletados. Possíveis diferenças nas variáveis abióticas entre os ambientes foram testadas por meio de testes-t pareados. Testes de Mantel também foram realizados para verificar a existência de maior dependência (semelhança) entre a fauna de locais de amostragem mais próximos geograficamente. Matrizes contendo as distâncias geográficas (medidas em km) entre os locais de amostragem foram correlacionadas com as matrizes de similaridade da fauna (logartimizadas e depois transformadas pelo coeficiente de similaridade de Bray-Curtis) tanto para o conjunto da fauna de ambos os ambientes quanto para W e R separadamente. Estas correlações foram conduzidas no programa R (R Development Core Team, 2009).

RESULTADOS

Riqueza e composição

Ao todo, 3498 indivíduos foram coletados e atribuídos a 82 táxons, dos quais 54 foram registrados em W e 61 em R (Tabela 2). Contudo, os valores médios de riqueza rarefeita para cada tipo de ambiente indicaram que a diferença de riqueza entre os ambientes não foi significativa (Figura 4). Vinte e um táxons foram exclusivos de W e 26 de R (Tabela 2), demonstrando grande substituição de táxons entre os ambientes, e, portanto, diferença de composição taxonômica entre eles.

Tabela 2 - Composição, riqueza e abundância dos táxons de macroinvertebrados encontrados em banhados (W) e arrozais (R) em janeiro de 2012, nas três regiões de estudo da Depressão Central, RS, Brasil: São Donato (SD), Inhatium (IN) e Foz do Rio Vacacaí (FV). W = táxons encontrados exclusivamente nos banhados; e R: táxons encontrados exclusivamente em arrozais estudados; Le = táxons característicos de ambientes lênticos; Lt = táxons indiferentes. Da = táxons com dispersão ativa; Dp = táxons com dispersão passiva.

(continua)

Ambiente	W				R				
	SD	IN	FV	Subtotal	SD	IN	FV	Subtotal	Total
Táxons									
Nematoda ^{R,Lt,Dp}	0	0	0	0	1	3	0	4	4

Ambiente	W				R				
Região	SD	IN	FV	Subtotal	SD	IN	FV	Subtotal	Total
Táxons									
<i>Eupera</i> ^{W, Lt, Dp}	2	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Biomphalaria</i> ^{Lt, Dp}	5	2	69	76	10	2	10	22	98
<i>Drepanotrema</i> ^{Lt, Dp}	84	15	2	101	0	1	8	9	110
<i>Hebetancylus</i> ^{Lt, Dp}	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Pomacea</i> ^{W, Lt, Dp}	0	0	22	22	0	0	0	0	22
<i>Pomella</i> ^{R, Lt, Dp}	0	0	0	0	4	0	0	4	4
<i>Uncancylus</i> ^{W, Lt, Dp}	2	1	0	3	0	0	0	0	3
Hirudinea ^{Lt, Dp}	0	1	3	4	0	0	1	1	5
Enchytraeidae ^{R, Le, Dp}	0	0	0	0	11	4	2	17	17
Lumbriculidae ^{R, Lt, Dp}	0	0	0	0	0	4	0	4	4
<i>Allonais chelata</i> ^{R, Le, Dp}	0	0	0	0	0	0	2	2	2
<i>Bratislavia unidentata</i> ^{W, Le, Dp}	2	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Dero digitata</i> ^{W, Le, Dp}	0	0	2	2	0	0	0	0	2
<i>Pristina proboscidea</i> ^{W, Lt, Dp}	0	0	4	4	0	0	0	0	4
<i>Pristina</i> ^{R, Lt, Dp}	0	0	0	0	4	0	1	5	5
<i>Slavina evelinae</i> ^{W, Lt, Dp}	4	0	0	4	0	0	0	0	4
<i>Slavina</i> ^{W, Lt, Dp}	3	0	0	3	0	0	0	0	3
<i>Opistocysta</i> ^{W, Lt, Dp}	0	0	2	2	0	0	0	0	2
Tubificidae ^{R, Le, Dp}	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Tubificinae ^{Lt, Dp}	0	0	6	6	5	3	16	24	30
<i>Aulodrilus</i> ^{W, Lt, Dp}	7	60	59	126	0	0	0	0	126
Acarina ^{R, Le, Dp}	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Hyalella</i> ^{Lt, Dp}	31	0	0	31	6	2	0	8	39
Ostracoda ^{R, Lt, Dp}	0	0	0	0	0	3	2	5	5
Bidessini ^{W, Le, Da}	0	3	0	3	0	0	0	0	3
<i>Celina</i> ^{Le, Da}	14	0	0	14	0	1	0	1	15
<i>Desmopachria</i> ^{W, Lt, Da}	2	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Hydrovatus</i> ^{Lt, Da}	2	0	0	2	0	0	8	8	10
<i>Laccophilus</i> ^{Lt, Da}	0	2	1	3	0	1	1	2	5
<i>Pachydrus</i> ^{W, Le, Da}	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Rhantus</i> ^{R, Le, Da}	0	0	0	0	0	2	2	4	4
<i>Thermonectus</i> ^{R, Le, Da}	0	0	0	0	0	6	19	25	25
<i>Berosus</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	4	6	10	10
<i>Derallus</i> ^{W, Lt, Da}	9	0	0	9	0	0	0	0	9
<i>Enochrus</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	0	9	9	9
<i>Hydrobiomorpha</i> ^{Lt, Da}	0	1	0	1	13	2	19	34	35
<i>Tropisternus</i> ^{Lt, Da}	1	0	1	2	24	13	37	74	76
<i>Hydrocanthus</i> ^{Le, Da}	1	0	0	1	0	2	8	10	11
Scirtidae ^{W, Le, Da}	6	0	0	6	0	0	0	0	6
Ceratopogonidae ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	23	7	10	40	40
<i>Apedilum</i> ^{Le, Da}	1	0	0	1	13	77	11	101	102

