

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

**O PAPEL DOS AÇUDES NA MANUTENÇÃO DA
BIODIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
DE ÁREAS ÚMIDAS NO EXTREMO SUL DO BRASIL**

TESE DE DOUTORADO

Vanessa dos Anjos Baptista

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

**O PAPEL DOS AÇUDES NA MANUTENÇÃO DA
BIODIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
DE ÁREAS ÚMIDAS NO EXTREMO SUL DO BRASIL**

Vanessa dos Anjos Baptista

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de
Doutora em Biodiversidade Animal

Prof^a. Dr^a. Carla Bender Kotzian
Orientadora

Santa Maria, RS, Brasil
2014

**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 Tese de Doutorado

**O PAPEL DOS AÇUDES NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS
DE ÁREAS ÚMIDAS NO EXTREMO SUL DO BRASIL**

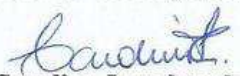
elaborada por
Vanessa dos Anjos Baptista

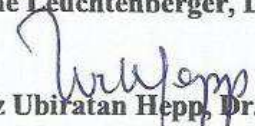
como requisito parcial para a obtenção do grau de
Doutora em Biodiversidade Animal


COMISSÃO EXAMINADORA:


Carla Bender Kotzian, Dr.^a
(Presidente/Orientadora)


Alcemar Rodrigues Martello, Dr. (UNESPAR)


Caroline Leuchtenberger, Dr.^a (IFF/Alegrete)


Luiz Ubiratan Hepp, Dr. (Uri/Erechim)


Rosemary Davanso, Dr.^a (UNESP/Botucatu)

Santa Maria, 11 fevereiro de 2014

Dedico esse trabalho a minha mãe Maria de Lourdes dos Anjos Baptista,

a Michelle Antunes, ao Darwin e a Emma,

Por que a presença do amor é mais importante que palavras de amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Padre Edward Benya por me aproximar de um Deus que minhas teorias acadêmicas não refutavam e por ser a melhor pessoa que conheci no mundo, obrigada por existir na minha vida.

À professora Carla Bender Kotzian por ter possibilitado o desenvolvimento desse trabalho e por ter me orientado até o fim.

À coordenadora do PPG em Biodiversidade Animal, Dra. Sonia Cechin, por disponibilizar a sala e os equipamentos para desenvolver a triagem e identificação do material coletado e por lutar pela excelência desse programa. Agradeço a amiga Sonia Cechin, por nunca duvidar do meu caráter e pelo abraço apertado na hora mais difícil.

À Dra. Ana Maria Leal-Zanchet, minha orientadora na graduação e no mestrado, por estar sempre presente e confiar no meu trabalho.

Aos colegas do laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos da UFSM pela ajuda, pela amizade, pelo apoio, convivência e pelos ensinamentos. A realização desse trabalho não seria possível sem vocês: Alcemar Martello, Aline Blank, Andrea Salvarrey, Bruna Braun, Caroline Peripolli, Elisangela Secretti, Luciani Santin, Martina Wender, Nicolás Figueiredo e Roger Sá. Além dos colegas que passaram por lá: Giulia Fortes, Luísa Rodrigues, Marcelo Crivellaro, Michelle Antunes, Miguel Machado e Rosemary Davanso, e Lucas Campos, por ter “abandonado” o trabalho para me acompanhar. Muitos participaram de todas as etapas, mas houve alguém que esteve onipresente, me auxiliando em tudo, com uma paciência indescritível, Mateus Marques Pires, não importa o que eu faça, nunca poderei te agradecer por tudo o que fizeste por mim.

À Capes, pela bolsa de estudos.

À URI – Campus Santiago, a direção acadêmica, a coordenadora do curso de Ciências Biológicas, Ana Cristina Sapper Biermann e aos alunos, pela compreensão nas minhas faltas durante o desenvolvimento da tese e pelas palavras de incentivo.

Aos meus amigos: Preta Fernandes, Bianca Barbosa, Elenita Machado, Carla Guerra, Sany Guimarães, Camilla Biazus, Matheus Bortoly, Letícia Guterres, Thamara Medeiros, Fernando Serrudo, Cristiane Serrudo, Tia Lúcia Serrudo, Maria Clara Reichel, Maria Inês Barbosa, Teniel Barbosa, Débora Barbosa, Rejane Castro, Ângela Sá, Denirio Marques, Júlio

Colpo, Alejandro Gordillo, Paloma Rubin, Larissa Bernardo, Francine Cenzi e Rubem Boelter, por serem tão incríveis e estarem na minha vida.

Aos meus vizinhos Sr. Ivo (*in memoriam*) e Dona Rosaura, pelo pátio limpo, pelos bolos deliciosos, pelo cuidado, pelo carinho, pelos churrascos, pela proteção. Amo vocês.

Aos meus tios-avôs Antônio e Quita e aos meus primos, Marcelo e Cristianne, por cuidarem de nós, pelos almoços e por todo o carinho.

Ao vô Veto e a vó Elsa, pelo amor, pelo carinho, pela força e alegria de estar com vocês, e aos meus familiares, tios e primos, pelo interesse, pelo carinho, pelas conversas... Saudades de todos.

Aos meus irmãos Fernando dos Anjos Baptista e Gustavo dos Anjos Baptista, por estarem sempre ao meu lado, por serem pessoas tão iluminadas, tão cuidadosos, tão amáveis, tão parceiros, sem vocês não superaria a pior fase da minha vida. Amo vocês do tamanho do universo ao cubo.

Às minhas cunhadas, por estarem sempre presente me desejando coisas boas e por cuidarem da minha família enquanto estou longe.

Ao meu amor, ao sorriso mais lindo, ao que preenche o meu coração de alegria e faz com que eu esqueça tudo, a maior das bênçãos, meu afilhado/sobrinho Pedro Saldanha Baptista. Só queria poder te olhar todos os dias.

Ao meu pai, por me amar.

A minha mãe, por tudo, pelo exemplo, pela dedicação aos filhos, pela força, pela sensatez, por me encher de orgulho, por ser tão admirável. Te amo.

Aos meus cachorros Darwin e Emma, por não me deixarem só nunca, pelas companhias na madrugada, pelos lambeijos consoladores, pelo cuidado.

À Michelle Bicalho Antunes: “Ainda bem que você vive comigo, porque senão como seria esta vida? Sei lá. Nos dias frios em que nós estamos juntas nos abraçamos sob o nosso conforto de amar. Se há dores tudo fica mais fácil, seu rosto silencia e faz parar. As flores que me manda são fato do nosso cuidado e entrega. Neste mundo de tantos anos, entre tantos outros que sorte a nossa, hein?”

“Já não sei dizer se ainda sei sentir
O meu coração já não me pertence
Já não quer mais me obedecer
Parece agora estar tão cansado quanto eu
Até pensei que era mais por não saber
Que ainda sou capaz de acreditar
Me sinto tão só
E dizem que a solidão até que me cai bem
Às vezes faço planos
Às vezes quero ir
Pra algum país distante
Voltar a ser feliz

Já não sei dizer o que aconteceu
Se tudo que sonhei foi mesmo um
sonho meu
Se meu desejo então já se realizou
O que fazer depois
Pra onde é que eu vou?”

Renato Russo.

Melhor do que a conquista é descobrir-se capaz.

Vanessa dos Anjos Baptista

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

O PAPEL DOS AÇUDES NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS DE ÁREAS ÚMIDAS NO EXTREMO SUL DO BRASIL

AUTORA: VANESSA DOS ANJOS BAPTISTA
ORIENTADORA: CARLA BENDER KOTZIAN
Santa Maria, 11 de fevereiro de 2014

A conversão de complexos sistemas naturais para sistemas gerenciados tem contribuído para a perda da biodiversidade. A rápida degradação das áreas úmidas e o crescimento da construção de açudes acentua a necessidade de dados ecológicos para auxiliar no manejo e proteção da fauna das áreas naturais. Nas regiões onde predomina a agricultura é importante observar a gestão das propriedades e o potencial de preservação dos reservatórios artificiais para a fauna aquática. Compreender como a comunidade de macroinvertebrados de ambientes lênticos naturais pode ser beneficiada por reservatórios artificiais é de extrema relevância, devido ao crescimento do sistema agropastoril e a consequente supressão das áreas úmidas naturais. Espera-se que os reservatórios artificiais representem uma alternativa para a preservação da fauna de áreas úmidas naturais. Para conhecer a fauna de açudes, verificar se açudes serve como alternativa de preservação da fauna de banhados, se banhados e seus respectivos açudes em regiões diferentes e em distâncias distintas da área original se “comportam” da mesma maneira com o reflexo na fauna que habita esses dois ambientes, foram selecionados 141 açudes em todo o Estado do Rio Grande do Sul, três banhados localizados em diferentes regiões do Estado com seus respectivos açudes e ainda um banhado e seus respectivos açudes analisados nas diferentes estações do ano, com a análise da fauna e de fatores bióticos e abióticos em cada ponto de coleta. Com um total de cerca de 25 mil macroinvertebrados analisados, verificamos que em geral a riqueza e abundância se assemelham entre os ambientes, mas que a composição muda entre os ambientes e entre as distâncias dos açudes em relação a área original.

Palavras-chave: conservação, ambientes lênticos, ambientes naturais e artificiais.

ABSTRACT

Doctoral Thesis
Post-Graduation in Animal Biodiversity
Universidade Federal de Santa Maria

THE ROLE OF DAMS IN MAINTAINING BIODIVERSITY OF MACROINVERTEBRATES OF WETLANDS IN EXTREME SOUTHERN BRAZIL

AUTHOR: VANESSA DOS ANJOS BAPTISTA
ADVISER: CARLA BENDER KOTZIAN
Santa Maria, 11 february 2014

The conversion of complex natural systems for managed systems has contributed to the loss of biodiversity. The rapid degradation of wetlands and the growth of the construction of dams emphasizes the need of ecological data to help in the management and protection of natural areas fauna. In regions dominated by agriculture is important to note the management of properties and the potential of conservation of artificial reservoirs for aquatic fauna. Understanding how the macroinvertebrate community of natural lentic environments can be benefited by artificial reservoirs is extremely important due to the growth of the agro-pastoral system and the consequent suppression of natural wetlands. It is expected that the artificial reservoirs represent an alternative for the protection of fauna from natural wetlands. To know the fauna of dams, verify if dams serves as an alternative to preserve the fauna of wetlands, if wetlands and their dams in different regions and at different distances from the original area " behave " in the same way with the reflection in the fauna that inhabits these two environments, 141 dams were selected throughout the state of Rio Grande do Sul, three wetlands located in different regions of the state with their respective dams and also a wetland and their dams analyzed in different seasons, with the analysis of fauna and biotic and abiotic factors at each collection point. With a total of about 25,000 macroinvertebrates analyzed, we found that in general the richness and abundance are similar between environments, but that the composition changes between the environments and between the distances of dams in relation to the original area.

Keywords: conservation, lentic environments, natural and artificial environments.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO 1 - DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS NO RIO GRANDE DO SUL.....	19
Resumo.....	19
Introdução	20
Material e Métodos.....	23
Resultados	28
Discussão	32
Referências	34
CAPÍTULO 2 - EFEITO DA DISTÂNCIA NA SIMILARIDADE ENTRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES MACROINVERTEBRADOS DE AÇUDES E BANHADOS E SUA IMPLICAÇÃO PARA A PRESERVAÇÃO DA FAUNA NATIVA.....	38
Resumo.....	38
Introdução	39
Material e Métodos.....	42
Resultados	46
Discussão	49
Referências.....	51
CAPÍTULO 3 - COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS EM ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS E ARTIFICIAIS: UMA ANÁLISE ANUAL.....	54
Resumo.....	54
Introdução	55
Material e Métodos.....	57
Resultados	61
Discussão	65
Referências.....	67
CAPÍTULO - 4 - DIVERSITY AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES DURING LA NIÑA CLIMATIC EPISODE IN A NEOTROPICAL WETLAND	71
Abstract	71
Introduction	72
Material and Methods	74
Results	78
Discussion	83
Acknowledgements	87
CONCLUSÃO GERAL.....	98

INTRODUÇÃO GERAL

As áreas úmidas são importantes ecossistemas para proteção da biodiversidade, pois apresentam grande riqueza de espécies, incluindo aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados, além de diversas espécies de plantas aquáticas (Getzner, 2002). Além disso, são fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos e de maior importância ecológica do planeta (Barbier et al., 1997; Mitsch & Gosselink, 2000). A alta produtividade das áreas úmidas proporciona o estabelecimento de uma rica biota, exclusiva destes ecossistemas (Gibbs, 2000). Além disso, as áreas úmidas possuem inúmeras funções e valores reconhecidos internacionalmente, como armazenamento e purificação da água, controle de inundações, recarga e descarga de aquíferos, agricultura, energia, pesquisa e recreação (Ramsar Convention on Wetlands, 2009). Nesse sentido, as áreas úmidas são ecossistemas prioritários para a conservação (Davis et al., 1996; Smart, 1996). No entanto, pouco se conhece sobre a extensão global e o estado de conservação das áreas úmidas. As informações geradas em inventários de ampla escala espacial ainda permanecem dispersas, dificultando a sua atualização (Hughes, 1995; Scott & Jones, 1995; Finlayson & Davidson, 1999). A carência de dados e a dificuldade de acesso às informações disponíveis são os principais fatores que inviabilizam estimar com segurança a extensão global ou regional das áreas úmidas. Inicialmente estimava-se que existiam entre 5,3 a 9,7 milhões de km² de áreas úmidas, mas análises mais recentes mostraram que existem no mínimo 12,8 milhões de km² (Finlayson et al., 1999; Spiers, 2001). A discrepância entre os valores estimados pode ser atribuída a muitos fatores, tais como diferenças na definição de áreas úmidas, nos propósitos dos inventários, na metodologia usada para reunir e interpretar os dados, na escala espacial e temporal das análises e dificuldade no acesso aos dados já existentes (Finlayson & Davidson, 1999). Deste total, cerca de mais da metade das áreas úmidas (56%) encontra-se nas regiões tropicais e subtropicais (Mitsch & Gosselink, 2000).

Sob o ponto de vista da conservação, as áreas úmidas encontram-se ainda entre os ecossistemas mais degradados e vulneráveis do planeta (Amezaga et al., 2002). Entretanto, instituições governamentais e científicas foram responsáveis pela crescente valorização destes ecossistemas em nível mundial. Esta mudança ocorreu devido a uma melhor compreensão não apenas de sua importância biológica, mas também de suas funções sociais, econômicas e culturais (De Groot, 1992).

No Rio Grande do Sul, muitas unidades de conservação protegem áreas úmidas relevantes, destacando-se as seguintes: Parque Estadual do Itapuã, Parque Estadual do

Camaquã, Parque Estadual do Tainhas, Reserva Biológica do Mato Grande, Reserva Biológica do Banhado São Donato, Área de Proteção Ambiental do Delta do Jacuí, Estação Ecológica do Taim, Reserva Ecológica do Banhado Grande/Banhado do Chico Lomã, e Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos (Widholzer et al., 1987; Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, 2009). Embora muitas áreas úmidas no Rio Grande do Sul estejam sob proteção legal dentro de unidades de conservação, estima-se que 90% destes ecossistemas foram destruídos no estado, principalmente devido à expansão agrícola e urbanização.

A agricultura, através da irrigação, é a atividade que mais consome água em nível mundial. Essa atividade utiliza cerca de 70% da água derivada de rios, lagos e mananciais subterrâneos, enquanto a indústria consome 23% e o abastecimento humano, 7% (Gomes et al., 2004). A irrigação das lavouras de arroz no Rio Grande do Sul é realizada através do sistema de submersão do solo, sendo que a água utilizada é captada, principalmente, de rios, açudes, lagoas e barragens (fontes de suprimento) (Gomes et al., 2004). Fatores como a variedade cultivada, o relevo, o tipo de solo, o clima, e a forma de manejo da água, afetam a quantidade de água necessária para a irrigação, que pode chegar a 17.000 m³/ha. Estima-se que 50 a 60% retornam ao ciclo hidrológico através da percolação e fluxo sub-superficial ou através da água de drenagem. Uma quantidade considerável de água volta ao ciclo hidrológico levando resíduos de pesticidas aos ecossistemas aquáticos, os quais ainda não têm sido avaliados com relação ao seu impacto, em longo prazo, no meio ambiente (Zaffaroni & Tavares, 2009).

Alcançar a gestão sustentável de captação requer, entre outras coisas, o conhecimento das características da biodiversidade e importância dos diferentes tipos corpos d'água dentro de bacias hidrográficas (Schneiders & Verheyen, 1998). Isso inclui informações sobre a riqueza relativa de diferentes tipos de massa de água, a sua variabilidade entre as paisagens e contribuição líquida para manutenção da biodiversidade. Na prática, no entanto, tais dados são excepcionalmente escassos. Isto é, em parte, porque tradicionalmente a pesquisa em áreas de água doce tem sido geralmente específicas para um corpo d'água, sem comparações mais amplas. Além disso, essas pesquisas tem se concentrado em rios, córregos e lagos, com poucos dados descrevendo outros recursos naturais ou áreas artificiais pequenas. Nos poucos casos em que estudos mais amplos nessas áreas foram realizados, a sua relevância e aplicabilidade tem sido usualmente restrita, porque cobrem, geralmente, uma gama limitada de táxons (Gontcharov, 1996; Sanoamuang, 1998) ou apenas um habitat restrito (Abernethy & Willby, 1999; Godreau et al., 1999, Ward et al., 1999). Além de, muitas vezes, a metodologia

utilizada difere entre os corpos d'água, tornando difícil a comparação direta (Doledec & Statzner, 1994, Verdonschot, 1990). Resta, portanto, uma escassez de informações que descrevem a biodiversidade de água doce em áreas de abrangência mais amplas, semi-naturais e gerenciadas. A necessidade de tais dados é particularmente urgente porque tem relevância imediata para muitas áreas de gestão de bacia hidrográfica, incluindo a localização estratégica de regimes agro-ambientais, gestão de recursos, avaliação de risco de agrotóxicos e restauração de alguns ecossistemas.

Embora os reservatórios artificiais sejam geralmente negligenciados por estudos de conservação em detrimento de grandes barragens, muitas vezes eles podem constituir “pontos quentes” (*hot spots*) de biodiversidade dentro da paisagem (Williams et al., 2004, Karaus et al., 2005, Scheffer et al., 2006). Gaston et al. (2005) sugerem que reservatórios artificiais, urbanos e domésticos (entre outros) podem aumentar a biodiversidade regional. Portanto, quando corpos d'água são criados artificialmente para apoiar as atividades humanas e também têm valor para sustentar a biodiversidade aquática (Ruggiero et al., 2008), fornecendo habitats alternativos para muitas espécies que poderiam desaparecer devido à degradação do seu habitat natural (áreas úmidas) (Hazell et al., 2004; Williams et al., 2004, Cereghino et al., 2008). Contudo, alguns estudos têm apontado que as características morfológicas, físicas e químicas dos reservatórios artificiais podem ser inadequadas para a manutenção da fauna de áreas naturais, devido ao seu gerenciamento inadequado (Casanova et al., 1997, Sánchez Zapata et al., 2005, Brainwood & Burgin, 2006; Markwell & Fellows, 2008).

A comunidade de macroinvertebrados é um importante componente em ecossistemas aquáticos continentais, sendo fundamental para a dinâmica de nutrientes, para a transformação da matéria e para o fluxo de energia (Callisto & Esteves, 1995). Entre as diferentes funções desempenhadas pelos macroinvertebrados (Esteves, 1998; Boulton & Jenkins, 1998; Richter, 2000), podemos citar:

- filtragem, fragmentação e raspagem do alimento no sedimento, na vegetação ou na coluna d'água, e assimilação e conversão de microorganismos e tecido vegetal em biomassa disponível para outros organismos aquáticos;
- fragmentação as partículas de matéria orgânica suspensas na água, auxiliando o processo de decomposição;
- biorrevolvimento, que é o processo pelo qual o sedimento é remexido pelos macroinvertebrados bentônicos, liberando nutrientes para a coluna d'água, e assim, acelerando a ciclagem de nutrientes;

- importante papel na dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos, constituindo o elo entre os produtores e diversos consumidores.
- utilização como bioindicadores da qualidade da água, já que alguns grupos respondem de forma diferente ao grau de contaminação dos ecossistemas aquáticos. Por exemplo, muitas espécies de Ephemeroptera e Trichoptera tendem a desaparecer à medida que os ecossistemas ficam poluídos. Entretanto, representantes das classes Oligochaeta e Hirudinea são mais resistentes à poluição.

Os macroinvertebrados aquáticos têm sido tradicionalmente estudados na descrição de aspectos estruturais e funcionais de ecossistemas aquáticos lóticos (Cummins, 1974; Vannote et al., 1980; Cummins et al., 1984; Ward et al., 1986). Apenas com a recente preocupação em torno da perda das áreas úmidas e de suas funções, juntamente com a compreensão da importância ecológica dos, os estudos sobre esta comunidade em áreas úmidas vêm aumentando no mundo todo (Batzer & Wissinger, 1996; Wissinger, 1999).

Até o final dos anos 80, o principal enfoque da biologia da conservação esteve concentrado nos ecossistemas naturais, incluindo principalmente aqueles protegidos sob a forma de unidades de conservação, os quais correspondem a somente 11,5% da superfície terrestre do planeta (Rodrigues et al., 2004; Bambaradeniya et al., 2004). Entretanto, a partir de 1990, foi dada uma maior importância sob o ponto de vista da conservação às áreas manejadas pelo homem, tais como, áreas agrícolas, sistemas florestais e assentamentos humanos, uma vez que esses sistemas caracterizam 75% da superfície terrestre do mundo (Western & Pearl, 1989; McNeely, 1995).

Nesse contexto, é importante conhecer qual a fauna que habita esses reservatórios artificiais e se essas áreas manejadas são eficazes na manutenção de macroinvertebrados que originalmente habitam áreas úmidas naturais. O presente estudo tem como objetivo analisar a capacidade de manutenção da biodiversidade de banhados por reservatórios artificiais, através de coletas realizadas em açudes distribuídos em todo o estado do Rio Grande do Sul e em áreas naturais e artificiais ao longo de um ano.

REFERÊNCIAS

- Abernethy, V.J. & Willby, N.J. 1999. *Plant Ecology* 140:177-190.
- Amezaga, J.M., Santamaría, L. & Green, A. J. 2002. Biotic wetland conectivity - supporting a new approach wetland policy. *Acta Oecologica* 23:213-222.
- Bambaradeniya, C.N.B., Edirisinghe, D.N., Silva, C.V.S., Gunatilleke, K.B.R. & Wijekoon, S. 2004. Biodiversity associated with an irrigated rice agroecosystem in Sri Lanka. *Biodiversity and Conservation* 13:11715-1753.
- Barbier, E.B., Acreman, M. & Knowler, D. 1997. *Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners*. Gland, Switzerland: Ramsar Convencion Bureau.
- Batzer, D.P. & Wissinger, A.S. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annu. Rev. Entomol.*, 41:75-100.
- Boulton, A.J. & Jenkins, K.M. 1998. Flood regimes and invertebrate communities in floodplain wetlands. In W.D. Williams (Ed.) "Wetlands in a Dry Land: Understanding for Management" pp. 137-148, Environment Australia, Canberra.
- Brainwood, M.A. & Burgin, S. 2006. An exploration of the relationships between macroinvertebrate community composition and physical and chemical habitat characteristics in farm dams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119, 459-480
- Callisto, M. & Esteves, F.A. 1995 Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita. Lago Batata (Para, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*. 1:335-348.
- Casanova, M.T., Dougl Hill, A., Brock, M. A., Muschal M.& Bales, M. 1997. Farm Ponds in New South Wales, Australia: relationship between macrophyte and phytoplankton abundances. *Marine and Freshwater Research* 48: 353-360.
- Céréghino, R., Ruggiero, A., Marty, P. & Angélibert, S. 2008. Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a southwestern French agricultural landscape. *Hidrobiologia* 595:43-51.
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631-641.
- Cummins, K. W., Minshall, G. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. & Petersen R. C. 1984. Stream ecosystem theory. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 1818-1827.
- Davis, T.J., Blasco, D. & Carbonell, M. 1996. *Manual de la Convencion de Ramsar. Una guia a la Convencion sobre los humedales de importancia internacional*. Gland: Oficina de la Convención de Ramsar.
- De Groot, R.S. 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters Noordhoff.

- Dolédéc, S. & Statzner, B. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness - 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwat. Biol.*, 31: 523-538.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência - FINEP, Rio de Janeiro. 575p.
- Finlayson, C.M. & Davidson, N.C. 1999. Global review of wetland resources and priorities for inventory: summary report. In: Finlayson, M. & Spiers, A.G. (Eds). *Global Review of Wetland Resources and Priorities for Inventory*. Supervising Scientist Report.
- Finlayson, C.M., Davidson, N.C., Spiers, A.G. & Stevenson, N.J. 1999. Global wetland inventory: Status and priorities. *Mar. Freshw. Res.*, 50(8): 717-727.
- Gaston, K.J., Warren, P.H., Thompson, K. & Smith, R.M., 2005. Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodivers. Conserv.* 14, 3327–3349.
- Getzner, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *J. Environ. Manage.* 64(3)237-246.
- Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 14(1)314-317.
- Godreau, V., Bornette, G., Frochot, B. Amoros, C. Castella, E. Oertli, B. Chambaud, F. Oberti, D. & Craney, E. 1999. Biodiversity in the floodplain of Saone: a global approach. *Biodiversity and Conservation* 8: 839–864.
- Gomes, A.S., Pauletto, E.A., Verneti, Jr., F.J. & Sousa, R.O. 2004. Plantio direto e cultivo mínimo em arroz irrigado. In: GOMES, A.S. & MAGALHÃES, J.A.M. (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Gontcharov, A.A. 1996. The algal flora of the Primorsky region, Russian Far East. *Hydrobiologia* 336, 93–97.
- Hazell, D., Hero, J.M., Lindenmayer, D. & Cunningham, R. 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation* 119: 61-71.
- Hughes, J.M.R. 1995. The current status of European wetland inventories and classifications. *Vegetation*, 118(1):17-28
- Karaus, U., Alder, L. & Tockner, K. 2005. ‘‘Concave islands’’: habitat heterogeneity of parafluvial ponds in a gravel-bedriver. *Wetlands* 25(1):26–37
- Markwell, K.A. & Fellows, C.S. 2008. Habitat and biodiversity of on-farm water storages: a case study in Southeast Queensland, Australia. *Environ Manage.* 41(2):234-49.
- McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A., Werner, T.B. Conserving the world's biological diversity. In Michael Wells, Katrina Brandon e Lee Hannah, "People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities", World Bank /WWF/USAID, 1995, 98p.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2000. *Wetlands*. New York: John Wiley & Sons. Pollock et al., 1998.

Ramsar Convention on Wetlands, 2009. *The Ramsar Convention on Wetlands*. Disponível na internet: <http://www.ramsar.org/> [acessado em janeiro de 2013].

Richter, K.O. 2000. Macroinvertebrate distribution, abundance, and habitat use. In: Azous, A.L. & Horner, R.R. (Eds.). *Wetlands and urbanization. Implications for the future*. Washington: Lewis Publishers.

Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Unerhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J. & Yan, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.

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* 331: 298-308

Sánchez-Zapata, J.A., Anadón, J.D., Carrete, M., Giménez, A., Navarro, J., Villacorta C., Botella, F. 2005. Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodivers. Conserv.* 14:1627–1639.

