

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

**DANIELA CRISTINA ZARDO**

**QUALIDADE DA ÁGUA E ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE  
MACROINVERTEBRADOS EM ÁREAS ÚMIDAS COM COLÔNIAS DE  
NIDIFICAÇÃO DE AVES AQUÁTICAS NO SUL DO BRASIL**

**São Leopoldo**

**2019**

**DANIELA CRISTINA ZARDO**

**QUALIDADE DA ÁGUA E ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE  
MACROINVERTEBRADOS EM ÁREAS ÚMIDAS COM COLÔNIAS DE  
NIDIFICAÇÃO DE AVES AQUÁTICAS NO SUL DO BRASIL**

Tese apresentada como requisito para obtenção do título de Doutor em Biologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia - Área de Concentração: Diversidade e Manejo da Vida Silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Cristina Stenert

**São Leopoldo**

**2019**

Z36q

Zardo, Daniela Cristina.

Qualidade da água e estrutura taxonômica e funcional de macroinvertebrados em áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas no sul do Brasil / Daniela Cristina Zardo. – 2019.

142 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2019.

“Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Cristina Stenert.”

1. Invertebrados aquáticos. 2. Lagoas. 3. Aves aquáticas. 4. Guano. 5. Química da água. I. Título.

CDU 573

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

Aos meus pais Leonir e Mércia. Por serem as pessoas mais importantes de minha vida e sempre estarem ao meu lado me apoiando e me incentivando na realização dos meus sonhos.

Muita Gratidão!

## AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos meus pais, Leonir e Mércia, que me ensinaram que a educação é sempre o melhor caminho para se alcançar os objetivos e sonhos.

Ao meu irmão Everton, pelo exemplo e incentivo dedicados durante essa caminhada.

A minha orientadora Cristina Stenert pelo acolhimento, confiança e dedicação durante todo o processo. Pelos ensinamentos e inspiração na busca do conhecimento.

Ao professor Leonardo Maltchik pelas saídas de campo e auxílio na construção e desenvolvimento do trabalho.

Ao colega Mateus Pires, pelo empenho e dedicação durante o processo de análise e interpretação dos resultados.

Às amigas Raquel Freiry, Daiane Vendramini, Roberta Cozer, Thaís Boelter e Marcela Marmmit pela parceria nesses anos de doutorado, pelos momentos de alegria e descontração. Vocês são especiais!

Aos demais colegas do LECEA, pelas relações construídas durante esse período, pelos momentos de amizade e companheirismo.

A Capes pela bolsa de estudo concedida.

Aos colegas, professores, funcionários e coordenação do PPG em Biologia da Unisinos.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente fizeram parte de minha vida nesses quatro anos.

A vocês, muito obrigada!

“... Entendo bem o sotaque das águas  
Dou respeito às coisas desimportantes  
E aos seres desimportantes  
Prezo insetos mais que aviões  
Prezo a velocidade das tartarugas  
Mais do que as dos mísseis  
Tenho em mim esse atraso de nascença  
Eu fui aparelhado para gostar de passarinhos  
Tenho abundância de ser feliz por isso  
Meu quintal é maior que o mundo...”

**O apanhador de desperdícios**

**Manuel de Barros**

## RESUMO

Aves aquáticas podem exercer impacto sobre a concentração de nutrientes nas áreas úmidas por produzirem grandes quantidades de fezes ricas em nitrogênio e fósforo podendo controlar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados via mecanismo *bottom-up*. O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água e a estrutura taxonômica e funcional de macroinvertebrados em áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas no Sul do Brasil. As comunidades de macroinvertebrados foram amostradas sazonalmente em oito áreas úmidas intermitentes, diferindo de acordo com a ocorrência de colônias de nidificação de aves aquáticas (quatro áreas úmidas com e quatro áreas úmidas sem a presença de ninhais). Foi realizada uma amostragem em cada área úmida na primavera de 2016 (outubro) e uma no outono de 2017 (maio). Amostras de água foram coletadas para quantificação dos nutrientes (amônia, fósforo total, nitrato, nitrogênio orgânico total, nitrogênio total, ortofosfato e fósforo orgânico), variáveis físicas e químicas da água (temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e turbidez) foram medidas *in situ* e uma amostra de sedimento foi coletada para quantificação da matéria orgânica. Os principais resultados demonstraram que as concentrações de amônia, fósforo total, ortofosfato orgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio total e sólidos totais dissolvidos foram maiores nas áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas quando comparadas às áreas úmidas sem ninhais. Foram amostrados 11.471 indivíduos distribuídos em 70 táxons. Os índices de diversidade funcional, a abundância, riqueza e composição taxonômica e a composição funcional não foram influenciadas pela presença das aves, porém a abundância e a composição taxonômica variaram entre os períodos amostrais. Traços como o tipo de alimento detritos, forma do corpo cilíndrica e hábito aquático ativo mostraram-se associados às áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas, enquanto que os traços referentes aos hábitos agarrador e nadador, tipo de alimento macrófitas e tipo de dispersão aéreo passiva estiveram associados às áreas úmidas sem ninhais. Dentre os nutrientes, o fósforo total influenciou a composição funcional de insetos aquáticos e o ortofosfato a composição taxonômica. Esses resultados contribuem para a ecologia de áreas úmidas e para uma melhor compreensão das interações entre áreas úmidas, aves aquáticas e macroinvertebrados aquáticos.

**Palavras-chave:** Invertebrados aquáticos, lagoas, aves aquáticas, guano, química da água, diversidade funcional.

## ABSTRACT

Waterfowl can impact nutrient concentration in wetlands by producing large amounts of nitrogen and phosphorus-rich feces and can control the structure of the macroinvertebrate community via bottom-up mechanism. The objective of this study was to evaluate the water quality and the taxonomic and functional structure of macroinvertebrates in wetlands with nesting colonies of aquatic birds in southern Brazil. Macroinvertebrate communities were seasonally sampled in eight intermittent wetlands differing according to the occurrence of nesting colonies of waterbirds (four with the presence of rookeries; four without). Sampling was done in each wetland in the spring of 2016 (October) and one in the fall of 2017 (May). Water samples were collected for quantification of nutrients (ammonia, total phosphorus, nitrate, total organic nitrogen, total nitrogen, orthophosphate and organic phosphorus), physical and chemical variables of water (water temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, saturation of dissolved oxygen, total dissolved solids and turbidity) were measured in situ and a sediment sample was collected for quantification of the organic matter. The main results showed that the concentrations of ammonia, total phosphorus, organic orthophosphate, organic nitrogen, total nitrogen and total dissolved solids were higher in the wetlands with waterbird nesting than in the wetlands without nests. We sampled 11,471 individuals distributed in 70 taxa. The rates of functional diversity, abundance, richness and taxonomic composition and functional composition were not influenced by the presence of birds, but abundance and taxonomic composition varied between sampling periods. Functional traits such as the debris food type, cylindrical body shape and active aquatic habit were shown to be associated with wetlands with waterbird nesting, whereas traits referring to grabbing and swimmer habits, macrophyte food type and type of passive air dispersion were associated with wetlands without nesting. Among the nutrients, the total phosphorus influenced the functional composition of aquatic insects and the orthophosphate the taxonomic composition. These results contribute to the ecology of wetlands and to a better understanding of the interactions between wetlands, waterbirds and aquatic macroinvertebrates.

**Key words:** Aquatic invertebrates, ponds, waterfowl, guano, water chemistry, functional diversity.



## SUMÁRIO

<b>1. APRESENTAÇÃO.....</b>	<b>09</b>
<b>2. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>11</b>
<b>2.1 Áreas úmidas.....</b>	<b>11</b>
<b>2.2 Ecologia de Macroinvertebrados.....</b>	<b>13</b>
<b>2.3 Relação entre Aves Aquáticas, Qualidade da Água e Macroinvertebrados Aquáticos.....</b>	<b>20</b>
<b>3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>25</b>
<b>4. CAPÍTULOS.....</b>	<b>45</b>
<b>4.1 Capítulo 01: Influência dos ninhais de aves aquáticas na qualidade da água de áreas úmidas no Sul do Brasil.....</b>	<b>45</b>
<b>4.2 Capítulo 02: Can nesting waterbirds influence the community structure of macroinvertebrates in southern Brazilian intermittent wetlands?.....</b>	<b>72</b>
<b>4.3 Capítulo 03: Diversidade funcional de insetos aquáticos em áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas no Sul do Brasil.....</b>	<b>106</b>
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE.....</b>	<b>141</b>



## 1. APRESENTAÇÃO

A presente tese foi elaborada em duas partes a fim de facilitar a publicação dos resultados obtidos. A primeira parte consiste em uma Introdução Geral, incorporando os principais temas abordados com o objetivo de fornecer a base teórica acerca da temática deste estudo e segue formatado as normas vigentes da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

A Introdução Geral se inicia com um levantamento bibliográfico sobre o conceito e importância das áreas úmidas no mundo e no estado do Rio Grande do Sul, destacando suas principais funções ecológicas, entre elas, a ciclagem de nutrientes, o armazenamento de carbono, controle de inundações e o provisionamento de habitat para a vida selvagem. Posteriormente destaca-se a importância da ecologia de macroinvertebrados aquáticos para o equilíbrio e manutenção das áreas úmidas, trazendo duas abordagens fundamentais para a compreensão dos processos ecológicos nesses ambientes, as abordagens taxonômica e funcional. Na última parte da Introdução Geral são abordados aspectos importantes sobre a interação entre ninhas de aves aquáticas, macroinvertebrados aquáticos e qualidade da água em áreas úmidas. Aves aquáticas representam um grupo expressivo na composição biológica de ecossistemas aquáticos continentais. Muitas espécies de aves aquáticas buscam as áreas úmidas durante o período reprodutivo, podendo exercer considerável impacto sobre a concentração de nutrientes nesses ambientes por produzirem grandes quantidades de fezes ricas em nitrogênio e fósforo podendo alterar a qualidade da água e, conseqüentemente, controlar a estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados via mecanismo *bottom-up*.

Na segunda parte, a seção ‘Capítulos’ contém três artigos científicos que foram ou serão submetidos à publicação em periódicos especializados, e estão formatados de acordo com cada revista. O Capítulo 1 será submetido para a Revista Biota Neotropica e teve como objetivo avaliar a influência da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas na qualidade da água de áreas úmidas no Sul do Brasil. O Capítulo 2 foi submetido para a Revista Iheringia Série Zoológica e teve como objetivo analisar a influência da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas na estrutura taxonômica da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em áreas úmidas, avaliando as variações da riqueza, abundância e composição dessas comunidades entre as áreas estudadas. O Capítulo 3 será submetido para a Revista Zoological Studies e

objetivou analisar a diversidade funcional da comunidade de insetos aquáticos em áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas no Sul do Brasil.

## 2. INTRODUÇÃO GERAL

### 2.1. Áreas úmidas

Áreas úmidas foram definidas internacionalmente pela Convenção de Ramsar, em 1971, como “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, em regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros” (RAMSAR, 2013). As áreas úmidas brasileiras foram definidas como ecossistemas localizados na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica (JUNK *et al.*, 2013, 2016).

Estima-se que as áreas úmidas representem aproximadamente 5 a 8% da superfície terrestre (MITSCH; GOSELINK, 2007) e cerca de 20% do território brasileiro (JUNK *et al.*, 2011). Estão entre os ecossistemas mais produtivos da Terra (DIXON; WOOD, 2003; ROLON; MALTCHIK, 2006), apresentando grande diversidade de espécies, de plantas aquáticas, invertebrados e vertebrados (GETZNER, 2002). Estas áreas possuem uma ampla variedade de funções ecológicas, como a ciclagem de nutrientes (BUNN *et al.*, 1999), o armazenamento de carbono (ADHIKARI; BAJRACHARAYA, 2009), controle de inundações (HEY; PHILIPPI, 1995) e o provisionamento de habitat para a vida selvagem (JACOBS *et al.*, 2009). Além disso, desempenham um papel vital para assegurar o abastecimento de água, segurança alimentar e meios de subsistência para milhões de pessoas que vivem em países em desenvolvimento (TEFERI *et al.*, 2010) através da produção de peixes, agricultura e turismo (SAUNDERS *et al.*, 2002).