Ambiente	W				R				
Região	SD	IN	FV	Subtotal	SD	IN	FV	Subtotal	Total
Táxons									
<i>Cryptochironomus</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	1	1	2	2
<i>Dicrotendipes</i> ^{R, Le, Da}	0	0	0	0	17	0	0	17	17
<i>Goeldichironomus</i> ^{Le, Da}	4	27	2	33	48	155	19	222	255
<i>Parachironomus</i> ^{Lt, Da}	6	0	12	18	37	42	8	87	105
<i>Polypedilum</i> ^{Lt, Da}	9	0	1	10	34	13	3	50	60
<i>Tanytarsus</i> ^{Le, Da}	45	4	22	71	125	40	25	190	261
<i>Zavreliella</i> ^{W, Lt, Da}	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Antillocladius</i> ^{W, Lt, Da}	6	0	0	6	0	0	0	0	6
<i>Corynoneura</i> ^{Lt, Da}	1	0	0	1	5	6	0	11	12
<i>Cricotopus</i> ^{Lt, Da}	0	0	3	3	4	6	0	10	13
<i>Parametricnemus</i> ^{Lt, Da}	6	0	0	6	64	0	0	64	70
<i>Thienemaniella</i> ^{W, Lt, Da}	0	0	2	2	0	0	0	0	2
<i>Ablabesmyia (Karelia)</i> ^{Lt, Da}	100	1	186	287	71	125	125	321	608
<i>Clinotanypus</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Djalmabatista</i> ^{Lt, Da}	1	0	0	1	37	2	19	58	59
<i>Labrundinia</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	2	0	0	2	2
<i>Larsia</i> ^{Lt, Da}	0	0	1	1	0	1	5	6	7
<i>Monopelopia</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	2	5	7	7
<i>Tanypus</i> ^{Le, Da}	0	0	79	79	3	3	10	16	95
Culicidae ^{Lt, Da}	17	0	6	23	15	6	110	131	154
Dolichopodidae ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Stratiomyidae ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	0	3	3	3
Tipulidae ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Callibaetis</i> ^{Le, Da}	0	0	5	5	1	25	287	313	318
<i>Caenis</i> ^{Lt, Da}	7	0	0	7	8	9	0	17	24
<i>Belostoma</i> ^{Le, Da}	54	9	2	65	3	6	37	46	111
<i>Sigara</i> ^{Lt, Da}	0	0	2	2	2	9	34	45	47
<i>Notonecta</i> ^{Le, Da}	0	0	1	1	0	0	3	3	4
<i>Acanthagrion</i> ^{Lt, Da}	1	0	3	4	25	31	40	96	100
<i>Ischnura</i> sp. ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	4	1	22	27	27
<i>Oxyagrion</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	11	20	11	42	42
<i>Telebasis</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	2	0	2	2
<i>Erythrodiplax</i> ^{Lt, Da}	4	0	1	5	10	15	11	36	41
<i>Micrathyria</i> ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	2	0	5	7	7
<i>Orthemis</i> sp. ^{R, Lt, Da}	0	0	0	0	0	0	3	3	3
<i>Oxyethira</i> sp. ^{Le, Da}	0	0	1	1	1	4	0	5	6
Total	448	149	515	1112	667	743	976	2386	3498
Riqueza	36	14	31	54	36	46	44	62	82

Estrutura taxonômica e ecológica das comunidades

A estrutura taxonômica das comunidades de macroinvertebrados de W e R, representada no diagrama NMDS, evidenciou segregação das amostras por tipo de ambiente, (Figura 4). Essa segregação foi confirmada pela ANOSIM, que indicou 85% de diferença entre amostras das comunidades de W e R ($Global R = 0,85; p = 0,01$). A análise SIMPER detectou 64,91% de similaridade entre as amostras de Ws e 37,26%, entre as amostras de Rs. Essa tendência também foi corroborada pela ANOSIM ($Global R = 0,50, p = 0,03$). As comparações pareadas revelaram uma diferença significativa apenas entre as amostras da região de SD em relação às da FV e de IN (Tabela 4). A análise SIMPER encontrou 52,96% de similaridade entre as amostras da região de SD. Os táxons responsáveis por esta diferenciação estão listados na Tabela 5.

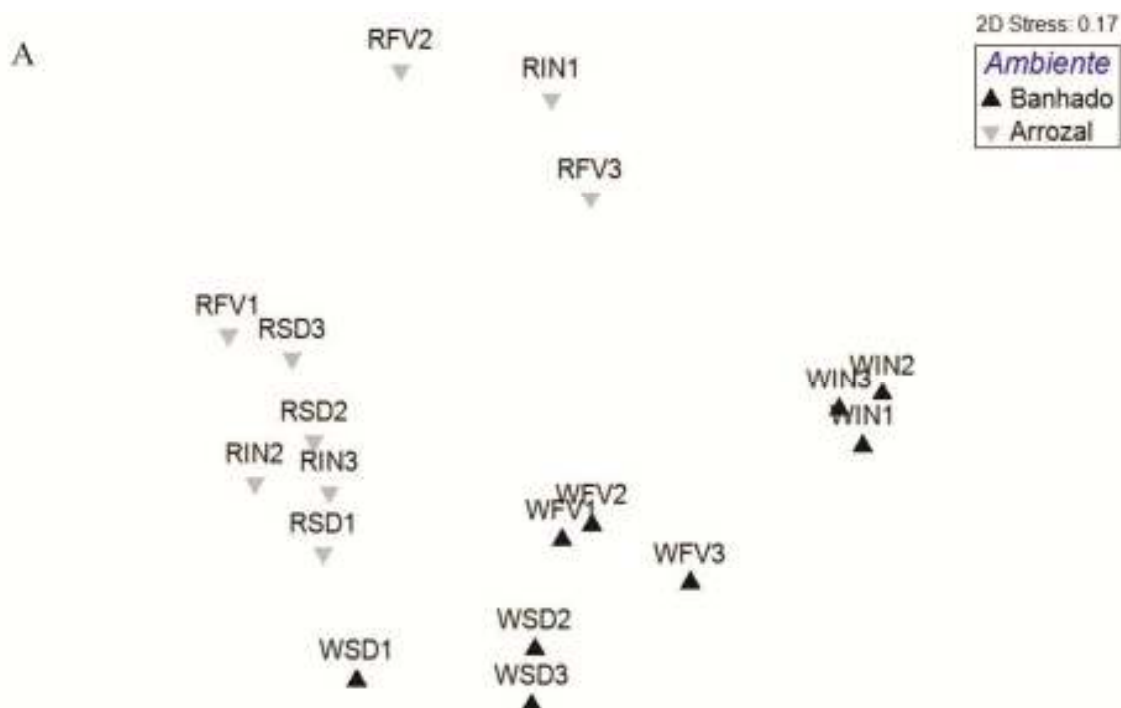


Figura 5 - Diagrama de ordenação NMDS de comunidades de macroinvertebrados de banhados e arrozais segundo tipos de ambiente.

Tabela 4 - Comparação pareada (*pairwise tests*) da Análise de Similaridade (ANOSIM) da comunidade de macroinvertebrados de banhados e arrozais entre as regiões de estudo São Donato (SD), Inhatium (IN) e Foz do Rio Vacacaí (FV).

Regiões	R	Nível de significância
SD x IN	0,556	0,04
SD x FV	0,667	0,01
IN x FV	0,333	0,15

Tabela 5 - Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) acumulada até 50% para os táxons responsáveis pela diferença observada entre as comunidades de macroinvertebrados de W e R e pela difenciação da região de SD.

Ambiente			
W		R	
Táxons	Contribuição (%)	Táxons	Contribuição (%)
<i>Aulodrilus</i>	14,76	<i>Ablabesmyia (Karelia)</i>	11,23
<i>Ablabesmyia (Karelia)</i>	11,07	<i>Chironomus</i>	8,31
<i>Chironomus</i>	9,19	<i>Tanytarsus</i>	8,19
<i>Drepanotrema</i>	9,11	<i>Goeldichironomus</i>	6,07
<i>Goeldichironomus</i>	8,4	Culicidae	5,25
		<i>Tropisternus</i>	5,11
		<i>Apedilum</i>	5,06
		<i>Djalmabatista</i>	5,01
Região de estudo			
SD			
Táxons	Contribuição (%)		
<i>Ablabesmyia (Karelia)</i>	15,75		
<i>Tanytarsus</i>	12,27		
<i>Belostoma</i>	7,59		
<i>Drepanotrema</i>	6,64		

A estrutura funcional das comunidades de macroinvertebrados de R foi constituída predominantemente por táxons de organismos predadores e coletores-catadores (Figura 5, A). Nos banhados, predominaram os táxons coletores-catadores, predadores e raspadores (Figura 5, B). Quanto à abundância relativa, o mesmo padrão é observado para os dois ambientes (Figura 5, C e D). As abundâncias e riquezas relativas entre os grupos dominantes de W e R não apresentaram diferença significativa entre si ($p > 0,05$).