Sanoamuang L. 1998. Rotifera of some freshwater habitats in the floodplain of the River Nan, northern Thailand. *Hydrobiologia* 387/388: 27-33.

Scheffer, M., van Geest, G.J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Sondergaard, M. & Butler, M.G. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227-231.

Schneiders, A., Verheyen, R. 1998. A concept of integrated water management illustrated for Flanders (Belgium). *Ecosystem Health* 4:256–263.

Scott-Jones, D. 1995. The family-school relationships model. In B.A. Ryan, G.R. Adams, T.P. Gullotta, R.P. Wessberg, and R.L. Hampton (Eds.). *The family-school connection: theory, research and practice*. 3-28. Thousand Oaks, CA: Sage.

Smart, M., 1996. The Ramsar Convention: Its role in conservation and wise use of wetland biodiversity. In: HAILS, A.J. (Ed.). *Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention. The role of the Convention on Wetlands in the conservation and wise use of biodiversity*. Gland: Ramsar Convention Bureau.

Spiers, A.G., 2001. Wetland inventory: Overview at a global scale. In: Finlayson C.M., Davidson, N.C. & Stevenson, N.J. (Eds.). *Wetland inventory, assessment and monitoring: Practical techniques and identification of major issues*. Supervising Scientist Report 161.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 37(1)130-137.

- Verdonschot, P.F.M., 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands), Province of Overijssel, PhD thesis, Alterra, Wageningen, The Netherlands.
- Vincent, W.F., James, M.R. 1996. Biodiversity in extreme aquatic environments: lakes, ponds and streams of the Ross Sea Sector, Antarctica. *Biodiversity and Conservation* 5: 1451–1471.
- Ward, J.V., Zimmermann, H.J. & Cline, L.D. 1986. Lotic zoobenthos of the Colorado system. In: Davies, B.R. & Walker, K.F. (Eds.). *The ecology of river systems*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ.
- Ward, J.V., Tockner, K., Schiemer, F. 1999. Biodiversity and river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15, 125–139.
- Western, D. & Pearl, M.C. 1989. *Conservation for the Twenty-first Century*. New York: Oxford University Press.
- Widholzer, F.L., Silva, G.C. & Marigo, L.C. 1987. *Banhados Rio de Janeiro*: AC&M.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115:329-341.
- Wissinger, S.A. 1999. Ecology of wetland invertebrates. In: Batzer, D.P., Rader, R.B. & Wissinger, S.A. (Eds.). *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. New York: John Wiley and Sons.
- Zaffaron, I.E. & Tavares, V.E. 2009. O licenciamento ambiental dos produtores de arroz irrigado no Rio Grande do Sul, Brasil. Disponível na internet: <http://ambiental.net/agroverde/LicenciaAmbientalArroz.htm> [acessado em janeiro de 2014].

DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS NO RIO GRANDE DO SUL

Vanessa dos Anjos Baptista¹ & Carla Bender Kotzian^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, UFSM; ²Departamento de Biologia, UFSM

RESUMO

A rápida degradação das áreas úmidas e o crescimento da construção de açudes acentua a necessidade de dados ecológicos para auxiliar no manejo e proteção da fauna de áreas naturais. Espera-se que os açudes sustentem uma fauna representativa, porém mais pobre que os banhados. As amostragens foram conduzidas em todo o Rio Grande do Sul, distribuídas em 141 açudes, previamente, selecionados durante a primavera. A abundância variou significativamente entre os açudes, mas a riqueza foi semelhante entre os pontos de amostragem. A composição taxonômica das comunidades foi distinta e correlacionada com as variáveis abióticas, condutividade, oxigênio dissolvido e perímetro dos açudes. Verificamos que grande parte da fauna de áreas naturais é encontrada nos açudes, porém as que necessitam de um hidroperíodo variável não são encontradas facilmente nas áreas artificiais e àquelas que sofrem com alterações no hidroperíodo são favorecidas pelo regime permanente nos açudes, tendo sua abundância mais alta que em áreas naturais.

Palavras-chave: áreas úmidas, conservação, variáveis abióticas

DISTRIBUTION OF MACROINVERTEBRATES COMMUNITY IN ARTIFICIAL RESERVOIRS IN THE RIO GRANDE DO SUL

ABSTRACT

The fast degradation of wetlands and the growth of the construction of dams enhance the necessity of ecological data to help in the management and protection of natural areas fauna. It is expected that the dams support a representative fauna, though poorer than wetlands. Surveys were conducted across the Rio Grande do Sul, distributed in 141 dams, previously selected during the spring. The abundance varied significantly among dams and the richness

was similar between sampling points. The taxonomic composition of communities was distinct and correlated with the abiotic variables, conductivity, dissolved oxygen and perimeter. We found that much of the fauna of natural areas is found in dams, but those who need a variable hydroperiod are not easily found in artificial areas and those suffering with changes in hydroperiod are favored by steady state in reservoirs, having a higher abundance than in natural areas.

Keywords: wetlands, conservation, abiotic variables

INTRODUÇÃO

Áreas úmidas são encontradas em todos continentes e climas no mundo, estando 56% delas em regiões tropicais e subtropicais (Mitsch & Gosselink, 2000). Embora sem definição precisa (Willard et al., 1990) e nomenclatura padronizada (Maltchik, 2003), esses ecossistemas (e.g. banhados, charcos, brejos, pântanos, alagados) parecem representar o ambiente aquático dulcícola mais ameaçado por atividades agropastoris, em especial pela canalização e represamento das águas. Estimativas de perda mundial são muito difíceis de serem obtidas, pois se acredita que grande parte das áreas úmidas originais venham sendo drenadas há muito tempo (Mitsch & Gosselink, 2000). Contudo, estas perdas devem ser superiores a 50% em certas regiões do mundo (Dugan, 1993; Shine & Klemm, 1999).

A destruição das áreas úmidas tem trazido grande preocupação aos conservacionistas, pois são consideradas um dos ecossistemas de maior produtividade, facilitando o endemismo de uma biota diversificada e exclusiva (Gibbs, 2000; Getzner, 2002). Especialmente aquelas de água doce mantêm uma alta biodiversidade, sendo também um dos habitats mais ameaçados (Saunders et al., 2002). Portanto, concomitantemente à destruição das áreas úmidas, a biodiversidade destes ambientes vem sendo drasticamente reduzida mundialmente (Shine & Klemm, 1999 e Dahl, 2000).

A expansão da agricultura e a atividade humana são os principais responsáveis pelo declínio das áreas úmidas naturais em todo o planeta (Czech & Parsons, 2002). O conflito entre a agricultura de irrigação e a conservação da vida selvagem atingiu um ponto crítico em uma escala global (Lemly et al., 2000). Por exemplo, as perdas de áreas úmidas no Vale Central da Califórnia têm sido particularmente grandes, pois é estimado que mais de um milhão de habitats estejam sendo drenados para uso agrícola (Fruyer et al., 1989).

Paradoxalmente, ecossistemas artificiais vem sendo considerados como refúgios para a fauna expulsa de seus ambientes naturais (e.g. Williams et al., 2003, Ruggiero et al., 2008, para reservatórios; Czech & Parsons, 2002, Stenert et al., 2009, 2010, Machado & Maltchik, 2010, para arrozais). Desta forma, a partir de 1990, foi dada uma maior importância sob o ponto de vista da conservação às áreas manejadas pelo homem, como os açudes (Western & Pearl, 1989, McNeely, 1995).

Os açudes, como são chamados os pequenos reservatórios de áreas rurais no Brasil, podem ser considerados áreas úmidas manejadas pelo homem (Ramsar, 1996) e são sistemas destinados à agricultura e pecuária, fornecendo água para irrigação, dessedentação do gado, piscicultura, etc., além de garantir diversos recursos nos períodos de seca (Tundisi, 2006). Apesar de morfologicamente simples, esses reservatórios tem despertado interesse em estudos de biodiversidade (Markwell & Fellows, 2008, Ruggiero et al., 2008), pois podem servir como habitat e refúgio para espécies nativas. Adicionalmente, em regiões áridas, onde não há água em abundância, os reservatórios tem sido considerados locais importantes para conservação de macroinvertebrados, sendo seus representantes comumente inventariados (e.g. Costa et al., 2005; Clemments et al., 2006).

A comunidade de macroinvertebrados constitui um componente biológico fundamental das áreas úmidas, participando ativamente de processos ecológicos responsáveis pelo funcionamento desses ecossistemas, constituindo também a principal fonte de alimento para inúmeras espécies de peixes, anfíbios, aves e outros animais (Batzer & Wissinger, 1996, Wissinger, 1999). Área, latitude, diversidade de habitats, profundidade, altitude, química da água, sedimento e temperatura da água (Boys & Thoms, 2006; Medeiros et al., 2008; Richards et al., 1996) são reconhecidamente importantes na riqueza de espécies em áreas úmidas, assim como, estrutura, densidade e riqueza de macrófitas, hidroperíodo, conectividade, pH, condutividade elétrica, presença de predadores (peixes) e tipo de uso da terra (Claudia, 2001; Kyle et al., 2001; Bohonak & Jenkins, 2003; França et al., 2007). Além disso, fatores intrínsecos, como a capacidade de dispersão, inclusive formas aladas e não aladas (Scabin, 2008), fornecem informações entre as ligações de espécies e áreas distintas (Bohonak & Jenkins, 2003).

Na região sul do Brasil, o estado do Rio Grande do Sul destaca-se pelos numerosos açudes que são utilizados para os mais diversos propósitos, como irrigação de áreas cultivadas e dessedentação do gado (Vélez-Martin et al., 1998). Contudo, as comunidades de macroinvertebrados que os ocupam são pouco estudadas (Stenert et al., 2009, 2010, Maltchik et al., 2011), bem como a capacidade que podem ter de abrigar a fauna que é expulsa dos

sistemas naturais. A drenagem de áreas úmidas e/ou a construção de açudes, as expensas das numerosas áreas úmidas existentes no estado (Gomes & Magalhães, 2004), são a principal razão da diminuição e fragmentação destes sistemas (Mitsch & Gosselink, 2000). Nesse sentido, inventários de vários grupos de macroinvertebrados foram conduzidos em diversas regiões do Rio Grande do Sul (Panatta et al., 2006, Maltchik et al., 2009, Maltchik et al., 2010, Maltchik et al., 2012).

No presente estudo, macroinvertebrados de açudes distribuídos em todo o Rio Grande do Sul, em áreas próximas às ocupadas por áreas úmidas, previamente inventariadas, foram estudados, a fim de se conhecer a diversidade e a distribuição espacial de suas comunidades. Para isso fatores bióticos, abióticos e espaciais foram analisados, e suas relações com a estrutura e composição das comunidades discutida.

Área de estudo

O estado do Rio Grande do Sul está localizado no sul do Brasil (27°04'S,49°42'W; 33°45'S,57°38'W) e tem uma área de 282 184km². O clima é subtropical úmido, com precipitação média anual entre 1200 e 1800 mm (Köppen, 1931). A temperatura varia entre 12°C no inverno e 26°C no verão (RadamBrasil, 1986). O Rio Grande do Sul tem aproximadamente 3441 áreas úmidas, com uma área de inundação de cerca de 30 332 km² (Malchik, 2003). Ao norte do Estado situa-se o Planalto Meridional (PL), formado por rochas basálticas decorrentes de um grande derrame de lavas ocorrido na era Mesozóica. Sua extremidade a oeste, expressa o resultado do trabalho da erosão diferencial, sendo denominada de *Cuesta do Haedo* ou Planalto da Campanha (PLCA). À nordeste encontram-se as maiores altitudes do Planalto, que chega a alcançar 1.398m. Ao centro do Estado está a Depressão Central (DC) que é formada de rochas sedimentares que dão origem a um extenso corredor que liga o oeste ao leste, através de terrenos de baixa altitude. Ao sul localiza-se o Escudo Sul-rio-grandense (EC), com rochas ígneas do período Pré-Cambriano. A Planície Costeira (PC) teve sua formação do período Quaternário da era Cenozóica, a mais recente da formação da terra (www.seplag.rs.gov.br – acesso em 05.01.2014).

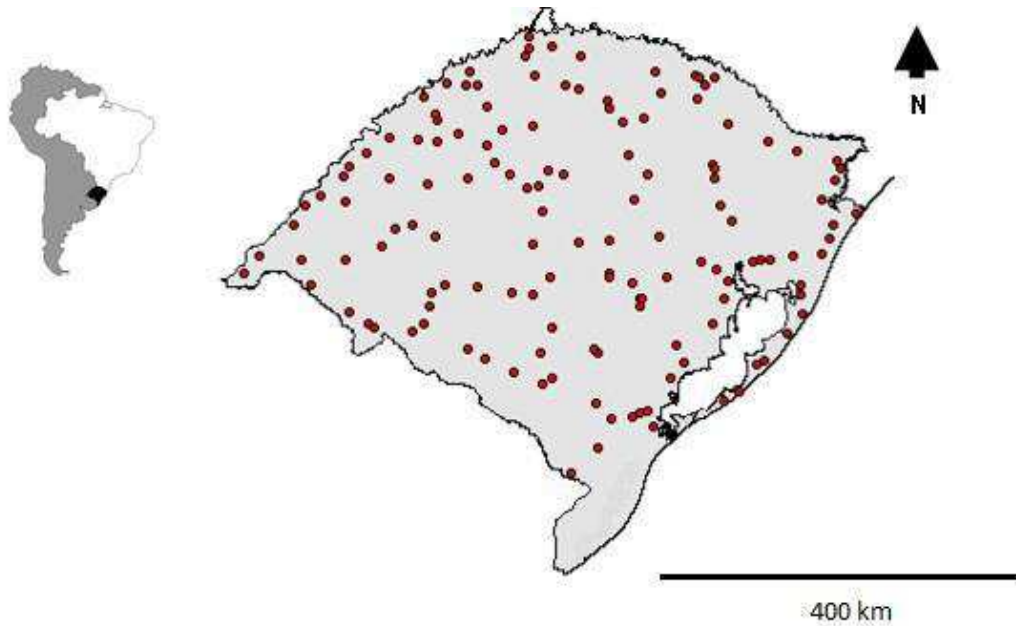


Figura 1: Localização dos açudes amostrados (n=141) no estado Rio Grande do Sul, no período de setembro a novembro de 2001 (Mapa elaborado no programa Diva-Gis).

MATERIAL E MÉTODOS

Coletas: As coletas foram realizadas em setembro e outubro. Ao todo foram escolhidos 141 açudes (Fig.: 1), sendo 22 amostrados na DC, 17 no EC, 20 no PC, 21 no PLCA e 61 no PL. Foram selecionados através de mapas topográficos, com base em dois critérios: (1) área de aproximadamente 900m², presença de macrófitas nas margens, idade superior a 6 anos; e (2) proximidade com as áreas úmidas previamente estudadas por Maltchik (2003).

Os macroinvertebrados foram coletados com *kick net* (malha 0,5 mm) realizando-se nove redadas nas margens de cada açude, varrendo-se o fundo (substrato). Ainda no campo, os exemplares coletados foram reunidos em um único frasco por açude e fixados com álcool (70%).

Dados abióticos: Variáveis ambientais, tais como pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade e temperatura da água, foram obtidas com sonda multiparâmetro. O hidroperíodo foi definido pelo período ou regularidade de inundação que podem ser influenciados pela sazonalidade, ou ações antrópicas como uso da água para drenagens e irrigações (Marques et al., 2000). A vegetação ripária foi analisada quanto à presença ou ausência. A área do açude foi medida com auxílio do programa ImageJ sobre uma foto da área de coleta (Tab.: I).

Análise dos dados: As comunidades dos açudes foram analisadas conforme sua composição,

riqueza e abundância. A análise da similaridade entre as amostras de macroinvertebrados dos açudes estudados foi realizada utilizando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, com posterior análise de ordenamento (NMDS) (Magurran, 2004). As análises de similaridade foram realizadas no programa Primer E (Clarke & Gorley, 2006).

As relações de dissimilaridade na composição de macroinvertebrados aquáticos entre os açudes foram analisadas através da técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Em seguida as variáveis ambientais (Tab.: 1) foram ajustadas à ordenação pela função ENVFIT, sendo retiradas da análise as variáveis que não apresentaram correlação com a distribuição dos macroinvertebrados. As análises foram realizadas utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al., 2009) no programa estatístico R versão 2.9.0 (R Development Core Team 2009).

49	29°20'51.51"S 53°40'22.32"W	PL	>8	399	27.76	6.69	343	0.077	0	7.76	0.05	0	A	P	P	A	A	A	A	A	A	P
50	29°44'40.26"S 53°47'25.99"W	DC	>6	534	25.53	8.73	237	0.03	47.3	11	0.02	0	P	A	A	A	A	A	P	P	A	P
51	30°9'16.66"S 53°35'32.94"W	DC	>6	401	26.4	6.95	348	0.04	0	9.48	0.026	0	A	A	P	P	P	A	P	P	A	P
52	29°43'15.77"S 53°13'47.24"W	DC	>6	310	22.09	6.83	294	0.116	1	9.09	0.076	0.1	A	P	A	A	A	A	P	P	A	P
53	29°42'07.7"S 52°51'45"W	DC	>6	517	21.5	6.82	322	0.092	1.1	8.62	0.062	0	A	A	A	P	A	A	A	P	P	P
54	30°6'40.78"S 52°51'38.56"W	EC	>7	434	19.51	6.49	273	0.062	0	8.9	0.04	0	P	A	A	A	A	A	A	A	A	P
55	30°09'39"S 52°51'39"W	EC	>6	411	20.03	8.22	228	0.037	15.8	12.92	0.025	0	A	A	A	P	A	A	A	A	A	P
56	30°13'3.40"S 52°34'5.30"W	EC	>6	517	20.27	5.6	233	0.049	0	3.06	0.032	0	P	P	P	A	A	A	A	A	A	P
57	30°30'16.38"S 52°29'7.92"W	EC	>10	470	20.13	6.41	335	0.036	0	9.93	0.024	0	P	P	A	A	A	A	P	P	P	P
58	30°25'30"S 52°28'17"W	EC	>6	408	21.49	5.46	396	0.027	64.4	7.69	0.018	0	P	A	P	A	A	A	A	P	A	P
59	30°24'32"S 52°27'35"W	EC	>10	479	20.4	5.73	403	0.024	335	7.85	0.015	0	A	A	A	P	A	P	A	P	A	P
60	29°57'40.2"S 51°05'31.3"W	DC	>6	362	21.92	5.5	389	0.057	30.5	4.69	0.039	0	P	A	A	A	A	A	A	P	A	P
61	29°57'12"S 50°59'45"W	DC	>5	302	22.18	5.73	392	0.041	116	5.64	0.027	0	P	P	A	A	A	A	A	P	A	P
62	29°56'15"S 50°53'12"W	DC	>10	469	22.85	5.32	431	0.025	175	6.78	0.017	0	P	P	A	A	A	A	A	P	A	P
63	29°53'29.45"S 50°36'4.97"W	PC	>10	440	22.84	5.48	406	0.057	5.6	5.8	0.038	0	A	A	A	A	A	A	A	A	P	P
64	29°52'3.14"S 50°14'56.56"W	PC	>6	488	21.92	5.99	391	0.062	0	7.22	0.042	0	P	P	A	A	A	A	P	P	A	P
65	29°41'39.66"S 50°9'21.98"W	PC	>10	300	24.79	6.29	347	0.088	210	7.17	0.06	0	A	A	A	P	A	A	A	P	A	P
66	29°23'4.41"S 49°50'6.12"W	PC	>13	312	27.8	5.69	347	0.035	60.9	8.7	0.024	0	A	A	A	P	A	A	A	P	A	P
67	29°31'35.2"S 50°06'15.2"W	PL	>6	322	29.41	6.67	292	0.065	42.7	7.76	0.043	0	A	A	A	A	A	A	A	P	A	P
68	29°13'25.59"S 50°15'3.69"W	PL	>6	392	28.4	5.34	290	0.021	0	5.79	0.014	0	A	A	A	P	A	A	A	A	P	P
69	28°59'17.55"S 50°43'32.37"W	PL	>7	403	26.65	5.68	343	0.051	194	6.63	0.033	0.6	A	A	A	P	P	A	A	P	A	P
70	28°49'56.78"S 50°0'10.55"W	PL	>8	356	24.01	4.78	433	0.01	43.1	6.57	0.007	0	A	A	A	P	A	A	A	P	A	P
71	28°44'38"S 50°03'26.5"W	PL	>9	520	18.89	5.26	335	0.027	136	4.35	0.018	0	A	A	A	A	A	A	A	P	A	P
72	28°38'10.18"S 50°32'33.62"W	PL	>12	560	19.48	5.69	385	0.017	0	8.88	0.011	0	A	A	P	P	A	A	A	A	A	P
73	28°30'47.31"S 50°53'46.80"W	PL	>12	315	20.08	5.69	336	0.021	0	9.05	0.014	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	P
74	28°17'43"S 51°23'55"W	PL	>6	486	23.21	5.9	373	0.031	0	7.68	0.02	0	A	P	A	A	A	A	A	P	P	P
75	27°59'44.71"S 51°46'36.06"W	PL	>10	341	25.69	6.85	317	0.043	4.4	8.36	0.028	0	A	P	A	A	A	A	P	P	A	P
76	27°49'30.53"S 51°41'23.14"W	PL	>11	437	25.66	6.91	305	0.076	7.2	12.82	0.049	0	A	A	A	A	A	A	P	P	A	P
77	27°44'49.27"S 51°33'49.84"W	PL	>7	378	26.75	6.71	305	0.057	7.7	7.33	0.037	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	P
78	27°44'10.56"S 51°44'37.49"W	PL	>15	401	26.1	6.1	358	0.049	52.5	7.91	0.03	0	A	P	A	P	A	P	A	P	A	P
79	27°42'17.86"S 51°47'34.33"W	PL	>8	307	24.68	6.2	354	0.044	109	9.23	0.29	0	A	P	A	P	A	A	A	P	A	P
80	27°40'28.7"S 52°17'21.8"W	PL	>12	400	20.16	5.46	416	0.073	0	5.91	0.048	0	A	P	P	A	A	A	A	P	A	P
81	27°55'12.4"S 52°13'16.6"W	PL	>10	540	21.42	7.82	186	0.058	44.8	9.6	0.038	0	A	A	A	A	A	A	P	P	A	P
82	28°14'0.16"S 52°25'7.12"W	PL	>15	388	21.15	5.64	216	0.042	572	4.31	0.027	0	P	A	A	A	A	A	P	P	A	P
83	28°16'33.41"S 52°41'28.53"W	PL	>6	511	23.39	5.84	0,335	0.019	72.9	7.41	0.012	0	A	P	A	P	A	A	A	P	P	P
84	28°7'27.31"S 52°50'52.15"W	PL	>6	404	22.62	5.69	359	0.019	27.8	8.07	0.012	0	A	P	A	A	A	A	P	A	P	P
85	28°00'34"S 52°53'15"W	PL	>12	499	26.15	6.18	316	0.048	51.4	6.98	0.031	0	A	A	P	A	A	A	A	P	A	P
86	28°40'17"S 52°36'52"W	PL	6	356	29.52	6.48	286	0.049	204	7.38	0.032	0	P	P	A	P	A	A	A	P	A	P
87	28°55'03.88"S 52°23'04.97"W	PL	>7	430	25.18	6.44	312	0.016	65.2	8.63	0.011	0	A	P	A	A	A	A	A	A	A	P
88	28°47'07"S 51°35'28"W	PL	>9	370	19.53	5.43	408	0.059	45.8	9.76	0.038	0	P	P	A	P	P	P	A	P	A	P
89	28°49'59"S 51°34'28"W	PL	>12	310	22.74	5.74	345	0.026	101	8	0.017	0	A	P	P	A	A	A	A	P	A	P
90	28°57'36"S 51°33'57"W	PL	>6	312	22.5	6.16	332	0.035	102	12.99	0.022	0	A	P	A	A	A	A	P	P	A	P
91	29°17'44"S 51°29'06"W	PL	>6	325	21.3	7.75	218	0.364	113	12.36	0.237	0.2	A	P	A	A	A	A	A	A	A	P
92	29°28'24.26"S 51°20'34.56"W	PL	>10	300	28.8	7.01	255	0.075	95.2	8.44	0.049	0	P	P	A	A	A	P	P	P	A	P
93	28°51'29.43"S 53°36'56.07"W	PL	>6	422	22.39	6.85	302	0.02	17.1	12.66	0.013	0	A	A	A	A	A	A	A	P	P	P
94	28°24'24.04"S 53°43'37.47"W	PL	>13	300	20.47	6.38	339	0.012	22.4	11.57	0.008	0	A	A	A	A	A	A	A	A	P	P
95	28°16'49.96"S 53°29'8.76"W	PL	>10	400	21.76	6.58	371	0.039	197	6.65	0.026	0	A	P	A	P	P	A	A	P	A	P
96	27°49'36.3"S 53°20'15.8"W	PL	>10	483	23	6.63	335	0.014	17.1	12	0.009	0	A	A	P	P	A	P	A	P	A	P
97	27°43'50"S 53°19'17.9"W	PL	>6	508	24.14	6.94	348	0.028	44.1	8.95	0.018	0	A	P	A	A	A	A	A	P	P	P
98	27°29'34.03"S 53°22'49.25"W	PL	>8	410	24.38	7.12	362	0.039	38.9	9.73	0.025	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	A
99	27°21'23.28"S 53°32'50.42"W	PL	>12	300	24.37	8.11	214	0.115	8.1	9.97	0.075	0	P	P	A	P	A	P	P	P	P	P
100	27°21'36.03"S 53°46'13.51"W	PL	>14	318	23.34	7.27	367	0.042	36.1	9.61	0.027	0	A	P	A	P	A	A	A	P	P	A
101	27°14'10.87"S 53°50'50.76"W	PL	>6	498	22.58	6.68	354	0.018	297	5.77	0.011	0	P	A	A	A	A	A	A	A	P	P
102	27°24'41.2"S 53°54'14.5"W	PL	>9	305	24.31	8.77	210	0.141	85.3	10.75	0.093	0	A	P	A	P	A	A	A	P	A	P