Os ecossistemas de áreas úmidas (*wetlands*), apesar de ainda carentes de uma classificação universal e das várias nomenclaturas que recebem (banhados, pântanos, etc), compartilham características como áreas alagáveis e solos saturados, ricos em matéria orgânica (MITSCH; GOSELINK, 2000; RAMSAR, 2013). Estas áreas necessitam de critérios claros para sua classificação, devido à diversidade de ambientes com características dinâmicas, e à dificuldade de definir com precisão seus limites e tamanho (CARRERA & FUENTE, 2003).

A estabilidade destes ecossistemas está intimamente relacionada ao seu regime hidrológico (BEDFORD *et al.*, 2001), onde o hidroperíodo (período de tempo em que uma determinada área mantém lâmina de água superficial) é o principal fator controlador da biota nesses ecossistemas (WILLIAMS, 2006). Diversos tipos de áreas úmidas, com inundação permanente ou periódica distribuem-se pelos estados brasileiros, na maioria totalmente descaracterizadas, carecendo de inventários e estudos ecológicos mais aprimorados (SCREMIN-DIAS, 2004).

Existem hoje, segundo relatório oficial, 2.127 áreas úmidas consideradas de importância internacional pela Convenção de Ramsar (RAMSAR, 2013). Atualmente, onze áreas úmidas protegidas pelo SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação) estão incluídas como sítios Ramsar no Brasil, que integrou oficialmente a Convenção de Ramsar em 1996 (CUNHA *et al.*, 2015). A extensão total de áreas úmidas protegidas no país perfaz 6.500.000 hectares, onde cinco delas estão situadas na Zona Costeira e Marinha e seis na Amazônia Legal (MMA, 2016). No Sul do Brasil, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe é o único sítio protegido pela Convenção de Ramsar (MMA, 2016). É um dos mais importantes refúgios de aves migratórias da América do Sul e berçário para aves residentes e espécies marinhas, como tainha e linguado. É a última área do estado em que há predominância da restinga litorânea (LOEBMANN; VIEIRA, 2005).

Dada importância dessas áreas úmidas para conservação dos ecossistemas, Scott & Carbonell (1986) formularam a primeira classificação e inventário de áreas úmidas na Região Neotropical, seguida no Brasil por Diegues (1990), na qual tinham objetivo de identificar áreas prioritárias para conservação de aves aquáticas. No Rio Grande do Sul, Maltchik *et al.* (2003) e Maltchik & Callisto (2004) propõem a partir de um inventário, um sistema de classificação de áreas úmidas dulceaquícolas, como importantes locais de alimentação e reprodução de aves aquáticas (LOBO *et al.*, 1991).

Os estudos sobre áreas úmidas no Brasil e no mundo concentram-se, em sua maioria em abordagens ecológicas (GOMES, 2017). A criação do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU), em 2008, reúne centenas de cientistas de Universidades e Centros de Pesquisas no Brasil, com foco principalmente na perspectiva biológica, cujo principal desafio para o crescimento e evolução das abordagens científicas, políticas e de gestão sobre as áreas úmidas consiste no avanço das confusões conceituais, uma vez que não há um consenso sobre o conceito de áreas úmidas no mundo, havendo diferentes propostas (FERREIRA & JUNIOR, 2018).

Apesar das áreas úmidas serem reconhecidas como um *hotspot* de biodiversidade, servindo de habitat para mais de 40% das espécies do mundo (MITRA *et al.*, 2003) e contribuindo com até 40% dos serviços ecossistêmicos anuais do globo (BONELL *et al.*, 1993; COSTANZA *et al.*, 1997), são um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (LAVOIE *et al.*, 2016; SICA *et al.*, 2016). Apesar de seu valor ecossistêmico, de sua importância para o equilíbrio ecológico e bem estar humano, as áreas úmidas vem sofrendo alterações drásticas e sendo progressivamente substituídas e suas espécies associadas vêm diminuindo rapidamente nas últimas décadas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; DAVIDSON, 2014). Segundo estimativas mencionadas por Davidson (2014), no último século, cerca de 70% das áreas úmidas originais da Terra foram perdidas, devido a atividades humanas. Isso coloca as áreas úmidas entre os ecossistemas mais vulneráveis do mundo (GARCIA-MORENO *et al.*, 2014). A agricultura, o crescimento das áreas urbanas, a poluição, a superexploração de recursos e a invasão de espécies exóticas estão entre as principais atividades responsáveis pelo declínio de áreas úmidas naturais no mundo (JUNK *et al.*, 2013; GARCIA-MORENO *et al.*, 2014).

## **2.2. Ecologia de Macroinvertebrados Aquáticos**

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos sésseis ou com mobilidade reduzida, que habitam a coluna d'água e o sedimento de ecossistemas aquáticos (LI *et al.*, 2010). São retidos em malha com abertura que varia de 200 a 500 micrômetros e são representados por vários grupos taxonômicos, que incluem os platelmintos, anelídeos, moluscos, crustáceos, aracnídeos e insetos, sendo este último, o mais diversificado e abundante em regiões tropicais (CALLISTO, 2000).

Macroinvertebrados aquáticos podem ser encontrados próximos a qualquer habitat aquático, desde poças temporárias até grandes rio e lagos e pequenos córregos (DALZUCHIO, 2013). Os ambientes mais extremos habitados por esses animais incluem águas salinas, poças de petróleo, lagoas de tratamento de efluentes e águas termais (MERRITT *et al.*, 2008). Em águas paradas, ocorrem no fundo de lagos, ao longo das margens com vegetação e em águas abertas, em ambientes lóticos ocorrem debaixo de pedras, galhos e troncos, enterrados na areia ou sedimentos, e rastejando sobre rochas e folhas (BOUCHARD, 2004).

Os macroinvertebrados têm importantes funções nas áreas úmidas (BALDWIN *et al.*, 2018). Como consumidores, os macroinvertebrados incorporam energia e nutrientes de produtores primários e matéria orgânica na biomassa animal, fornecendo alimentos para os vertebrados (MACDADE *et al.*, 2011; BATZER, 2013; TAPP; WEBB, 2015). As comunidades de macroinvertebrados também são indicadores das condições das áreas úmidas por completarem a maior parte ou todo o seu ciclo de vida como organismos aquáticos e, portanto, são suscetíveis a efeitos episódicos e cumulativos de mudanças ambientais (USEPA, 2002; BATZER, 2013). A baixa abundância de macroinvertebrados ou a diversidade taxonômica refletem condições estressantes causadas por altas concentrações de contaminantes (partículas suspensas, nutrientes, substâncias químicas sintéticas), baixa abundância de plantas e peixes invasores (JOHNSON *et al.*, 2013; RIENS *et al.*, 2013; MEYER *et al.*, 2015; SUNDBERG *et al.*, 2016).

Os macroinvertebrados aquáticos constituem um dos grupos biológicos mais amplamente utilizados como indicadores da qualidade da água, sobretudo em ecossistemas aquáticos lóticos (CALLISTO *et al.*, 1998, BIS *et al.*, 2000; CALLISTO *et al.*, 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; CUMMINS *et al.*, 2005; NESSIMIAN *et al.*, 2008; MILESI *et al.*, 2008; HEPP *et al.*, 2010). Em ecossistemas aquáticos lênticos, com a recente preocupação em torno da perda de áreas úmidas e de suas funções, os estudos sobre macroinvertebrados de áreas úmidas vêm aumentando em todo mundo (STENERT *et al.*, 2004; STENERT; MALTCHIK, 2007; STENERT *et al.*, 2008; MALTCHIK *et al.*, 2012) e alguns índices de qualidade de água vêm sendo construídos a partir da comunidade de macroinvertebrados (CHESSMAN *et al.*, 2002; HAUGERUD, 2006; SOLIMINI, 2008; BARBOSA *et al.*, 2011; LUNDE & RESH, 2012; PHAPHONG & SANGPRADUB, 2012; MERETA *et al.*, 2013; MELO *et al.*, 2015).

A comunidade de macroinvertebrados em áreas úmidas são componentes importantes da cadeia alimentar, atuando como elo de ligação entre as plantas e os consumidores de nível superior (BATZER 2013; BATZER & BOIX, 2016), sendo influenciada por parâmetros ambientais físicos e químicos, tais como, o hidroperíodo, a geomorfologia, a vegetação (BATZER *et al.*, 2004; STENERT & MALTCHIK, 2007), a temperatura da água, profundidade, nitrato, condutividade, pH, quantidade de matéria orgânica e oxigênio disponível (BATZER & WISSINGER, 1996, STENERT *et al.*, 2008), e biológicos, como competição e predação (PAUKERT & WILLIS, 2003;



BATZER *et al.*, 2004). Diversos estudos demonstraram como a comunidade de macroinvertebrados aquáticos é fortemente influenciada pelas condições ambientais (BATZER *et al.*, 2004; MORETTI & CALLISTO, 2005; PRÍNCIPE & CORIGLIANO, 2006; WÜRDIG *et al.*, 2007; BUDKE *et al.*, 2012; RUHÍ *et al.*, 2013; BATZER, 2013; BATZER & RUHÍ, 2013; AYRES-PERES *et al.*, 2006; BIASE *et al.*, 2010; BARROS *et al.*, 2016).

Macroinvertebrados possuem uma mobilidade limitada e vivem em contato direto com o sedimento e com a coluna de água, assim ficam expostos a diferentes estressores ambientais (FEIO *et al.*, 2007). Nesse sentido, os macroinvertebrados respondem diretamente à disponibilidade de oxigênio (SALOOM & DUNCAN, 2005), ao enriquecimento de nutrientes (LÜCKE & JOHNSON, 2009), a quantidade e qualidade de alimento (CROSS *et al.*, 2006), e às mudanças na estrutura do habitat (STEINMAN *et al.*, 2003). A utilização da composição taxonômica de insetos aquáticos para diagnosticar padrões de organização de comunidades é comum, embora existam evidências de que não sejam suficientes para detectar padrões relacionados ao funcionamento do ecossistema (DOLÉDEC *et al.*, 2011). Isso ocorre pelo fato de estudos taxonômicos atribuírem o mesmo peso para todas as espécies da comunidade, independentemente de suas características, requerimentos e/ou funções (PODGAISKI *et al.*, 2011; GERISCH *et al.*, 2012).

Características funcionais são traços morfológicos ou fisiológicos dos organismos que afetam o desempenho dos mesmos em um determinado ambiente (VIOLLE *et al.*, 2007). Segundo Cianciaruso *et al.* (2009), o uso destas características em um índice de diversidade significa “medir a diversidade de características funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade”. Essas características conferem às espécies a capacidade de se adaptar a condições ambientais específicas tornando-as aptas a sobreviver em um determinado local. Em outras palavras, o local onde os organismos vivem somados às restrições ecológicas aos quais eles estão expostos irão determinar os padrões de distribuição funcional das comunidades (TOWNSEND & HILDREW, 1994; POFF, 1997).

Atributos biológicos como tamanho do corpo, formas de dispersão, hábito alimentar, grupo trófico, voltinismo, entre outros, são algumas das características que podem ser utilizadas como indicadores da funcionalidade dos sistemas aquáticos (VIEIRA *et al.*, 2006; WEBB *et al.*, 2010). Estes atributos podem ser comparados entre

diferentes ambientes e entre regiões que diferem quanto à composição taxonômica (STATZNER *et al.*, 2004).

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos possuem representantes em todos os níveis tróficos da cadeia alimentar e podem ser classificados em fragmentadores, que se alimentam de tecido vegetal e podem ser herbívoros ou detritívoros; coletores, que se alimentam de matéria orgânica e que podem ser filtradores ou detritívoros; raspadores, que se alimentam de perifíton aderido à superfície orgânica ou mineral; predadores, que se alimentam de outros invertebrados aquáticos ou pequenos vertebrados; e parasitas, que se alimentam internamente ou externamente no corpo de outros organismos vivos (MERRIT & CUMMINS, 1996).