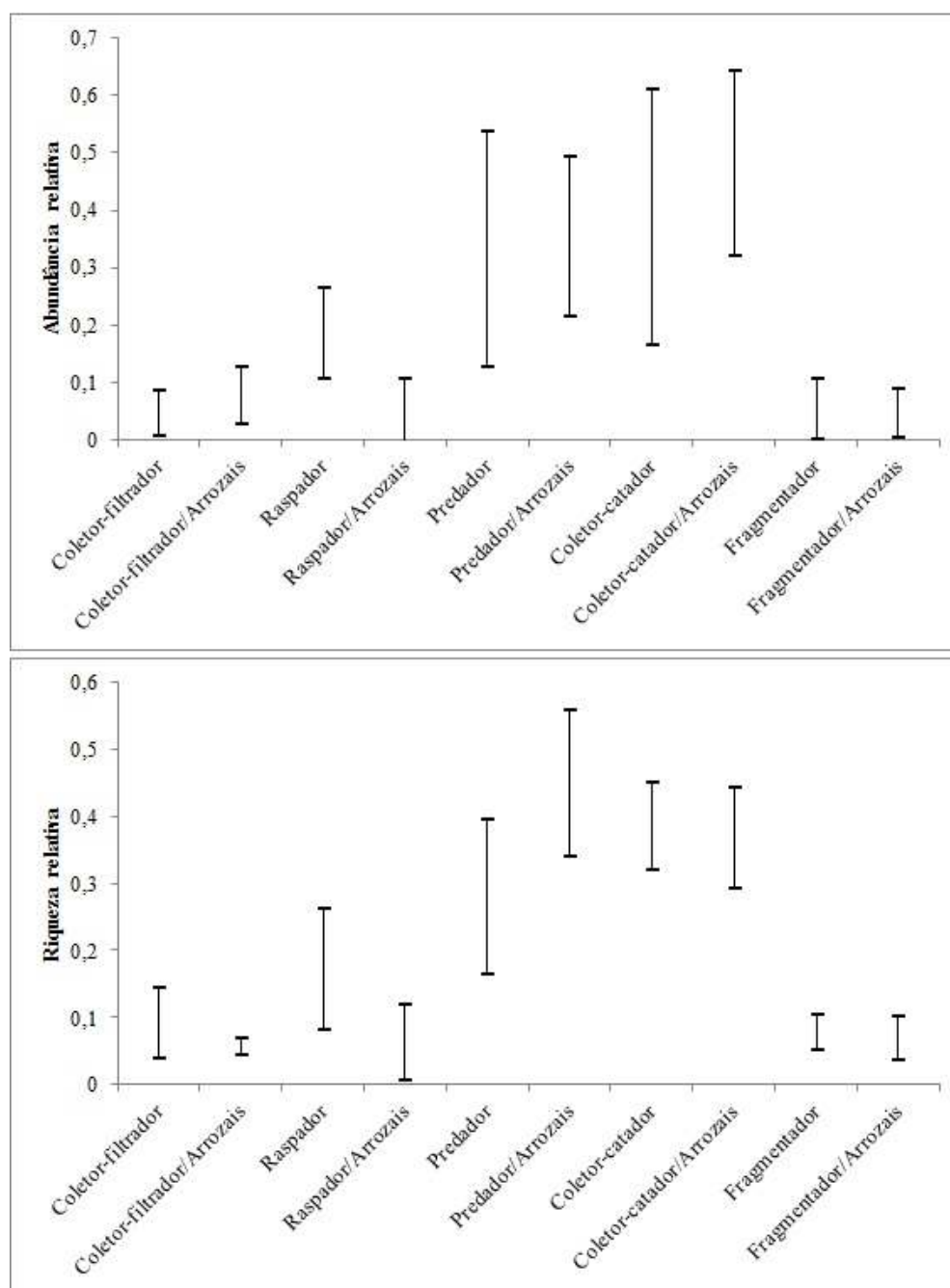


Figura 6 - Estrutura ecológica funcional das comunidades da macroinvertebrados de banhados e arrozais, amostrados em janeiro de 2012 na Depressão Central do RS, Brasil. Médias e desvios-padrão da A) riqueza relativa de táxons por grupos funcionais nos arrozais; B) riqueza relativa de táxons por grupos funcionais nos banhados; C) abundância relativa dos grupos funcionais nos arrozais; e D) abundância relativa dos grupos funcionais em banhados.

Influência da escala espacial na diversidade

A partição aditiva da diversidade mostrou que a riqueza média de táxons de macroinvertebrados registrada para cada amostra (α), entre amostras de um mesmo local (β_1) e entre locais de amostragem (β_2) foram significativamente menores do que o esperado nos W (Tabela 6). Estes resultados indicam uma agregação da fauna nestes três primeiros níveis hierárquicos. Estes mesmos níveis contribuíram com frações semelhantes (entre 13 e 21%) para 50% da riqueza total dos W (Tabela 6). Nos W o componente β_3 foi significativamente maior do que o acaso, porém apresentou alta contribuição para a riqueza total (50%) (Tabela 6).

Nos R, a riqueza média de cada amostra (α) e entre amostras (β_1) foram significativamente menores do que o esperado ao acaso (Tabela 6). Ao contrário, os componentes β_2 e β_3 (riqueza entre locais e entre regiões de estudo) foram significativamente maiores do que o esperado ao acaso (Tabela 6) e tiveram contribuições semelhantes para a diversidade total (29 e 32%, respectivamente).

Tabela 6 - Valores obtidos de partição aditiva da diversidade de táxons de macroinvertebrados aquáticos em banhados e arrozais no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, ano de 2012.

Diversidade		Observada	%	Esperada	%	<i>P</i>
Banhados						
α	amostra	9,518	0,176	14,084	0,260	>0,99
β_1	entre amostras	7,148	0,132	9,817	0,181	>0,99
β_2	entre locais	10,333	0,191	13,757	0,254	>0,99
β_3	entre regiões	27	0,5	16,340	0,302	<0,01
γ	Total	54		54		
Arrozais						
α	amostra	13,111	0,214	22,182	0,363	>0,99
β_1	entre amostras	10,444	0,171	13,076	0,214	>0,99
β_2	entre locais	17,778	0,291	15,158	0,248	<0,01
β_3	entre regiões	19,667	0,322	10,582	0,173	<0,01
γ	Total	61		61		

Influência de fatores ambientais de escala local e regional na estrutura e distribuição espacial das comunidades em banhados e arrozais

Em relação às normais climatológicas para os últimos 12 anos, o ano de 2012 foi um dos mais secos, bem como o mês de janeiro, em relação aos anteriores (Figura 7, A e B). Esta situação é detectada principalmente em relação aos últimos três anos precedentes ao período de coleta, tendo se intensificado a partir de dezembro de 2011 (INMET, 2012).

Os valores dos fatores ambientais obtidos em cada local de coleta, nas três regiões de estudo, mostraram pouca variação entre si (Tabela 7).