103	27°29'21.15"S 53°53'2.47"W	PL	>10	303	22.55	6.86	392	0.084	30.6	7.84	0.054	0	A	P	A	A	A	A	P	P	P	
104	27°39'53.72"S 53°51'0.19"W	PL	>12	312	22.54	7.09	363	0.052	60.6	9.51	0.035	0	A	P	P	P	A	A	A	P	P	P
105	27°47'39.22"S 53°48'27.54"W	PL	>6	315	23.06	7.45	338	0.051	16	10.28	0.033	0	A	A	P	P	A	A	A	P	P	P
106	27°45'52.58"S 53°38'51.41"W	PL	>6	320	22.03	7.42	352	0.068	16.1	10.23	0.044	0	A	P	A	P	A	A	P	P	P	P
107	29°57'57.15"S 51°43'19.98"W	DC	>7	388	24.62	6.9	294	0.037	63.9	8.01	0.025	0	A	P	A	P	A	P	A	A	A	A
108	29°53'45.21"S 51°55'26.52"W	DC	>12	366	23.91	6.86	351	0.033	21.8	7.91	0.022	0	P	P	P	P	A	A	A	P	A	P
109	29°44'42.96"S 52°15'49.30"W	DC	>9	347	23.49	7	344	0.052	17.5	9.22	0.033	0	P	P	P	P	A	A	A	A	P	P
110	29°46'51.44"S 52°12'31.21"W	DC	>10	508	22.78	6.85	338	0.048	20.9	7.25	0.031	0	A	A	A	A	A	A	P	P	A	P
111	29°41'26.3"S 52°27'31.1"W	DC	>9	360	22.97	8.03	292	0.11	95.5	7.91	0.073	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	P
112	29°27'39.9"S 52°40'08"W	DC	>16	455	21	7.67	356	0.027	36.3	9.19	0.018	0	P	P	A	P	A	A	A	P	P	P
113	29°13'14.65"S 52°31'33.36"W	DC	>7	400	21.68	6.96	400	0.023	249	7.81	0.015	0	A	P	A	P	A	A	A	P	A	P
114	29°56'44.47"S 56°5'12.74"W	PLCA	>6	312	19.47	6.87	280	0.047	60.8	6.96	0.032	0	A	A	A	P	A	A	A	A	P	P
115	29°46'10.08"S 55°39'10.14"W	PLCA	>11	342	21.47	6.59	249	0.041	529	7.57	0.027	0	A	A	A	P	A	A	A	A	P	P
116	29°48'31.9"S 55°49'42.9"W	PLCA	>9	478	21.28	6.6	249	0.085	200	5.7	0.056	0	A	A	P	P	A	A	A	A	A	P
117	29°31'58.67"S 55°15'38.48"W	PLCA	>8	310	22.68	6.82	230	0.074	54	5.89	0.048	0	A	P	P	P	A	A	A	A	P	P
118	29°35'58.1"S 55°20'50.0"W	PLCA	>6	508	23.63	6.56	336	0.019	11.2	10.39	0.012	0	A	A	A	P	A	A	A	A	A	A
119	29°39'7.30"S 54°59'1.44"W	PLCA	>8	320	23.58	6.21	381	0.028	26.3	10.84	0.019	0	A	A	P	P	A	A	A	A	A	P
120	29°41'21.29"S 54°41'26.89"W	PLCA	>11	300	22.73	6.44	279	0.106	27.1	3.2	0.07	0	A	A	P	P	A	A	A	A	A	P
121	29°38'7.91"S 54°12'27.44"W	PLCA	>8	420	24.66	6.79	289	0.027	524	11.54	0.018	0	A	A	A	P	A	A	A	P	A	A
122	30°09'07.8"S 52°04'58"W	DC	>10	517	18.4	7.71	307	0.041	371	6.93	0.028	0	A	A	A	A	P	A	A	P	A	P
123	30°3'53.91"S 52°9'26.96"W	DC	>9	462	19.74	5.13	233	0.007	255	4.6	0.005	0	A	A	P	P	A	A	A	A	A	P
124	30°42'58.68"S 51°35'29.62"W	PC	9	516	23.68	6.06	402	0.035	152	5.04	0.023	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	P
125	30°59'7.31"S 52°1'37.0"W	EC	>8	393	23.22	7.04	249	0.141	46	8.82	0.096	0.1	P	P	P	A	A	A	P	P	A	P
126	31°22'36.73"S 52°6'9.45"W	EC	>6	548	22.81	6.09	374	0.071	15.9	4.41	0.048	0	P	P	P	A	A	A	A	A	P	P
127	31°47'37.74"S 52°29'19.31"W	PC	>6	469	24.43	6.59	317	0.047	90.5	6	0.032	0	P	P	A	A	A	A	A	A	A	P
128	31°50'58.90"S 52°35'0.94"W	PC	>8	514	21.27	8.46	271	0.063	23.1	10.18	0.043	0	A	A	A	A	A	A	A	A	P	P
129	31°52'17.46"S 52°49'18.77"W	PC	>12	391	25.65	6.89	301	0.072	121	7.62	0.049	0	A	A	A	P	A	A	A	A	A	P
130	32°14'04"S 53°03'36"W	PC	>6	426	24.44	6.69	389	0.066	18.8	6.18	0.045	0	A	P	A	A	A	A	P	P	A	P
131	32°31'5"S 53°21'21"W	PC	>13	532	24.37	7.1	362	0.087	12.3	7.91	0.059	0	A	P	A	A	A	A	P	A	A	P
132	31°54'47.8"S 52°18'55"W	PC	>6	300	16.9	5.82	357	0.101	237	3.77	0.068	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	P
133	32°19'13"S 52°32'19"W	PC	>6	509	18.56	5.95	307	0.196	800	3.77	0.133	0.1	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
134	31°32'54"S 52°14'28.2"W	PC	>14	550	24.82	6.53	233	0.07	27.2	6.3	0.048	0	A	P	A	P	A	A	A	A	A	P
135	30°37'46"S 51°32'54.1"W	PC	>6	440	30.92	7.79	243	0.035	65.3	8.27	0.024	0	P	P	A	A	A	A	A	A	A	P
136	30°21'50.8"S 51°25'49"W	PC	>6	485	28.76	8.33	278	0.028	22.2	6.92	0.019	0	A	A	A	A	A	A	A	A	A	P
137	30°14'45.02"S 50°29'55.04"W	PC	>6	360	21.44	7.08	376	0.153	112	5.47	0.105	0.1	A	A	A	A	A	P	P	A	P	
138	30°21'54.27"S 50°29'49.96"W	PC	6	504	17.13	5.96	362	0.196	611	6.74	0.133	0.1	A	A	A	A	P	P	A	P	P	A
139	30°36'2.76"S 50°29'39.14"W	PC	6	518	21.5	6.05	277	0.147	158	4.97	0.1	0.1	P	A	A	P	A	A	A	A	A	P
140	30°49'53.79"S 50°40'33.74"W	PC	>7	489	22.2	6.22	395	0.078	14.4	6.43	0.054	0	A	P	A	A	A	A	A	A	A	P
141	31°02'14.5"S 50°52'01.4"W	PC	>8	457	23.14	9.52	197	0.166	146	13.8	0.113	0.1	A	P	A	A	A	A	A	P	A	P

PG* (PC= Planície Costeira; DC= Depressão Central; EC=Escudo Cristalino; PL=Planalto; PLCA= Planalto da Campanha).

RESULTADOS

Ao todo foram coletados 15478 macroinvertebrados, distribuídos em 16 táxons supra-gênericos (Fig.: 2) e 64 gêneros (Tab.: II). O táxon com maior abundância foi Chironomidae (Diptera) seguido dos gêneros *Hyaella* Smith, 1875 (Crustacea), *Sigara* Fabricius, 1775 (Heteroptera) e *Callibaetis* Eaton, 1881 (Ephemeroptera). Em dois açudes (43, 103), localizados na região do Planalto, nenhum exemplar foi coletado. Os açudes que apresentaram maior abundância (22, 14), localizam-se na região do EC (544 indivíduos) e do PC (870 indivíduos), respectivamente (Fig.: 2A, B).

Tabela II: Macroinvertebrados encontrados nos 141 açudes amostrados no RS

Taxon	Sigla	Gênero	N
Platyhelminthes	t1	<i>Girardia tigrina</i>	273
Nemathelminto		Nematoda	19
Mollusca	t2	<i>Pomacea</i>	38
	t3	<i>Heleobia</i>	81
	t4	<i>Lymnaea</i>	400
	t5	<i>Physa</i>	39
	t6	<i>Drepanotrema</i>	488
	t7	<i>Biomphalaria</i>	642
	t8	<i>Hebetancylus</i>	34
	t9	<i>Uncancylus</i>	8
	t10	<i>Diplodon</i>	1
	t11	<i>Anodontites</i>	2
	t12	<i>Corbicula</i>	1
	t13	<i>Eupera</i>	1
	t14	<i>Pisidium</i>	78
Annelida		Hirudinea	424
		Oligochaeta	365
Collembola		Collembola	7
Ephemeroptera	t15	<i>Americabaetis</i>	94
	t16	<i>Apobaetis</i>	3
	t17	<i>Callibaetis</i>	1020
	t18	<i>Caenis</i>	561
	t19	<i>Paracloeodes</i>	39
Odonata	t20		
	t21	<i>Remartinia</i>	1
	t22	<i>Rhionaeschna</i>	13
	t23	<i>Aphylla</i>	1
	t24	<i>Erythrodiplax</i>	247
	t25	<i>Macrothemis</i>	2
	t26	<i>Micrathyria</i>	25
	t27	<i>Orthemis</i>	2
	t28	<i>Perithemis</i>	12
	t29	<i>Tramea</i>	7
	t30	<i>Acanthagrion</i>	234
	t31	<i>Ischnura</i>	35
	t32	<i>Oxyagrion</i>	312
	t33	<i>Telebasis</i>	68
	t34	<i>Lestes</i>	41
Orthoptera		Phasmidae	2
		Tetrigidae	23
Trichoptera		Hydroptilidae	11
		Philopotamidae	90
Heteroptera	t35	<i>Belostoma</i>	133
	t36	<i>Sigara</i>	1387
	t37	<i>Notonecta</i>	989
	t38	<i>Pelocoris</i>	5
	t39	<i>Neoplea</i>	1
Homoptera		Tetigonidae	1
Coleoptero	t40	<i>Emphyastes sp</i> (adulto)	23
	t41	<i>Acilus</i> (adulto)	19

	t42	<i>Dytiscus verticalis</i> (adulto)	37
	t43	<i>Hydroporus niger</i> (larva)	30
		<i>Hydroporus</i> (larva)	34
	t44	<i>Laccophilus</i> sp (adulto)	64
	t45	<i>Laccophilus</i> sp (larva)	31
		<i>Laccophilus testaceus</i> (larva)	84
	t46	<i>Pachydrus</i> sp (larva)	5
	t47	<i>Paracymus</i> (adulto)	1
	t48	<i>Thermonectus</i> sp (adulto)	1
	t49	<i>Berosus</i> sp (adulto)	10
	t50	<i>Berosus</i> sp (larva)	37
	t51	<i>Deralus</i> (adulto)	16
	t52	<i>Hydrophilus</i> sp (larva)	2
	t53	<i>Hydrochus</i> sp (adulto)	1
	t54	<i>Hydrobiomorpha</i> sp (adulto)	11
	t55	<i>Hydrochara</i> (adulto)	1
	t56	<i>Dibolocelus</i> (adulto)	1
	t57	<i>Hydrobius</i> (larva)	26
	t58	<i>Sperchopsis</i> sp (larva)	14
	t59	<i>Tropisternus</i> (adulto)	22
	t60	<i>Tropisternus</i> (larva)	179
	t61	<i>Haliplus</i> (larva)	8
	t62	<i>Peltodytes</i> (adulto)	2
	t63	<i>Endeodes</i> sp (adulto)	1
	t64	<i>Hydropcanthus</i> (adulto)	6
	t65	<i>Hydropcanthus</i> (larva)	7
	t66	<i>Notomicrus</i> (adulto)	1
	t67	<i>Prionocyphon</i> sp (larva)	3
		Não identificados	14
Diptera		Ceratopogonidae	37
		Chaoboridae	42
		Chironomidae	4077
		Culicidae	1
		Tipulidae	4
Arachnida		Acarina	48
		Aranae	2
Crustacea	t68	<i>Hyalella</i>	2172
		Ostracoda	109
Lepidoptera		Pyralidae	34
Total			15478

A província geomorfológica que apresentou maior abundância foi o Planalto, seguido do PC, contudo houve diferença significativa na variação dessa abundância entre essas regiões (ANOVA $F_{(4,136)} = 3.228$, $p = 0.017$), e entre a Planície Costeira e o Planalto da Campanha (Anova $F_{(4,136)} = 3.228$, $p = 0.021$) (Fig.: 2A, B). Para a riqueza não foi verificada diferença significativa entre as províncias geomorfológicas.

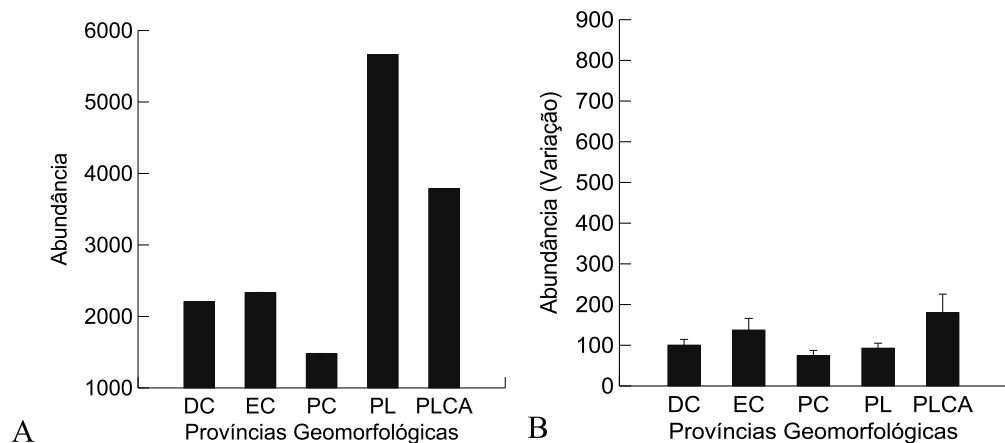


Figura 2: A= Abundância de macroinvertebrados nas províncias geomorfológicas do Rio Grande do Sul. B= Análise de variância da abundância de macroinvertebrados nas províncias geomorfológicas do Rio Grande do Sul. DC= Depressão Central, EC= Escudo Cristalino, PC= Planície Costeira, PL= Planalto, PLCA= Planalto da Campanha. Barras correspondentes ao desvio padrão.

A análise de similaridade (NMDS) baseada na abundância dos indivíduos nos pontos de amostragem não delimitou a segregação de nenhum táxon e nenhum ponto ($R= 0.070$, $Stress= 0.01$).

As variáveis ambientais foram reduzidas a três componentes, o perímetro ($R^2= 0.0732$, $p= 0.007$), condutividade ($R^2= 0.0696$, $p= 0.011$) e o oxigênio dissolvido ($R^2= 0.0421$, $p= 0.046$) (Fig.: 3A, B). Observamos que *Hyaella*, por exemplo, foi relacionada positivamente com o perímetro e o OD, sendo mais abundante no ponto 74, onde foi encontrada a segunda maior abundância de *Girardia tigrina*. Estes dois táxons tem dispersão passiva. Os moluscos, outro grupo de dispersão passiva, variaram bastante com relação aos pontos de amostragem e as variáveis relacionadas, e *Pomacea*, *Lymnaea*, *Anodontites*, *Eupera* e *Psidium*, estiveram relacionados positivamente ao OD e ao perímetro. Demais gêneros de moluscos estiveram inversamente relacionados ao perímetro. A maioria dos heterópteros esteve relacionada positivamente com a condutividade, assim como os gêneros de odonata (*Erythrodiplax*, *Mirathyria*, *Orthemis*, *Oxyagrion*, *Telebasis*), de coleópteros (*Laccophilus*, *Berosus*, *Tropisternus*, *Peltodytes*, *Haliphus*) e, ainda, um gênero de efemeróptera (*Americabaetis*). A maioria dos efemerópteros esteve inversamente correlacionada ao perímetro. A distribuição dos coleópteros variou entre os gêneros. *Laccophilus*, *Berosus*, *Tropisternus*, *Peltodytes* e *Haliphus* estiveram relacionados positivamente com a condutividade e os demais com o perímetro e o OD.

DISCUSSÃO

Quando comparamos a riqueza encontrada para alguns grupos nos açudes do Rio Grande do Sul com a riqueza encontrada nas áreas úmidas naturais do Estado, verificamos que a riqueza total de alguns gêneros é menor nas áreas artificiais. Quando comparamos os gêneros de odonatas e efemerópteras, verificamos que as áreas artificiais apresentam cerca de 50% menos de riqueza para esses táxons em relação às áreas naturais (Maltchik et al., 2012). Parte dessa diferença pode ser explicada pelo estudo nos açudes ter sido realizado em apenas uma estação do ano, enquanto que o estudo nas áreas naturais foi realizado ao longo de um ano inteiro. Além disso, a fauna total dos reservatórios artificiais difere em cerca de 50% da fauna de áreas naturais, provavelmente por não apresentar a complexidade de hábitat das áreas naturais e por não sofrerem com a oscilação do hidroperíodo, comum nessas áreas.

Encontramos diferença significativa para a abundância dos macroinvertebrados entre as províncias geomorfológicas do Estado, mas não para a riqueza de táxons. Quando avaliamos a abundância absoluta, as províncias geomorfológicas PL e PLCA apresentam o maior número de indivíduos. No caso do PL isso é influenciado pelo número de açudes amostrados que foi, expressivamente, maior que o número de açudes amostrados nas outras regiões, devido ao tamanho da área que o Planalto ocupa. A província PLCA, apresentou uma alta abundância, tendo pouca variação no número de indivíduos entre os pontos, provavelmente por estar localizada em uma área próxima a Reserva do Banhado São Donato que é bastante extensa. A área com a menor abundância foi a PC, provavelmente por apresentar seus açudes com substrato composto por grande quantidade de areia, a qual pode ter aumentando a turbidez, reduzindo a produtividade e a biomassa, indisponibilizando esses recursos para as comunidades de macroinvertebrados (Davies-Colley et al., 1992, Waters, 1995).

A distribuição dos táxons esteve relacionada a variáveis ambientais como o perímetro dos açudes, condutividade e oxigênio dissolvido, ao contrário do que foi observado no único estudo que avaliou dispersão em ambientes lênticos artificiais (Meutter et al., 2006). Este mostrou que a dispersão é, assim como em áreas úmidas naturais (Maltchik et al., 2012), ocasionada por eventos vicariantes quando analisadas a nível de família, afirmando, porém, que esse processo pode ser alterado quando analisados gêneros e espécies (Meutter et al., 2006). Os gêneros de moluscos que estiveram relacionados positivamente com o perímetro e o OD, também estiveram relacionados ao tamanho da área de áreas úmidas no sul do Brasil

(Stenert & Maltchik, 2007). Os dados apresentados para *Hyaella* são inéditos para o gênero. O fato de *Girardia tigrina* estar relacionada positivamente com a condutividade já era esperado, sendo esta uma espécie comum em ambientes alterados e com taxas elevadas de eutrofização (Bueno-Silva & Fischer, 2005). A relação positiva de alguns gêneros de odonatas com a condutividade foi observada também por Pires et al. (2013) que comparou a diversidade de odonatas em açudes e ambientes lóticos, relacionando a ocorrência dos gêneros a previsibilidade dos ambientes lênticos (Ribera et al., 2003). A variabilidade espacial e temporal dentro de comunidades de macroinvertebrados em açudes pode mascarar o efeito de mudanças ecológicas após distúrbios (e.g.: utilização de fungicidas, herbicidas) nas áreas próximas onde esses açudes estão inseridos, limitando os resultados indicados pelos macroinvertebrados após uma perturbação hidrológica ou hidroquímica (Miller et al., 2008). A escassez de informações sobre a relação de níveis taxonômicos inferiores de macroinvertebrados com variáveis ambientais dificulta a discussão, principalmente, em relação a coleópteros.

Açudes são, geralmente, corpos d'água permanentes, devido à sua função agrônômica, portanto são importantes para ampliar o gradiente de hidroperíodo a nível regional, particularmente nas regiões de várzea que são áreas úmidas temporárias, sendo importante para a manutenção da fauna de invertebrados (Serrano & Fahd, 2005, Tarr et al., 2005 e Waterkeyn et al., 2008). No entanto esse hidroperíodo permanente das áreas artificiais pode prejudicar espécies adaptadas a regimes hidrológicos naturais e favorecer as espécies que não necessitam dessa variação (Bunn & Arthington, 2002). Recentemente um estudo com crustáceos demonstrou que reservatórios artificiais em Andaluzia abrigavam assembleias ricas em gêneros de água doce, não registrados em áreas úmidas naturais (León et al., 2010).

Desta forma, os pequenos reservatórios artificiais podem abrigar a fauna de áreas úmidas naturais. Contudo apresentam diferenças na composição em relação a esses dois ambientes, tonando-se uma área alternativa a preservação, mas não assegurando a preservação da fauna nativa total.

REFERÊNCIAS

- Batzer, D.P.; Wissinger, S.A. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annu Rev Entomol* 41:75-100.
- Bohonak, A.J. & Jenkins, D.G. 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates *Ecology Letters*, 6:783–796 Blackwell Publishing Ltd/CNRS.
- Boys, C.A. & Thoms, M.C. 2006. A large-scale, hierarchical approach for assessing habitat associations of fish assemblages in large dryland rivers. *Hydrobiologia* 572:11-31.
- Bueno-Silva, M.; Fischer, M.L. 2005. Dinâmica populacional e fenologia de *Girardia tigrina* (Girard, 1850) (Platyhelminthes:Paludicola) no Parque Barigüi, Curitiba - PR. *Acta Biologica Leopoldensia*, São Leopoldo, 27(2)93-98.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Claudia, G. 2001. Consequences of a drought on freshwater gastropod and trematode communities. *Hydrobiologia* 459: 9–18.
- Clemments, R. Koh, L. P., Lee, T. M. Méier, R. & Li, D. 2006. Importance of reservoirs for the conservation of freshwater molluscs in a tropical urban landscape. *Biological Conservation*, 128(1): 136-146.
- Costa, P.; Costa, M. C. G.; Zilli, J. E. & Xaud, H. 2005. *A Água e as Florestas Ribeirinhas*. Boa Vista: Embrapa Roraima, 2005. 17p. (Embrapa Roraima.Documentos, 6).
- Czech, H. A. & Parsons, K. C. 2002. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *Waterbirds* 25:56-65.
- Dahl, 2000. *Status and Trends of Wetlands in the Conterminous United States 1986-1997*. U.S. Department of the Interior.
- Davies-Colley, R.J.; Hickey, C.W; Quinn, J.M.; Ryan, P.A. 1992. Effects of day discharges on streams: 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* 248: 215-234.
- Dugan, P.1993. *Wetlands in danger*. Michael Beasley, Reed International Books.London.
- Frayser, W.E., Peters, D.D. & Pywell, H.R. 1989. *Wetlands of the California Central Valley: Status and trends – 1939 to mid – 1980's*. US Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon.
- Getzner, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management*. 64:237:246.

- Gibbs, J.P. 2000. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*. 14:314-317.
- Gomes, A.S. & Magalhães, A.M.D.Jr. 2004. Arroz Irrigado no sul do Brasil (Irrigated Rice in Southern Brazil). Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 900 p., 2004.
- Kyle, D.Z., Mark, A.H., Malcolm, G.B. & Walter, G. D. 2001. Size distribution of aquatic invertebrates in two prairie wetlands, with and without fish, with implications for community production. *Freshwater Biology*. 46: 1373-1386.
- Lemly, A.D.; Kingsford, R.T. & Thompson, J.R. 2000. Irrigated agriculture and wildlife conservation: conflict on a global scale. *Environmental Management* 25:485-512.
- Léon, D., Peñalver, P., Casas, J., Juan, M., Fuentes, F., Gallego, I. & Toja, J. 2010. Zooplankton richness in farm ponds of andalusia (Southern Spain). A comparison with natural wetlands. *Limnetica*, 29:153-162.
- Machado I.F. & Maltchik, L. 2010. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands?, 39-46. **In** *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (1).
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256p.
- Maltchik, L. 2003. Áreas úmidas: importância, inventários e classificação. In: Maltchik, L. (Org.). *Biodiversidade e conservação de áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos*. Editora UNISINOS, São Leopoldo.
- Maltchik, L.; Barbosa, C.; Baptista, C.; Rolon, A.; Stenert, C.; Medeiros, E.S.F. & Costa-Neto, E. 2009. Adaptive success and perceptions on the hydrological disturbances by riverine populations in Brazilian semi-arid streams. *Neotropical Biology And Conservation*, 4:13-19.
- Maltchik L, Lanés L.E.K, Stenert, C. & Medeiros, E.S.F. 2010. Species-area relationship and environmental predictors of fish communities in coastal freshwater wetlands of southern Brazil. *Environ. Biol. Fish.* 88:25-35.
- Maltchik, L., Rolon, A.S., Stenert, C., Machado, I.F. & Rocha, O. 2011. Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands?. *Revista de Tropical* 59: 1895–1914.
- Markwell, K.A. & Fellows, C.S. 2008. Habitat and biodiversity of on-farm water storages: a case study in Southeast Queensland, Australia. *Environ Manage.* 41(2):234-49.
- Marques, D.M., Ferreira, T.F. & Villanueva, A.O.N. 2000. O Sistema hidrológico do Taim.Site 7. Disponível em:<<http://www.pel.d.uf.rgs.br/>>. Acesso em: 10/08/2013.
- Matsumura-Tundisi, T. 2006. Desenvolvimento de indicadores de qualidade das bacias hidrográficas do Tietê/Jacaré (SP) e do Rio Miranda (MS) para manutenção da qualidade da água. Projeto Finep/Cthidro.

McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A., Werner, T.B. Conserving the world's biological diversity. In Michael Wells, Katrina Brandon e Lee Hannah, "People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities", World Bank /WWF/ USAID, 1995, 98 p.

Medeiros, C., Rodrigues, L., Verdadeiro, R., Pacheco, D. & Cruz, J.V. 2008 –Requalificação ambiental de cursos de água nos Açores. Resumos das Comunicações, 9º Congresso da Água “Água: desafios de hoje, exigências de amanhã”, Cascais, 55-56.

Miller, R.L. & Fujii, R., 2008. Plant community, primary productivity, and environmental conditions following wetland re-establishment in the Sacramento-San Joaquin Delta, California. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, in press.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2000. *Wetlands*. Third Edition. John Wiley e Sons, Inc. Columbus, Ohio.

Panatta, Á., Stenert, C., Freitas, S.M.F. & Maltchik, L. 2006. Diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the Coastal Plain in the South of Brazil. *Limnology*, 7(1):23-30.

Pires, M.M., Kotzian, C.B., Spies, M.R. & Neri, D.B. 2013. Diversity of Odonata (Insecta) larvae in streams and farm ponds of a montane region in Southern Brazil. *Biota Neotrop.* 13(3)259-267.

Radam Brasil. 1986. Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro: IBGE. 790p.

Ramsar Convention on Wetlands, 2009. The Ramsar Convention on Wetlands. Disponível na internet: <http://www.ramsar.org/> [acessado em janeiro de 2014].

Ribera d'Alcala, M., Civitarese, G., Conversano, F., & Lavezza, R. 2003. Nutrient fluxes and ratios hint at overlooked processes in the Mediterranean sea, *J. Geophys. Res.*, 108, 8106.

Richards, M., Côrte-Real, H., Forster, P., Macaulay, V., Wilkinson-Herbots, H., Demaine, A., Papiha, S., Hedges, R., Bandelt, H-J. & Sykes, B. 1996. Paleolithic and neolithic lineages in the European mitochondrial gene pool. *Am J Hum Genet* 59:185–203.

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*. 331: 298-308.

Saunders, D.L., Meeuwing, J.J. & Vicent, A.C.J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*. 16:30-41.

Scabin, A., Arantes, C., Gordon, P., Queiroz, T., Costa, U. & Melo, A.S. 2008. [pdf](http://inpa.gov.br/cursos/efa/livro/2008/pdf/varzea/po2grupo3.pdf). inpa.gov.br/cursos/efa/livro/2008/pdf/varzea/po2grupo3.pdf.

Shine, C. & C. Klemm. 1999. *Wetlands, Water and the Law: Using Law to Advance Wetland Conservation and Wise Use*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland. 332 pp.