Em relação aos hábitos de vida, os macroinvertebrados podem ser classificados em: patinadores, que são adaptados para deslizar sobre a superfície; planctônicos, que habitam a coluna d'água, em locais sem correnteza; mergulhadores, adaptados para a natação remando com as patas traseiras; nadadores, adaptados para a natação com movimentação similar a dos peixes; agarradores, cujos representantes têm adaptações comportamentais e morfológicas para a fixação em locais com correnteza e em superfícies rochosas litorâneas de lagos; escaladores, adaptados para viver em hidrófitas vasculares ou restos de detritos com modificações para se movimentar verticalmente na haste deste tipo de superfície; organismos dispersos, que habitam a superfície das folhas flutuantes de hidrófitas vasculares ou sedimentos finos; e escavadores, que vivem em sedimentos finos de córregos e lagos. Alguns constroem tocas em forma de tubos com grãos de areia que se estendem acima da superfície do substrato, ou túneis em caules de plantas, folhas ou raízes (mineiros) (MERRIT & CUMMINS, 1996).

Atributos biológicos, como os mencionados acima podem ser utilizados como métricas funcionais e na construção de índices multimétrico com base na abundância proporcional de cada grupo (MELO, 2015). Um exemplo dessa utilização é como os organismos especialistas como os raspadores e fragmentadores costumam apresentar sensibilidade às mudanças no ecossistema no qual estão inseridos. Já organismos generalistas como os coletores, possuem uma gama maior de alimentos aceitáveis (BARBOUR *et al.*, 1996), podendo, em caso de escassez de um recurso, substituir um tipo de alimento por outro (MOYA *et al.*, 2007). Nesse sentido, os generalistas não são tão sensíveis aos impactos no ecossistema quanto os organismos especialistas. Abundâncias maiores de organismos dispersos e de escaladores, que se movimentam sobre a vegetação ou no sedimento, podem estar relacionadas com a cobertura vegetal

ou com macrófitas presentes no ecossistema, assim como nadadores e mergulhadores podem ter abundâncias maiores em ambientes de maior profundidade (BAZZANTINI & BELA, 2004). Desse modo, métricas funcionais são capazes de refletir processos complexos dos ecossistemas como interações tróficas, produção e disponibilidade de fontes de alimento (KARR *et al.*, 1986; CUMMINS *et al.*, 1989; PLAFKIN *et al.*, 1989), e podem responder bem a estressores ambientais.

O estudo de Cummins (1973) foi pioneiro no desenvolvimento de uma abordagem funcional para insetos aquáticos tendo como base suas relações tróficas (VANNOTE *et al.*, 1980). O principal referencial teórico sobre a relação entre a diversidade funcional e fatores ambientais foi o modelo '*habitat templet*', inicialmente proposto por Southwood (1977) e desenvolvido para ecossistemas aquáticos por Townsend & Hildrew (1994), Poff (1997), e Poff *et al.* (2006), prevendo que, onde condições ambientais são semelhantes, a organização funcional das comunidades deve convergir de uma forma previsível.

Os índices qualitativos e quantitativos utilizados para medir a diversidade funcional têm surgido e sido aprimorados desde a década de 90 e podem ser baseados em riqueza de grupos funcionais, matrizes de distância, agrupamento hierárquico e posição das espécies no espaço funcional (MOUCHET *et al.*, 2010).

Petchey & Gaston (2002) propuseram um índice quantitativo para medir a diversidade funcional, baseado em dendrograma, derivado a Diversidade Filogenética de Faith (1992), denominado de Diversidade Funcional (FD). O FD consiste na soma dos ramos totais do dendrograma funcional, mensurado a partir da distância das espécies no espaço funcional e está relacionado à complementaridade do uso de recursos (PETCHEY & GASTON, 2002). Devido a facilidade do cálculo, o FD tem sido bastante utilizado em estudos abordando a diversidade funcional com os mais variados táxons incluindo invertebrados como formigas (BIHN *et al.*, 2010) e besouros (BARRAGÁN *et al.*, 2011), plantas (LOIOLA *et al.*, 2010), mamíferos (BLACKBURN *et al.*, 2005, CARVALHO *et al.*, 2010, SAFI *et al.*, 2011), aves (PETCHEY *et al.*, 2007, BATALHA *et al.*, 2010) e anfíbios (ERNST *et al.*, 2006, STRAUß *et al.*, 2010). Alguns trabalhos também têm demonstrado o maior poder de previsibilidade comparado com outros métodos (PETCHEY & GASTON, 2006).

Villéger *et al.* (2008) propuseram um índice multivariado equivalente, incluindo a riqueza funcional, uniformidade funcional e divergência funcional, cada uma representando uma faceta da diversidade funcional, onde a riqueza funcional é o número

de grupos funcionais formado dentro de uma determinada comunidade; uniformidade funcional pode ser vista como o grau em que as características de uma comunidade estão distribuídas em um nicho para permitir a utilização eficiente de toda a gama de recursos de que dispõe; e a divergência funcional mede o grau de diferenciação do nicho entre as espécies de uma comunidade (MASON *et al.*, 2005). Por fim, Laliberté & Legendre (2010) propuseram o índice de dispersão funcional, que capta a distância média entre as espécies com base em suas características funcionais e sua abundância relativa em um espaço-traço multidimensional (COLZANI *et al.*, 2013). A dispersão funcional pode ser baseada pela abundância e não é afetada pela riqueza das espécies (CALLAÇA & GRELE, 2016). Assim, o número de índices tem crescido substancialmente, porém apenas alguns têm ganhado posições de destaque (Tabela 1).

Tabela 1: Principais índices utilizados para calcular a diversidade funcional encontrados na literatura (modificados de MOUCHET *et al.*, 2010).

<b>Medidas</b>	<b>Características</b>
Riqueza de Grupos Funcionais (PETCHEY, 2004).	Classificação das espécies com base em similaridade
Diversidade de atributos funcionais (WALKER <i>et al.</i> , 1999).	Soma da distância das espécies na comunidade
Diversidade Funcional (PETCHEY & GASTON, 2002).	Soma do maior ramo do dendograma funcional
Entropia Quadrática (RAO, 1982; BOTTA-DUKÁT, 2005).	Soma da distância das espécies pesadas pela abundância
Riqueza Funcional- Volume da cápsula convexa (CORNWELL <i>et al.</i> , 2006; VILLÉGER <i>et al.</i> , 2008)	Volume ocupado pelas espécies no espaço funcional
Divergência Funcional (VILLÉGER <i>et al.</i> , 2008)	Desvio da distância média ao centro da gravidade pesado pela abundância
Uniformidade Funcional (VILLÉGER <i>et al.</i> , 2008)	Soma do comprimento da árvore que liga os pontos no espaço tridimensional pesado pela abundância
Dispersão Funcional (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010)	Soma das distâncias no espaço funcional, deslocada pelo centroide da espécie mais abundante.

Fonte: CALLAÇA & GRELE, 2016

Muitos estudos demonstram que a diversidade funcional pode contribuir melhor para a compreensão das funções do ecossistema, tais como produtividade (TILMAN *et al.*, 1997; HOOPER & DUKES, 2004; PETCHEY *et al.*, 2004; HOOPER *et al.*, 2005), resistência das espécies às perturbações ambientais (DUKES, 2001; BELLWOOD *et al.*, 2004), e regulação do fluxo da matéria (WALDBUSSER *et al.*, 2004). A biodiversidade deveria ser contemplada considerando a sua diversidade funcional

(suportada pela função ecológica), taxonômica (representante genético) e estrutural (baseada na abundância das espécies) (LYASHEVSKA & FARNSWORTH, 2012), onde os componentes bióticos relacionados à magnitude e à variabilidade das alterações na biodiversidade podem ser distribuídos entre quatro fatores principais: composição, abundância, características funcionais e interações bióticas entre as espécies (NAEEM & WRIGHT, 2003).

Medidas de diversidade funcional têm sido utilizadas para compreendermos como as comunidades locais são estruturadas (WEIHER & KEDDY, 2001; PETCHEY *et al.*, 2007; GÓMEZ *et al.*, 2010; DALZUCHIO *et al.*, 2015) e como elas respondem às mudanças abióticas (MAYFIELD *et al.*, 2010; STATZNER & BÊCHE, 2010; PIRES *et al.*, 2017). No Brasil foram desenvolvidos poucos estudos utilizando a abordagem funcional (MILESI, 2016). Destaque para Colzani *et al.* (2013) que avaliaram a resposta de índices de diversidade funcional de insetos aquáticos frente a mudanças na paisagem. Nesta mesma linha e adicionando diversidade filogenética, Saito *et al.* (2015) utilizaram os atributos funcionais de insetos na criação de índices multimétricos na avaliação do impacto ambiental. Dalzochio *et al.* (2015) comparou a diversidade funcional de comunidades de insetos aquáticos ao longo de um gradiente de intensificação agrícola e Boelter *et al.* (2018) avaliaram os efeitos da presença de peixes e dos tipos de habitats com diferentes níveis de complexidade estrutural nas estruturas taxonômicas e funcionais na comunidade de macroinvertebrados em áreas úmidas no sul do Brasil.

As métricas funcionais fornecem uma série de vantagens, como uma ampla gama de respostas a múltiplos estressores (DOLÉDEC *et al.*, 1999; CULP *et al.*, 2011; MONDY *et al.*, 2016) e a compreensão mais mecanicista para identificar as causas das mudanças (DOLÉDEC *et al.*, 2011; VERBERK *et al.*, 2013). Nesse sentido, uma abordagem funcional pode produzir diferentes conclusões sobre a importância desses atributos para o funcionamento dos ecossistemas, dependendo do método de classificação utilizada (WRIGHT *et al.*, 2006). Assim, há uma necessidade de fornecer medidas contínuas de diversidade funcional que utilizem diretamente valores quantitativos para as características funcionais (VILLÉGER *et al.*, 2008).

### **2.3. Relação entre Aves Aquáticas, Qualidade da Água e Macroinvertebrados Aquáticos**

O Brasil é o segundo país do mundo em diversidade de aves, com 1.901 espécies, onde o conhecimento atual da avifauna brasileira sugere que ao menos 197 espécies apresentam algum padrão de deslocamento considerado migratório (CBRO, 2016). Desse total, 53% reproduzem no Brasil e 47% possuem seus sítios de reprodução em outros países, seja na região circumpolar relacionada à América do Norte e Groenlândia (aves setentrionais), ou em áreas no sul da América do Sul e Antártida (meridionais) (CBRO, 2016).

O Rio Grande do Sul, possui cerca de 661 espécies de aves registradas, destas, 466 nidificam no estado e 123 são descritas como aves de hábitos aquáticos (VÉLEZ, 1997; BELTON, 2000; BENCKE, 2010). É considerado local de elevada riqueza (BENCKE *et al.*, 2010) em função de muitas espécies destas aves procurarem refúgios ou territórios temporários (MARINI & GARCIA, 2005) e migrarem do Pantanal e do baixo Rio Paraná (Províncias de Entre Ríos, Santa Fé e Corrientes, na Argentina) (ANTAS, 1994) além de ser uma zona de transição entre diversos biomas (BELTON, 1994).