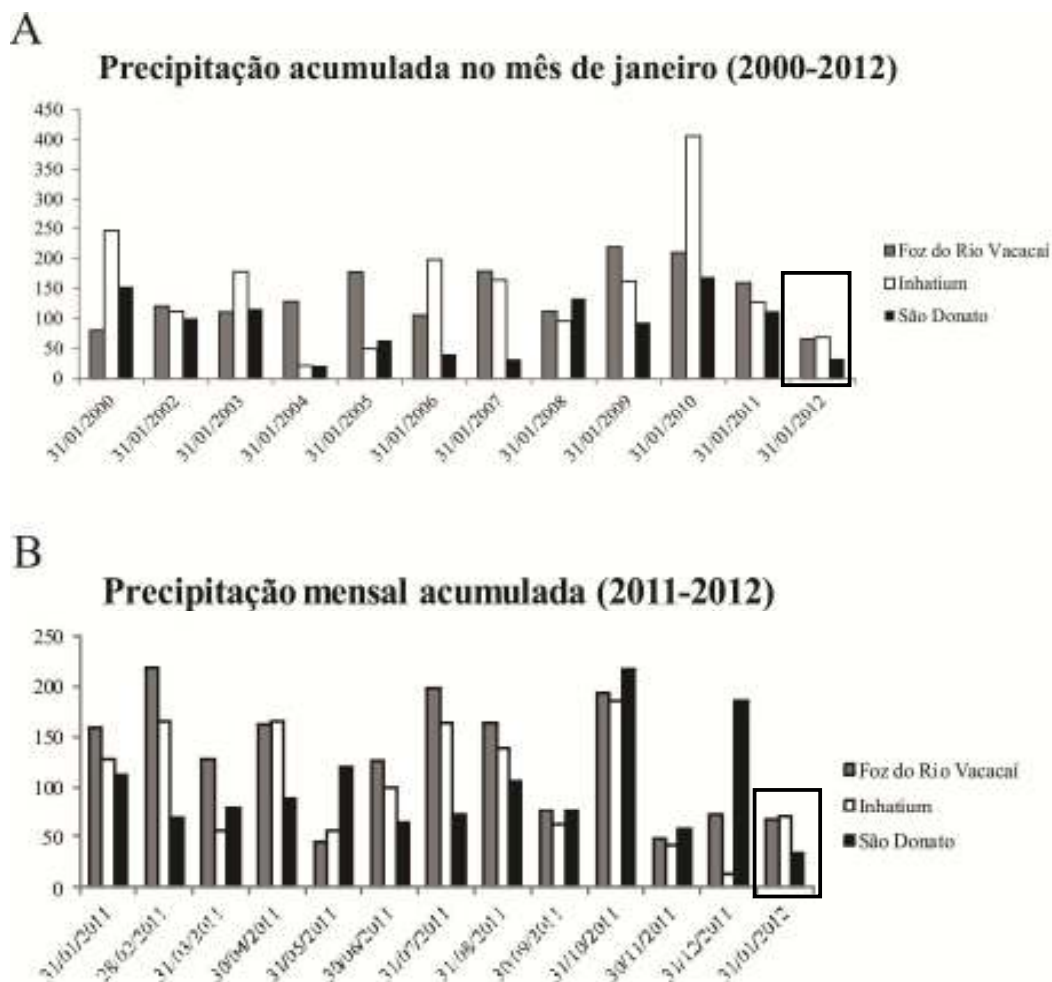


Figura 7 - Dados históricos de precipitação mensal acumulada nas regiões de estudo. A) precipitação acumulada no mês de janeiro para os últimos 12 anos; B) Precipitação mensal acumulada nos doze meses anteriores à amostragem. A área indicada pelo polígono escuro corresponde ao período de estudo. Fonte de dados: INMET (2012), estações de Encruzilhada do Sul (região da Foz do Rio Vacacaí), Santa Maria (região do Banhado Inhatium) e Uruguaiana (região do Banhado São Donato).

Tabela 7 - Médias e desvios-padrão as variáveis ambientais obtidas para o conjunto de amostras dos locais de banhados e arrozais de cada região de estudo, em janeiro de 2012 na Depressão Central do RS, Brasil. (**) Dados obtidos para regiões de estudo.

Região	SD*		IN*		FV*	
	W	R	W	R	W	R
Fatores						
WT (°C)	21,31 (± 0,8)	25,98 (± 4,1)	31,4 (± 0,64)	31,19 (± 5,6)	28,82 (± 1,4)	27,83 (± 3,9)
pH	6,52 (± 0,13)	7,01 (± 0,37)	6,84 (± 0,1)	7,57 (± 0,2)	8,07 (± 1,23)	6,81 (± 0,58)
EC (µS/cm)	150 (± 0,1)	50 (± 0,01)	160 (± 0,09)	110 (± 0,03)	41 (± 0,02)	80 (± 0,1)
DO (mg/L)	3,3 (± 3,5)	6,17 (± 0,76)	3,43 (± 3,1)	6,56 (± 1,56)	8,15 (± 4,21)	6,73 (± 1,41)
Prec (mm)**	29		70,2		18,6	
Tar (°C)**	26,04		25,34		24,26	

O resultado do teste de Mantel indicou ausência de correlação entre as matrizes da fauna total (W e R somados) e dos dados abióticos coletados ($r = 0,04$, $p = 0,307$). Os testes de Mantel para a distância entre os locais de amostragem evidenciaram uma similaridade geograficamente estruturada entre as amostras da fauna total para o conjunto de ambos os ambientes ($r = 0,50$; $p = 0,001$). Quando analisados separadamente, foi detectada similaridade geográfica para o conjunto de amostras da fauna dos banhados ($r = 0,72$; $p = 0,004$), mas não para o da fauna dos arrozais ($r = 0,01$; $p = 0,39$).

DISCUSSÃO

Embora estudos prévios sugiram um papel importante dos arrozais na preservação de macroinvertebrados aquáticos (e.g., Maltchik *et al.*, 2011; Stenert *et al.*, 2012), as plantações da Depressão Central no sul do Brasil não constituíram bons refúgios para macroinvertebrados expulsos de banhados. As áreas de cultivo de arroz não abrigaram comunidades equivalentes às dos W em aspectos importantes da estrutura das comunidades, conforme evidenciado pelas ordenações e análise de similaridades. Na Depressão Central, não só a riqueza de macroinvertebrados de R foi semelhante ou maior que a dos W, como a composição taxonômica foi diferente entre os ambientes. Cerca de 50% dos táxons foi compartilhada por ambos ambientes, mas a maioria dos táxons compartilhados foi rara em algum dos ambientes. Ainda que alguns táxons dominantes ou importantes para a

diferenciação de ambos tenham sido compartilhados (e.g., *Ablabesmyia (Karelia)*, *Chironomus*, *Goeldichironomus*), a abundância proporcional dos mesmos foi diferente em cada ambiente.