- Serrano, L. & Fahd, K. 2005. Zooplankton communities across a hydroperiod gradient of temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain). *Wetlands* 25:101-111.
- Stenert, C. & Maltchik, L. 2007. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands. *Mar Freshw Res* 58:993-1001.
- Stenert, C., Bacca, R.C., Maltchik, L. & Rocha, O. 2009. Can hydrologic management practices of rice fields contribute to macroinvertebrate conservation in southern Brazil? *Hydrobiologia*, The Hague, 635(339-350).
- Stenert, C., Bacca, R.C., Ávila, A.C., Maltchik, L. & Rocha, O. 2010. Do hydrologic regimes used in rice fields compromise the viability of resting stage of aquatic invertebrates? *Wetlands*, Athens, 30:989-996.
- Tarr, T.L., Baber, M.J., Babbitt, K.J. 2005. Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management* 13:321-334.
- Van de Meutter, F., Stoks, R. & De Meester, L. 2006. Lotic dispersal of lentic macroinvertebrates. *Ecography* 29:223-230.
- Vélez-Martin, E.; Menegheti, J.O.; Schwarzbald, A. 1998. Relationships between waterbirds and wetlands in the west coastal plain, southern Brazil: methodology of wetland sampling design. *Verhandlungen International Vereinigung Limnologie*, Stuttgart, 26:2347-2349
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B. & Brendonck, L. 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology* 53: 1808-1822.
- Waters, T.F. 1995. Sediment in streams- Sources, biological effects and control. American Fisheries Society Monograph 7. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Western, D. & Pearl, M.C. 1989. Conservation for the 21st Century. New York. Oxford University Press.
- Willard, D., Leslie, M. & Reed, R.B. 1990. Defining and delineating wetlands. In: Bingham, G.; Clark II, E. H.; Haygood, L.V. & Leslie, M. (Eds.), *Issues in wetlands protection: background papers prepared for the National Wetlands Policy Forum*. The Conservation Foundation, Washington, D.C.
- Williams, R., Moore, R., and Hanisch, R. *A Virtual Observatory Vision based on Publishing and Virtual Data*, 2003, <<http://bill.cacr.caltech.edu/usvo-pubs/files/VO-vision.pdf>>
- Wissinger, S.A. 1999. 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*. John Wiley and Sons, New York, pp 1043-1086.

EFEITO DA DISTÂNCIA NA SIMILARIDADE ENTRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES MACROINVERTEBRADOS DE AÇUDES E BANHADOS E SUA IMPLICAÇÃO PARA A PRESERVAÇÃO DA FAUNA NATIVA

Vanessa dos Anjos Baptista¹, Mateus Marques Pires² & Carla Bender Kotzian^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, UFSM; ²Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação da Vida Silvestre, UNISINOS; ³Departamento de Biologia, UFSM

RESUMO

Nas regiões onde predomina a agricultura é importante observar a gestão das propriedades e o potencial de preservação dos reservatórios artificiais para a fauna aquática. Compreender como a comunidade de macroinvertebrados de ambientes lênticos naturais pode ser beneficiada por reservatórios artificiais é de extrema relevância, devido ao crescimento do sistema agropastoril e a consequente supressão das áreas úmidas naturais. Esperava-se que a ausência de conectividade direta entre os banhados e os açudes circundantes determinasse diferenças marcantes entre as comunidades de macroinvertebrados. Três áreas contendo cada uma um banhado e nove açudes, afastadas cerca de 100 km umas das outras. Os 6337 macroinvertebrados aquáticos coletados nos banhados e açudes das três áreas de estudo foram atribuídos a 52 famílias. Destes, 1116 foram atribuídos a 54 gêneros de moluscos, anfípodos, odonatas e efemerópteros. Quanto à abundância e riqueza entre os dois ambientes não se verificou diferenças significativas. Quanto à composição e frequência de táxons das comunidades, diferenças foram detectadas entre banhados e açudes. Muitos dos gêneros registrados nos reservatórios artificiais são de ocorrência única, ao contrário dos banhados, onde a maioria dos gêneros registrados foi mais consistentemente representada. Reservatórios artificiais servem como alternativa para uma gama de gêneros de dispersão ativa, mas que talvez pela carência de heterogeneidade espacial ainda sejam ineficientes para manutenção de gêneros dependente de conectividade entre as áreas para a dispersão.

Palavras-chave: conectividade, dispersão, conservação, conectividade

EFFECT OF DISTANCE ON THE SIMILARITY BETWEEN THE STRUCTURE OF MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES OF DAMS AND WETLANDS AND ITS IMPLICATION FOR THE PRESERVATION OF NATIVE FAUNA.

ABSTRACT

In regions dominated by agriculture is important to note the management of properties and the potential for conservation of artificial reservoirs for aquatic fauna. Understanding how the macroinvertebrates community of natural lentic environments can be benefited by artificial reservoirs is extremely important due to the growth of the agro-pastoral system and the consequent suppression of natural wetlands. It was hoped that the lack of direct connectivity between wetlands and surrounding dams determine significant differences between the macroinvertebrate communities. Three areas each containing a wetland and nine dams, spaced about 100 km apart from each other. The 6337 aquatic macroinvertebrates collected in the wetlands and dams of the three study areas were assigned to 52 families. Of these, 1116 were assigned to 54 genera of molluscs, amphipods, odonatas and efemeropteras. As the abundance and richness between the two environments were not observed significant differences. Regarding the composition and frequency of taxa of the communities, differences were detected between wetlands and dams. Many of the genera recorded in artificial reservoirs are single-instance, unlike the wetlands, where most of the genera recorded was most consistently represented. Artificial ponds serve as an alternative for a range of genera of active dispersal, but perhaps due the lack of spatial heterogeneity are still inefficient for maintaining of genera-dependent connectivity between the areas for dispersal.

Keywords: composition, dispersion, conservation, conectivity

INTRODUÇÃO

Nas regiões onde predomina a agricultura é importante observar a gestão das propriedades e o potencial de preservação dos reservatórios artificiais para a fauna aquática. Estudos conduzidos em diferentes regiões do mundo mostram que reservatórios podem conter uma diversificada fauna de macroinvertebrados (e.g., Marques et al., 1999; Peiró & Alves

2004; Abílio et al., 2006; Culioli et al., 2006; Ruggiero et al., 2008; Silva et al., 2009). Neste sentido estudos de diversidade em ambientes artificiais constituem um enfoque de estudo que vem crescendo. Compreender como a comunidade de macroinvertebrados de ambientes lênticos naturais pode ser beneficiada por reservatórios artificiais é de extrema relevância, devido ao crescimento do sistema agropastoril e a conseqüente supressão das áreas úmidas naturais.

Atualmente, um número limitado de estudos aborda o potencial dos reservatórios em auxiliar na sustentação da diversidade nativa (e.g., Hazell e colaboradores, 2001; 2004). De forma geral, as comunidades desses ambientes podem ser consideradas ricas e semelhantes aquelas de ambientes lênticos naturais (Froneman et al., 2001, Sánchez-Zapata et al., 2005). Estudos com enfoque ecológico também mostram que estas são influenciadas por diversos fatores abióticos. Presença de macrófitas (Hazell et al., 2004) e reservatórios ‘pequenos’ favorecem o aumento da diversidade, enquanto, pouca idade (Gibbs, 1993, Casas et al., 2012) e presença de peixes ou outros predadores (Holomuzki, 1995) podem reduzi-la.

O isolamento dos açudes em relação aos ambientes lênticos naturais é outro fator importante na determinação da diversidade. Quanto maior a distância entre esses ambientes, menor é a probabilidade de recolonização e, portanto, menor é a riqueza de espécies na área colonizada. Obviamente, o isolamento tem potencial para reduzir a diversidade local, através da limitação de dispersão (Moller & Rordam 1985, Linton & Goulder 2003). O efeito do isolamento, no entanto, depende da capacidade de dispersão dos organismos, e diferentes grupos de organismos respondem de forma diferente ao isolamento e tamanho habitat. Pelo menos para macroinvertebrados, há evidências crescentes de que as taxas de dispersão são bastante elevadas para muitas espécies (Bilton et al. 2001). Porém, a natureza isolada de lagoas e pequenos lagos desconectados, muitas vezes, faz com que a fauna destes difira fortemente entre si em sua estrutura de comunidade e composição das espécies (Oertli et al., 2002, Williams et al., 2004).

A Teoria da Neutralidade de Hubbell (2001) considera que as espécies que compõem as comunidades são equivalentes, ou seja, possuem as mesmas chances de dispersar, reproduzir e morrer. Desta forma, a composição das comunidades flutuaria em função de processos estocásticos (e.g. extinção, migração, especiação, dispersão). Hubbell (2001) ainda sugere que em função da capacidade de dispersão das espécies, a distância geográfica teria grande influência sobre a composição das comunidades. Por outro lado a Teoria de Nicho postula que as diferenças de nicho entre as espécies, suas tolerâncias, exigências ambientais e habilidades competitivas determinam sua coexistência e conseqüentemente a composição das

comunidades, enfatizando a importância dos mecanismos que agem localmente (Thompson & Townsend, 2006). Os fatores espaciais que afetam a estrutura e a organização das comunidades podem ser divididos em duas categorias: i) processos locais, que incluem a heterogeneidade ambiental e a interação entre as espécies, e ii) processos regionais, que incluem a dispersão e a conectividade de habitats (Nabout et al., 2009).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da distância entre açudes e áreas úmidas “fonte” na preservação biodiversidade de macroinvertebrados de banhados. Como hipóteses de trabalho, espera-se que: i) quanto menor a conectividade entre ambos ambientes, ou seja, quanto mais afastados os açudes estiverem dos banhados, maior será a diferença entre suas comunidades, e ii) que essas diferenças serão determinadas principalmente por grupo com capacidade de dispersão passiva (Amphipoda e Mollusca) e menos por grupos com capacidade de dispersão ativa (Odonata e Ephemeroptera).

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas contendo cada uma um banhado e nove açudes, afastadas cerca de 100 km umas das outras (Fig.: 1). Foram estudadas áreas compreendendo as seguintes áreas úmidas: i) Banhado de São Donato (DW), circunscrito pela atual Reserva Biológica de São Donato, localiza-se na Região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, no município de Maçambará. Tem área com cerca de 4.300 ha (Carvalho & Ozório, 2007) e é circundado em quase sua totalidade por arrozais plantados no sistema irrigado, com plantio convencional. O ii) Banhado Inhatium (AW), localiza-se entre os municípios de Rosário do Sul e São Gabriel, na Região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul (Carvalho & Ozório, 2007), com cerca de 2000 ha, que tem sido intensamente drenados e fragmentados pela irrigação de arrozais no seu entorno (Carvalho & Osório, 2004). A iii) Foz do Rio Vacacaí (CW) localiza-se entre os municípios de Restinga Seca e Cachoeira do Sul, e pertence à Bacia do Rio Jacuí, na Região Central do Rio Grande do Sul. Tem área de cerca de 4.600 ha (Carvalho & Ozório, 2007), compondo os últimos remanescentes de áreas úmidas nessa região, após a conversão da maior parte desses ecossistemas para orizicultura e barragens (Accordi, 2003).

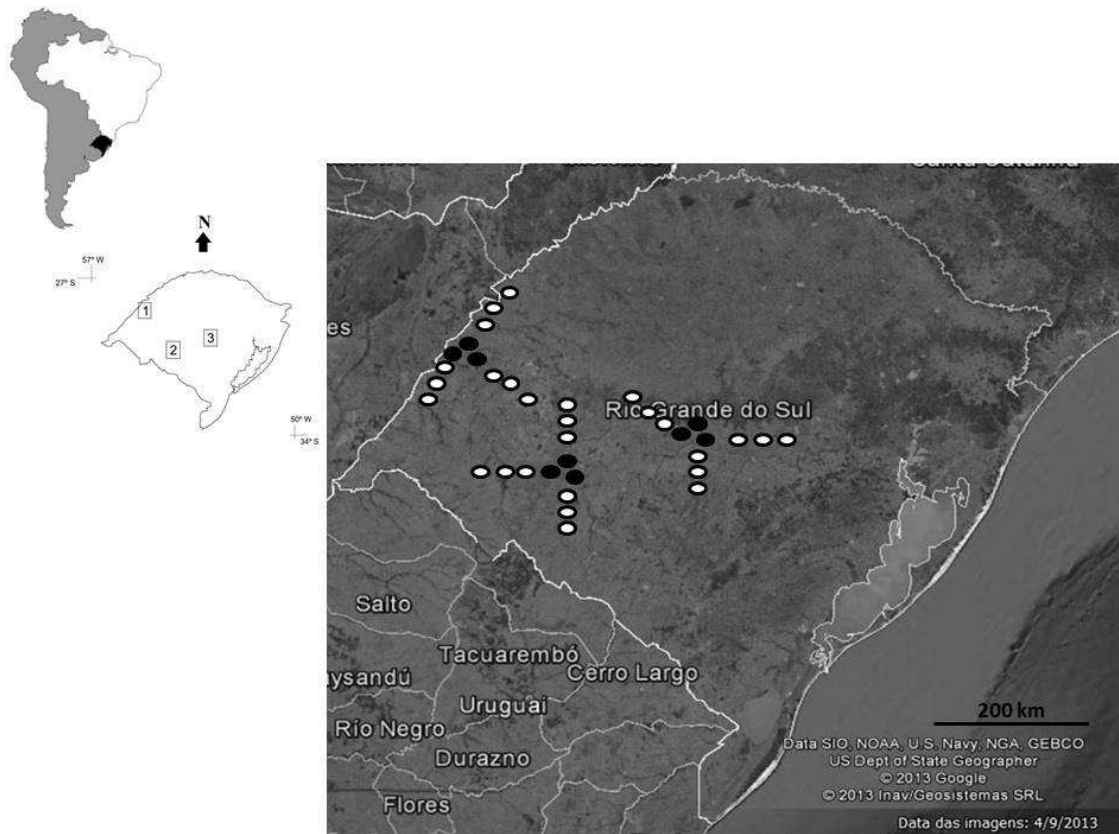


Figura 1: Localização dos pontos de amostragem: 1 – Banhado São Donato em São Borja; 2 – Banhado Inhatinhum em São Gabriel e 3 – Áreas Úmidas da Foz do Vacacaí em Cachoeira do Sul. Esquema representativo das áreas naturais, com os pontos de coleta (banhados- ponto 0): ●- e as três radiais com os açudes: ○ distantes 10km, 20km e 30km em cada radial respectivamente.

MATERIAL E MÉTODOS

Desenho amostral e amostragens:

O desenho amostral compreendeu, em cada uma das três áreas de estudo, um banhado central, e nove açudes ao redor de cada banhado, distribuídos espacialmente em três áreas distantes a 10, 20 e 30 km do banhado central, cada uma delas com três banhados (Fig. 1). Desta forma, para cada área foram amostrados três açudes distantes 10, 20 e 30 km do banhado central, em radiais mais ou menos equidistantes.

As amostragens foram realizadas na primavera de 2011, seguindo a tendência de alguns estudos (Prellvitz & Albertoni, 2004, Casas et al., 2012) que encontraram maior abundância nessa estação, para a comparação entre cada área natural (DW, AW e CW) e suas respectivas radiais (DN10, DN20, DN30, DS10, DS20, DS30, DL10, DL20, DL30 – D= área, N-S-L= direção norte, sul e leste, 10-20-30= km de distância da área natural) (AS10, AS20,

AS30, AL10, AL20, AL30, AO10, AO20, AO30 – A= área, S-L-O= direção sul, leste e oeste, 10-20-30= km de distância da área natural), (CN10, CN20, CN30, CS10, CS20, CS30, CO10, CO20, CO30 – C=área, N-S-O= direção norte, sul e oeste, 10-20-30= km de distância da área natural) (Fig.: 2). Os banhados continham bancos de macrófitas homogêneos (e.g.: *Juncus*, *Salvinia*, *Eichhornia*). A área dos açudes foi padronizada variando de 500 a 900 metros de perímetro e todos os açudes continham macrófitas (de 20 a 100% na periferia), a fim de se evitar a influência destes fatores na estrutura das comunidades.

Nos banhados, as amostragens foram conduzidas em três locais ou fragmentos de banhados. As coletas foram realizadas com *kick net* (0.3 cm²; malha 0,5 mm), realizando-se nove redadas em cada local, ou seja, nos nove açudes e nos três fragmentos de banhado, sempre nas margens, varrendo-se o fundo (substrato). Os exemplares coletados nas nove redadas foram reunidos em uma única amostra. Ainda no campo, os exemplares foram fixados com álcool (70%), e levados para laboratório, onde também foram preservados em álcool 70%.

Os exemplares de Odonata, Ephemeroptera (dispersão ativa), Mollusca e Amphipoda (dispersão passiva) foram identificados até gênero, com auxílio de chaves especializadas (e.g, Costa et al., 2006, Domingues & Fernández, 2009, Trivino-Strixino, 2011) e de consultas com especialistas. Os demais representantes das comunidades foram identificados até família, com auxílio de chaves de identificação apropriadas (Borror & DeLong, 1964; Bouchard, 2004; Merritt & Cummins, 1996; Calor, 2007; Mariano & Froehlich, 2007 e Souza et al, 2007).

Tabela I: Dados bióticos e abióticos dos pontos de amostragem Temperatura da água – Temp. W. °C, potencial de oxido redução - ORP, condut – condutividade (ms/cm), turb= turbidez - NTU, Oxigênio dissolvido - OD (mg/l), total de sólidos dissolvidos – TDS e salinidade – PPT. Arbustos – Arb, árvores – Arv., gravatas – Grav., macrófitas – Macr., bovinos – Bov., equinos – Equi., moluscos – Mol., iluminação – Ilum., lavouras – Lav. B= banhados; SD= São Donato; A= ausência e P= presença.

Pontos	Distância	Coordenadas	Temp. W. C°	pH	ORP	Condut	Turb.	OD	TDS	PPT	Arb.	Arv.	Grav.	Macr.	Bov.	Equi.	Suínos	Mol.	Ilum.	Casa	Lav.	Estrada
DW	0	29°01'38.4" S 56°10'51.5"W	22.59	6.45	124	0.001	110	8.67	0	0	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
DW	0	29°01'37.7" S 56°10'52.0"W	21.31	6.52	33	0.185	86	2	0.12	0.01	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
DW	0	29°01'32.2" S 56°10'59.2"W	21.12	6.7	43	0.153	92	3.3	0.104	0.01	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
DN10	10 km	28°56'06.7"S 56°06'40.2"W	24.65	6.32	367	0.051	12.1	3.93	0.034	0	A	A	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
DS10	10 km	29°05'26.4"S 56°16'15.1"W	27.96	7.26	376	0.027	1.77	7.08	0.018	0	P	P	P	P	P	A	A	P	A	A	A	P
DL10	10 km	29°00'08.7"S 56°03'22.7"W	28.34	7.02	309	0.067	51.9	6.25	0.044	0	A	A	A	P	P	A	A	P	A	A	A	A
DN20	20 km	28°46'28.4"S 56°02'24.4"W	27.45	7.94	257	0.066	9.2	6.81	0.043	0	A	P	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
DS20	20 km	29°09'09.6"S 56°20'59.3"W	29.94	6.26	338	0.03	22.3	7.99	0.02	0	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
DL20	20 km	29°04'17.3"S 56°00'25.2"W	29.1	7.35	318	0.046	92.7	6.51	0.03	0	A	P	P	P	P	A	A	P	P	A	A	P
DN30	30 km	28°40'41.4"S 55°59'28.3"W	25.98	7.52	342	0.056	3.6	5.99	0.036	0	A	A	A	P	P	P	A	A	A	A	P	P
DS30	30 km	29°09'58.4"S 56°26'32.9"W	29	6.69	366	0.151	9.4	7.17	0.098	0.01	P	P	P	P	P	A	A	A	A	A	A	A
DL30	30 km	29°09'01.4"S 56°02'01.5"W	31.18	7.42	313	0.076	17.1	6.85	0.049	0	A	P	A	P	P	A	A	P	A	A	A	A
AW	0	30°15'51.13"S 54°31'17.04"W	32.3	6.71	174	0.001	148	7.53	0.001	0	A	A	A	P	A	A	A	A	A	A	P	P
AW	0	30°15'52.09"S 54°31'17.00"W	31.06	6.91	81	0.163	9.6	3.43	0.106	0.1	A	A	A	P	A	A	A	A	A	A	P	P
AW	0	30°15'52.12"S 54°31'17.10"W	31.4	6.84	67	0.163	19.3	1.55	0.106	0.01	A	A	A	P	A	A	A	A	A	A	P	P
AL10	10 km	30°16'40.0"S 54°20'52.9"W	27.29	7.8	319	0.109	5	5.79	0.071	0.01	P	A	A	P	A	A	A	A	A	A	A	A
AS10	10 km	30°17'43"S 54°26'02"W	31.78	8.17	230	0.128	18.01	5.28	0.083	0.01	P	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
AO10	10 km	30°13'54.34"S 54°37'18.42"W	27.66	7.76	315	0.033	8.2	6.93	0.021	0.01	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
AL20	20 km	30°12'50.26"S 54°19'52.17"W	25.32	6.87	389	0.154	8.1	3.08	0.1	0.01	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
AS20	20 km	30°23'08.11"S 54°23'05.5"W	30.44	9.43	194	0.121	262	9.79	0.071	0.01	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
AO20	20 km	30°14'16.0"S 54°47'09.6"W	26.08	7.85	278	0.061	17.3	5.85	0.039	0	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
AL30	30 km	30°11'45.8"S 54°13'11.0"W	25.91	7.8	299	0.118	8.1	7.89	0.076	0.01	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
AS30	30 km	30°25'47.2"S 54°22'23.2"W	33	7.99	286	0.067	62.9	5.67	0.043	0	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
AO30	30 km	30°14'33.6"S 54°53'32.7"W	26.16	7.7	270	0.075	4.5	6.65	0.048	0	P	P	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
CW	0	30°16'22.37"S 53° 6'21.00"W	28.82	6.11	331	0.001	148	8.15	0	0	A	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	A
CW	0	30°16'22.38"S 53° 6'21.05"W	28.96	8.38	174	0.048	8.8	13.3	0.031	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	A	P	A
CW	0	30°16'22.35"S 53° 6'21.10"W	26.44	8.07	309	0.041	5	4.94	0.026	0	A	P	A	A	A	A	A	P	A	A	P	A
CN10	10 km	29°54'53.2"S 53°01'14.8"W	29.91	7.59	313	0.035	7.8	7.39	0.023	0	P	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
CS10	10 km	30°4'47.77"S 53°7'13.08"W	25.43	7.25	358	0.05	66.5	5.77	0.033	0	P	P	P	P	P	P	A	P	P	P	A	A
CO10	10 km	29°54'7.15"S 53°12'11.00"W	28.13	5.4	465	0.001	114	6.95	0	0	A	A	A	P	P	P	A	A	A	A	A	A
CN20	20 km	29°48'34.13"S 52°58'19.42"W	29	7.51	342	0.032	8.5	6.67	0.021	0	A	A	A	A	P	A	A	A	A	A	P	A

CS20	20 km	30°10'42.38"S 53°7'46.73"W	25.66	7.22	379	0.03	32.4	6.8	0.02	0	A	P	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
CO20	20 km	29°52'28.03"S 53°16'38.31"W	27.3	6.88	369	0.036	18	7.17	0.023	0	A	A	A	A	P	A	A	A	A	A	A	A
CN30	30 km	29°43'55.93"S 52°56'40.67"W	28.62	7.58	302	0.129	180	5.17	0.084	0.1	P	P	A	A	A	A	A	A	P	P	A	P
CS30	30 km	30°15'58.56"S 53°7'4.42"W	26.57	7.28	365	0.036	7.9	7.15	0.023	0	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	A	A
CO30	30 km	29°49'6.33"S 53°21'18.04"W	26.53	7.63	345	0.035	7	6.96	0.023	0	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	P	A

Análise dos dados: Foram analisadas a abundância e a riqueza de espécies em cada local de coleta nas três localidades amostradas e em seus respectivos ecossistemas. A análise da existência de diferenças significativas entre as áreas, e a abundância e a riqueza foi realizada com todos os táxons através de uma ANOVA (análise de variância) no programa Systat 11. A análise de agrupamento para as distâncias entre as áreas foi realizada para todos os indivíduos identificados até gênero, através de uma ANOSIM e um NMDS no programa Primer 5.0. Para verificar a influência das variáveis ambientais sobre a distribuição espacial dos gêneros de macroinvertebrados com dispersão passiva e ativa, foi utilizada a análise de correspondência canônica (CCA) (Legendre & Legendre, 1998) realizada no programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2002). Todas as análises levaram em consideração, em cada localidade (DW= São Donato, AW= Inhatium e CW= Foz do Vacacaí), três pontos de banhados (0 km), três açudes localizados a 10 km da área de banhado, três a 20 km e três a 30 km da área de banhado de cada localidade amostrada.

RESULTADOS

Os 6337 macroinvertebrados aquáticos coletados nos banhados e açudes das três áreas de estudo foram atribuídos a 52 famílias. Destes, 1116 foram atribuídos a 54 gêneros de moluscos, anfípodas, odonatas e efemeropteras. Dessa forma, ao todo, 81 táxons foram registrados na área de estudo.

Não foi verificada diferença significativa de riqueza e abundância entre os banhados e o conjunto de açudes de cada faixa de distância, que os circundam em cada área estudada, bem como entre estas (Fig.: 2A,B). Contudo, quanto à estrutura das comunidades, a ANOSIM mostrou diferença significativa ($R= 0.308$, $p= 0.005$) entre os locais da área “fonte” (=banhado) e dos açudes localizados nas faixas de 10 km, 20 km e 30 km. A NMDS confirmou essas diferenças, segregando as amostras de banhado das de açude, mostrando ainda agregação das amostras de banhado e também das amostras das faixas de 30 km (Fig.: 3).

O modelo gerado pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi significativamente diferente do acaso ($F= 3.970$, $p= 0.001$). Os primeiros dois eixos da CCA juntos resumiram 74% da variabilidade existente nos dados de abundância dos gêneros de macroinvertebrados (Tab.: II). O primeiro eixo da CCA evidenciou correlação negativa com cinco variáveis, e positiva com apenas uma (Tab.: III, Fig.: 4A, B). O segundo eixo mostrou correlação negativa com quatro variáveis, e positiva com duas (Tab.: III, Fig.: 4A, B). De

modo geral, o primeiro eixo da CCA separou as amostras de banhado das amostras de açudes. Os eixos 1 e 2 da CCA segregaram os gêneros de dispersão passiva dos de dispersão ativa. Os gêneros de dispersão passiva (*Hyaella*, *Drepanotrema*, *Psidium* e *Lymnaea*) associaram-se somente aos pontos de banhado (1, 3, 13, 14 e 15), apenas *Erythrodiplax* de dispersão ativa esteve associado a um ponto de banhado (2), os gêneros de dispersão passiva (*Hebetancylus* e *Pomacea*) se associaram a pontos de banhado (25, 26 e 27) e a um ponto de açude (7) localizado a 10 km do banhado São Donato, junto da variável presença de árvores. Os gêneros *Campsurus* e *Erythemis* se relacionaram a presença de equinos e ao ponto de açude localizado a 20 km do banhado Inhatium e o gênero *Coryphaeschna*, no banhado São Donato, além da faixa de distância se relacionou a presença de equinos. Os gêneros *Micrathyria* e *Caenis* foram relacionados com as distâncias de açudes a 10 e 20 km do banhado na Foz do Vacacaí e a 30 km do banhado Inhatium. *Perithemis* esteve relacionado ao ORP em um açude localizado a 10 km do banhado Inhatium. Os gêneros *Oxyagrion*, *Callibaetis*, *Americabaetis* de dispersão ativa e *Uncancylus*, de dispersão passiva, correlacionaram-se ao ORP e o pH de pontos a 20 km do banhado São Donato e a 10 km do banhado da Foz do Vacacaí. Os gêneros *Paracloeodes*, *Castoraeschna*, *Homeura*, *Ischnura*, gêneros de dispersão ativa e *Asolene*, gêneros de dispersão passiva, estiveram associados a diferentes distâncias de açudes em relação às três áreas de banhado, bem como com o pH e a presença de arbustos. Os gêneros de dispersão ativa (*Telebasis*, *Tauriphila*, *Castoraeschna*, *Cocoides*, *Peruviogomphus*) e *Anodontites*, de dispersão passiva, todos com apenas um indivíduo coletado, não apresentaram relação a nenhuma variável nem local.