O grupo, de maneira geral, é conhecido por possuir alta capacidade de dispersão e grande mobilidade diária, atuando como importante dispersor de plantas, invertebrados e vertebrados nos ecossistemas aquáticos (HAIG *et al.*, 1998; GIBBS, 2000; MORRIS, 2012, SILVA *et al.*, 2018). Em períodos de cheia, as áreas úmidas se tornam ricas em alimento, o que desencadeia a atividade reprodutiva de muitas espécies de aves aquáticas (MORRIS, 2012). Durante a reprodução, assim como em momentos de muda de plumagem, esses animais tendem a se movimentar menos entre os sítios (MORRIS, 2012). Nas situações de mobilidade restrita, essas aves se tornam mais dependentes dos recursos locais, e tendem a ocupar um único sítio ou conjuntos próximos, que ofereçam maior disponibilidade de alimento e áreas para nidificação (HAIG *et al.*, 1998; MORRIS, 2012). Por outro lado, em períodos de seca, as aves aquáticas se movem mais entre sítios, e se concentram nas áreas úmidas permanentes (KINGSFORD & NORMAN, 2002). Logo, a ocorrência desses animais depende não só de características individuais do ambiente, mas também da disponibilidade de habitat na paisagem (HAIG *et al.*, 1998; KINGSFORD & NORMAN, 2002). Sendo assim, os padrões de ocorrência da avifauna são influenciados pela paisagem em diferentes

escalas, pela disposição das áreas úmidas no espaço, e também pela conectividade entre esses ambientes (WHITED *et al.*, 2000; GUADAGNIN & MALTCHIK, 2007; MORRIS, 2012).

Entre as espécies de aves aquáticas amplamente distribuídas nas áreas úmidas do estado, destaca-se a família Threskiornithidae, representada principalmente por *Plegadis chihi* (maçarico-preto) e *Phimosus infuscatus* (maçarico-da-cara-amarela), que são espécies de aves residentes anuais e de grande capacidade de dispersão, e espécies da família Ardeidae, representada principalmente pelos savacus (*Nycticorax nycticorax*) e garças, entre elas a garça-branca-grande (*Ardea alba*), a garça-branca-pequena (*Egretta thula*) e a garça vaqueira (*Bubulcus ibis*) (PETRY & FONSECA, 2005; SCHERER *et al.*, 2006; ACCORDI & BARCELOS, 2006; SCHERER *et al.*, 2011). O período de chegada dessas espécies para reprodução nestas áreas úmidas corresponde ao mês de setembro, final do inverno e início da primavera. Já no final do verão e início do outono, no mês de março, corresponde ao período em que essas espécies estão deixando estas áreas úmidas e retornando aos seus locais de origem (SCHERER *et al.*, 2006; ACCORDI & BARCELOS, 2006, SCHERER *et al.*, 2011).

Muitas destas aves aquáticas nidificam em grupos denominados colônias, podendo incluir apenas alguns ninhos, ou milhares. As colônias de aves aquáticas podem ser mistas ou monoespecíficas, e as melhores áreas do ninhal são ocupadas pelas espécies consideradas mais fortes numa disposição hierárquica (SICK, 1997). As colônias localizam-se geralmente em alguma porção de terra protegida dos predadores e de outras perturbações e em áreas onde as aves adultas podem obter energia a partir do ecossistema circundante, para manter-se e alimentar sua prole (BRZORAD *et al.*, 2004; KUSHLAN & HANCOCK, 2005).

Em colônias de espécies mistas muitas vezes a primeira espécie a chegar é a *A. alba*, e sua presença pode induzir a nidificação ou atrair outras espécies (McCRIMMON *et al.*, 2001). Gianuca (2010) estudou uma colônia de Pelecaniformes no estuário da laguna Lagoa dos Patos onde foram identificadas oito espécies, constituindo-se no maior sítio reprodutivo de *P. ajaja* no Brasil, e na maior colônia de Pelecaniformes já registrada no sul do país. Miño e Del Lama (2007) estudaram a estrutura gênica de *P. ajaja* em quatro colônias no Pantanal e em uma colônia no Rio Grande do Sul, no banhado do Aguirre, Taim, indicando a existência de diferença genética entre as aves do Pantanal e Sul do Rio Grande do Sul. Em Triunfo, Lindolfo Collor e Porto Alegre, foram registradas colônias de nidificação com as espécies *Nycticorax nycticorax*,

*Bubulcus ibis*, *A. alba* e *Egretta thula*, totalizando 553 ninhos em Triunfo, 563 em Lindolfo Collor e 287 em Porto Alegre, durante o período reprodutivo de 2008/2009 (SCHERER *et al.*, 2010). Também em Triunfo foi registrada uma colônia composta pelas garças *B. ibis*, *E. thula*, *N. nycticorax*, além dos maçaricos *Phimosus infuscatus* e *Plegadis chihi* estudada durante dois períodos reprodutivos consecutivos (1998/1999 e 1999/2000) (PETRY & FONSECA, 2005). Já em área urbana de Porto Alegre, no Parque Mascarenhas de Moraes, foi registrado um ninhal misto, onde espécies da família Ardeidae (garças e socós) representaram 41,7% das espécies nidificantes (SCHERER *et al.*, 2006).

A relação da avifauna com seus respectivos habitats é amplamente documentada e fornece informações importantes sobre a dependência e sua relação com o ecossistema aquático (SEMLITSCH & BODIE, 1998; DETENBECK *et al.*, 1999). As aves afetam direta e indiretamente as funções ecológicas dos ecossistemas aquáticos em que estão inseridas (HURLBERT & CHANG, 1983) sendo influenciadas por tipos, tamanhos e quantidades de alimentos disponíveis nesses ecossistemas (BOLDUC & AFTON, 2004).

A avifauna é parte integrante da maioria dos ecossistemas de água doce, mas o papel das aves aquáticas na dinâmica trófica destes ambientes, durante anos, foi negligenciado (RÖNICKE *et al.*, 2008). Desde os anos 80, ornitólogos e limnólogos tornaram-se cada vez mais cientes da contribuição das aves aquáticas na entrada de nutrientes em ecossistemas aquáticos (KEREKES *et al.*, 1994). Aves aquáticas forrageiam em grandes áreas e ao retornar às colônias de nidificação para descanso e/ou se reproduzirem, depositam nutrientes sob a forma de guano, uma fonte natural de nitrogênio e fósforo (ELLIS, 2005). Em locais em que as aves aquáticas são numerosas, suas excretas podem ocasionalmente representar uma importante fonte externa de nutrientes (PORTNOY, 1990; MANNY *et al.*, 1994).

Nitrogênio e fósforo são nutrientes importantes em ecossistemas aquáticos, porque são necessários para a produção primária e para a sobrevivência da vida aquática (DOWNING & MCCAULEY, 1992). No entanto, em grandes quantidades podem aumentar a produção de fitoplâncton e levar à redução do oxigênio, ocasionando a morte de peixes e outros organismos aquáticos, e diminuindo assim a biodiversidade (WELCH, 2002; ELSER *et al.*, 2007).

Alguns estudos têm abordado de que forma uma alta densidade de aves aquáticas pode afetar o estado nutricional de ecossistemas aquáticos de águas doces por



meio da liberação de excrementos (CHAICHANA *et al.*, 2010; HUANG & ISOBE; 2012; GWIAZDA *et al.*, 2014; SOMURA *et al.*, 2015). McFadden *et al.*, 2016 afirmaram que essa relação pode trazer mudanças profundas na dinâmica dos ecossistemas influenciando até mesmo a prestação de serviços ecossistêmicos.

Aves aquáticas são predadores importantes de macroinvertebrados bentônicos; afetando a sua estrutura (VELÁSQUEZ ROJAS, 1987) e biomassa (SCHNEIDER & HARRINGTON, 1981; QUAMMEN, 1981; MERCIER & MCNEIL, 1994). O forrageamento de muitas aves aquáticas está relacionado com a distribuição de macroinvertebrados aquáticos, por se tratar de um componente importante de sua dieta (KRAPU & REINECKE, 1992; PALOMO *et al.*, 1999; BOLDUC & AFTON, 2004; SAFRAN *et al.*, 1997; MEIRE *et al.*, 1994; ZMUDCZYŃSKA-SKARBEEK *et al.*, 2015), fornecendo proteínas e outros nutrientes fundamentais para sua sobrevivência, reprodução, crescimento e substituição das penas (ANDERSON & SMITH, 2000; BALDASSARRE & BOLEN, 2006).

A predação por aves aquáticas pode exercer uma forte força seletiva em características morfológicas, comportamentais e de distribuição dos macroinvertebrados (SAFRAN *et al.*, 1997). Estudos demonstraram que a riqueza de macroinvertebrados aquáticos correlaciona-se positivamente com a presença de aves aquáticas nos ecossistemas aquáticos (MURKIN & KADLEC, 1986; WRUBLESKI, 1989) e também mostraram o efeito da predação por aves aquáticas (efeito *top-down*) na estrutura da comunidade de macroinvertebrados em áreas úmidas (MERCIER & MCNEIL, 1994; BOTTO *et al.*, 1998; PALLOMO *et al.*, 1999). O impacto das aves aquáticas em suas presas pode explicar por si só grande parte da variabilidade encontrada nas comunidades bentônicas (MERCIER & MCNEIL, 1994), no entanto, a entrada de nutrientes produzidos pela sua defecação pode também ter efeitos sobre essas comunidades (PALOMO *et al.*, 1999).

Por outro lado, aves aquáticas desempenham um papel importante no retorno de grandes quantidades de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) para o sistema através da produção de guano, por meio de suas fezes, em áreas úmidas que utilizam como colônias de nidificação para descanso e/ou se reproduzirem, alterando significativamente o fluxo de nutrientes nesses ambientes (POWELL *et al.*, 1989). Em função disso, podem produzir fortes respostas positivas aos produtores primários (VALIELA, 1984; ELSER *et al.*, 2007), podendo afetar os consumidores, através do aumento ou da diminuição da abundância de espécies zooplanctônicas (ZELICKMAN

& GOLOVKINM, 1972), de poliquetas (BOSMAN & HÓQUEI, 1986), crustáceos (PALOMO *et al.*, 1999), quironomídeos (MICHELUTTI *et al.*, 2009) e peixes (ONUF *et al.*, 1977), modificando a abundância e o comportamento dos macroinvertebrados aquáticos via mecanismos *bottom-up*. Assim, as aves aquáticas podem controlar a estrutura da comunidade através da predação (controle *top-down*) e/ou através da adição de nutrientes (controle *bottom-up*) (HAIRSTON *et al.*, 1960; ODUM, 1969).

Conhecendo a importância das áreas úmidas e a necessidade de se avançar em estudos com o objetivo de conhecer melhor esses ambientes e as interações que ali ocorrem, o presente trabalho buscou compreender as relações ecológicas entre aves aquáticas, qualidade da água e macroinvertebrados aquáticos, uma vez que é reconhecida a importância da contribuição das aves aquáticas no enriquecimento de nutrientes em áreas úmidas podendo alterar a qualidade da água e conseqüentemente a riqueza, abundância e composição da biota aquática. Nesse sentido o objetivo geral do presente estudo é avaliar a qualidade da água e a estrutura taxonômica e funcional de macroinvertebrados aquáticos em áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas no Sul do Brasil.

### 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCORDI, I. A. & BARCELLOS, A. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v.14, n. 2, p. 101-115, 2006.

ADHIKARI, S. & BAJRACHARAYA, S. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. **Journal of Wetlands Ecology**, v. 2, p. 2 - 46, 2009.

ANDERSON, J. T. & SMITH, L. M. Food selection and feather molt by nonbreeding American green-winged teal in Texas playas. **Journal Wildlife Management**, v. 64, p. 222-230, 2000.

ANTAS, P. T. Z. Migration and other movements among the lower Paraná River valley wetlands, Argetina, and the south Brazil/Pantanal. **Bird Conservation International**, v. 4, p. 181-190, 1994.

AYRES-PERES, L.; SOKOLOWICZ, C. C. & SANTOS, S. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-10, 2006.

BALDASSARRE, G. A & BOLEN, E. G. **Waterfowl ecology and management**, 2<sup>nd</sup> edn. Krieger Publishing Company, Malabar. 2006.

BALDWIN, R. C.; SUNDBERG, M. D.; STEWART, T. W. & WEBER, M. J. Influence of Sieve Mesh Size on Relationships between Macroinvertebrate Assemblage and Environmental Variables in Wetlands. **Wetlands**, v. 38, n. 4, p. 677 - 687, 2018.

BARBOSA, I. F.; Moraes, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J. & SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitanguí, Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 101(1-2), p. 15-23, 2011.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G. E.; FRYDENBORG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J. S. & BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15(2), p. 185-211, 1996.

BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G. & NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PloS One**, v. 6(3), p. 17976, 2011.

BARROS, M. P.; GAYESKIA, L. M. & TUNDISI, J. G. Benthic macroinvertebrate community in the Sinos river drainage basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 76 (4), p. 942-950, 2016.

BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V. & MOTTA-JUNIOR, J. C. Consequences of simulated loss of open Cerrado areas to bird functional diversity. **Natureza & Conservação**, v. 8(1), p. 34-40, 2010.

BATZER, D. P. & WISSINGER, S. A. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. **Annu. Rev. Entomol.** v. 41, p. 75-100, 1996.

BATZER, D. P.; PALIK, B. J. & BUECH, R. Relationships Between Environmental Characteristics and Macroinvertebrate Communities in Seasonal Woodland ponds o Minnesota. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 23, (1), p. 50-68, 2004.

BATZER, D. P. & RUHÍ, A. Is there a core set of organisms that structure macroinvertebrate assemblages in freshwater wetlands? **Freshwater Biology**, v. 58, p. 1647-1659, 2013.

BATZER, D. P. The seemingly intractable ecological responses of invertebrates in north American wetlands: A Review. **Wetlands**, v. 33, p. 1-15, 2013.

BATZER, D. P. & BOIX, D. **Invertebrates in Freshwater Wetlands: an International Perspective on their Ecology**. Springer, Switzerland. 2016.

BAZZANTI, M. & BELLA, V. D. Functional feeding and habit organization of macroinvertebrate communities in permanent and temporary ponds in central Italy. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 19 (3), p. 493 - 497, 2004.

BEDFORD, B. L.; LEOPOLD, D. J. & GIBBS, J. P. Wetland ecosystems. *In*: LEVIN, S. A. (org.). **Encyclopedia of Biodiversity**. Academic Press, San Diego, EUA, 2001. p. 781- 804.

BELLWOOD, D. R.; HUGHES, T. P.; FOLKE, C. & NYSTROM, M. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, v. 429, p. 827-833, 2004.

BENCKE, G. A. **Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul**. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 104 pp. 2001.

BENCKE, G. A.; DIAS, R. A.; BUGONI, L.; AGNE, C. E. Q.; FONTANA, C. S.; MAURÍCIO, G. N. & MACHADO, D. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, p. 519-556, 2010.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M. & HEPP, L. U. Waters biomonitoring using Benthic Macroinvertebrates: eight years of studies in streams of the Alto Uruguai Region (RS). **Perspectiva**, v. 34 (125), p. 66-77, 2010.

BIHN, J. H., GEBAUER, G., & BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, v. 91(3), 782-792, 2010.

BIS, B.; ZDANOWICZ, A. & ZALEWSKI, M. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. **Hydrobiologia**, v. 422, p. 369-387, 2000.

BLACKBURN, T. M.; PETCHEY, O. L.; CASSEY, P. & GASTON, K. J. Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. **Ecology**, v. 86(11), p. 2916-2923, 2005.

BOELTER, T.; STENERT, C.; PIRES, M. M.; MEDEIROS, E. S. F. & MALTCHIK, L. Influence of plant habitat types and the presence of fish predators on macroinvertebrate assemblages in southern Brazilian highland wetlands. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 192 (1), p. 65 - 77, 2018.

BOLDUC, F. & A. D AFTON. Relationships Between Wintering Waterbirds and Invertebrates, Sediments and Hydrology of Coastal Mash Ponds. **Waterbirds**, v. 27, p. 333-341, 2004.

BONELL, M.; HUFSCHMIDT, M. M. & GLADWELL, J. S. **Hydrology and Water Management in the Humid Tropics**. Cambridge university press. 1993.

BOSMAN, A. L. & HOCKEY, P. A. R. Seabird guano as a determinant of rocky intertidal community structure. **Mar Ecol Prog Ser**, v. 32, p. 247-257, 1986.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v.16 (5), p. 533-540, 2005.

BOTTO, F.; IRIBARNE, O.; MARTINEZ, M.; DELHEY, K. & CARRETE, M. The effect of migratory shorebirds on the benthic fauna of three SW Atlantic estuaries. **Estuaries**, v. 21, p. 700 - 709, 1998.

BOUCHARD, R. W. Jr. **Guide to Aquatic Macroinvertebrates of the Upper Midwest**. St. Paul, Water Resources Center, University Of Minnesota, 2004. 208 p.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Código Florestal. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm). Acesso em: 23/01/18.

BRZORAD, J. N.; MACCARONE, A. D. & CONLEY, K. J. Foraging energetics of great egrets and snowy egrets. **Journal of Field Ornithology**, v. 75, p. 266-280, 2004.

BUDKE, J. C; LU HEPP; EM ZANIN & DECIAN, V. **The influence of land use on benthic macroinvertebrate composition and function towards connection among landscape, riverscape and community process.** *In*: BILIBIO, C; O HENSEL & J. SELBACH (org.). Sustainable water management in the tropics and subtropics and cases studies in Brazil. Jaguarão: Fund. UFPampa/UNIKASSEL. p. 933-954, 2012.

BUNN, S. E.; DAVIES, P. M. & MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41 (2), p. 333- 345, 1999.

CALAÇA, A. M. & GRELE, C. E. V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis**, 20(4): 401-416, 2016.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A.; GONCALVES JR, J. & LEAL, J. J. Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small rivers (igarapés) in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. **Amazoniana**, v. 15 (1), p. 1-9, 1998.

CALLISTO, M. Macroinvertebrados Bentônicos. *In*: ESTEVES, F. A. (ed.): **Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico.** p. 141-151, 2000.

CALLISTO, M.; MORENO, P. & BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61(2), p. 259 - 266, 2001.

CARREIRA, E. & FUENTE DE LA, G. 2003. **Inventario y Clasificación de Humedales en México.** Parte I. Ducks Unlimited de México, A. C. México. 2003. p. 239.

CARVALHO, R. A. DE; CIANCIARUSO, M. V.; TRINDADE-FILHO, J.; SAGNORI, M. D., & LOYOLA, R. D. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. **Natureza & Conservação**, v. 8(2), p. 171-176, 2010.

CHAICHANA, R.; LEAH, R. & MOSS, B. Seasonal impact of waterfowl on communities of macrophytes in a shallow lake. **Aquatic Botany**, v. 95 (1), p. 39 - 44, 2011.

CHESSMAN, B. C.; TRAYLER, K. M. & DAVIS, J. A. Family- and species-level biotic indices for macroinvertebrates of wetlands on the Swan Coastal Plain, Western Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 53 (5), p. 919 - 930, 2002.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 1-11, 2009.

COLZANI, E.; SIQUEIRA, T.; SURIANO, M. & ROQUE, F. O. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. **Biotropica**, v. 45, p. 343-350, 2013.

CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. (2010). **Listas das aves do Brasil**. 9ª Edição. Disponível em: [www.cbro.org.br](http://www.cbro.org.br). Acesso em: 24/01/2016).

CORNWELL, W. K.; SCHWILK, L. D. W. & ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87(6), p. 1465-1471, 2006.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-259, 1997.

CROSS, W. F.; WALLACE, J. B.; ROSEMOND, A. D. & EGGERT, S. L. Whole-system nutrient enrichment increases secondary production in a detritus-based ecosystem. **Ecology**, v. 87 (6), p. 1556-1565, 2006.

CULP, J. M.; ARMANINI, D. G.; DUNBAR, M. J.; ORLOFSKE, J. M.; POFF, N. L.; POLLARD, A. I.; YATES, A. G. & HOSE, G. C. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. **Integrated environmental assessment and management**, v. 7 (2), p. 187-197, 2011.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; PERRY, J. B. & TALIAFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. **BioScience**, v. 39 (1), p. 24-30, 1989.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R.W. & ANDRADE, P. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies of Neotropical Fauna and the Environment**, v. 40 (1), p. 69-89, 2005.

CUNHA, C. N. DA; PIEDADE, M. T. F. & JUNK, W. J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Ed. UFMT. Cuiabá. p. 156, 2015.

DALZUCHIO, M. S. **Podem as lavouras de arroz auxiliarem na conservação de macroinvertebrados aquáticos do sul do Brasil?** Unindo o sistema produtivo com

conservação da biodiversidade. 2013. Tese (Doutorado em Biologia) – Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, 2013.

DALZUCHIO, M. S.; BALDIN, R.; STENERT, C. & MALTCHIK, L. How does the management of rice in natural ponds alter aquatic insect community functional structure? **Marine and Freshwater Research**, v. 67 (11), p. 1644-1654, 2015.

DAVIDSON, N. C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. **Marine and Freshwater Research**, v. 65 (10), p. 936 - 941, 2014.

DETENBECK, N. E.; GALATOWITSCH, S. M.; ATKINSON, J. & BALL, H. Evaluating perturbations and developing restoration strategies for inland wetlands in the Great Lakes basin. *Wetlands*. v. 19, p. 789-820, 1999.

DIEGUES, A. C. S. **Inventário de áreas úmidas do Brasil**. Versão Preliminar. Programa de Pesquisa e Conservação de Áreas Úmidas no Brasil. São Paulo: USP/UICN/FORD. 1990.

DIXON, A. B. & WOOD, A. P. Wetland cultivation and hydrological management in Eastern Africa: matching community and hydrological needs through sustainable wetland use. **Natural Resources Forum**, v. 27, p. 117-129, 2003.

DOLEDEC, S.; STATZNER, B. & BOURNARD, M. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. **Freshwater Biology**, v. 42 (4), p. 737-758, 1999.

DOLÉDEC S.; PHILLIPS, N. & TOWNSEND, C. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. **Freshwater Biology**, v. 56, p. 1670-1688, 2011.

DOWNING, J. & MCCAULEY, E. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*. **Limnol Oceanogr.**, v. 37, p. 936-945, 1992.

DUKES, J. S. Biodiversity and invasibility in grassland microcosms. **Oecologia**, v. 126, p. 563-568, 2001.

ELLIS, J. C. Marine birds on land: a review of plant biomass, species richness, and community composition in seabird colonies. **Plant Ecol**, v. 181, p. 227-241, 2005.

ELSER, J. J.; MATTHEW, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B. & SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary



producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecol Lett.**, v. 10, p.1135-1142, 2007.

ERNST, R.; LINSENMAIR, K. E. & RÖDEL, M. O. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biological Conservation**, v. 133(2), p. 143-155, 2006.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, 61(1), 1-10, 1992.

FEIO, M. J.; ALMEIDA, S. F. P.; CRAVEIRO, S. C. & CALADO, A. J. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 169 (3), p. 247-258, 2007.

FERREIRA, L. L. B.; JUNIOR, A. P. M. Inventário das áreas úmidas urbanas em parques municipais de Belo Horizonte/MG. **Caderno de Geografia**, v.28 (54), p. 702-730, 2018.

GARCIA-MORENO, J.; HARRISON, I. J.; DUDGEON, D.; CLAUSNITZER, V.; DARWALL, W.; FARRELL, T.; SAVY, C.; TOCKNER, K. & TUBBS, N. Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene. *In*: BHADURI, A.; BOGARDI, J.; LEENTVAAR, J.; MARX, S. (eds.). **The Global Water System in the Anthropocene**. Challenges for Science and Governance. Springer Cham Heidelberg New York, 2014. p. 247-270.

GERISCH, M.; AGOSTINELLI, V.; HENLE, & DZIOCK, F. More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. **Oikos**, v. 121 (4), p. 508-515, 2012.

GETZNER, M. Investigating Public Decisions about Protecting Wetlands. **J. Environ. Manage**, v. 64 (3). p. 237-246, 2002.

GIANUCA, D. **Abundância e ecologia reprodutiva de Pelecaniformes em uma colônia na ilha dos Marinheiros, estuário da lagoa dos Patos, RS**. 2010. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande do Sul, 2010.

GIBBS, J. P. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. **Conservation Biology**, v. 14(1), p. 314-317, 2000.