Também foi refutada a hipótese de que a fauna de R é aninhada em relação à de W, o que indica que os dois tipos de ambiente possuem comunidades distintas. Apenas metade dos táxons encontrados nos R é típica de áreas úmidas ou de ambientes lênticos propriamente ditos (e.g., *Apedilum*, *Chironomus* e *Goeldichironomus*; Trivinho-Strixino, 2011). O fato de os R serem usados para criação de gado ou outras culturas não irrigadas no período de entressafra influenciou a estrutura composicional das suas comunidades, impedindo que essas fossem semelhantes às comunidades encontradas nos W. Muitos macroinvertebrados representativos dos R são táxons com dispersão ativa na fase adulta (e.g., dípteros das famílias Chironomidae e Culicidae; coleóptero *Tropisternus*), e possuindo também ciclo de vida curto e polivoltinos (Heiss *et al.*, 1986; Lacey e Lacey, 1990; Trivinho-Strixino, 2011). Dessa forma, a ocorrência dos mesmos é favorecida em ambientes sazonais e de hidroperíodo curto como arrozais. Por outro lado, a fase seca (entressafra) não permitiu que macroinvertebrados com dispersão passiva, geralmente mais resistentes a condições adversas (e.g., moluscos e crustáceos; Gonzáles-Solís e Ruiz, 1996; Mendelsohn e Batzer, 2006), colonizassem os R. Com efeito, o molusco planorbideo *Drepanotrema* ocorreu exclusivamente e predominou nos W. Espécies de Planorbidae são reconhecidas por apresentar preferência por regiões bem vegetadas, pois costumam ocorrer em associação com diversas espécies de macrófitas (Pointier e David, 2004; Bueno-Silva e Fischer, 2005). Possivelmente, os táxons encontrados exclusivamente nos R, distantes cerca de 10 km dos banhados naturais, sejam provenientes de riachos próximos ou dos reservatórios responsáveis pela irrigação das plantações amostradas. A fonte de irrigação dos arrozais é um fator fundamental para determinar a composição dos mesmos, pois influenciam decisivamente na colonização deste agroecossistema (Fernando, 1980; Bambaradenya e Amarasinghe, 2000).

A similaridade na riqueza das comunidades encontradas em ambos ambientes estudados e a raridade de muitos desses táxons também podem ser considerados indícios da deterioração a qual os banhados da Depressão Central vêm sendo submetidos. Banhados costumam apresentar uma grande diversidade de macrófitas (Cronk e Fennessy, 2001) e, portanto, alta heterogeneidade e complexidade de habitats (e.g., Thomaz *et al.*, 2008; Mormul *et al.*, 2011). Uma maior diversidade de macrófitas deveria ter garantido a ocorrência de maior diversidade de invertebrados nos W. O importante papel das macrófitas como refúgio e fonte de alimentos tem sido observado em diversos ambientes límnicos (e.g., McAbendroth *et*

al., 2005; Dibble e Thomaz, 2009). A drenagem dos banhados para a irrigação, que coincidiu o período mais quente do ano, e também a forte estiagem que afetou as regiões de estudo durante o período de amostragem devem ser os principais responsáveis pelo resultado encontrado. O efeito deletério da drenagem sobre a fauna de banhados já foi demonstrado por estudos conduzidos em outras regiões, em especial na América do Norte (veja Murkin e Moss, 2000, em Wrublewski e Ross, 2011). Drenagens causam redução e/ou supressão da lâmina d'água, afetando as comunidades de macroinvertebrados através do ressecamento dos táxons não resistentes à seca. Adicionalmente, as drenagens afetam as comunidades vegetais, cujos padrões de dominância, tanto taxonômicos quanto estruturais, são alterados, e a riqueza, reduzida (Cronk e Fennessy, 2001). As alterações nas comunidades vegetais, por sua vez, atingem os macroinvertebrados, pois representam diminuição de fontes de alimento e refúgios ambientais para estes últimos (Wrublewski e Ross, 2011).

Semelhanças entre as percentagens de predadores e de coletores-catadores, tanto em termos de número de indivíduos como de táxons, também podem indicar alterações nas condições ambientais de banhados. Conforme Batzer e Wissinger (1996) e Batzer *et al.*, (2006), táxons predadores tendem a dominar nas áreas úmidas devido à influência do hidroperíodo (Wellborn *et al.*, 1996). Conforme o aumento da sua permanência, uma maior diversidade de espécies (e, por consequência, de presas) pode se estabelecer (Schneider e Frost, 1996; Batzer *et al.*, 2006). Entretanto, mesmo leves reduções no hidroperíodo são capazes de afetar a dominância de predadores (Skelly, 1996; Wissinger *et al.*, 1999). Desta forma, a época de estiagem, somada à drenagem para as lavouras devem ter sido responsáveis pela alteração no padrão de dominância dos predadores nas cadeias tróficas dos banhados.

As escalas espaciais influenciaram os resultados obtidos pelas análises de diversidade da fauna bentônica. Na maior escala (regiões de estudo - β_3), as comunidades de macroinvertebrados diferiram. Estudos conduzidos em escala regional têm mostrado que bacias hidrográficas e regiões geomorfológicas são fatores importantes para a estruturação das comunidades de macroinvertebrados de áreas úmidas (Stenert *et al.*, 2004), bem como em outros ambientes límnicos (Heino *et al.*, 2003; Roque *et al.*, 2003; Stendera e Johnson, 2005). Na região de SD, dominaram os táxons *Ablabesmyia* (*Karelia*) e *Tanytarsus*, bem como *Drepanotrema* e *Belostoma*, reconhecidamente bem adaptados a locais densamente vegetados (Domínguez e Fernández, 2009; Trivinho-Strixino, 2011), um traço típico do WSD. Já nas WFV, uma área alagável com forte intercâmbio com águas correntes, houve predomínio de *Aulodrilus*, gênero cujas espécies costumam dominar planícies de inundação periódicas (Batzer e Wissinger, 1996; Takeda, 1999; Behrend *et al.*, 2009). A menor riqueza registrada

dentre os banhados ocorreu no WIN, o qual apresentou também a menor área dentre os Ws estudados. Além da menor área, a intensa fragmentação na região (Carvalho e Ozório, 2004) e a baixa lâmina d'água registrada neste local pode ter determinado uma menor diversidade de habitats disponíveis para os macroinvertebrados, especialmente em áreas úmidas permanentes (Della-Bella *et al.*, 2005; Stenert e Maltchik, 2007).

Na Depressão Central, as maiores diferenças entre as comunidades de macroinvertebrados dos W (50% da diversidade total) foram encontradas em escala de região de estudo (β_3), separadas centenas de quilômetros umas das outras. A ausência de conectividade entre as regiões hidrográficas que alimentam os W são barreiras consideráveis à dispersão dos macroinvertebrados, contribuindo para a variação da composição entre os banhados de cada região. Ao mesmo tempo, a escala de estudo β_3 garantiu a amostragem de locais pertencentes a diferentes regiões hidrográficas e com condições climáticas variáveis, que reconhecidamente constituem fatores ambientais de escala ampla que influenciam a composição dos macroinvertebrados em ambientes límnicos naturais (e.g., Johnson e Goedkopp, 2002; Johnson *et al.*, 2004; Ligeiro *et al.*, 2010; Hepp e Melo, 2013). Para arrozais, as diferenças na diversidade das três regiões foram menores, do que nos banhados, especialmente se considerada a diversidade observada (apenas 32% da diversidade total). Isso demonstra o quanto os arrozais representam sistemas simplificados, incapazes de abrigar uma fauna mais diversificada do que banhados em escala espacial regional. Adicionalmente também mostra que conceitos ecológicos utilizáveis em análises de comunidades de ambientes naturais também podem ser utilizados em estudos conduzidos em ambientes artificiais. Em contrapartida, entre os R a diversidade observada entre locais de amostragem de uma mesma região foi maior do que entre regiões. Esse resultado deve refletir as variações temporais ao longo do ciclo de cultivo de cada arrozal e a influência das práticas agrônômicas próprias de cada lavoura (Fernando, 1995; Bambaradenyia e Amerasinghe, 2004; Leitão *et al.*, 2007; Stenert *et al.*, 2009). De fato, os pontos de amostragem em arrozais contemplaram diferentes sistemas de cultivo (convencional e pré-germinado), o que pode responder pela dissimilaridade entre as comunidades dos locais de amostragem de cada região.