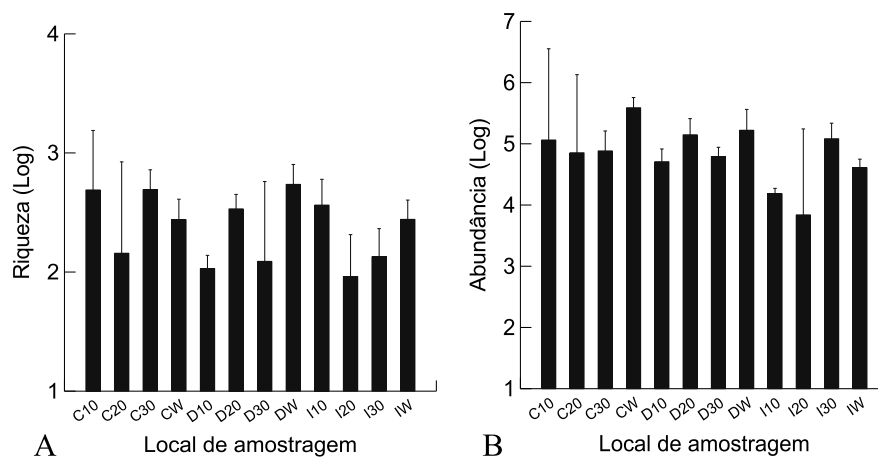


Figura 2: A: Riqueza (famílias) de espécies nos pontos de amostragem. B: Abundância (famílias) nos pontos de amostragem. Áreas de banhado (CW, DW, IW) áreas de açude (C10, C20, C30, D10, D20, D30, I10, I20, I30) distâncias 10 km, 20km e 30km.

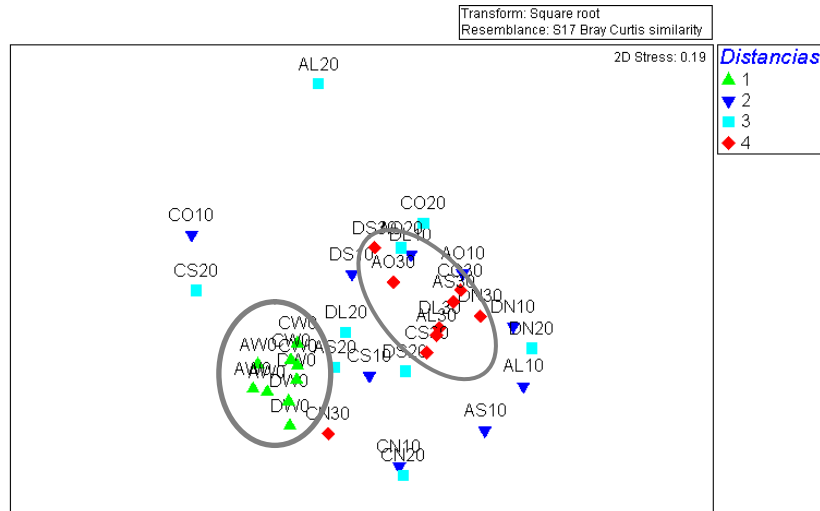


Figura 3: Análise de escalonamento multidimensional não métrica para as distâncias entre os pontos de banhado DW0, AW0 e CW0, 1= 0 km) e os pontos de açudes (2=10 km, 3= 20 km e 4= 30 km). Valor de R= 0.308, p= 0.005.

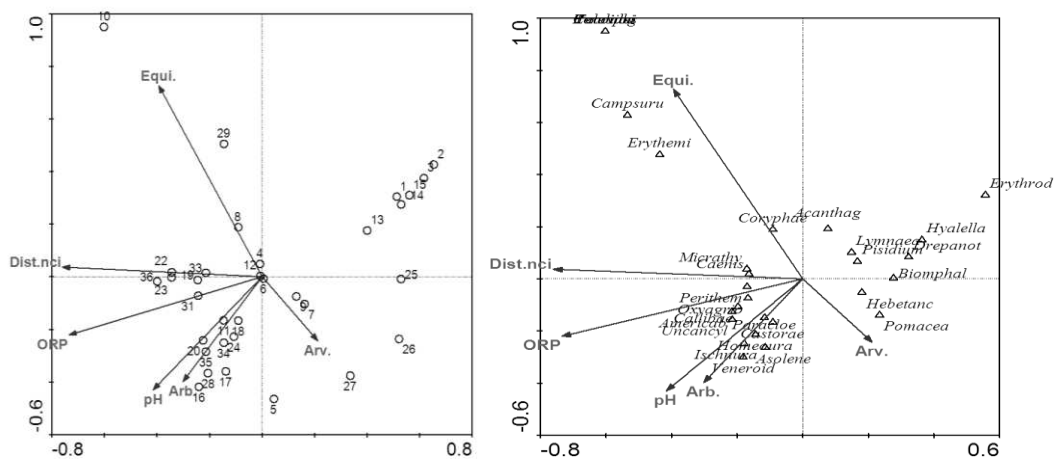


Figura 4: Diagrama de ordenação das amostras (A): 1, 2 e 3 = DW (área do banhado São Donato) 4, 5 e 6 (DN10, DN20 e DN30), 7, 8 e 9 (DS10, DS20 e DS30), 10, 11 e 12 (DL10, DL20 e DL30), 13, 14 e 15 = CW (área do banhado Foz do Vacacaí), 16, 17 e 18 (CN10, CN20 e CN30), 19, 20 e 21 (CS10, CS20 e CS30), 22, 23 e 24 (CO10, CO20 e CO30), 25, 26 e 27 = AW (área do banhado Inhatium), 28, 29 e 30 (AO10, AO20 e AO30), 31, 32 e 33 (AS10, AS20 e AS30) e 34, 35 36 (AL10, AL20 e AL30). Gêneros (B) para os dois principais eixos da Análise de Correspondência Canônica de macroinvertebrados e as variáveis ambientais (Equi= presença de equinos, Dist.nci= distância entre os açudes e a área de banhado, ORP= potencial de oxido redução, Arb.= presença de arbustos e Arv.= presença de árvores).

Tabela II: Autovalores, proporção da variância cumulativa explicada pelos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para os dados de abundância dos gêneros e das relações gêneros-ambiente nos banhados e seus respectivos açudes.

Eixos	1	2
Autovalores:	0.504	0.245
Proporção da variância cumulativa:		
dos dados dos gêneros:	16.0	23.8
gêneros-ambiente:	43.0	63.8

Tabela III: Correlação *interset* entre os eixos da Análise de Correspondência Canônica e as variáveis ambientais selecionadas.

Variáveis ambientais	Eixo 1	Eixo 2
pH	-0.3816	-0.3696
Equinos	-0.3621	0.6255
Árvores	0.1945	-0.2091
Arbustos	-0.2772	-0.3419
ORP	-0.6754	-0.1901
Distância	-0.6990	0.0315

DISCUSSÃO

Nenhum estudo comparando a fauna de pequenos reservatórios artificiais com áreas úmidas naturais foi realizado no Brasil e no exterior. Os estudos existentes comparam a fauna de reservatórios artificiais à fauna de riachos, ou entre reservatórios de diferentes tamanhos de áreas (Oertli et al., 2002, Brainwood & Burgin, 2009, Casas et al., 2011).

No presente estudo, esperava-se que a ausência de conectividade direta (i. é canais de irrigação ou pequena distância) entre os banhados e os açudes circundantes determinasse diferenças marcantes entre as comunidades de macroinvertebrados. A ausência de conectividade representa barreira considerável à dispersão dos macroinvertebrados (Johnson & Goedkopp, 2002). Quanto à abundância e riqueza entre os dois ambientes não se verificaram diferenças significativas. Ao contrário esses atributos da estrutura das comunidades foram muito semelhantes entre todos os locais amostrados nas três áreas de estudo, o que demonstra que esses sistemas “funcionam” da mesma maneira, abrigando um número semelhante de espécies e indivíduos, variando apenas em sua composição.

Quanto à composição e frequência de táxons das comunidades, diferenças foram detectadas entre banhados e açudes. Muitos dos gêneros registrados nos reservatórios artificiais são de ocorrência única, ao contrário dos banhados, onde a maioria dos gêneros registrados foi mais consistentemente representada. Timms (1987) observou padrões semelhantes de diversidade para os microcrustáceos em reservatórios artificiais e habitats naturais na região sul da Austrália. Ainda verificamos que açudes mais distantes (30 km) das áreas de banhado assemelham-se quanto a sua composição e frequência, podendo isso ser explicado pela menor influência da fauna de banhado, desta forma sugere-se que açudes mais

distantes das áreas fontes passam a serem mais semelhantes entre si, assim como sustenta a teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967).

A qualidade da água pode exercer uma forte influência sobre os habitats, o funcionamento dos ecossistemas e a biota dos sistemas aquáticos, sendo, geralmente, pior em reservatórios artificiais do que em áreas naturais (Platt & Corrick, 1994; Brainwood et al., 2004). No presente estudo as áreas de banhado apresentaram os menores índices de pH e ORP, e a fauna dessas áreas, conseqüentemente, esteve inversamente correlacionada a esses índices, assim como observado por Brainwood e colaboradores (2004). Além dos fatores mencionados acima, a existência de equinos e a presença de arbustos, em sua maioria exóticos, esteve inversamente correlacionada com os gêneros segregados pelo eixo 1, demonstrando que o manejo dos açudes é importante (Brainwood et al., 2004, Marwell & Fellows, 2008).

Paralelamente aos fatores abióticos, os gêneros que apresentam dispersão ativa, em sua maioria, com exceção de *Erythrodiplax*, gênero típico de banhados (Resende, 2010), foram relacionados às áreas artificiais. Os de dispersão passiva, além de estarem positivamente relacionados à presença de árvores, concentraram-se nas áreas originais. Embora os reservatórios artificiais tenham origem antropogênica, ao longo do tempo tornaram-se parte do ecossistema local e, por serem áreas menores, podem estar fortemente sujeitos às variações químicas causadas pelas atividades agropecuárias. Desta forma, a fauna representada por indivíduos de dispersão passiva sofre muito mais com as alterações nesses ambientes, enquanto os indivíduos de dispersão ativa podem migrar. Um padrão similar foi observado em estudo prévio (Cereghino et al., 2008), que mostrou que poluição e intensidade de uso do solo são importantes na determinação da diversidade de invertebrados em reservatórios artificiais.

A implicação para a conservação é que reservatórios artificiais servem como alternativa para uma gama de gêneros de dispersão ativa e, também, para um de dispersão passiva (*Asolene*) que é comum nas bacias hidrográficas da região (Pereira et al., 2001). Porém, pela carência de heterogeneidade espacial, possivelmente, ainda são ineficientes para manutenção de gêneros dependentes de conectividade entre as áreas para a dispersão.

REFERÊNCIAS

- Abílio, F.J.P.; Fonseca-Gessner, A.A.; Leite, R.M. & Ruffo, T.L.M. 2006. Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento e associado a *Eichornia crassipes* de um açude hipertrófico do semi-árido paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6(1): 165-178.
- Bilton, D.T., Freeland, J. R. & Okamura, B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 159–181.
- Borror, D. J. & DeLong, D. M. *Introdução ao Estudo dos Insetos*. Editora Edgard Blücher Ltda. 1964
- Bouchard, R.W.Jr. 2004. *Guide to aquatic macroinvertebrate of the Upper Midwest*. Water Resources Center University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 p.
- Ter Braak, C.J, Šmilauer, P. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), p. 50.
- Brainwood, M. & Burgin, S.. 2009. Hotspots of biodiversity or homogeneous landscapes? Farm dams as biodiversity reserves in Australia. *Biodivers. Conserv.* 18: 3043-3052.
- Brainwood, M.A., Burgin, S. & Maheshwari, B. 2004. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of landuse and water sources. *Agricultural Water Management* 70:151-175.
- Calor, A.R., 2007. Trichoptera. In: Froehlich, C. G. (Org.). *Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo*, accessible at http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/trichoptera/index_trico.htm (Accessed 11/05/2013).
- Carvalho, A.B.P., & Ozório, C.P. 2007. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista de Ciências Ambientais, Canoas*, 1(2):83-95.
- Casas, J.J, Toja, J., Bonachela, S., Fuentes, F., Gallego, I., Juan, M., León, D., Peñalver, P., Pérez, C. & Sánchez, P. 2011. Artificial ponds in a Mediterranean region (Andalusia, Southern Spain): agricultural and environmental issues. *Water and Environment Journal* 25:308–317
- Casas, J.J., Peñalver, P., Juan, M., León, D., Fuentes, F.R., Gallego, I., Fenoy, E., Perez, C., Sánchez, P., Bonachela, S. & Elorrieta, M.A. 2012. Farms ponds as potential complementary habitats to natural wetlands in Mediterranean Region. *Wetlands*.
- Cereghino, R., Biggs, J., Oertli, B., Declerck, S. 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597: 1–6.
- Costa, P.; Costa, M.C.G.; Zilli, J.E. & Xaud, H. 2005. *A Água e as Florestas Ribeirinhas*. Boa Vista: Embrapa Roraima, 2005. 17p. (Embrapa Roraima. Documentos, 6).

- Culioli, J.L., Foata, J., Mor I., C., Orsini, A. & Marchand, B. 2006. Temporal succession of the macroinvertebrate fauna in a Corsican temporary pond. *Vie et Milieu–Life and Environment* 56:215–221.
- Froneman, A.; Mangnall, M.J.; Little, R.M. & Crowe, T.M. 2001. Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 10:251-270.
- Gibbs J.P. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-31.
- Hazell, D., Hero, J.M., Lindenmayer, D. & Cunningham, R. 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation* 119: 61-71.
- Holomuzki, J.R. 1995. Oviposition sites and fish-deterrent mechanisms to two stream anurans. *Copeia* 1995(3):607-613.
- Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, New Jersey. 396p.
- Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: Spatial scale and ecological linkages. *Freshwater Biology* 47: 1840–1854
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical: Ecology: Developments in Environmental Modelling*. (Elsevier Science: Amsterdam).
- Linton, S. & Goulder, R. 2003. Species richness of aquatic macrophytes in ponds related to number of species in neighbouring water bodies. *Arch. Hydrobiol.* 157:555 -565.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. (Princeton University Press:Princeton).
- Mariano, R. & Froehlich, C.G. 2007. Ephemeroptera. In: *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Marques, D.M., Ferreira, T.F. & Villanueva, A.O.N. 1999. O Sistema hidrológico do Taim. Site 7. Disponível em:<<http://www.pel.ufrgs.br/>>. Acesso em: 10/08/2013
- Markwell, K.A. & Fellows, C.S. 2008. Habitat and biodiversity of on-farm water storages: a case study in Southeast Queensland, Australia. *Environ Manage.* 41(2):234-49.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3 ed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Møller, T.R. & Rørdam, C.P., 1985. Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45:8–16.

- Nabout, J.C., Siqueira, T., Bini, L.M., Nogueira, I.S. 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica* 2009:1-7.
- Oertli, B., Joey, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.*, 104:59-70.
- Peiró, D.F.; Alves, R.G. 2004. Levantamento preliminar da entomofauna associada à macrófitas aquáticas da região litoral de ambientes lênticos. *Revista Uniara*, 15:177-188.
- Pereira, E., Anne, I., Fidalgo, M.L. & Vasconcelos, V. 2001. Phytoplankton and nutrient dynamics in two ponds of the Esmoriz wastewater treatment plant (Northern Portugal). *Limnetica*, 20(2): 245-254.
- Platt, S., & Corrick, A. 1994. Management of shallow freshwater wetlands for wildlife. Land for Wildlife Notes LW0028. State of Victoria, Department of Natural Resources and Environment. January 1994.
- Prellvitz, L.J. & Albertoni, E.F. 2004. Caracterização Temporal da Comunidade de Macroinvertebrados Associada à *Salvinia* spp. em um Arroio da Planície Costeira do Rio Grande do Sul (Rio Grande - RS). *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(2):213-223.
- Resende, D. 2010. Residence advantage in heterospecific territorial disputes of *Erythrodiplax brauer* species (Odonata, Libellulidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 54(1):110-114
- 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*. 331: 298-308.
- Sánchez-Zapata, J.A., Anadón, J.D., Carrete, M., Giménez, A., Navarro, J., Villacorta C., Botella, F. 2005. Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodivers. Conserv.* 14:1627–1639.
- Silva, F.L.S.; Talamoni, J.L.B.; Bochini, S.S.R. & Moreira, D.C. 2009. Macroinvertebrados aquáticos do reservatório do rio Batalha para a captação das águas e abastecimento do município de Bauru, SP, Brasil. *Ambi-Agua, Taubaté*, 4(2):66-74.
- Souza, L.O.I.; Costa, J. M. & Oldrini, B. B. 2007. Odonata. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online
- Thompson, R. & Townsend, C. 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology* 75:476-484.
- Timms, B.V. 1980. Farm Dams. In: W.D. Williams (ed.) *An Ecological Basis for Water Resource Management*, Australian National University Press, Canberra.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J. Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.* 115: 329-341.

COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS EM ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS E ARTIFICIAIS: UMA ANÁLISE ANUAL

Vanessa dos Anjos Baptista¹ & Carla Bender Kotzian^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, UFSM; ² Departamento de Biologia, UFSM

RESUMO

A conversão de complexos sistemas naturais para sistemas gerenciados tem contribuído para a perda da biodiversidade. Contudo espera-se que esses sistemas, se bem manejados, possam abrigar a fauna de macroinvertebrados expulsa de áreas úmidas naturais. Para verificar essa possibilidade amostragens foram realizadas no Banhado São Donato e em reservatórios ao redor deste banhado, distantes a 10 km, 20 km e 30 km desta área úmida, nas quatro estações do ano. Foram coletados 6377 indivíduos, distribuídos em 55 famílias. Odonatas, efemerópteras, moluscos e anfípodos somaram 2981 indivíduos, distribuídos em 73 gêneros, dos quais 46 foram registrados no Banhado São Donato e 48 nos açudes. Dos gêneros encontrados, 27 gêneros foram exclusivos de banhado e 26 de açudes, demonstrando grande substituição de gêneros entre os ambientes e, portanto diferença de composição taxonômica entre os ambientes. Entretanto essa diferença na composição da comunidade entre os ambientes não se relacionou com o modo de dispersão de cada gênero. A riqueza e a abundância de gêneros foram semelhantes em ambos os tipos de ambientes, contudo, apenas 30% dos gêneros encontrados foram comuns entre as áreas. Verificamos que os açudes abrigam alta abundância de indivíduos, mas não todos os táxons de áreas úmidas naturais e, além disso, quanto mais distante da área “fonte” mais semelhante se torna a composição da fauna de açudes.

Palavras-chave: Composição taxonômica, dispersão, sazonalidade.

MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES IN NATURAL AND ARTIFICIAL WETLANDS: AN ANNUAL REVIEW

ABSTRACT

The conversion of complex natural systems for managed systems has contributed to the loss of biodiversity. However it is expected that these systems, if well managed, could harbor the macroinvertebrate community expelled from natural wetlands. To check this possibility samplings were conducted in San Donato Plated and reservoirs around this swamp, distant 10 km, 20 km and 30 km from the wetland in the four seasons. 6377 individuals belonging to 55 families were collected. Odonatas, efemerópteras, molluscs and amphipods totaled 2981 individuals belonging to 73 genera, 46 of which were recorded in San Donato Plated and 48 in the dams. Genera found 27 genera were unique plated and 26 dams, showing great replacement genres between environments and therefore difference in taxonomic composition between environments. However, these differences in community composition between environments was not related to the mode of dispersal of each genre. The richness and abundance of species, were similar in both types of ambientess, however, only 30 % of the genera were found between the common areas. We verified that the ponds are home to high abundance of individuals, but not all taxa of natural wetlands and, moreover, the further away from the "source" area becomes more like the composition of the fauna of reservoirs .

Keywords: taxonomic composition, dispersion, seasonality

INTRODUÇÃO

Grande parte da terra disponível é utilizada para a agricultura, contribuindo para a perda da biodiversidade através da conversão de complexos sistemas naturais para sistemas simplificados gerenciados (Altieri, 1999; Tschardtke et al., 2005; Reidsma et al., 2006). Atividades agrícolas têm, muitas vezes, conflito com a conservação da natureza (Tress, 2002). Contudo, pesquisas sugerem que a gestão adequada pode aumentar a biodiversidade nestes ambientes modificados (Tschardtke et al., 2005). Corpos de água artificiais são normalmente pequenos, profundos e de encostas íngremes e, geralmente, contem borda menos superficial

do que corpos d'água naturais (Brock et al., 1999; Hazell, 2004). No entanto, uma gama de organismos aquáticos têm sido encontrados em reservatórios artificiais, especialmente aqueles com maior complexidade de habitat, devido à presença de macrófitas, por exemplo (Timms, 1980; Frankenberg, 1998; Hazell et al., 2001 e Nicolet et al., 2004). A capacidade dos reservatórios artificiais para suportar organismos aquáticos depende, além de suas características morfológicas, da qualidade da água e dos processos que suportam as teias alimentares (Platt & Corrick 1994; Brainwood et al., 2004). Uma vez que reservatórios artificiais são capazes de fornecer um habitat adequado para a flora e fauna nativa, eles podem desempenhar um papel importante na conservação da biodiversidade nativa em paisagens agrícolas (Casanova et al., 1997; Hazell et al., 2004).

A densidade de macroinvertebrados relativamente alta em reservatórios artificiais pode ter implicações importantes para a conservação da biodiversidade. Em alguns reservatórios a densidade quase se iguala à de áreas úmidas naturais em regiões de clima temperado (Gibbs, 2000). Devido à função agrícola, reservatórios artificiais são locais de hidroperíodo permanente e, desta forma, podem aumentar o hidroperíodo geral dos corpos de água local e regionalmente. Alguns estudos concluíram que regiões com áreas de hidroperíodo prolongado contribuem para o aumento da diversidade de macroinvertebrados (Serrano & Fahd, 2005; Tarr et al., 2005; Waterk Eyn et al., 2008). No entanto, em algumas áreas com reservatórios que sustentam densidade elevada de macroinvertebrados, intensivos usos agrícolas poderiam dificultar a dispersão animal, devido ao uso de defensivos agrícolas e, além disso, hidroperíodos alterados artificialmente poderiam favorecer espécies não nativas (Bunn & Arthington, 2002).

Muitos táxons de macroinvertebrados dominam ambientes com hidroperíodo temporário. Os indivíduos desses grupos, invariavelmente, apresentam características tanto morfológicas, quanto no seu ciclo de vida que as tornam bem sucedidas nesses ambientes (Williams, 1987). Ambientes com um longo hidroperíodo podem também permitir a existência de um maior número de espécies (King et al., 1996). Em áreas úmidas naturais, onde o hidroperíodo é cíclico, a diversidade é baixa e formada, quase que exclusivamente, por espécies de ambientes temporários (Williams, 1985). Ambientes aquáticos intermitentes e permanentes oferecem uma oportunidade para a investigação de padrões espaciais na similaridade das comunidades de macroinvertebrados, numa pequena escala geográfica (Jeffries, 1989). A semelhança entre habitats, muitas vezes, diminui quando a distância entre eles aumenta (Tobler, 1970). Para isso, torna-se necessário a avaliação de ambientes naturais

e artificiais, com hidroperíodo e distâncias distintos para a avaliação do manejo a ser utilizado em medidas de conservação.

O presente trabalho tem como objetivo conhecer a diversidade de espécies existentes em uma área natural e em reservatórios artificiais dispostos em diferentes distâncias, ao longo de quatro estações do ano.

Área de estudo

O Banhado de São Donato, circunscrito pela atual Reserva Biológica de São Donato, localiza-se na Região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, no município de Maçambará (Fig.: 1). Tem área com cerca de 4.300 ha (Carvalho & Ozório, 2007) e é circundado em quase sua totalidade por arrozais plantados no sistema irrigado, com plantio convencional. Os reservatórios artificiais foram distribuídos em três direções, em cada uma dessas direções foram avaliados reservatórios a 10 km, 20 km e 30 km da área natural.

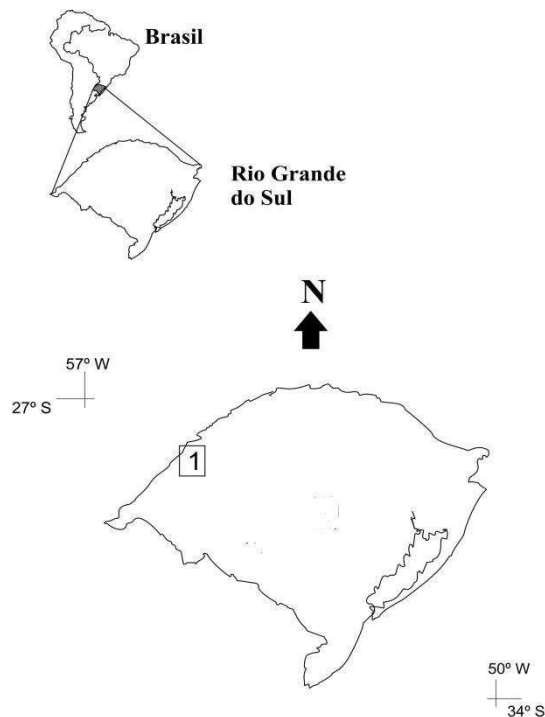


Figura 1: Localização da área de estudo: 1 – Banhado São Donato em Maçambará, RS.

Amostragens: Foram realizadas quatro amostragens em três áreas no Banhado São Donato e em nove reservatórios distantes 10 km (n=3), a 20 km (n=3) e a 30 km (n=3) da área natural (Fig. 2). As amostragens foram realizadas na primavera de 2010, e no verão, outono e inverno

de 2011, para o conhecimento da diversidade das áreas e a comparação entre elas. As coletas foram realizadas com *kick net* (malha 0,5 mm) com nove redadas em cada açude e no banhado, sempre nas margens, varrendo-se o fundo (substrato). Ainda no campo, os exemplares foram reunidos em um único frasco por açude ou banhado e fixados com álcool (70%). Após as coletas, o material foi levado para laboratório onde os exemplares estão preservados em álcool 70%, e realizando-se as análises para identificação e contagem dos indivíduos. Os exemplares de macroinvertebrados foram identificados até gênero. A classificação taxonômica foi realizada com auxílio de chaves de identificação apropriadas (Borror & DeLong, 1964; Bouchard, 2004; Merritt & Cummins, 1996; Calor, 2007; Mariano & Froehlich, 2007 e Souza et al., 2007) e auxílio de especialistas.