GÓMEZ, J. P.; BRAVO, G. A.; BRUMFIELD, R. T.; TELLO, J. G. & CADENA, C. D. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat

filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 79 (6), p. 1181-1192, 2010.

GOMES, C. S. **Áreas Úmidas (AUs): Bases teórico-conceituais e proposta de classificação hidrogeomorfológica de áreas úmidas para Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

GOULART, M. & CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v. 2 (2), p. 153-164, 2003.

GUADAGNIN, D. L.; MALTCHIK, L. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. **Biodivers Conserv.**, v. 16, p. 1231-1244, 2007.

GWIAZDA, R.; WOZNICA, A.; LOZOWSKI, B.; KOSTECKI, M. & FLIS, A. Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir. **Int. J. Ocean. Hydrobiol**, v. 43, p. 418-426, 2014.

HAIG, S. M.; MEHLMAN, D. W. & ORING, L. W. 1998. Avian Movements and Wetland Connectivity in Landscape Conservation. **Conservation Biology**, v. 12(4), p.749-758, 1998.

HAIRSTON, N. G.; SMITH, F. E. & SLOBODKIN, L. B. Community structure, population control, and competition. **Amer. Nat**, v. 94, p. 421-25, 1960.

HAUGERUD, N. J. **Macroinvertebrate Index of Biotic Integrity for the Lake Agassiz Plain Ecoregion (48) of North Dakota**. North Dakota Department of Health Division of Water Quality, 2006.

HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C. & RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27 (1), p. 106-113, 2010.

HEY, D. L. & PHILIPPI, N. S. Flood reduction through wetland restoration: the Upper Mississippi River Basin as a case history. **Restoration Ecology**, v. 3, p. 4-17, 1995.

HOOPER, D. U. & DUKES, J. S. Overyielding among plant functional groups in a long-term experiment. **Ecology Letters**, v. 7, p. 95-105, 2004.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J. & WARDLE, D. A. Effects

of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005.

HUANG, G. & ISOBE, M. Carrying capacity of wetlands for massive migratory waterfowl. **Hydrobiologia**, v. 697, p. 5-14, 2012.

HURLBERT, S. H. & CHANG, C. C. Y. Ornitho limnology: Effects of grazing by the Andean flamingo (*Phoenicoparrus andinus*). **Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.**, v. 80 (15), p. 4766-4769, 1983.

JACOBS, A.; ROGERSON, A.; FILLIS, D. & BASON, C. Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control, Watershed Assessment Section, Dover, Delaware, USA: **Wetland condition of the Inland Bays Watershed**. v. 1, 2009.

JOHNSON, P. T. J.; HOVERMAN, J. T.; MCKENZIE, V. J.; BLAUSTEIN, A. R. & RICHGELS, K. L. D. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 34-42, 2013.

JUNK, W.; BAYLEY, P. & SPARKS, R. The flood pulse concept in river-floodplain systems: A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31 (4), p. 623-640, 2011.

JUNK, W. J.; SHUQING, A. N.; FINLAYSON, C. M.; GOPAL, B.; KVET, J.; MITCHELL, S. A.; MITSCH, W. J. & ROBARTS, R. D. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. **Aquatic Science**, v. 75, p. 151-167, 2013.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; NOBREGA, R. L. B. & CAMARGO, E. Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. *In*: CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F. & JUNK, W. J. (org.). **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá-MT. p. 13-76, 2016 .

KARR, JAMES R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, J. I. Assessing biological integrity in running waters. **A method and its rationale**. **Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication**, v. 5, 1986.

KEREKES, J.; TORDON, R.; NIEUWBURG, A. & RISK, L. Fisch-eating abundance in ilogotrophic lakes in Kejimikujik national park, Nova Scotia, Canada. **Hydrobiology**, v. 279, p. 57 - 61, 1994.

KINGSFORD, R. T. & NORMAN, F. I. Australian waterbirds – products of the continent's ecology. **Emu**, v. 102, p.47-69, 2002.

KRAPU, G. L. & REINECKE, K. J. Foraging ecology and nutrition. *In*: BATT, B. D. J.; AFTON, A. D.; ANDERSON, M. G.; ANKENY, C. D.; JOHNSON, D. H.; KADLEC, J. A.; KRAPU, G. L. (eds.) **Ecology and Management of Breeding Waterfowl**. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, USA. p. 1-29, 1992.

KUSHLAN, J. A. & HANCOCK, J. A. **The herons**. Oxford, Oxford University Press. p. 456, 2005.

LALIBERT, E. & LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299-305, 2010.

LAVOIE, R.; DESLANDES, J. & PROULX, F. Assessing the ecological value of wetlands using the MACBETH approach in Quebec City. **J. Nat. Conserv.**, v. 30, p. 67-75, 2016.

LI, L.; ZHENG, B. & LIU, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. **Procedia Environmental Science**, v. 2, p. 1510-1524, 2010.

LOBO, E. A.; OLIVEIRA, M. A.; NEVES, M. T. & SCHULER, S. Caracterização de ambientes de terras úmidas, no Estado do Rio Grande do Sul, onde ocorrem espécies de anátídeos com valor cinegético. **Acta Biológica Leopoldensia**, v. 13 (1), p. 19-60, 1991.

LOEBMANN, D. & VIEIRA, J. P. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22 (2), p. 339-341, 2005.

LOIOLA, P. P.; CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. **Flora**, v. 205(10), p. 674-681, 2010.

LÜCKE, J. D. & JOHNSON, R. K. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. **Ecological Indicators**, v. 9 (4), p. 659-669, 2009.

LUNDE, K. B. & RESH, V. H. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California

freshwater wetlands. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184 (6), p. 3653-3674, 2012.

LYASHEVSKA, O. & FARNSWORTH, K. D. How many dimensions of biodiversity do we need? **Ecological Indicators**, v. 18, p. 485-492, 2012.

MACDADE, L. S.; RODEWALD, P. G. & HATCH, K. A. Contribution of emergent aquatic insects to refueling in spring migrant songbirds. **Auk.**, v. 128, p. 127-137, 2011.

MALTCHIK, L.; COSTA, E. S.; BECKER, C. G. & OLIVEIRA, A. E. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). **Pesquisas: Botânica**, v. 53 (89), p. 100, 2003.

MALTCHIK, L. & CALLISTO, M. The use of rapid assessment approach to discuss ecological theories in wetland systems, southern Brazil. **Interciencia**, v. 29 (4), p. 219-23, 2004.

MALTCHIK, L.; DALZUCHIO, M. S.; STENERT, C. & ROLON, A. S. Diversity and Distribution of aquatic insects in Southern Brazil Wetlands: Implications for Biodiversity Conservation in a Neotropical Region. **Revista de Biología Tropical**, v. 60 (1), p. 273-289, 2012.

MANNY, B. A.; JOHNSON, W. C. & WETZEL, R. G. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water-quality. **Hydrobiologia**, v. 280, p. 121-132, 1994.

MARINI, M. A. & GARCIA, F. I. **Conservação de Aves no Brasil**. In: Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. **Conservação Internacional Brasil**. v. 1(1), p. 95-102, 2005.

MASON, N. W. H.; D. MOUILLOT, W. G.; LEE & WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112-118, 2005.

MAYFIELD, M. M.; BONSER, S. P.; MORGAN, J. W.; AUBIN, I.; McNAMARA, S. & VESK, P. A. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19 (4), p. 423-431, 2010.

MCFADDEN, T. N.; KAUFFMAN, J. B. & BHOMIA, R. K. Effects of nesting waterbirds on nutrient levels in mangroves, Gulf of Fonseca, Honduras. **Wetlands Ecol Manage.**, v. 24, p. 217-229, 2016.

McCRIMMON, JR. D. A.; OGDEN, J. C. & BANCROFT, G. T. 2001. Great egret (*Ardea alba*). In: POOLE, A. (ed.). **The Birds of North America online**. Ithaca:

Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/570>. Acesso em 15 de maio de 2011.

MEIRE, P. M.; SCHEKKERMAN, H. & MEININGER, P. L. Consumption of benthic invertebrates by waterbirds in the Oosterschelde estuary, SW Netherlands. **Hydrobiologia**, v. 282/283, p. 525-546, 1994.

MELO, S.; STENERT, C.; DALZUCHIO, M. S. & MALTCHIK, L. Development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrate communities to assess water quality of rice fields in southern Brazil. *Hydrobiologia*. v. 742 (1), p. 1-14, 2015.

MERCIER, F. & R. MCNEIL. Seasonal variations in intertidal density of invertebrate prey in a tropical lagoon and effects of shorebirds predation. **Can. J. Zool.**, v. 72, p. 1755-1763, 1994.

MERETA, S. T.; BOETS, P.; MEESTER, L. & GOETHALS, P. L. M. Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in Southwest Ethiopia. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 510-521, 2013.

MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall Hunt, 1996.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. & BERG, M.B. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 4ed, Iowa, Kendall/Hunt Publishing Co. p. 1158, 2008.

MEYER, M. D.; DAVIS, C. A. & DVORETT, D. Response of wetland invertebrate communities to local and landscape factors in north Central Oklahoma. **Wetlands**, v. 35, p. 533-546, 2015.

MICHELUTTI, N.; KEATLEY, B. E.; BRIMBLE, S.; BLAIS, J. M.; LIU, H.; DOUGLAS, M. S. V.; MALLORY, M. L.; MACDONALD, R. W. & SMOL, J. P. Seabird-driven shifts in Arctic pond ecosystems. **Proc Biol Sci.**, v. 276, p. 591-596, 2009.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. & HEPP, L. U. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. *Acta Scientiarum – Biological Science*, v. 30 (3), p. 283-289, 2008.

MILESI, S. V. **Influência de fatores espaciais e temporais sobre a composição funcional da comunidade de insetos aquáticos em riachos**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016.

MIÑO, C. I. & DEL LAMA, S. N. Genetic structure in Brazilian breeding colonies of the roseate spoonbill (*Platalea ajaja*, Aves: Threskiornithidae). **Genetics and Molecular Research**, v. 6, p. 338-347, 2007.

MITRA, S.; WASSMANN, R. & VLEK, P. L. G. Global Inventory of Wetlands and their Role in the Carbon Cycle. **University of Bonn, Center for Development Research (ZEF) – Discussion Papers**, v. 64, pp. 44, 2003.

MITSCH, W. J. & GOSELINK, J. G. **Wetlands**. John Wiley and Sons, Nova York, EUA, 2000.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Biodiversidade aquática: Sítios Ramsar Brasileiros**. Disponível em: [www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidadeaquatica](http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidadeaquatica). Acesso em: 20.08.2016.

MONDY, C. P.; MUÑOZ, I. & DOLÉDEC, S. Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: A case study in the Ebro basin. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 196-206, 2016.

MOYA, N.; TOMANOVA, S. & OBERDORFF, Thierry. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. **Hydrobiologia**, v. 589 (1), p. 107-116, 2007.

MORETTI, M. S. & CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 267-282, 2005.

MORRIS, K. **Wetland connectivity : understanding the dispersal of organisms that occur in Victoria's wetlands, Heidelberg, Victoria**. Arthur Rylah Institute for Environmental Research. Department of Sustainability and Environment. 2012.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H. & MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24(4), p. 867–876, 2010.

MURKIN, H. R. & KADLEC, J. A. Responses by benthic macroinvertebrates to prolonged flooding of marsh habitat. **Can. J. Zool.**, v. 64, p. 65-72, 1986.

NAEEM, S. & WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology Letters**, v. 6 (6), p. 567-579, 2003.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO, P. J. R.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D. & JUEN, L. Land use, habitat integrity,

and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614 (1), p. 117-131, 2008.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-270, 1969.

ONUF, C. P.; TEAL, J. M. & VALIELA, I. Interactions of nutrients, plants growth and herbivory in a mangrove ecosystem. **Ecology**, v. 58, p. 514-526, 1977.

PALOMO, G.; IRIBARNE, O. & MARTINEZ, M. M. The Effect Of Migratory Seabirds Guano On The Soft Bottom Community Of A Sw Atlantic Coastal Lagoon. **Bulletin Of Marine Science**, v. 65 (1), p. 119-128, 1999.