De forma complementar, o efeito da distância sobre a similaridade das comunidades de macroinvertebrados foi observado nos W, mas não nos R estudados. Em relação à diminuição da importância da influência da distância no agroecossistema em questão, pode-se inferir que o efeito da dispersão sobre a colonização desses ambientes sofreu redução, visto que apenas uma parcela restrita da comunidade, que potencialmente habitaria a região, conseguiu colonizar os arrozais. Tal resultado deve ter ocorrido em função das restrições

ambientais dos arrozais, como hidroperíodo (período de cultivo inundado), homogeneidade ambiental e uso de agrotóxicos (Bambaradenya e Amarasinghe, 2000; Lawler, 2001; Stenert *et al.*, 2009). Esses fatores devem influenciar de forma mais marcante a similaridade em arrozais do que o ‘pool’ de táxons de uma região.

CONCLUSÃO

Ao menos em um contexto de estiagem, as plantações de arroz irrigado da Depressão Central não sustentam uma diversidade de macroinvertebrados similar a dos banhados em aspectos importantes da estrutura de suas comunidades. Apesar de apresentarem riqueza semelhante à encontrada em banhados, a composição taxonômica das comunidades dos arrozais é diferente, assim como a abundância proporcional de táxons dominantes compartilhados por ambos os ambientes. Nos arrozais, a manutenção do terreno em fase seca no período de entressafra parece favorecer a ocorrência de invertebrados com dispersão ativa, como insetos das ordens Diptera e Coleoptera. Nos banhados, táxons como *Drepanotrema*, intimamente associados à macrófitas, predominam. Simultaneamente, a estrutura funcional dos banhados também está modificada, pois a dominância esperada de organismos predadores não foi encontrada. Infere-se que essa modificação se deve às alterações ambientais provocadas pela estiagem prolongada na área, que afeta o hidroperíodo dos banhados e, portanto, a dominância esperada dos predadores.

Os efeitos deletérios da drenagem direta ou indireta (via reservatórios) dos banhados para o plantio de arroz durante o verão têm sido intensificados pelas alterações climáticas que têm afetado região sul do Brasil nas últimas décadas, são caracterizados por altas temperaturas e períodos de estiagem com duração mais longa que a usual. Dessa forma, apenas fatores como presença de macrófitas nos banhados, as quais também são afetadas pelas condições climáticas, juntamente com a prática de rodízio de culturas nos arrozais ao longo do ano, parecem promover a diferenciação das comunidades de ambos ambientes. Possivelmente, comunidades de macroinvertebrados que habitam os inúmeros reservatórios artificiais (i.e. açudes), típicos das regiões estudadas, sejam os principais colonizadores dos arrozais, contribuindo para essa diferenciação.

A maior parte da diversidade de macroinvertebrados dos banhados foi encontrada através de amostragens conduzidas em escala regional. Contudo, nos arrozais, as escalas intermediária e regional contribuíram de forma semelhante para a diversidade observada. Este último resultado indica que macrovariáveis importantes para a estruturação de comunidades de macroinvertebrados límnicos naturais, como bacia hidrográfica, geomorfologia e clima não são capazes de garantir a existência de uma fauna diversificada nos arrozais em escala regional. Em outras palavras, os arrozais irrigados no sul do Brasil, ao menos aqueles com rotação de culturas não alagadas, não sustentam comunidades de macroinvertebrados típicas de banhados. Finalmente, observa-se que macrovariáveis (fatores ambientais regionais) são os principais promotores da diversidade de macroinvertebrados em banhados da Depressão Central. Se quisermos conservar essa diversidade, torna-se necessário proteger todos os tipos de banhados.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos à equipe do Laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos da UFSM, pelo auxílio no trabalho de campo, triagem e identificação do material. Agradecemos às Dras. Ana Emília Siegloch (Uniplac), Melissa Ottoboni Segura (UFSCAR), ao Dr. Guilherme Rossi Gorni (Uniará) e ao biólogo Fabiano Stefanello (Unipampa) pelo auxílio na identificação do material coletado. Agradecemos aos biólogos Arthur Cardoso de Ávila (Unisinos), MSc. Francesco Della-Flora (UFSM), Dra. Fabiana Schneck, Dr. Fernando Erthal (UFRGS) e geógrafo Daniel Junges Menezes (UFSM) pelo auxílio nas análises de dados.

REFERÊNCIAS

ACCORDI, I. A. Levantamento e análise da conservação da avifauna na sub-bacia do Baixo-Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, v. 114, p. 7-28, 2003.

BAMBARADENIYA, C. N. B.; AMARASINGHE, F. P. **Biodiversity Associated with the Rice Field Agro-ecosystem in Asian Countries: A Brief Review**. Colombo: Working Paper 63, 29 p., 2000.

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

BATZER, D. P.; COOPER, R.; WISSINGER, S. A. Wetland Animal Ecology. In: BATZER, D. P.; SHARITZ, R. R. (Eds.). **Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands**. Berkeley: California University Press, 2006. p. 242-284.

BEHREND, R. D.; FERNANDES, S. E.; FUJITA, D. S.; TAKEDA, A. M. Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinhema Rivers. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos n. 69, v. 2, p. 559-571, 2009.

BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, v. 133, p. 250–264, 2006

BRINSON, M. M.; MALVÁREZ, A. I. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 29, n. 2, p. 115–133, 2002.

BUENO-SILVA, M.; FISCHER, M. L. Dinâmica populacional de *Drepanotrema cimex* (Moricand, 1839) (Mollusca: Basommatophora: Planorbidae) no Parque Barigüi, Curitiba, Paraná, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, n. 18, v. 2, p. 129-141, 2005.

CARVALHO, A. B. P.; OZÓRIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 1, n. 2, p. 83-95, 2007.

CLARKE, K. R. Nonparametric Multivariate Analysis of Changes in Community Structure. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 18, p. 117-143, 1993.

CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2006. **Primer v6**: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 91 p., 2006.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. PRIMER-E. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2001. 172 p.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. C. **Insetos imaturos**. Metamorfose e Identificação. Ribeirão Preto: Holus, 249 p., 2006.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMEMRVILLE, K. S. Partitioning Species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β and γ diversity. **The American Naturalist**, Chicago, v. 162, p. 734–743, 2003.

CRONK, J. C.; FENNESSEY, M. S. **Wetland Plants: Biology and Ecology**. Boca Ratón: Lewis Publishers, 483 p., 2001.

CZECH, H. A.; PARSONS, K. C. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. **Waterbirds**, Waco, v. 25, p. 56-65, 2002.

DAHL, T.E. **Status and trends of wetlands in the conterminous United States 1986 to 1997**. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 82 p., 2000.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. Rio de Janeiro, Editora Vozes, 472p., 1978.