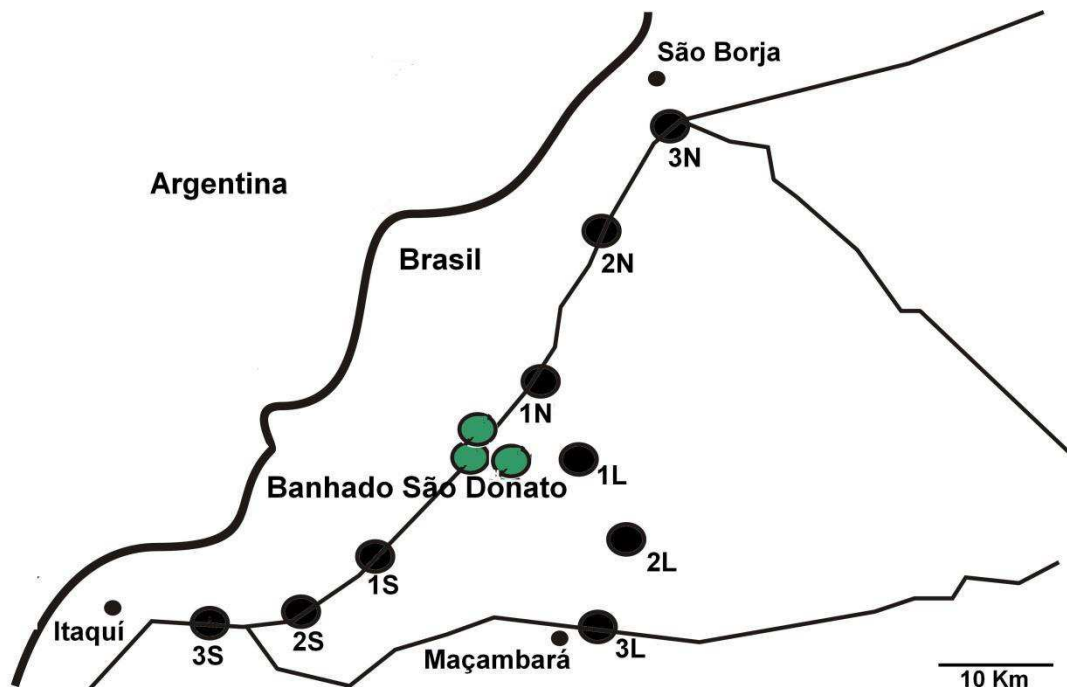


Figura 2: Esquema representativo da área de banhado (verde) e dos açudes (preto). 10 km, 20 km e 30 km (1, 2 e 3); Norte, Sul e Leste (N, S e L).

Análise dos dados: A abundância e a riqueza de espécies em cada local de coleta nas quatro estações do ano foram analisadas. A existência de diferenças significativas entre as áreas e as estações do ano foi analisada através de uma ANOVA (análise de variância) para medidas repetidas no programa Systat 11. A análise de agrupamento foi realizada através de um ANOSIM e um NMDS no programa Primer 5.0. Posteriormente foi verificada a correlação das espécies de macroinvertebrados com as variáveis bióticas e abióticas através de regressão múltipla (GLM), no programa Systat 11.

Tabela I: Dados bióticos e abióticos dos pontos de amostragem Temperatura da água –°C, potencial de oxido redução - ORP, condutividade (ms/cm), turbidez - NTU, Oxigênio dissolvido - OD (mg/l), total de sólidos dissolvidos – TDS e salinidade – PPT. Abreviações primeira coluna: A= reservatórios artificiais; DW= Banhado São Donado; P, V, O, I = primavera, verão, outono e inverno. N, L, S = direção (norte, leste e sul dos reservatórios artificiais em relação a DW); 0, 10, 20 e 30 = distâncias dos reservatórios em relação a DW. A= ausência e P= presença.

Primavera	Temperatura da água								Vegetação												
	0	10	20	30	0	10	20	30	Rasteira	Arbustos	Árvores	Gravatás	Macrófitas	Bovinos	Equinos	Suínos	Moluscos	Iluminação	Casa	Lavoura	Estrada
ANP10	23,17	6,34	262	0,033	343	11,2	0,022	0	P	P	P	P	P	P	A	A	P	A	A	A	P
ANP20	23,22	6,47	235	0,05	2,8	11,21	0,032	0	P	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
ANP30	23,38	6,45	198	0,145	28,4	11,47	0,094	0,1	P	P	P	P	P	P	A	A	A	A	A	P	P
ALP10	23,17	6,34	262	0,033	343	11,2	0,022	0	P	A	A	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
ALP20	23,22	6,47	235	0,05	2,8	11,21	0,032	0	P	A	P	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
ALP30	23,38	6,45	198	0,145	28,4	11,47	0,094	0,1	P	A	A	A	P	P	P	A	P	A	A	P	P
ASP10	26,95	6,3	215	0,021	107	11,56	0,014	0	P	A	P	A	P	P	A	A	P	A	A	A	P
ASP20	25,57	6,7	198	0,027	305	11,97	0,018	0	P	P	P	P	P	P	A	A	P	A	A	A	A
ASP30	28,18	6,72	161	0,087	49,2	11,39	0,057	0	P	P	P	A	P	P	A	A	P	A	A	A	P
DWP0	24,13	5,89	11	0,155	0	4,62	0,101	0,1	A	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	P
DWP0	25,64	5,63	8	0,127	800	4,76	0,082	0,1	A	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	A
DWP0	24,52	5,18	67	0,09	184	4,31	0,059	0	A	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	A
Verão																					
ANV10	23,98	6,23	228	0,031	672	6,87	0,021	0	P	P	P	P	P	P	A	A	P	A	A	A	P
ANV20	22,84	6,36	247	0,045	21,3	7,58	0,031	0	P	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
ANV30	23,09	6,55	281	0,078	40,7	9,6	0,052	0	P	P	P	P	P	P	A	A	A	A	A	P	P
ALV10	22,97	6,27	259	0,061	23	5,76	0,041	0	P	A	A	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
ALV20	24,02	6,51	172	0,039	42	7,19	0,027	0	P	A	P	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
ALV30	23,98	6,47	227	0,039	15	6,08	0,026	0	P	A	A	A	P	P	P	A	P	A	A	P	P
ASV10	28,75	6,65	141	0,017	192	8,75	0,012	0	P	A	P	A	P	P	A	A	P	A	A	A	P
ASV20	28,76	6,86	124	0,028	253	8,4	0,018	0	P	P	P	P	P	P	A	A	P	A	A	A	A
ASV30	26,09	6,3	70	0,071	201	7,65	0,046	0	P	P	P	A	P	P	A	A	P	A	A	A	P
DWV0	25,81	6,84	230	0,163	96,2	8,96	0,11	0,1	A	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	P
DWV0	24,43	6,94	218	0,145	133	8,09	0,099	0,1	A	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	A
DWV0	23,73	6,78	214	0,154	82,1	7,48	0,104	0,1	A	P	P	A	P	A	A	A	A	A	A	P	A
Outono																					
ANO10	12,82	6,27	197	0,029	117	11,96	0,019	0	P	P	P	P	P	P	A	A	P	A	A	A	P
ANO20	11,13	5,68	289	0,05	42,9	14,64	0,033	0	P	A	A	A	P	P	A	A	A	A	A	A	A
ANO30	13,23	6,2	191	0,118	52,4	12,47	0,077	0	P	P	P	P	P	P	A	A	A	A	A	P	P
ALO10	14,03	5,54	273	0,056	90,2	12,08	0,037	0	P	A	A	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
ALO20	13,37	5,64	248	0,03	79,1	12,92	0,02	0	P	A	P	P	P	A	A	A	P	A	A	P	P
ALO30	14,18	5,67	248	0,027	75	12	0,018	0	P	A	A	A	P	P	P	A	P	A	A	P	P
ASO10	13,01	6,35	218	0,017	90	11,84	0,011	0	P	A	P	A	P	P	A	A	P	A	A	A	P

RESULTADOS

Foram encontrados 6108 indivíduos. Os macroinvertebrados foram identificados e distribuídos em 55 famílias (Tab.: II).

Tabela II: Táxons de macroinvertebrados encontrados no banhado São Donato (0) e em reservatórios artificiais com suas respectivas distâncias (10, 20 e 30 km) ao longo de quatro estações.

Ordem	Família	0	0	0	10 Km	10 Km	10 Km	20 Km	20 Km	20 Km	30 Km	30 Km	30 Km
Molusco	Planorbidae	13	42	22	10	34	6	88	10	7	38	10	41
	Ancylidae	0	1	3	24	14	3	4	2	15	9	9	11
	Lymnaeidae	0	0	1	1	42	32	1	19	0	13	4	1
	Pisidiidae	7	4	13	2	1	0	0	0	8	2	0	39
	Ampullariidae	1	3	1	7	11	1	17	5	37	4	2	31
	Cochliopidae	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
	Physidae	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0
Collembola	Entomobryidae	17	8	2	1	0	0	3	0	0	0	5	0
Ephemeroptera	Baetidae	1	0	2	42	9	13	31	92	0	18	55	15
	Euthyplociidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0
	Caenidae	6	7	8	16	11	16	42	39	4	18	84	25
	Ephemeridae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	10	2
	Lepthoplebiidae	0	0	0	28	0	2	2	0	0	3	0	2
Odonata	Leptohyphidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	6
	Coenagrionidae	3	3	22	15	67	39	54	7	6	104	19	37
	Libellulidae	1	0	2	14	14	8	93	13	1	14	26	14
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Gomphidae	0	0	1	0	0	1	0	5	0	0	1	0
	Aeshidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Tettigoniidae	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	Gryllidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Eumastacidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gelastocoridae	0	0	0	0	0	1	7	0	3	0	2	0
Heteroptera	Corixidae	0	0	0	0	4	4	104	0	17	2	9	5
	Notonectidae	1	2	1	2	0	2	17	0	3	3	0	3
	Belostomatidae	9	1	3	5	7	3	15	0	3	3	5	3
	Pentatomidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0
	Lygalidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Mesoveliidae	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	13
	Pleidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	0	0	0	1	0	2	4	0	0	0	0	0
	Homoptera	Membracidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Trichoptera	Delphacidae	0	0	0	0	0	0	4	2	1	0	1	19
	Cercopidae	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
	Cicadeliidae	1	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	4
	Hydroptilidae	0	0	0	1	51	54	1	0	9	2	7	6
Lepidoptera	Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	2	0
	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Pyralidae	0	0	0	0	4	1	6	3	0	2	5	1
Coleoptera	Geometroidea	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Dytiscidae	17	11	75	5	2	6	34	2	6	6	16	7
	Hydrophilidae	14	7	22	2	9	15	61	1	5	4	15	3
	Scarabidae	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
	Carabidae	1	0	3	0	2	0	2	0	1	0	0	0
	Elmidae	16	16	39	1	1	4	13	0	1	0	3	0
	Curculionidae	0	1	3	0	1	5	1	0	0	0	1	0
Diptera	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Dryopidae	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
	Halipidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Chironomidae	74	112	110	44	159	162	193	241	163	144	175	335
	Chaoboridae	23	13	29	0	4	0	7	1	0	0	0	0
	Cerapogonidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Culicidae	6	3	49	2	0	0	3	0	0	1	2	0
Psocoptera	Pseudocaceliidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Araneae		1	3	7	0	5	2	4	1	0	5	1	0
Acarina		0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	1	0
Crustacea		232	95	152	38	10	0	38	4	6	25	44	19
Formicidae		2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera		0	0	2	3	0	0	0	1	0	0	0	0
Hirudinea		6	11	8	0	10	7	7	14	16	9	9	107
Oligochaeta		10	9	7	3	12	4	2	40	19	23	16	43
Diplopoda		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total		467	356	589	268	497	410	872	512	335	465	542	795

Moluscos, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Ephemeroptera e Amphipoda somaram 2981 indivíduos que foram distribuídos em 73 gêneros, dos quais 46 foram registrados no banhado São Donato e 48 nos açudes. Dos 73 gêneros, 27 foram exclusivos de banhado e 26, de açudes (Tab.: III), demonstrando grande substituição de gêneros entre os ambientes e, portanto, diferença de composição taxonômica entre as áreas. Entretanto essa diferença na composição das comunidades entre os ambientes não se relacionam com o modo de dispersão de cada gênero. A abundância e a riqueza de macroinvertebrados não variaram significativamente entre os pontos de banhados e de açudes (ANOVA $F_{(1,46)}= 0.465$, $p= 0.499$ e $F_{(1,46)}=0.029$ $p=0.866$, respectivamente). Também não foi encontrada diferença significativa para abundância e riqueza de macroinvertebrados entre as estações do ano e entre as distâncias analisadas.

Tabela III: Gêneros Moluscos, Odonata e Coleopteros, Heteroptera, Ephemeroptera e Amphipoda encontrados nas áreas do Banhado São Donato (DWV, DWO, DWI, DWP) e nos reservatórios artificiais (AV, AO, AI, AP) nas quatro estações do ano.

Táxon	DWV	DWO	DWI	DWP	AV	AO	AI	AP
<i>Coryphaeschna</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Rhionaeschna</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aphylla</i>	0	1	0	0	2	3	0	0
<i>Phyllocycla</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Erythrodiplax</i>	1	1	0	0	86	12	23	17
<i>Micrathyria</i>	0	0	0	0	1	4	7	1
<i>Perithemis</i>	0	0	0	0	6	8	3	5
<i>Tramea</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Acanthagrion</i>	2	1	0	0	56	7	6	5
<i>Ischnura</i>	0	0	0	0	3	2	0	1
<i>Oxyagrion</i>	0	2	0	0	45	11	52	27
Odonatas NI	0	9	0	0	48	24	2	28
<i>Bidessini</i>	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Celina</i>	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Copelatus</i>	0	0	1	70	0	0	0	0
<i>Cybister</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Laccophilus</i>	1	8	1	3	10	9	9	36
<i>Pachydrus</i>	2	0	0	0	2	11	0	1
<i>Rhantus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Desmpachria</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hydrochara</i>	0	0	0	0	2	2	2	25
<i>Derallus</i>	0	0	1	1	1	0	3	2
<i>Berosus</i>	0	0	0	0	4	1	13	5
<i>Enochrus</i>	0	13	0	3	0	0	0	0
<i>Hydrobiomorpha</i>	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrobius</i>	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Tropisternus</i>	3	15	0	2	7	14	22	12
<i>Hydrocanthus</i>	1	10	1	0	5	2	0	0
<i>Pelonomus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Helichus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Prionocyphon</i>	0	0	0	0	3	5	1	0
<i>Scirtes</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Elodes</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Gyrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hydrochus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Heterlimnius</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Asheum</i>	0	41	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i>	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Dicrotendipes</i>	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	33	0	0	0	0	0	0
<i>Parachironomus</i>	0	15	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	0	1	1	4	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	1	22	2	1	0	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i> (Karelia)	2	40	5	2	0	0	0	0
<i>Labrundinea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Larsia</i>	0	4	0	1	0	0	0	0

<i>Monopelopia</i>	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nilotanytus</i>	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Tanytus</i>	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Corynoneura</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cricotopus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gymnometriocnemus</i>	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>Americabaetis</i>	0	1	0	0	34	0	30	36
<i>Callibaetis</i>	0	1	0	0	46	4	24	107
<i>Paracloeodes</i>	0	0	0	0	12	0	8	13
<i>Caenis</i>	0	20	0	0	62	17	47	137
<i>Campsurus</i>	0	0	0	0	7	10	1	0
<i>Pomacea canaliculata</i>	3	1	1	0	32	35	17	9
<i>Biomphalaria</i>	2	9	25	3	8	38	42	80
<i>Biomphalaria straminea</i>	0	0	0	0	5	9	0	2
<i>Biomphalaria tenagophila</i>	1	0	0	0	8	8	0	0
<i>Biomphalaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drepanotrema</i>	1	0	3	25	0	0	2	6
<i>Drepanotrema lucidum</i>	0	0	0	0	0	6	0	0
<i>Pisidium</i>	0	0	0	20	24	0	0	17
<i>Eupera</i>	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aplexa</i>	0	0	0	0	0	1	1	5
<i>Hebetancylus</i>	0	0	1	0	10	11	15	35
<i>Uncancylus</i>	0	1	0	4	1	0	0	3
<i>Lymnaea</i>	1	1	0	0	7	7	24	55
<i>Belostoma</i>	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Notonecta</i>	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Hyaella</i>	153	0	72	214	81	83	4	24
Total	180	284	118	364	625	350	362	698

Foram verificados grupos distintos quando levamos em consideração a distância. Fica visível que a distância 0 = áreas de banhado não se agrupam com as demais distâncias. Ficando implícita na análise, diferença na composição e estrutura das comunidades entre os pontos de banhado com os pontos de açude e entre os açudes em diferentes distâncias (Fig.: 3).

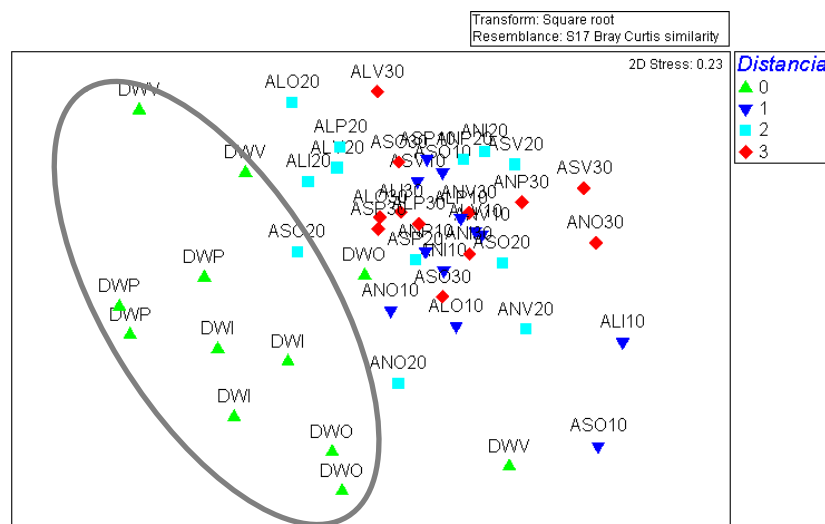


Figura 3: Análise de escalonamento multidimensional não métrica para as distâncias entre os pontos de banhado – DW (0 km) nas quatro estações (DWP= banhado primavera, DWV= banhado verão, DWO= banhado outono e DWI= inverno e os pontos de açudes (1= 10 km, 2= 20 km e 3= 30 km), nas diferentes direções (N= norte, L= leste e S= sul) e estações do ano (ANO10= açude, norte, 10 km). Valor de $R= 0.242$ e entre os açudes nas distâncias 10km e 20km, com $p=0.042$; 10km e 30 km, com $p=0.035$ e entre os açudes a 20km e 30 km com $p=0.037$.

Quando levado em consideração as estações do ano verificamos diferença na estrutura e composição das comunidades entre o verão e o outono ($R=0.103$, $p=0.01$), (Fig.: 4).

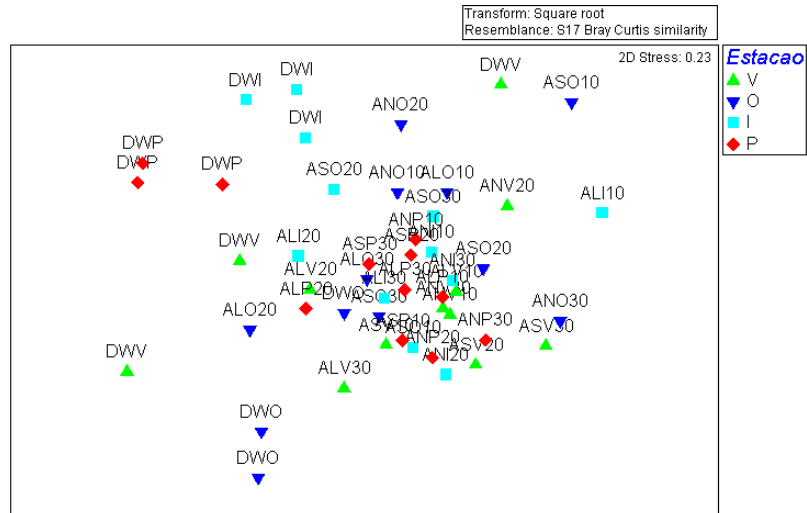


Figura 4: Análise de escalonamento multidimensional não métrica para as estações do ano entre os pontos de banhado (DW- V= verão, O= outono, I= inverno e P= primavera) e os pontos de açudes (A – L= leste, N= norte, S=sul e V= verão, O= outono, I= inverno e P= primavera).

Dentre as variáveis bióticas e abióticas apresentadas na tabela I, somente o oxigênio dissolvido esteve significativamente correlacionado com a abundância de macroinvertebrados em todas as áreas de amostragem (Fig.: 5).

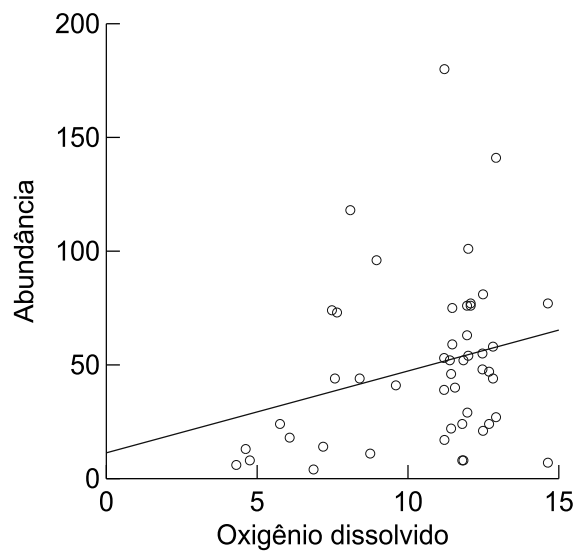


Figura 5: Análise de correlação entre a abundância de macroinvertebrados e a quantidade de oxigênio dissolvido ($R= 0.469$, $F_{(3,44)}= 4.132$, $p=0.005$).

A riqueza esteve relacionada com a condutividade (Fig.: 6A), oxigênio dissolvido (Fig.: 6B) e o total de sólidos dissolvidos (Fig.: 6C).

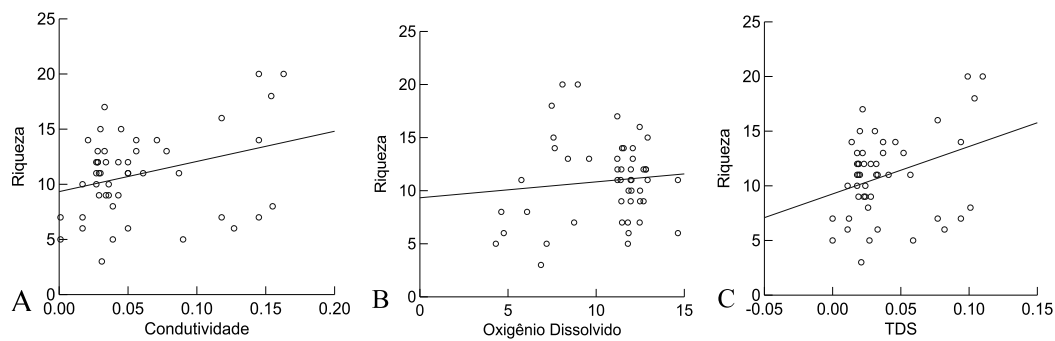


Figura 6: Análise de correlação entre a riqueza de macroinvertebrados e a condutividade ($R=0.360$, $F_{(3,44)}=9.809$, $p=0.001$), com a quantidade de oxigênio dissolvido ($R=0.360$, $F_{(3,44)}=9.809$, $p=0.010$) e com o total de sólidos dissolvidos – TDS ($R=0.360$, $F_{(3,44)}=9.809$, $p=0.001$).

Dentre as variáveis que correlacionaram-se com a abundância e a riqueza, apenas o oxigênio dissolvido variou significativamente entre as estações (Tab.: IV), já a condutividade e o total de sólidos dissolvidos variaram entre as distâncias analisadas (Tab.: V).

Tabela IV: Análise de variação da quantidade de oxigênio dissolvido (OD) nas quatro estações do ano ($F_{(3,44)}=20.630$).

Estações climáticas/OD	Valor de p
Inverno x Outono	0.001
Outono x Primavera	0.001
Inverno x Verão	0.002
Outono x Verão	0.038
Primavera x Verão	0.002

Tabela V: Análise de variação da condutividade e do total de sólidos dissolvidos (TDS) entre as distâncias amostradas ($F_{(3,44)}=4.923$ e $F_{(3,44)}=4.835$).

Distâncias	Condutividade (valor de p)	TDS (valor de p)
0x10	0.026	0.025
10x30	0.041	0.048

DISCUSSÃO

Embora existam alguns estudos prévios utilizando-se da temática de reservatórios artificiais como alternativa de preservação da fauna de macroinvertebrados, a maioria deles utilizam grandes barragens para análise das comunidades (Abílio et al., 2006, Markwell & Fellows, 2007). Estudos conduzidos em reservatórios pequenos ainda são raros (Oertli et al.,

2002, Peñalver et al., 2011), e inexistentes ao que diz respeito à distância desses reservatórios em relação à área natural “fonte”. Esses estudos indicam uma alta riqueza e abundância de espécies de macroinvertebrados, sendo a maioria das espécies comuns a áreas naturais e artificiais. No presente estudo, a riqueza e abundância de gêneros foram semelhantes em ambos os tipos de ambientes lânticos, contudo apenas 30% dos gêneros encontrados foram comuns entre as áreas.

A maioria dos gêneros mais abundantes encontrados é de dispersão ativa (e.g. efemerópteras e odonatas, ver Tab.: III). Estes são mais abundantes em reservatórios artificiais, podendo, dessa forma, ter sua ocorrência favorecida em ambientes sazonais com hidroperíodo variável como esses reservatórios. Contudo, representantes de coleópteros (ver Tab.: III), com dispersão ativa, tiveram sua maior abundância registrada nas áreas naturais. Isso talvez possa ser explicado por sua ocorrência ser relacionada à locais com poluição moderada (Moreno & Callisto, 2006), assim como os quironomídeos *Chironomus* e *Goeldichironomus*, típicos de áreas úmidas (Trivinho-Strixino, 2011). Gêneros de dispersão passiva como *Biomphallaria* e *Hebetanculus*, entre outros moluscos, foram mais abundantes nos reservatórios artificiais, provavelmente por serem mais resistentes a condições adversas (González-Solis & Ruiz, 1996, Moreno & Callisto, 2006). Já o gênero *Hyaella*, também de dispersão passiva, ocorreu nos dois sistemas, sendo mais abundante e dominante nos pontos de banhado, durante o ano. Dentre os amphipodas, *Hyaella* é o único gênero encontrado no Rio Grande do Sul (Bento & Buckup, 1999). Sobre a sua ecologia, sabe-se apenas que são onívoros, alimentando-se de algas e bactérias associadas ao sedimento e macrófitas aquáticas, tendo seu ciclo de vida influenciado pela profundidade e salinidade dos corpos de água (Hargrave, 1970, Wildish, 1982).