PAUKERT, C. P. & WILLIS, D. W. Aquatic invertebrates assemblages in shallow Prairie lakes: fish and environmental influences. **J. Freshwater. Ecol.**, v. 18 (4), p. 523-536. 2003.

PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5(3), p. 402-411, 2002.

PETCHEY, O. L. On the statistical significance of functional diversity effects. **Functional Ecology**, 18(3), 297-303, 2004.

PETCHEY, O. L.; HECTOR, A. & GASTON, K. J. How do different measures of functional diversity perform? **Ecology**, v. 85, p. 847-857, 2004.

PETCHEY, O. L.; EVANS, K. L.; FISHBURN, I. S. & GASTON, K. J. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 5, p. 977-985, 2007.

PETRY, M. V. & FONSECA, V. S. DA S. Breeding success of the colonist species *Bubulcus ibis* (Linnaeus, 1758) and four native species. **Acta Zoologica**, v. 86, p. 217-221, 2005.

PHAPHONG, A. & SANGPRADUB, N. Development of a benthic macroinvertebrate biotic index to evaluate wetland health in Northeastern Thailand. **African Journal of Agricultural Research**, v. 7, n. 47, p. 6320-6328, 2012.

PIRES, M. M.; STENERT, C. & MALTCHIK, L. Effects of wetland hydroperiod length on the functional structure of assemblages of Odonata. **Austral Entomology**, v. 58 (2), p. 354-360, 2017.

PLAFKIN, J. L., BARBOUR, M. T., PORTER, K. D., GROSS, S. K., & HUGHES, R. M. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic



macroinvertebrates and fish. *In: Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish.* EPA, 1989.

PRÍNCIPE, R. E. & CORIGLIANO, M. C. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages in a lowland river: temporal and spatial variations and size structure. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 303-317, 2006.

PODGAISKI, L. R.; MENDONÇA, JR. M. de S. & PILLAR, V. de P. O uso de Atributos Funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê? **Oecologia Australis**, v. 15 (4), p. 835-853, 2011.

POFF, N. L. Landscape variables and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.16, p. 391-409, 1997.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; VIEIRA, N. K. M.; FINN, D. S.; SIMMONS, M. P. & KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: Traitsbased ecological applications in light of phylogenetic relationships. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.25, p. 730-755, 2006.

POWELL, G. V. N.; KENWORTHY, J. & FOURQUREAN, J. W. Experimental evidence for nutrient limitation of seagrass growth in a tropical estuary with restricted circulation. **Bull. Mar. Sci.**, v. 44, p. 324-340, 1989.

QUAMMEN, M. L. Predation by shorebirds, fish and crabs on invertebrates on intertidal mudflats: an experimental test. **Ecology**, v. 65, p. 529-537, 1984.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT (RAMSAR CONVENTION). **The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands.** Ramsar Convention Secretariat, Suíça, 2013.

RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology**, v. 21(1), p. 24-43, 1982.

RIENS, JR.; SCHWARZ, M. S.; MUSTAFA, F. & HOBACK, W. W. Aquatic macroinvertebrate communities and water quality at buffered and non buffered wetland sites on Federal Waterfowl Production Areas in the Rainwater Basin, Nebraska. **Wetlands**, v. 33, p. 1025-1036, 2013.

ROLON, A. S. & MALTCHIK, L. Environmental factors as predictors of aquatic macrophytes richness and composition in wetlands of southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 221-231, 2006.

RÖNICKE, H.; DOERFFER, R.; SIEWERS, H.; BÜTTNER, O.; LINDENSCHMIDT, K.-E.; HERZSPRUNG,P.; BEYER, M. & RUPP, H. Phosphorus input by nordic geese

to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für. Hydrobiologie*, v. 172 (2), p. 111-119, 2008.

RUHÍ, A.; BOIX, D.; GASCON, S.; SALA J. & QUINTANA, X. D. Nestedness and successional trajectories of macroinvertebrate assemblages in man-made wetlands. *Oecologia*, v. 171, p. 545-556, 2013.

SAFI, K.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D.; BRITO, D.; ARMOUR-MARSHALL, K. & DINIZ-FILHO, J. A. F. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, v. 366(1577), p. 2536-2544, 2011.

SAFRAN, R. J.; ISOLA, C. R.; COLWELL, M. A. & WILLIAMS, O. E. Benthic invertebrates at foraging locations of nine waterbird species in managed wetlands of the northern san joaquin valley, California. *Wetland*. v. 17 (3), p. 407-415, 1997.

SAITO, V. S.; SIQUEIRA, T. & FONSECA-GESSNER, A. A. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring? *Hydrobiologia*, v. 745, p. 167-179, 2015.

SALOOM, M. E. & DUNCAN, S. R. Low dissolved oxygen levels reduce anti-predation behaviours of the freshwater clam *Corbicula fluminea*. *Freshwater Biology*, v. 50 (7), p. 1233-1238, 2005.

STRAUß, A.; REEVE, E.; RANDRIANIAINA, R.; VENCES, M. & GLOS, J. The world's richest tadpole communities show functional redundancy and low functional diversity: ecological data on Madagascar's stream-dwelling amphibian larvae. *BMC Ecology*, v. 10(12), p. 1-10, 2010.

SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J. J. & VINCENT, A. C. J. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Biology and Conservation*, v. 16, p. 30-41, 2002.

SCHERER, J. F. M.; SCHERER, A. L.; PETRY, M. V. & TEIXEIRA, É. C. Estudo da avifauna associada à área úmida situada no Parque Mascarenhas de Moraes, zona urbana de Porto Alegre (RS). *Biotemas*, v.19 (1), p.107-110, 2006.

SCHERER, J. F. M.; SCHERER, A. L. & PETRY, M. V. Estrutura trófica e ocupação de hábitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, v. 23(1), p. 169-180, 2010.

SCHERER, A. L.; PETRY, M. V. & SCHERER, J. de F. M. Estrutura e composição da comunidade de aves aquáticas em uma área úmida no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 19 (3), p. 323-331, 2011.

SCREMIN-DIAS, E. 2004. **Bioprospecção em áreas úmidas brasileiras: subsídios para conservação e para criação de novas UCs**. Tema abordado na mesa redonda: Ecossistemas Aquáticos: Conhecer para Preservar. *In* 55 Congresso Nacional de Botânica, Viçosa, Minas Gerais. 2004.

SCHNEIDER, D. & HARRINGTON, B. A. Timing of shorebird migration in relation to prey depletion. **Auk.**, v. 98, p. 801-811, 1981.

SCOTT, D. A. Y. & CARBONELL, M. D. L. **A directory of Neotropical Wetlands**. Cambridge. 1986.

SEMELITSCH, R. D. & BODIE, J. R. Are small, isolated wetlands expendable? **Conservation Biology**, v. 12, p. 1129-1133, 1998.

SICA, Y. V.; QUINTANA, R. D.; RADELOFF, V. C. & GAVIER-PIZARRO, G. I. Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. **Sci. Total Environ.**, v. 568, p. 967-978, 2016.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, p. 912, 1997.

SILVA, G. G.; GREEN, A. J.; WEBER, V.; HOFFMANN, P.; LOVAS-KISS, Á.; STENERT, C.; MALTCHIK, L. 2018. Whole angiosperms *Wolffia columbiana* disperse by gut passage through wildfowl in South America. **Biology Letters**, v.14, p. 20180703, 2018.

SOLIMINI, A. G.; BAZZANTI, M.; RUGGIERO, A. & CARCHINI, G. Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. **Hydrobiologia**, v. 597 (1), p. 109 - 123, 2008.

SOMURA, HIROAKI; MASUNAGA, T.; MORI, Y.; TAKEDA, I.; JUN'ICHIRO IDE & SATO, H. Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 199, p. 1-9, 2015.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **J. Anim. Ecol.**, v. 46, p. 337-365, 1977.

STATZNER, B.; DOLÉDEC, S. & HUGUENY, B. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. **Ecography**, v. 27, p. 470-488, 2004.

STATZNER, B. & BECHE, L. A. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? **Freshwater Biology**, v. 55 (1), p. 80-119, 2010.

- STEINMAN, A. D.; CONKLIN, J.; BOHLEN, P. J. & UZARSKI, D. G. Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands*, v. 23 (4), p. 877- 889, 2003.
- STENERT, C.; SANTOS, E. M. & MALTCHIK, L. Levantamento da diversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas do Rio Grande do Sul (Brasil). *Acta Biologica Leopoldense*, v. 26 (2), p. 225-240, 2004.
- STENERT, C. & MALTCHIK, L. Influence of área, altitude and hydroperiod on macroinvertebrates communities in southern Brazil wetlands. *Mar. Freshw. Res.*, v. 58 (11), p. 993-1001. 2007.
- STERNERT, C.; BACCA, R. C.; MOSTARDEIRO, C. C. & MALTCHIK, L. Environmental predictors of macroinvertebrates communities in coastal wetlands of Southern Brazil. *Freshwa. Res.*, v. 59 (6), p. 540-548. 2008.
- SUNDBERG, M. D.; BALDWIN, R. C.; STEWART, T. W. & WEBER, M. W. Linkages between land use, invasive fishes, and prairie pothole wetland condition. *Wetlands*, v. 36, p. 1097-1107, 2016.
- TAPP, J. L. & WEBB, E. B. Aquatic invertebrate food base for waterbirds at wetland reserve program easements in the lower Mississippi Alluvial Valley. *Wetlands*, v. 35, p. 183-192, 2015.
- TEFERI, E.; UHLENBROOK, S.; BEWKET, W.; WENNINGER, J. & SIMANE, B. The use of remote sensing to quantify wetland loss in the Choke Mountain range, Upper Blue Nile basin, Ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 14, p. 2415-2428, 2010.
- TILMAN, D.; KNOPS, J.; WELDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M. & SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, v. 277, p. 1300-1302, 1997.
- TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, v. 31, p. 265-275, 1994.
- USEPA. **Methods for evaluating wetland condition**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2002.
- VALIELA, I. **Marine ecological processes**. Springer-Verlag, New York and Heidelberg. p. 346. 1984.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37 (1), p. 130-137. 1980.

VELÁSQUEZ ROJAS, C. R. **Depredación por parte de aves migratorias sobre la macrofauna intermareal de fondos blandos en el estuario del río Quele (IX Región, Chile)**. Tesis Magister Cs. Zool., Univ. Austral de Chile. 1987.

VÉLEZ, E. **Estrutura das comunidades de aves aquáticas no complexo de áreas úmidas de Tapes e Arambaré, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 1997.

VERBERK, W. C. E. P.; VAN NOORDWIJK, C. G. E. & HILDREW, A. G. **Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science**. 2013.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H. & MOUILLOT, D. New Multidimensional Functional Diversity indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. **Ecology**, v. 89 (8), p. 2290-2301, 2008.

VIEIRA, N. K. M.; POFF, N. L.; CARLISLE, D. M.; MOULTON, S. R.; KOSKI, M. L. & KONDRATIEFF, B.C. **A database of lotic invertebrate traits for North America**. U.S. Geological Survey Data Series 187. US Geological Survey, US. Department of the Interior, Reston, Virginia. 2006.

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I. & GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.

WALDBUSSER, G. G.; MARINELLI, R. L.; WHITLATCH, R. B. & VISSCHER, P. T. The effects of infaunal biodiversity on biogeochemistry of coastal marine sediments. **Limnology and Oceanography**, v. 49, p. 1482-1492, 2004.

WALKER, B.; KINZIG, A. & LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, v. 2(2), p. 95–113, 1999.

WEBB, C. T.; HOETING, J. A.; AMES, G. M.; PYNE, M. I. & LEROY, N. L. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. **Ecology Letters**, v. 13, p. 267-283, 2010.

WEIHER, E. & KEDDY, P. **Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press, 2001.

WELCH, E. B. **Ecological Effects of Waste Water: Applied limnology and pollutant effects**. CRC Press, 2002.