DIBBLE, E. D.; THOMAZ, S. M. Use of fractal dimension to assess habitat complexity and its influence on dominant invertebrates inhabiting tropical and temperate macrophytes. **Journal of Freshwater Ecology**, La Crosse, v. 24, p. 93-102, 2009.

ELPHICK, C. S. Functional equivalency between rice fields and seminatural wetlands habitats. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 181-191, 2000.

EMBRAPA CLIMA TEMPERADO. Cultivo do Arroz de Terras Altas. **Sistemas de Produção**, Pelotas, n. 1, versão eletrônica, julho, 2003. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozTerrasAltas/index.htm>>. Acesso em: 30.mar. 2011.

EMBRAPA CLIMA TEMPERADO. Cultivo do Arroz Irrigado no Brasil. **Sistemas de Produção**, Pelotas, n. 3, versão Eletrônica, novembro, 2005. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrigadoBrasil/index.htm>>. Acesso em: 30.mar. 2011.

ERWIN, K. L. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. **Wetlands Ecological Management**, Amsteerdã, v. 17, p. 71-84, 2009.

FAOStat. FAO Statistical Databases. Disponível em: <<http://faostat.fao.org>> Acesso em: 30.mar. 2011.

FARIA, M. S.; NOGUEIRA, A. J. A.; SOARES, A. M. V. M. The use of *Chironomus riparius* larvae to assess effects of pesticides from rice fields in adjacent freshwater ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 67, p. 218-226, 2007.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guide for the determination of the benthic arthropods of South America (in Spanish)**. Tucumán: Imprensa Central de la UNT, 289 p., 2001.

FERNANDO, C. H., FOREST, H. S.; HERBERT, C. **A bibliography of references to rice field aquatic fauna, their ecology and rice-fish culture**. New York: State University of New York Press, 111 p., 1993.

FERNANDO, C. H. Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: A complex and questionable limnology. In: K.H. TIMOTIUS, K. H.; GOLTENBOTH, F. (Eds.). **Tropical limnology**. Salatiga, 1995, p. 121-148.

FLEEGER, J. W.; CARMAN, K. R.; NISBET, R. M. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystem. **The Science of the Total Environment**, Amsterdã, n. 317, p. 207-233, 2003.

FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA do RIO GRANDE DO SUL (FZB), 2002. Projeto Avaliação da Biodiversidade da Reserva Biológica de São Donato. Parte I - Proposição de Limites da Reserva Biológica de São Donato. Porto Alegre, dezembro de 2002. 21 p.

GOMES, A. S.; MAGALHÃES, A. M. D. JR. **Arroz Irrigado no Sul do Brasil** (Irrigated Rice in Southern Brazil). Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 900 p., 2004.

GONZÁLES-SOLÍS, J.; RUIZ, X. Succession and secondary production of gastropods in the Ebro Delta rice fields. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 337, p. 85-92, 1996.

GOPAL, B.; WETZEL, R. G. **Limnology in developing countries**. Vol. I. International Association for Theoretical and Applied Limnology (SIL). Nova Délhi: International Scientific Publications, 230 p., 1995.

GOTELLI, N. J.; COLWELL; R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Oxford, n. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. **EcoSim**: null models software for ecology. Version 7.72, 2005. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Acesso em: 10.05.2011.

HALWART, M. Biodiversity and nutrition in rice-based aquatic ecosystems. **Journal of Food Composition and Analysis**, San Diego, n. 19, p. 747-751, 2006.

HECKMAN, C. W. Rice Field ecology in North East Thailand. **Monographs in Biology**, The Hague, v. 34, p. 1-228, 1979.

HEINO, J. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 418, p. 229–242, 2000.

HEISS, J. S.; HARP, G. L.; MEISCH M. V. Aquatic Coleoptera associated with Arkansas rice, with observations on the effects of Carbofuran, Molinate, predatory fish and late-planting. **The Southwestern Naturalist**, Lubbock, v. 31, n.4, p. 521-525, 1986.

HEPP, L. U.; MELO, A. S. 2013. Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 703, p. 239-246, 2013.

HINDEN, H.; OERTLI, B.; MENETREY, N.; SAGER, L.; LACHAVANNE, J. 2005. Alpine pond biodiversity: what are the related environmental variables? **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Malden, v. 15, p. 613–624.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Mapas de biomas e vegetação, 2004. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169. Acesso em: 31.mar. 2011.

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ (IRGA). Acompanhamento da Semeadura do Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul – Safra 2011/2012. Disponível em: <http://www.irga.rs.gov.br>. Acesso em: 30.jun. 2012.

INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE (IRRI). Rice production and processing. 2011. Disponível em: <http://irri.org/about-rice/rice-facts/rice-production-and-processing>. Acesso em: 31.mar. 2011.

JOHNSON, R. K.; GOEDKOPP, W. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, p1840-1854, 2002.

JOHNSON, R. K.; GOEDKOPP, W; SANDIN, L. Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 49, 1179-1194, 2004.

JUNK, W. J. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. **Aquatic Sciences**, Boston, v. 75, p. 113–131, 2013.

LABRAGA, J. C.; LÓPEZ, M. A. Climate change scenario for the Argentine Republic: 1999 update. **InterAmerican Institute for Global Change Research. IAI News Letter**, v. 23, 2000.

LACEY, L. A.; LACEY, C. M. The medical importance of riceland mosquitoes and their control using alternatives to chemical insecticides. **Journal of the American Mosquito Control Association**, Fresno, v. 2, p. 1-93, 1990.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, Copenhagen, v. 76, p. 5–13, 1996.

LAWLER, S. P. Rice fields as temporary wetlands. **Israel Journal of Zoology**, Jerusalem, v. 47, p. 513–528, 2001.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdã, Elsevier, 853 p., 1998.

LEITÃO, S.; PINTO, P.; PEREIRA, T.; BRITO, M. F. Spatial and temporal variability of macroinvertebrate communities in two farmed Mediterranean rice fields. **Aquatic Ecology**, Dordrecht, v. 41, p. 373–386, 2001.

LIGEIRO, R.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 55, p. 424–435, 2010.

MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? **Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Malden, n. 20, p. 39–46, 2010.

MALTCHIK, L.; COSTA, E. S.; BECKER, C. G.; OLIVEIRA, A. E. Inventory of Wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). **Pesquisas: Botânica**, São Leopoldo, n. 53, p.89-100, 2003.

MALTCHIK, L.; STENERT, C.; ROLON, A. S.; MACHADO, I. F.; GUADAGNIN, D. L. Diversidade em áreas úmidas. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 45, n. 269, p. 32-37, jun. 2010.

MALTCHIK, L., ROLON, A. S.; STENERT, C.; MACHADO, I. F.; ROCHA, O. Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? **Revista de Biología Tropical**. San José, v. 59, n. 4, p. 1895-1914, dez. 2011.

MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 141-150, 2000.

McABENDROTH, L.; RAMSAY, P. M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S. D.; BILTON, D. T. Does macrophytes fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? **Oikos**, Copenhagen, v. 111, n. 2, p. 279-290, 2005.

MENDELSSOHN, I. A; BATZER, D. Abiotic constraints for wetland plants and animals. In: BATZER, D. P.; SHARITZ, R. R. (eds). **Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands**. University of California Press, Berkeley, CA. Mendelsohn e Batzer 2006 p. 82-114.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M. B. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Co. 1214 p. 2008.