A diferença na similaridade encontrada entre os pontos de banhado e açudes reflete a necessidade da existência e da preservação de áreas naturais para a ocorrência de alguns indivíduos. Além disso, outro aspecto importante na influência sobre a composição e estrutura das comunidades é a distância dos reservatórios artificiais com relação à área “fonte”, sendo verificado diferença na composição estrutura da fauna de macroinvertebrados das áreas de banhado com as áreas de todos os reservatórios. Verificamos que não somente fatores ambientais são determinantes para ocorrência dos gêneros, mas também a distância que os ambientes alternativos se encontram em relação à área natural.

Quando analisamos a influência das estações do ano sobre a fauna dos ambientes estudados verificamos que o verão e o outono foram significativos para a ocorrência de riqueza maior ao longo do ano. Essas repostas podem estar correlacionadas a alterações na

quantidade de oxigênio dissolvido (Batzer et al., 2004, Tarr et al., 2005), que variou durante as estações do ano, influenciando tanto a abundância quanto a riqueza de espécies.

A condutividade e o total de sólidos dissolvidos também influenciaram positivamente a riqueza de espécies, além de terem variado significativamente entre os pontos de banhado e os pontos de açudes localizados a 10 km e a 30 km. Sabe-se que a condutividade reflete a capacidade da água conduzir a corrente elétrica, e que depende das concentrações iônicas e da temperatura ambiente. Portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 mS/cm indicam ambientes impactados (CETESB, 1999). Contudo, os pontos que ultrapassaram esses índices foram os pontos de banhado e os açudes mais distantes da área “fonte”. Uma alternativa para explicar o aumento da condutividade nesses pontos é a sua inserção em uma matriz de cultivo de arroz. Além disso, a influência dessas práticas agrônômicas (Bambaradenya & Amerasinghe, 2004) pode proporcionar a migração de macroinvertebrados que ocupam essas matrizes para áreas alternativas (banhados e açudes).

Concluimos com esse estudo que a comunidade de macroinvertebrados de açudes varia de acordo com a distância que se encontram da área úmida natural, bem como entre as estações do ano.

REFERÊNCIAS

- Abílio, F.J.P.; Fonseca-Gessner, A.A.; Leite, R.M. & Ruffo, T.L.M. 2006. Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento e associado a *Eichornia crassipes* de um açude hipertrófico do semi-árido paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6(1): 165-178.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment* 74:19-31.
- Bambaradenya, C.N.B. & Amerasinghe, F.P. 2004. Biodiversity associated with the rice field agro-ecosystem in Asian Countries: A Brief Review, Colombo: Working Paper 63, 69p.
- Batzer, D.P., Palik, B.J. & Buech, R. 2004. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 23(1):50-68.
- Bento, F.M. & Buckup, L. 1999. Subordem Gammaridea, 177-188. In Buckup L, Bond Buckup-G (EDS.) *Os crustáceos do Rio Grande do Sul*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 502p.

- Brainwood, M.A., Burgin, S. & Maheshwari, B. 2004. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of landuse and water sources. *Agricultural Water Management* 70:151-175.
- Brock, M.A., Smith, R.G.B. & Jarman, P.J. 1999. Drain it, dam it: alteration of water regime in shallow wetlands on the New England Tableland of New South Wales, Australia. *Wetlands Ecology and Management* 7:37-46.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Carvalho, A.B.P., & Ozório, C.P. 2007. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista de Ciências Ambientais, Canoas*, 1(2):83-95.
- Casanova, M.T., Douglas-Hill, A., Brock, M. A., Muschal, M. & Bales, M. 1997. Farm Ponds in New South Wales, Australia: relationship between macrophyte and phytoplankton abundances. *Marine and Freshwater Research* 48: 353-360.
- Casas, J.J, Toja, J., Bonachela, S., Fuentes, F., Gallego, I., Juan, M., León, D., Peñalver, P., Pérez, C. & Sánchez, P. 2011. Artificial ponds in a Mediterranean region (Andalusia, Southern Spain): agricultural and environmental issues. *Water and Environment Journal* 25:308–317.
- CETESB, 1999. www.cetesb.sp.gov.br. Acessado em janeiro de 2014.
- Frankenberg, J. 1998. Enhancing Farm Dams. In: F. Stelling (ed.) *From Little Things Big Things Grow. Revegetation Guide for the Riverina Highlands*, Murray Catchment Management Committee, Albury, NSW.
- Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14:314–317.
- González-Solis, J. & Ruiz, X. 1996. Succession and secondary production of gastropods in the Ebro Delta rice fields. *Hydrobiologia*, 337:85-92.
- Hargrave, B.T. 1970. The utilization of benthic microfauna by *Hyallolella azteca* (Amphipoda) *Anim. Ecol.* 39:427-437.
- Hazell, D., Cunningham, R., Lindenmayer, D., Mackey, B. & Osborne, W. 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biological Conservation*, 102: 155-169.
- Hazell, D., Hero, J.M., Lindenmayer, D. & Cunningham, R. 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation* 119: 61-71.
- Jeffries, M.J. 1989. Measuring Talling's element of chance in pond populations. *Freshwater Biology* 21:383–393.

- King, J.L.; Smovich, M.A. & Brusca, R.C. 1996. Species richness, endemism and ecology of crustacean assemblages in northern California vernal pools. *Hydrobiologia* 328:85–116.
- Markwell, K.A. & Fellows, C.S. 2008. Habitat and biodiversity of on-farm water storages: a case study in Southeast Queensland, Australia. *Environ Manage.* 41(2):234-49.
- Moreno, P. & Callisto, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 560: 311-321.
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M.J., Reynolds, C., Whitfield, M. & Williams, P. 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in United Kingdom and Wales. *Biol. Conserv.*, 120(2):261-278.
- Oertli, B., Joey, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.*, 104:59-70.
- Platt, S., & Corrick, A. 1994. Management of shallow freshwater wetlands for wildlife. Land for Wildlife Notes LW0028. State of Victoria, Department of Natural Resources and Environment. January 1994.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade, R. 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 86-102.
- Serrano, L, Fahd, K. 2005. Zooplankton communities across a hydroperiod gradient of temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain). *Wetlands* 25:101-111.
- Tarr, T.L, Baber, M.J. & Babbit, K.J. 2005. Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management* 13: 321-334.
- Timms, B.V. 1980. Farm Dams. In: W.D. Williams (ed.) *An Ecological Basis for Water Resource Management*, Australian National University Press, Canberra.
- Tress, B. 2002. Application of Landscape Ecology. In: O. Bastian and U. Steinhardt (eds.) *Development and Perspectives of Landscape Ecology*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Trivinho-Strixino, S. 2011. Larvas de Chironomidae: guia de identificação. V:1-2-3. São Carlos: gráfica UFScar, 2011, 371p.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B. & Brendonck, L. 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology* 53:1808–1822.

Wildish, D.J. 1982. Evolutionary ecology of reproduction in gammaridean Amphipoda. *International Journal of Invertebrate Reproduction*, 5:1-19.

Williams, W.D. 1985. Biotic adaptations in temporary waters, with specie reference to those in semi-arid and arid regions. *Hidrobiologia* 125:85–110.

Williams, D.D. 1987. *The ecology of temporary waters*. 1st. ed. Timber Press, Portland, Oregon.

DIVERSITY AND TEMPORAL DISTRIBUTION
OF MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES
IN A NEOTROPICAL WETLAND DURING LA NIÑA CLIMATIC EPISODE

Vanessa dos Anjos Baptista¹; Mateus Marques Pires^{2*}; Elisangela Secretti¹; Carla Bender Kotzian³

(1) Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima 1000, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brazil/Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Av. Batista Bonoto Sobrinho 733, CEP 97700-000, Santiago, RS, Brazil

(2) Programa de Pós-graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Av. Unisinos, 950, CEP 93022-000, São Leopoldo, RS, Brazil

(3) Departamento de Biologia e Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima 1000, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brazil

* Corresponding author: Mateus Marques Pires. Phone number: +55 (51) 3590-8477 – 1277.
E-mail: marquespiresm@gmail.com

Abstract

Wetlands have a characteristic and diversified biota but their communities have been severely threatened by agricultural activities. Additionally, eventual climatic changes concur to intensify water pumping effects in freshwater environments. Thus, understanding the ecological functioning of wetlands, especially through time, constitutes an urgent and important tool for their management and preservation. This study provides seminal data about the temporal distribution of wetland macroinvertebrate communities during the occurrence of La Niña climatic phenomenon, in southern Brazil. Samplings were seasonally conducted in

one large extant wetland, located in a rice crop matrix, through one year. La Niña episode determined a period of long drought, especially during spring and summer months. This period coincided with the illegal water pumping from wetlands to rice field irrigation during summer, intensifying the negative effects on macroinvertebrate communities. Taxa able to survive under water scarcity conditions, such as chironomids, characterized the taxonomical and trophic structures of the communities. Typical and vulnerable taxa to hydroperiod fluctuations, such as odonates and water bugs, were rare. Predatory taxa were dominant, but shredder individuals predominated, due to the high frequency of *Hyallela* throughout the study period. Macroinvertebrate community was richer in summer, but its abundance peaked in winter, influenced by *Hyallela*'s abundance.

Keywords Rice fields; Climate change; Drought; Trophic structure; *Hyallela*

Introduction

The high biological productivity and diversity, and the occurrence of a characteristic and exclusive biota (Moore 2006; Russi et al 2013), clearly show the importance of wetlands for the global biodiversity, and the priority that they deserve in conservation programs. However, throughout the 20th century these ecosystems were progressively and drastically reduced, especially due to agriculture activities. Estimates indicate suppression of about 50% of their original areas, followed by biodiversity losses (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Russi et al 2013). Thus, efforts for comprehending wetlands biodiversity and ecological functioning have been made in many regions of the world.

Macroinvertebrates comprehend an important part of wetlands' ecological functioning, for they represent the link between primary production and higher trophic levels (Batzer and Wissinger 1996; Wissinger 1999; Batzer et al 2006). In general they are dominated by aquatic insects, as well as by mollusks and spiders (Batzer et al 2006), with predators predominating

over other feeding groups (Batzer and Wissinger 1996; Wellborn et al 1996). Temperature, rainfall, hydroperiod and macrophytes have commonly been considered important drivers of the spatial distribution and structure of communities (Rios and Bailey 2006; Clarke et al 2010), but studies concerning their temporal variation, especially in regions with well-marked seasons, are scarce (Lahr et al 1999; Culioli et al 2006). In fact, there is no consensus on how environmental factors drive macroinvertebrates' structure of communities (Batzer 2013). Additionally, wetland functioning can be disturbed by human interferences. Agricultural activities have been related to wetland drainage and eutrophication (Wrubleski and Ross 2011; Bayley et al 2013). Also, climatic changes are pointed as an important factor affecting macroinvertebrates communities, because wetlands' natural hydroperiod may be altered by droughts and floodings (Middleton and Kleinebecker 2012).

Southern Brazilian region (Rio Grande do Sul state, RS) concentrates large portions of wetlands in South America, and has been greatly impacted by agricultural activities. About 90% of its wetlands disappeared, especially due to irrigated rice expansion (Gomes and Magalhães Jr. 2004). This condition may be aggravated by climatic changes involving oscillations in rainfall and mean temperature distribution patterns related to the ENSO climatic phenomena. These climatic episodes, known as El Niño/La Niña, alternates periods of high and low rainfall, causing severe drought or flooding (Brinson and Málvarez 2002; Junk 2013). Sometimes, extremely high temperatures coincide with drought periods during summer, when rice crops are irrigated in RS (Embrapa Clima Temperado 2005). In other words, water pumping can low the water level of floodplains and small streams, affecting biota, especially organisms living in shallow waters.

Taking into consideration the current threats to southern Brazil wetlands, this study analyzes the temporal distribution of macroinvertebrate communities through one year, as well as their taxonomic and trophic structure, during a La Niña episode, in a state-protected

wetland. Our general hypothesis is that both taxonomic and trophic structures of macroinvertebrate communities will differ from the general structures assumed for permanent wetlands in the literature (i.e., predominance and higher frequency of both predatory taxa and individuals; Wellborn et al 1996; Batzer and Wissinger 1996; Batzer et al 2004). These data will provide important information for conservational policies for Neotropical wetlands affected by human activities.

Material and methods

Study area

The Banhado São Donato (BSD) is located in southern Brazil (Fig. 1), in the Uruguaiana Plateau, with altitudes ranging from 70 to 300 m. The region is drained by the greatest hydrographic basin in RS, the Uruguay River basin (2,200 km long and 360,000 km² drainage area; Dantas et al 2010; SEMA 2010). The climate is subtropical and subtemperate, with annual mean temperature of 18 to 22 °C, and the annual accumulated precipitation is of ca. 1500 mm (Maluf 2000). The region is submitted to the ocean-atmosphere phenomenon called ENSO (El Niño Southern Oscillation). The La Niña phase of this phenomenon is characterized by low rainfall and extreme higher temperatures in southern South America (Labraga and López 2000).

The BSD Biological Reserve has ca. 4,300 ha and is one of the largest extant wetlands in RS (FZB 2002). It is located in the municipalities of Itaqui and Maçambará (central coordinates 28°59'S; 56°12'W; Fig. 1), and is drained by the Butuí River basin (8,144 km² drainage area), a small tributary of the Uruguay River (SEMA 2010). The area is located in the Pampa biome, an ecoregion with a predominant grassland matrix mixed with herbaceous, shrubby and palustrine vegetation (Overbeck et al 2009; Pillar et al 2009). Aquatic vegetation is characterized by a mosaic of high and dense herbaceous communities, represented by

numerous species, and also by emergent and free floating macrophytes, where water reaches higher depths (Righi 2012). Although corresponding to a biological reserve, the BSD is surrounded by the largest irrigated rice crop region of RS, with planted area of ca. 100,000 ha and annual production of 1 my tons (IRGA 2012). Also, the BSD waters have been drained illegally to rice fields or big reservoirs used in irrigating fields, mainly in December and January, when water is pumped to the crops (FZB 2002; Righi 2012).

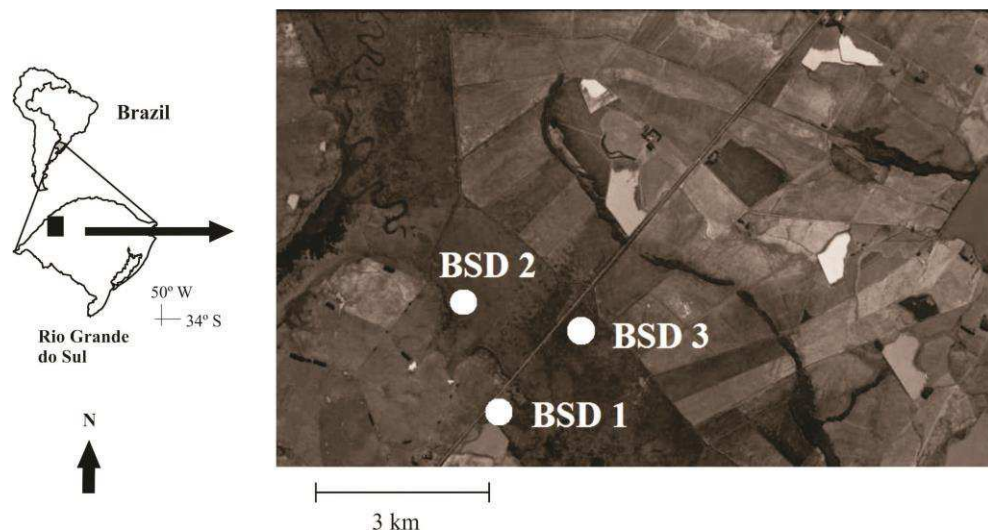


Fig 1 Map of the study area, indicating the Banhado São Donato and the sampling sites

Sampling

Samplings were conducted during one year, in four months corresponding to each season (December 2010 = spring; March 2011 = summer; June 2011 = autumn; September 2011 = winter). Three sampling sites were chosen, distant from each other by at least 1 km (Fig. 1), in order to avoid the effect of the proximity (Legendre and Legendre 1998) on the structure of the macroinvertebrate communities. In all sites, vegetation was constituted by emergent macrophytes of Cyperaceae (e.g., rushes). In each sampling site, three samples were taken with a D-net (sampling area = 30 cm²; mesh = 0.5 mm). Each sample was composed by three sweeps about 1 m long over the substrate. Each sweep was 1 m distant from the next. Thus, a distance of approximately 9 m was sampled in each site.

Data about some environmental factors were obtained in each site, such as electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), pH, and water temperature (WT), by means of a multiparameter probe. Data on monthly cumulative precipitation (Prec) and the mean air temperature (MAT) on the date of collection were obtained through consultation with databases of the local meteorological stations (INMET 2012). Data on annual precipitation and MAT of long term for RS state (30 years) were also obtained based on Wrege et al (2011), for discussion purposes.

The material collected was fixed and preserved in ethanol (70%). Specimens were identified to the lowest taxonomic level possible with the aid of specialized keys (e.g., Domínguez and Fernández 2009; Trivinho-Strixino 2011). The analysis of the trophic structure of each wetland included five of the six feeding groups cited in Cummings and Klug (1979): grazers, filterer-collectors, gathering-collectors, shredders and predators. Data for each taxon were obtained from Merritt et al (2008).

Data analysis

Differences in abiotic data among sites and seasons were analyzed by means of variance analysis (ANOVA one-way), followed by Tukey test. The significance level used was 5% (Zar 1999).

Macroinvertebrate diversity was evaluated considering the number of individuals (N) frequency (%), dominance, richness (S) and taxonomic composition. The accumulated richness was based on the four monthly collections, and estimated using the collector curve, based on generation of 500 curves through random addition of the samples. This analysis was conducted using the program EstimateS version 8.2 (Colwell 2006). Macroinvertebrate richness among seasons was compared using the rarefaction technique (1,000 permutations) (Simberloff 1972). Richness was estimated to the lowest level of comparison between communities (Gotelli and Entsminger 2011). Thus, the seasons were compared on the basis of

a subsample of 165 randomly drawn specimens. The curves were generated by Ecosim 700 software (Gotelli and Entsminger 2011). The trophic structure of macroinvertebrate community was analyzed by comparisons of the relative abundance and richness among functional feeding groups, through ANOVA one-way (Zar 1999). Samples of each site were used as replicates.

The occurrence of a seasonal pattern in the temporal distribution of the abundance and richness of macroinvertebrate communities was verified by Statistical Circular Analysis (Zar 1999). In this analysis, the four months (seasons) of sampling were transformed into angles of 90° intervals (December/2010 = 0°; March/2011 = 90°; July/201 = 180° and September/2011 = 270°). Thus, the overall abundance and richness of macroinvertebrates, in each season, was transformed into the frequency of the corresponding angle (see Both et al 2008). The following parameters were estimated: i) mean vector angle (μ), which represents the period of the year during which the greatest abundance and richness were recorded; ii) circular standard deviation (SD); iii) length of the vector (r), a measure of the concentration of the data along the cycle analyzed (year), of which the value varies from 0 (maximum dispersion of data) to 1 (maximum concentration of data). The significance of the mean angle was determined using Rayleigh's Test (Z) (Zar 1999). The circular analysis was performed using Oriana 3.21 software (Kovach 2010).

The influence of the environmental variables on the spatial and temporal distributions of the macroinvertebrate communities was analyzed by Redundancy Analysis (RDA) (Legendre and Legendre 1998). In the analysis, the following environmental variables were tested through the manual *forward stepwise* selection procedure ($p < 0.05$ according to the Monte Carlo permutation test with 999 randomizations): DO, EC, MAT, pH, Prec and WT. Only three of these variables (pH, PREC and WT) were included in the analysis. This method was also efficient in removing the multicollinearity among the explanatory variables, since

none of the three selected variables showed a high variance inflation factor (VIF) (*sensu* Ter Braak and Šmilauer 2002). Abundance matrix was Hellinger-transformed (Legendre and Gallagher 2001), and rare taxa were downweighted. The Monte Carlo test (999 randomizations) was used to test the significance of the canonical axes of the model (Ter Braak and Šmilauer 2002).

Results

Abiotic data

No differences in abiotic data among sites were recorded, although they varied through the seasons (Table 1). Spring and summer samples had higher WT than other seasons ($F=16.87$; $p<0.05$); summer had higher pH than winter ($F=6.64$; $p<0.05$) and higher EC than autumn and winter ($F=9.01$; $p<0.05$). Autumn and winter months had higher DO than spring and summer months ($F=19.52$; $p<0.05$).

Table 1 Mean values and standard deviations of the environmental variables measured (WT = water temperature, pH, DO = dissolved oxygen, EC = electrical conductivity, Prec = precipitation, AT = mean monthly air temperature) during the four sampling seasons (spring = December, summer = March, autumn = June, winter = September) in the Banhado São Donato, RS, southern Brazil

Months	December	March	June	September
Factors				
WT (°C)	24.8±0.78	24.7±1.06	12.8±0.44	18.4±4.65
pH	5.6±0.36	6.9±0.08	6.3±0.09	4.9±1.05
EC (mS/cm)	0.1±0.03	0.2±0.01	0±0.02	0±0
DO (mg/L)	4.6±0.23	8.2±0.74	11.9±0.54	9.3±2.19
AT (°C)	25.1	23.2	13.02	17.5
PREC (mm)	20.9	68.6	120	104.8

The sampling period can be considered a year of drought if compared to the climatological statistics for a period of 30 years (Wrege et al 2011; Fig. 2, b). Extremely low values of precipitation occurred before the collection of December (spring), and in June, which accumulated low values since February. However, in winter (July and August) rainfall

was higher than the mean. MAT in the sampling period was also slightly higher during summer (November to January) and markedly lower in autumn and winter, according to the climatological normals (Wrege et al 2011; Fig. 2, b).

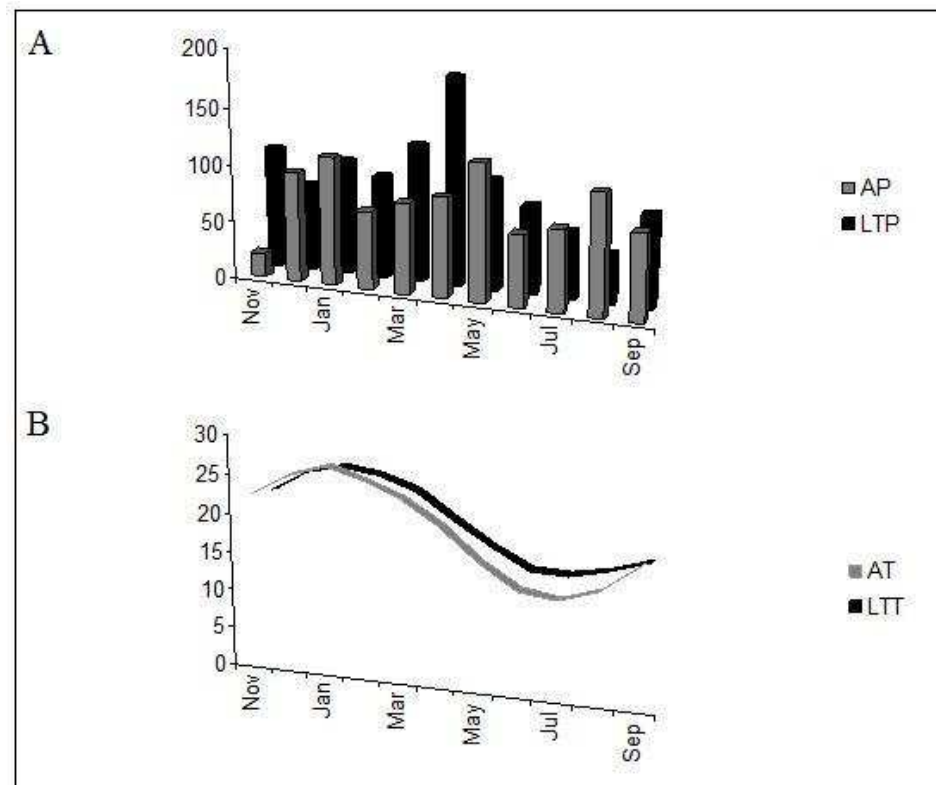


Fig 2 a long term (from 1976 to 2005) accumulated precipitation (LTP) and monthly accumulated precipitation (AP) during the year of study, b long term mean monthly temperature (LTT) and mean monthly temperature (AT) during the year of study in the region of BSD. Sources: Wrege et al 2011; INMET 2012

Macroinvertebrate diversity and trophic structure

In total, 1,089 specimens, represented by 48 aquatic macroinvertebrate taxa were found in the BSD. The cumulative curve for the three sites, during the sampling period, tended to stabilize, although the asymptote was not reached (Fig. 3). The most dominant taxa in the area studied as a whole were the amphipod *Hyaella* S. I. Smith, 1874 (43.5%), followed by the coleopterans *Copelatus* Erichson, 1832 (6.5%) and Scirtidae (5.1%). The best distributed taxa, with occurrence in all months, were *Biomphalaria* Preston, 1910,

Entomobryidae, the coleopteran *Laccophilus* Leach, 1815, and the chironomids *Tanytarsus* van der Wulp, 1874 and *Ablabesmyia* Johannsen, 1905 (*Karelia*). However, the composition of dominant taxa varied through the seasons. In spring (December), *Hyaella* was dominant (84%), but in summer (March), the Chironomidae *Asheum* (Sublette, 1964), *Ablabesmia* (*Karelia*), *Goeldichironomus* Fittkau, 1965 and *Tanytarsus* predominated comprising 46% of the specimens found, although the Entomobryidae (5%) and the Ephemeropteran *Caenis* Stephens, 1835 (6%) had also been abundant. In autumn (June), *Hyaella* (38.4%) and Scirtidae (17%) were dominant, and Oligochaeta (13.4%) and *Biomphalaria* (15.2%) were also well represented. In winter (September), *Hyaella* predominated (57%), but *Copelatus* was also numerous (15.6%).

The overall composition of the trophic structure of the macroinvertebrate communities was constituted predominantly by predatory (43%) and gatherer-collector taxa (33%), followed by grazers and shredders ($F=16.69$; $p<0.05$, Table 2). However, concerning relative abundance, shredder organisms (43%) predominated ($F=14.85$; $p<0.05$), followed by gatherer-collectors, grazers and predators.

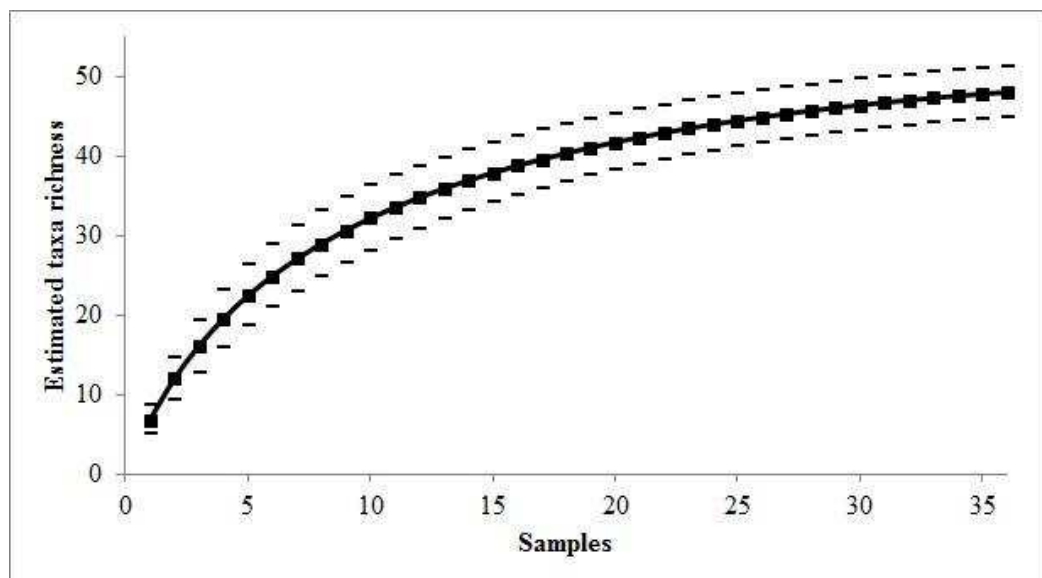


Fig 3 Cumulative curve of macroinvertebrate taxa in the Banhado São Donato, southern Brazil. Dotted continuous line indicates the estimated values and dashed lines, the confidence intervals

Temporal distribution and influence of abiotic factors

Rarefaction method estimated higher richness for summer (28.3 ± 1.9), followed by autumn (19), while winter and spring had overlapping estimated richness values (15.6 ± 1.6 ; 17.2 ± 0.8 , respectively). The Circular Analysis evidenced a temporal structure for the macroinvertebrate community. This analysis showed strong seasonality (r values) in the abundance data of the community, as well as in richness data (Table 2). The Rayleigh test showed statistical significance for both richness ($p=0.04$) and abundance ($p<0.001$) data. The abundance descriptor was concentrated in September (winter) (Fig. 4a); and richness, in March (summer) (Fig. 4b) as evidenced by the angles of the mean vectors.

Table 2 Circular Analysis of the abundance (N) and richness (S) of macroinvertebrate communities in the Banhado São Donato, southern Brazil

Descriptor	N	S
Mean vector (μ)	260.864°	71.634°
Circular standard deviation	112.811°	104.881°
Mean vector length (r)	0.144	0.187
Rayleigh's Test (Z)	22.688	3.225
Rayleigh's Test (p)	<0.001	0.04

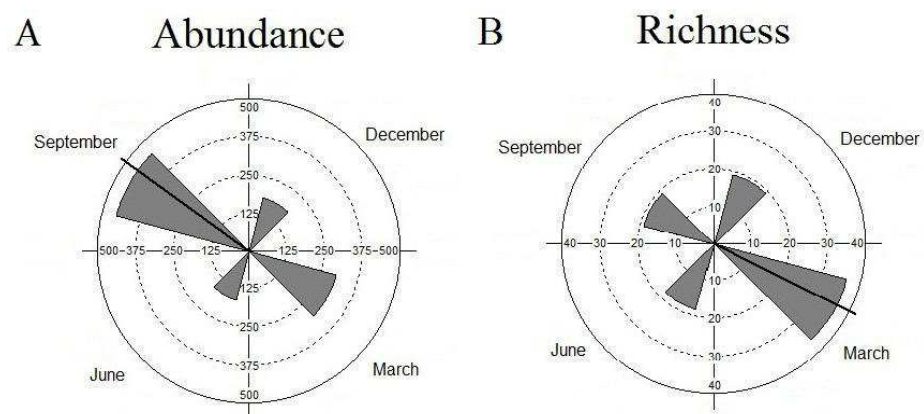


Fig 4 Temporal distribution of macroinvertebrate communities in the Banhado São Donato, southern Brazil. **a** abundance, **b** richness (December = spring; March = summer; July = autumn; September = winter)

The model generated by the RDA was significantly different from chance ($F = 4.633$, $p=0.005$). The two first axes of the RDA together summarized 29% of the existing variability

in the abundance data of the macroinvertebrate taxa of the BSD, and explained 54.4% of their relationship with the environmental variables (Table 3). The first axis of the RDA evidenced negative correlation with the three variables selected (Table 4, Fig. 5). The second axis showed positive correlation with monthly accumulated precipitation and pH, and negative with WT (Table 4, Fig. 5). In general, the second axis of the RDA segregated summer samples from the other ones (Fig. 5). Regarding the fauna, *Hyalella* was negatively related to rainfall, and the mollusks *Drepanotrema* Crosse & Fisher, 1880, *Pisidium* Pfeiffer, 1821 and *Biomphalaria*, plus Scirtidae and Oligochaeta, negatively to water temperature. In fact, *Caenis* and some chironomid and coleopteran genera were associated to summer samples, while mollusks and *Copelatus*, with autumn and winter samples (Fig. 5).

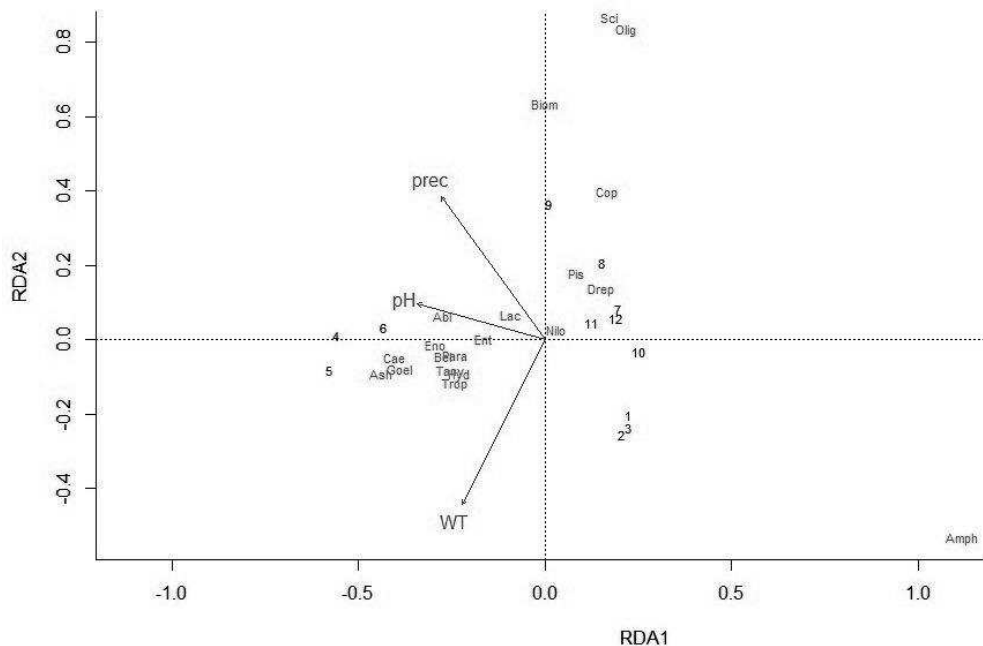


Fig 5 Diagram of ordination of the samples and taxa for the first two axes of the Redundancy Analysis of macroinvertebrate communities from the Banhado São Donato, southern Brazil. Sample abbreviations: 1, 2, 3: spring samples; 4, 5, 6: summer samples; 7, 8, 9: autumn samples; 10, 11, 12: winter samples. Taxa abbreviations: Abl = *Ablabesmyia* (*Karelia*); Amph = *Hyalella*; Ash = *Asheum*; Bel = *Belostoma*; Biom = *Biomphalaria*; Cae = *Caenis*; Cop = *Copelatus*; Drep = *Drepanotrema*; Eno = *Enochrus*; Goel = *Goeldichironomus*; Ent = Entomobryidae; Hyd = *Hydrobiomorpha*; Lac = *Laccophilus*; Nilo = *Nilotanypus*; Olig = Oligochaeta; Para = *Parachironomus*; Pis = *Pisidium*; Sci = Scirtidae; Trop = *Tropisternus*

Table 3 Eigenvalues, taxon-environment coefficients of correlation, and cumulative percentage explained by the first two axes of the Redundancy Analysis of the macroinvertebrate communities of the Banhado São Donato, southern Brazil

Axes	1	2
Eigenvalues	0.234	0.056
Cumulative variance percentage of data for		
Taxa	0.234	0.29
taxon-environment relationship	0.439	0.544

Table 4 Inter-set correlations between the first two axes of the Redundancy Analysis and the environmental variables of the macroinvertebrate communities in the Banhado São Donato, southern Brazil

Environmental variables	Axis 1	Axis 2
pH	0.644	-0.052
Prec	0.521	0.732
WT	0.429	-0.621

Discussion

Along the study period, WT and DO mean values varied seasonally, the latter peaking in the colder seasons, as expected in freshwater systems (Esteves 1998). The highest values of pH and EC during summer are probably related to rice fields management. Rice plantations in western RS are irrigated during summer, and agrochemicals are commonly used (Embrapa Clima Temperado 2005). Their use can elevate EC and also pH values in freshwater systems (Bayley et al 2013). Besides, the drought period that occurred during summer may have increased EC values (van der Walk 2006; Bayley et al 2013).

Macroinvertebrate taxonomic and trophic structures

The taxonomic composition recorded in the BSD is represented by typical elements of wetland environments, such as mollusks, odonates, water bugs, beetles, non-biting midges and amphipods (Batzer and Wissinger 1996; Batzer et al 2006; Wrubleski and Ross 2011; Batzer and Ruhí 2013). However, only mollusks, beetles and non-biting midges were well diversified. Mollusks are commonly found in wetlands of southern Brazil (Maltchik et al 2010a), because many genera can survive in environments with oscillating water level and DO (Brown 2001; Batzer et al 2004). Chironomidae, the most diversified group in the area

studied, is also able to survive in different environmental stress conditions (Strixino and Trivinho-Strixino 1998). This family is an important component of wetlands in RS, where it is usually represented by numerous genera (Panatta et al 2006, 2007), and some of them can be dominant taxa in macroinvertebrate community (Stenert et al 2004). *Asheum*, *Ablabesmyia*, *Goeldichironomus* and *Tanytarsus*, the dominant non-biting midges, are typical dwellers of Brazilian lentic environments, and frequently associated to aquatic macrophytes (Trivinho-Strixino 2011). Coleopterans, as many predatory taxa, thrive at wetlands, for they are able to resist desiccation and also are favored by environmental conditions such as denser vegetation, as recorded in BSD (Batzer and Wissinger 1996; Lundkvist et al 2001; Molnár et al 2009).

Odonates and hemipterans, which were represented by four and two genera in the BSD, respectively, were possibly affected by the drought period that occurred along the study period. Due to their predatory condition, both are affected by hydroperiod, or size area, which are related to water availability (Batzer and Wissinger 1996; Wellborn et al 1996; Batzer et al 2006). Previous studies conducted in southern Brazilian wetlands, by means of single census collections all over RS, showed that odonates are more diversified. They can be represented by ca 28 genera (Maltchik et al 2010b), while aquatic Heteroptera by ca. six aquatic families (Stenert et al 2004). The amphipods were represented by *Hyaella*, the unique genus of this family recorded in limnic ecosystems of RS (Bento and Buckup 1999). It was the dominant genera in the area studied, and comprehended almost 50% of all the individuals collected. The biology of *Hyaella*'s species is few studied in Brazil (Morelli 2001), but the genus can be represented by numerous specimens in other wetlands of RS, being primarily related to wetland area and habitat diversity (Stenert and Maltchik 2007; Stenert et al 2008).

The overall predominance of predatory taxa in the BSD corroborates patterns observed in the trophic composition of macroinvertebrate communities in wetlands elsewhere (Batzer and Wissinger 1996; Batzer et al 2006). However, the dominance of shredder individuals was

influenced by the occurrence of the amphipod *Hyaella*, the unique taxon with this trophic life habit, whose frequency had oscillated according to seasons, as will be discussed below.

Temporal distribution and influence of anthropogenic and environmental factors

In summer, the drought period associated to the La Niña episode added up to high average temperatures influenced the composition of dominant macroinvertebrates. In this period, chironomid genera predominated. The occurrence of many chironomids has been associated to the high temperatures in summer, which provide more luminosity, favoring food availability, consequently increasing their populations (Goddeeris et al 2001). Besides, lower water levels favor collector feeding insect larvae, such as those of *Tanytarsus* (Merritt et al 2008). Water eutrophication, another condition linked to human interference through management of rice fields, favors high frequencies of *Goeldichironomus* larvae, which are able to cope to stressful conditions (Spies et al 2009).

The entomobryids, which also predominated in summer, are not typical aquatic insects, but are abundant in humid soils (Christiansen and Snider 2008), possibly explaining their occurrence in a period of drought. The mayfly *Caenis* is well-adapted to variable environmental conditions, since it has multivoltine generations and short life cycles (da Silva 1998; Maltchik et al 2009). Thus, this genus can survive in the harsh conditions linked to the occurrence of La Niña climate oscillation, such as those recorded during the summer of 2011, explaining its contribution to BSD summer samples.

The abundance of *Hyaella*, as well as of many other taxa, varied according to seasons. Specimens from this genus thrived in all seasons but summer, when it was not found. In fact, *Hyaella* is polivoltine taxa and may be abundant all year long (Wildish 1982), although association of dominance and rainfall is not documented for this genus. *Hyaella* have been previously recorded as dominant taxon in southern Brazil rice fields irrigation channels

(Maltchik et al 2011). Actually, its dispersal mechanism is passive (Bilton et al 2001), thus its absence in summer samples may be due to water pumping to rice fields.

Seasonal variations in coleopteran abundance were recorded, especially for Dytiscidae (e.g., genus *Copelatus*) and Scirtidae. In autumn Scirtidae predominated, whereas in winter, *Copelatus* did (Table 2). Coleopterans are found to have seasonal patterns of abundance in wetlands (Molnár et al 2009). In this study, some biological characters may account for this pattern. Scirtidae are able to resist to drought by burrowing themselves in substrate, both in egg-stage and larval stages, while *Copelatus*, as many Dytiscidae genera, can also survive by emigrating in the adult flying stage (Batzer and Wissinger 1996; Domínguez and Fernández 2009). These characters may also account for tolerance of such taxa to condition presented by ENSO oscillations.

Seasons were important in structuring the macroinvertebrate community composition in the BSD through the study year. Richness was higher in summer in accordance with previous studies conducted in other Neotropical wetlands (Cenzano and Würdig 2006; Stenert et al 2008). However, abundance was highest in winter, mostly due to the dominance of *Hyalella*. In fact, in June the highest number of *Hyalella*'s individuals was found, periods marked by water permanence in the total study period, prior to La Niña most remarkable effects. If this taxon is unconsidered, abundance of macroinvertebrates in the BSD will also be higher in summer.

Final remarks

Taxonomical and trophic structures of macroinvertebrate communities in the Banhado São Donato were represented by typical elements of wetlands. Predatory taxa predominated, though shredders were more abundant due to the high abundance of *Hyalella* during most of the study period. The temporal structure of macroinvertebrate communities varied through time. Macroinvertebrate communities were more abundant in winter but richer in summer.

The climatic effects of the La Niña episode determined a period of low precipitation, causing drought in spring and summer months, and coincided with the water pumping from wetlands to the surrounding rice plantations in summer. These disturbances caused strong water depletion in this season, affecting the occurrence of some taxa and allowing the dominance of more tolerant ones. Thus, conservation policies controlling the illegal water pumping from wetland to rice plantations are necessary and urgent. This precaution is indispensable for maintaining patterns of diversity common to wetlands, especially in areas affected by the La Niña episodes.

Acknowledgments

The authors thank biologists Alcemar Martello (Unespar) and Ruben Alexandre Boelter (UFFS) for aid in field sampling. Our special thanks to the team of Laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos (UFSM) for help in specimens identification.

References

Batzer DP, Palik BJ, Buech R (2004) Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. *Journal of the North American Benthological Society* 23:50–68. doi: [http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593\(2004\)023<0050:RBECAM>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593(2004)023<0050:RBECAM>2.0.CO;2)

Batzer DP, Cooper R, Wissinger SA (2006) Wetland animal ecology. In Batzer DP, Sharitz RR (eds) *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, Berkeley, pp 242–284

Batzer (2013) The seemingly intractable ecological responses of invertebrates in North American wetlands. *Wetlands* 33:11-15. doi: 10.1007/s13157-012-0360-2

Batzer DP, Ruhí A (2013) Is there a core set of organisms that structure macroinvertebrate assemblages in freshwater wetlands? *Freshwater Biology* 58:1647–1659. doi: 10.1111/fwb.12156

Batzer DP, Wissinger SA (1996) Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology* 41:75-100. doi:10.1146/annurev.en.41.010196.000451

Bayley SE, Wong, AS, Thompson JE (2013) Effects of agricultural encroachment and drought on wetlands and shallow lakes in the boreal transition zone of Canada. *Wetlands* 33:17–28. doi: 10.1007/s13157-012-0349-x

Bento FM, Buckup L (1999) Subordem Gammaridea. In: Buckup L, Bond-Buckup G (eds) Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, pp. 177-188

Bilton DT, Freeland JR, Okamura B (2001) Dispersal in freshwater invertebrates 3. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:159-181. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016

Both C, Keafer IL, Santos TG, Cechin SZ (2008) An austral anuran assemblage in neotropics: a seasonal occurrence pattern correlated with photoperiod. *Journal of Natural History* 42:205-222. doi: 10.1080/00222930701847923

Brinson MM, Málvarez AI (2002) Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29:115-133.

doi: <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892902000085>

Brown KM (2001) Mollusca: Gastropoda. In: Thorp J, Covich AP (eds) *The classification and ecology of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, San Diego, pp. 297-329

Cenzano CSS, Würdig NL (2006) Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul state, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia* 18:153-163

Christiansen KA, Snider RJ (2008) Aquatic Collembola. In Merritt, RW, Cummins KW, Berg MB (eds) *An introduction to the aquatic insects of North America*, 4th edn. Kendall/Hunt, Dubuque, pp. 165-179

Clarke A, Nally RM, Bond NR, Lake PS (2010) Conserving macroinvertebrate diversity in head water streams: the importance of knowing the relative contributions of α and β diversity. *Diversity and Distribution* 16:725-736

Colwell RK (2006) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. University of Connecticut, Storrs.

Culioli JL, Foata J, Mori C, Orsini A, Marchand B (2006) Temporal succession of the macroinvertebrate fauna in a Corsican temporary pond. *Viet et Millieu Life and Environment* 56:215-221

Cummins KW, Klug MJ (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:147-172. doi: 0066-4162/79/1120-0147\$01.00

Da-Silva, ER (1998). Estratégias de adaptação das espécies de Ephemeroptera às condições ambientais da restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. In: Nessimian JL, Carvalho AL (eds) *Ecologia de Insetos Aquáticos*, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, pp 29–40

Dantas ME, Vieiro AC, Silva DRA (2010) Origem das paisagens. In: Vieiro AC, Da Silva DRA (eds) *Geodiversidade do estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, pp 35-50

Domínguez E, Fernández HR (2009) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos – sistemática e biología*. Universidad nacional de Tucumán. San Miguel de Tucúman: Facultad de Ciencias Naturales y Instituto M. Lillo.

Embrapa Clima Temperado. Cultivo do Arroz Irrigado no Brasil. *Sistemas de Produção*, Pelotas, n. 3, versão Eletrônica, novembro, 2005. Available via DIALOG. <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoBrasil/index.htm>. Accessed 30 Mar 2012

Esteves FA (1998) *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro

Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB) (2002) Avaliação da Biodiversidade de Reserva Biológica de São Donato. Proposição de Limites da Reserva Biológica do São Donato (Parte 1). Relatório Final

Goddeeris BR, Vermeulen AC, De Geest E, Jacobs H, Baert B, Ollevier F (2001) Diapause induction in the third and fourth instar of *Chironomus riparius* (Diptera) from Belgian lowland brooks. *Archiv für Hydrobiologie* 150:307–327

Gomes AS, Magalhães AMD Jr (2004) Arroz Irrigado no Sul do Brasil (Irrigated Rice in Southern Brazil). Embrapa Clima Temperado, Pelotas.

Gotelli NJ, Entsminger GL (2011) Ecosim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET (2012) Boletim Agroclimatológico Mensal. Available via DIALOG. <http://www.inmet.gov.br>. Accessed 14 Mar 2013

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ – IRGA – (2012) Acompanhamento da Semeadura do Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul – Safra 2011/2012. Available via DIALOG. <http://www.irga.rs.gov.br>. Accessed 30 Apr 2012

Junk WJ (2013) Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. *Aquatic Sciences* 75:113-131

doi: 10.1007/s00027-012-0253-8

Kovach GLD (2010) Oriana for Windows version 3.0 Kovach Computer Services, Wales: Penraeth. Available via DIALOG. <http://www.kovcomp.co.uk>. Accessed 20 Jan 2012

Labraga JC, López, MA (2000) Climate change scenario for the Argentine Republic: 1999. InterAmerican Institute for Global Change Research. IAI News Letter 23.

Lahr J, Diallo AO, Ndour KB, Badji A, Diouf PS (1999) Phenology of Invertebrates living in a sahelian temporary pond. *Hydrobiologia* 405:189-205.

doi: 10.1023/A:1003879611584

Legendre P, Legendre L (1998) Numerical ecology. Amsterdam, Elsevier.

Legendre P, Gallagher E (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271-280. doi: 10.1007/s004420100716

Lundkvist E, Landin J, Milberg P (2001) Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden. *Wetlands* 21:48-58. doi: 10.1672/0277-5212(2001)021[0048:DBDAAE]2.0.CO;2

Maltchik L, Barbosa CB, Baptista CP, et al (2009) Adaptive success and perceptions on the hydrological disturbances by riverine populations in Brazilian semi-arid streams. *Neotropical Biology and Conservation* 4:13-419. doi: 10.4013/nbc.2009.41.02

- Maltchik L, Stenert C, Kotzian CB, Pereira D (2010) Responses of freshwater molluscs to environmental factors in southern Brazil wetlands. *Brazilian Journal of Biology*, 70:473-482.
doi.org/10.1590/S1519-69842010005000003
- Maltchik L, Stenert C, Kotzian CB, Pires MM (2010) Responses of odonate communities to environmental factors in southern Brazil wetlands. *Journal of the Kansas Entomological Society* 83:208-220.
doi: <http://dx.doi.org/10.2317/JKES0910.13.1>
- Maltchik L, Rolon AS, Stenert C, Machado IF, Rocha O (2011) Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? *Revista de Biologia Tropical* 59:1895-1914
- Maluf JRT (2000) Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 8:141-150
- Merritt RW, Cummins KW, Berg MB (2008) *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* Kendall/Hunt, Dubuque.
- Middleton BA, Kleinebecker T (2012) The effects of climate-change-induced drought and freshwater wetlands. In: Middleton BA (ed) *Global change and the function and distribution of wetlands, global change ecology and wetlands*. Springer, London, pp 117-147
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. World Resources Institute, Washington

Molnár A, Csabai Z, Tóthmérész B (2009) Influence of flooding and vegetation patterns on aquatic beetle diversity in a constructed wetland complex. *Wetlands* 29:1214-1223. doi: 10.1007/BF03185922

Moore PD (2006) *Wetlands: Biomes of the Earth*. Chelsea House publishers, New York

Morelli F (2001) Morfologia dos ovários e fecundidade de *Hyalella* sp. (Crustacea, Amphipoda, Hyalellidae). Monograph. Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A et al (2009) Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: Pillar VDP et al (eds) *Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade*, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp 26-41

Panatta A, Sernet C, Freitas SMF de, Maltchik L (2006) Diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the coastal plain in the south of Brazil. *Limnology* 7:23-30. doi: 10.1007/s10201-005-0160-y

Panatta A, Sernet C, Santos EM, Maltchik L (2007) Diversity and distribution of Chironomid Larvae in Wetlands in Southern Brasil. *Journal of the Kansas Entomological Society* 80:229-242.

doi: [http://dx.doi.org/10.2317/0022-8567\(2007\)80\[229:DADOCL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2317/0022-8567(2007)80[229:DADOCL]2.0.CO;2)

Pillar VP, Muller SC, Castilhos ZMS, Jacques AV (2009) *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente do Brasil.

Rios SL, Bailey RC (2006) Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 55:153-160.

doi: 10.1007/s10750-005-0868-z

Righi FP (2012). A cartografia ambiental como suporte para o estudo das unidades de paisagem: o caso da Reserva Biológica de São Donato – RS. Dissertation, University of São Paulo

Russi D, ten Brink P, Farmer A, et al (2013) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*, IEEP, London

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - SEMA. Available via DIALOG. http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=58&cod_conteudo=5980. Accessed 08 Jun 2011

Simberloff D (1972) Properties of the rarefaction diversity measurement. *American Naturalist* 106:414-418

Spies M, Andersen T, Epler JH, Watson CN Jr (2009) Chironomidae (non-biting midges). In: Brown BV et al (eds) *Manual of Central American Diptera*, Ottawa: NRC Research Press pp 437-480

Stenert C, Santos EM, Maltchik L (2004) Levantamento da diversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas do Rio Grande do Sul (Brasil). *Acta Biológica Leopoldensia* 26:225-240

Stenert C, Maltchik L (2007) Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands. *Marine and Freshwater Research* 58:993–1001. doi: <http://dx.doi.org/10.1071/MF07073>

Stenert C, Bacca RC, Mostardeiro CC, Maltchik L (2008) Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 59:540–548. doi: <http://dx.doi.org/10.1071/MF07220>

Strixino G, Trivinho-Strixino S (1998) Povoamentos de Chironomidae (Diptera) em lagos artificiais. *Oecologia Brasiliensis* 5:141-154

Ter Braak CJ, Šmilauer P (2002). *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York

Trivinho-Strixino S (2011) *Larvas de Chironomidae: Guia de identificação*. 1, 2, 3. UFSCAR, São Carlos

van der Valk AG (2006) *The Biology of Freshwater Wetlands*. University Press, Oxford

Wellborn GA, Skelly DK; Werner EE (1996) Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:337–363. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.27.1.337

Wildish DJ (1982) Evolutionary ecology of reproduction in gammaridean Amphipoda. *International Journal of Invertebrate Reproduction*. 5:1-19.

doi: 10.1080/01651269.1982.10553450

Wissinger SA (1999) Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management. In: Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA (eds) *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. John Wiley and Sons, New York

Wrege MS, Steinmetz S, Reisser Jr C, Almeida IR de (2011) *Atlas climático da Região Sul do Brasil: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul*. Embrapa Clima Temperado, Pelotas

Wrubleski DA, Ross LCM (2011) Aquatic invertebrates of prairie wetlands: community composition, ecological roles, and impacts of agriculture. In: Floate KD (ed) *Arthropods of Canadian Grasslands*. Biological Survey of Canada, Ottawa, pp 91-116

Zar JH (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey

CONCLUSÃO GERAL

- 1- Os reservatórios artificiais servem, em parte, para a conservação da diversidade de macroinvertebrados de áreas naturais, apresentando uma composição semelhante quando se refere a animais de dispersão ativa, com abundância consideravelmente maior do que a observada nas áreas naturais. Grupos com dispersão ativa são mais abundantes nos reservatórios artificiais do que nas áreas naturais.
- 2- A distância dos reservatórios artificiais em relação à área “fonte” interfere na ocupação das áreas artificiais por macroinvertebrados.
- 3- O perímetro influencia na ocorrência de macroinvertebrados nos reservatórios artificiais.
- 4- A fauna de macroinvertebrados varia ao longo das estações do ano.
- 5- A presença constante de água nos reservatórios artificiais ao longo de todo o ano reforça a ideia de que os macroinvertebrados que não necessitam de variação no hidroperíodo superpovoam essas áreas.
- 6- A fauna das áreas úmidas difere da fauna de açudes e açudes mais distantes da área fonte tendem a serem semelhantes.