MIDDLETON, B. A; KLEINEBECKER, T. The Effects of Climate-Change-Induced Drought and Freshwater Wetlands. In: MIDDLETON, B. A. (ed.) **Global Change and the Function and Distribution of Wetlands, Global Change Ecology and Wetlands**. Londres: Springer, 151 p. 2012. p. 117-147.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. **Wetlands**. Nova York: John Wiley and Sons, 2000. 920 p.

MIZE, S.V.; PORTER, S.D.; DEMCHECK, D.K. Influence of fipronil compounds and rice-cultivation land-use intensity on macroinvertebrate communities in streams of southwestern Louisiana, USA. **Environmental Pollution**, Amsterdã, n. 152: 491-503, 2007.

MORMUL, R. P.; THOMAZ, S. M.; TAKEDA, A. M.; BEHREND, R. D. L. Structural Complexity and Distance from Source Habitat Determine Invertebrate Abundance and Diversity. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 6, p. 738–745, 2011.

MOSS, G.; MOSS, M. Projeto Brasil das Águas – Sete rios – Araguaia. Brasília, 107 p. 2007. NARANJO, L. G. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. **Vegetatio**, Dordrecht, n. 118, p.125–129, 1995.

OVERBECK, G.; MÜLLER S. C.; FIDELIS, A. T.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I. L.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, Jena, v. 9, n. 2, p. 101-116, 2007.

PILLAR, V. D. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 403 p.

POINTIER, J. P.; DAVID, P. Biological control of *Biomphalaria glabrata*, the intermediate host of schistosomes, by *Marisa cornuarietis* in ponds of Guadeloupe: long-term impact on the local snail fauna and aquatic flora. *Biological Control*, San Diego, n. 29, p. 81-89, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R Development Core Team. 2009. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria. <http://www.R-project.org>.

RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais**. Rio de Janeiro: IBGE, 1986. 790 p.

RAMBO, S. J. B. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. São Leopoldo: Unisinos, 1994. 473 p.

ROGER, P. A.; HEONG, K. L.; TENG, P. S. Biodiversity and sustainability of wetland rice production: role and potential of microorganisms and invertebrates. In: HAWKSWORTH, D. L. (Ed.). **The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture**. Wallingford: CAB International, 1991. p. 117–136.

RUGGIERO, A.; CÉRÉGHINO, R; FIGUEROLA, J.; MARTY, P.; ANGÉLIBERT, S. 2008. Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. **Comptes Rendus Biologies**, Paris, v. 331, p. 298–308.

SANTAMARÍA, L.; KLAASSEN, M. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: An introduction. **Acta Oecologica**, Paris, n. 23, p. 115-119, 2002.

SCOTT, D. A.; CARBONELL, M. **Directory of Neotropical wetlands**. Slimbridge: Cambridge and IWRB, 1986. 684 p.

SCOTT, D. A.; POOLE, C. M. **A status overview of Asian wetlands**. Kuala Lumpur: Asian Wetland Bureau, 1989. 121 p.

SHINE, C.; KLEMM, C. **Wetlands, Water and the Law: Using Law to Advance Wetland Conservation and Wise Use**. Gland: IUCN, 1999. 332 p.

SKELLY, D. K. 1996. Pond Drying, Predators, and the Distribution of Pseudacris Tadpoles, **Copeia**, Washington, v. 3, p. 599-605, 1996.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI). **Arroz irrigado: recomendações Técnicas da Pesquisa para o Sul do Brasil**, 11 a 13 de agosto de 2010. Bento Gonçalves, RS. Porto Alegre: SOSBAI, 2010, 188 p.

SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P. Tchê Pampa: histórias da natureza gaúcha. In: PILLAR, V. D. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (Eds.) **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009, p. 42-62.

STENDERA, S. E.S.; JOHNSON, R. K. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple scales. **Freshwater Biology**, Oxford, n. 50, p. 360–1375, 2005.

STENERT, C; SANTOS, E. M.; MALTCHIK, L. 2004. Levantamento da diversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas do Rio Grande do Sul (Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 26, n. 2, p. 225-240.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; MALTCHIK L., ROCHA, O. Can hydrologic management practices of rice fields contribute to macroinvertebrate conservation in southern Brazil wetlands? **Hydrobiologia**, The Hague, n. 635, p.339– 350, 2009.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; ÁVILA, A. C.; MALTCHIK, L.; ROCHA, O. Do Hydrologic Regimes Used in Rice Fields Compromise the Viability of Resting Stages of Aquatic Invertebrates? **Wetlands**, Athens, n. 30, p. 989–996, 2010.

STENERT, C.; MALTCHIK, L.; ROCHA, O. Diversidade de invertebrados aquáticos em arrozais no Sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 7 n. 1, p. 67-77, 2012.

SUHLING, F.; BEFELD, S.; HAUSLER, M.; KATZUR, K.; LEPKOJUS, S.; MESLEARD F. Effects of insecticide applications on macroinvertebrate density and biomass in rice-fields in the Rhône-delta, France. **Hydrobiologia**, The Hague, n. 431, p. 69-79, 2000.

TAKEDA, A. M. Oligochaete community of alluvial Upper Paran´a River, Brazil: spatial and temporal distribution (1987–1988). **Hydrobiologia**, The Hague, v. 412, p. 35–42, 1999.

THOMAZ, S. M.; DIBBLE, E. D.; EVANGELISTA, L. R.; HIGUTI, J.; BINI, L. M. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 358–367, 2008.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae**: Guia de identificação. V. 1, 2, 3. São Carlos: gráfica UFScar, 2011. 371 p.

WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, n. 27, p. 337–63, 1996.

WILDHOLZER, F. **Banhados do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Riocell S. A., 1986. 40 p.

WILLARD, D.; LESLIE, M.; REED, R. B. Defining and delineating wetlands. In: BINGHEM, G.; CLARK II, E. H.; HAYGOOD, L. V.; LESLIE, M. (Eds.). **Issues in wetlands protection**: background papers prepared for the National Wetlands Policy Forum. Washington D. C.: The Conservation Foundation, 1990. 230 p.

WISSINGER, S. A.; WHITEMAN, H. H.; SPARKS, G. B.; ROUSE, G. L.; BROWN, W. S. Foraging trade-offs along a predator-permanence gradient in subalpine wetlands. **Ecology**, Ithaca, v. 80, n. 6, p. 2102-2116, 1999.

WISSINGER, S. A. Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management. In: BATZER, D. P.; RADER, R. B.; WISSINGER, S. A. (Eds.). **Invertebrates in freshwater wetlands of North America**: ecology and management. Nova York: John Wiley and Sons, 1999. p. 1043-1086.

WRUBLESKI, D. A.; ROSS, L. C. M. 2011. Aquatic Invertebrates of Prairie Wetlands: Community Composition, Ecological Roles, and Impacts of Agriculture. In: FLOATE, K. D. (Ed.). **Arthropods of Canadian Grasslands** (Vol. 2): Inhabitants of a Changing Landscape. Biological Survey of Canada. p. 91-116.

ZAMANILLO, E. A.; TUCCI, C. E. M.; SIMÕES-LOPES M. O. & LANNA, A. E. Management of navigation in the Jacuí river. **Water International**, Montpellier, v. 14, p. 181-192, 1989.