WHITED, D.; GALATOWITSCH, S.; TESTER, J. R.; SCHIK, K.; LEHTINEN, R. & HUSVETH, J. The importance of local and regional factors in predicting effective conservation – Planning strategies for wetlands bird communities in agricultural and urban landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 49, p.49-65, 2000.

WILLIAMS, D. D. **The Biology of Temporary Waters**. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido, 2006.

WRIGHT, J. P.; NAEEM, S.; HECTOR, A.; LEHMAN, C.; REICH, P. B.; SCHMID, B. & TILMAN, D. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 9, p.111-120, 2006.

WRUBLESKI, D. A. The effect of waterfowl feeding on a chironomid (Diptera: Chironomidae) community. *In*: SHARITZ, R. R.; GIBBONS, J. W. (eds.). **Freshwater Wetlands and Wildlife**. U.S. Department of Energy, Office of Science and Technological Information, Oak Ridge, TN, USA. p. 691-696, 1989.

WÜRDIG, N. L.; CENZANO, C. S. S. & MOTTA-MARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 19 (4), p. 427-438, 2007.

ZELICKMAN, E. A. & GOLOVKIN, A. N. Composition, structure and productivity of neritic plankton communities near the bird colonies of the northern shores of Novaya Zemlya. **Mar Biol.**, v.17, p. 265-274, 1972.

ZMUDCZYŃSKA-SKARBEEK, K.; BALAZY, P. & KUKLINSKI, P. An assessment of seabird influence on Arctic coastal benthic communities. **Journal of Marine Systems**, v. 144, p. 48-56, 2015.

## 4. CAPÍTULOS

### 4.1. Capítulo 01

#### **Influência dos Ninhais de Aves Aquáticas na Qualidade da Água de Áreas Úmidas no Sul do Brasil**

**Resumo:** Aves aquáticas são todas as espécies ecologicamente dependentes de áreas úmidas. Por se tratarem de organismos de grande porte e altos requerimentos energéticos, podem exercer um impacto considerável sobre a ciclagem e concentração de nutrientes, uma vez que em função do seu rápido metabolismo produzem grandes quantidades de fezes ricas em nitrogênio (N) e fósforo (P), podendo aumentar a quantidade destes elementos em suas áreas de concentração. O objetivo do estudo foi avaliar a influência da presença de aves aquáticas na qualidade da água de áreas úmidas utilizadas para nidificação no Sul do Brasil. Foram selecionadas oito áreas úmidas na Bacia do Rio dos Sinos (RS) e Bacia do Rio Caí (RS), sendo quatro delas caracterizadas pela presença de colônias de nidificação de aves aquáticas e quatro áreas úmidas onde não foram observadas colônias de nidificação. Foi realizada uma amostragem em cada área úmida na primavera de 2016 (outubro), correspondendo à chegada das aves para reprodução. Foram coletadas amostras de água superficial para quantificação dos nutrientes (amônia, fósforo total, nitrato, nitrogênio orgânico total, nitrogênio total, ortofosfato total e fósforo orgânico). As variáveis físicas e químicas da água (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e turbidez) foram medidas *in situ*. As variáveis analisadas foram reduzidas a três componentes principais que explicaram 94,6% da variação nas características ambientais. O primeiro componente resumiu 44,4% da variação e esteve relacionado com as variáveis amônia, fósforo total, ortofosfato orgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio total, pH, potencial de oxi-redução e totais de sólidos dissolvidos. O segundo componente resumiu 29,4% da variação e esteve relacionado com as variáveis nitrato, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica e turbidez. O terceiro componente resumiu 14,3% da variação e esteve relacionado com o fósforo orgânico. A concentração de nutrientes variou entre as áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas, porém essa variação ocorreu em função do ninhal com maior abundância de aves aquáticas. Nosso estudo concluiu que as colônias de nidificação de aves aquáticas contribuíram significativamente com a entrada de nutrientes nas áreas úmidas estudadas. Alguns estudos tem evidenciado que o efeito das fezes das aves aquáticas no aumento da concentração de nutrientes na água depende de fatores relacionados ao número de aves coloniais e ao período do ano.

**Palavras-chave:** Ninhais, Lagoas, Guano, Química da água.

## **Influence of Nesting Waterbirds in Water Quality in Southern Brazilian Wetlands**

**Abstract:** Waterfowl are all species that are ecologically dependent on wetlands. Because they are large organisms and high energy requirements, they can have a considerable impact on cycling and nutrient concentration, since, due to their rapid metabolism, they produce large quantities of feces rich in nitrogen (N) and phosphorus (P), and can increase the amount of these elements in their areas of concentration. The objective of the study was to evaluate the influence of waterbirds on the water quality of wetlands used for nesting in southern Brazil. Eight wetlands were selected in the Sinos River Basin (RS) and Caí River Basin (RS), four of which were characterized by the presence of nesting colonies of aquatic birds and four wetlands where no nesting colonies were observed. Sampling was carried out in each wetland in the spring of 2016 (October), corresponding to the arrival of the birds for breeding. Surface water samples were collected for quantification of nutrients (ammonia, total phosphorus, nitrate, total organic nitrogen, total nitrogen, total orthophosphate and organic phosphorus). The physical and chemical variables of the water (temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, total dissolved solids and turbidity) were measured in situ. The analyzed variables were reduced to three main components that explained 94.6% of the variation in environmental characteristics. The first component summarized 44.4% of the variation and was related to the variables ammonia, total phosphorus, organic orthophosphate, organic nitrogen, total nitrogen, pH, oxy-reduction potential and total dissolved solids. The second component summarized 29.4% of the variation and was related to the variables nitrate, dissolved oxygen, temperature, electrical conductivity and turbidity. The third component summarized 14.3% of the variation and was related to organic phosphorus. Nutrient concentration varied between wetlands with and without waterfowl nesting colonies, but this variation was due to the nest with the highest abundance of waterfowl. Our study concluded that nesting colonies of waterfowl did not contribute significantly to the entry of nutrients into the wetlands studied. Some studies have shown that the effect of feces of waterfowl on increasing nutrient concentration in water depends on factors related to the number of colonial birds and the period of the year.

**Key words:** Nesting, Ponds, Guano, Water chemistry.



## Introdução

Aves aquáticas caracterizam um grupo diversificado e expressivo de espécies ecologicamente dependentes das áreas úmidas, sendo importantes indicadoras da saúde desses ecossistemas (Ramsar 1994, Ogden et al. 2014). Além disso, são altamente dependentes do pulso de inundação das áreas úmidas, o que impulsiona a disponibilidade de alimentos e recursos para nidificação (Wyman et al. 2014, Francesiaz et al. 2017).

Como resultado do comportamento de forrageamento e por se tratarem de organismos de grande porte e altos requerimentos energéticos, as aves aquáticas podem exercer um impacto considerável sobre a ciclagem e concentração de nutrientes, uma vez que em função do seu rápido metabolismo produzem grandes quantidades de fezes ricas em nitrogênio (N) e fósforo (P), podendo aumentar a quantidade destes elementos em suas áreas de concentração (colônias reprodutoras ou locais de repouso) (Leentvaar 1967, McColl & Burger 1976, Hoyer & Canfield 1994, Gill 1996, Mayes 1991, Hahn et al. 2008, Somura et al. 2015, Gwiazda et al. 2014). Fortes correlações entre a ocorrência de um grande número de aves aquáticas e altas concentrações de N e P em ecossistemas aquáticos têm sido verificadas (Manny et al. 1994, Marion et al. 1994, Kitchell et al. 1999), com estudos demonstrando inclusive a diminuição da qualidade da água em função da elevada carga de nutrientes (Chaichana et al., 2010, Huang & Isob, 2012, Gwiazda et al. 2014, Somura et al. 2015).

Muitos autores indicaram que a quantidade de N e P introduzida pelas aves nos ecossistemas aquáticos pode ser significativa (Dobrowolski et al. 1976, Portnoy 1990, Marion et al. 1994, Post et al. 1998, Rönicke et al. 2008, Gwiazda et al. 2014). Telesford-Checkley et al. (2016) observaram um aumento significativo na acumulação de N e P na água durante o período reprodutivo em quatro colônias de aves aquáticas em áreas úmidas do Texas entre 2011 e 2013, e Chatterjee et al. (2017) constataram aumentos significativos de outubro a janeiro, período reprodutivo das aves, registrando no mês de outubro níveis de fosfato abaixo da detecção e de  $6,67 \text{ mg/L}^{-1}$  de nitrato, enquanto que no mês de janeiro a concentração de fosfato subiu para  $3,43 \text{ mg/L}^{-1}$ , e a de nitrato para  $17,50 \text{ mg/L}^{-1}$  em áreas úmidas na Índia.

Nitrogênio e fósforo são nutrientes importantes em ecossistemas aquáticos, porque são necessários para a produção primária e para a sobrevivência da vida aquática (Downing & MCcauley 1992). No entanto, em quantidades excessivas podem aumentar

a produção de fitoplâncton e levar à redução do oxigênio, ocasionando a morte de peixes e outros organismos aquáticos, e diminuindo assim a biodiversidade (Welc & Lindell 2002, Elser et al. 2007). Diante deste cenário, torna-se fundamental a utilização de métodos físicos, químicos e biológicos para avaliar e monitorar a qualidade da água desses ecossistemas (Callisto et al. 2001, Togoro 2006, Rodrigues et al. 2010).

A qualidade da água é o reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem no ecossistema aquático (Peters & Meybeck 2000). O monitoramento das variáveis físicas e químicas da água, segundo Goulart & Callisto (2003), traz algumas vantagens na avaliação da qualidade da água em ecossistemas aquáticos, tais como, a identificação imediata de modificações das suas propriedades físicas e químicas, a detecção precisa da variável modificada, e a determinação das concentrações alteradas.

Dentre as principais variáveis físicas e químicas utilizadas para avaliação da qualidade da água, destacam-se a temperatura da água, o oxigênio dissolvido, o potencial hidrogeniônico (pH), a turbidez, o nitrogênio e o fósforo. A temperatura da água influencia na concentração de outras variáveis, como de oxigênio dissolvido e matéria orgânica (Porto et al. 1991). Elevações na temperatura causam aumento nas taxas de reações químicas e biológicas e diminuem a solubilidade dos gases dissolvidos na água, como o oxigênio, alterando assim, a qualidade do ecossistema (Mota 1995, Libânio 2005).

O oxigênio dissolvido é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio (Von Sperling 1996). As variações de pH ocorrem geralmente pelo consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), realizados pelos organismos fotossintetizantes e pelos fenômenos de respiração-fermentação de todos os organismos presentes na água (Branco 1986). Águas superficiais apresentam valores de pH geralmente variando entre 6 e 8,5, intervalo ideal para a manutenção do equilíbrio da vida aquática (Libânio 2005). Os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (2005) estão na faixa de 6,0 a 9,0 (Brasil 2005). Já os valores de turbidez ocorrem na faixa de 3 a 500 unidades de turbidez (NTU), porém os ecossistemas aquáticos brasileiros apresentam turbidez naturalmente elevada devido às características geológicas das bacias hidrográficas, aos altos índices pluviométricos e ao uso inadequado do solo (Libânio 2005).

Apesar do potencial das aves aquáticas em mediar a entrada de nutrientes alóctones para áreas úmidas podendo alterar a dinâmica trófica e modificar a qualidade

da água desses ecossistemas (Mayes 1991, Gill 1996, Hahn et al. 2008, Telesford-Checkley et al. 2016, Chatterjee et al. 2017), não existem estudos que analisaram a influência das aves aquáticas na qualidade da água de áreas úmidas do Sul do Brasil. Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo geral avaliar a influência da presença de aves aquáticas, principalmente relacionada à entrada de nutrientes via deposição fecal, na qualidade da água em áreas úmidas utilizadas para nidificação no Sul do Brasil. Os objetivos específicos são: 1) Avaliar o efeito da presença de ninhais de aves aquáticas nas características físicas e químicas da água e na concentração de matéria orgânica do sedimento de áreas úmidas; 2) Comparar a concentração de nutrientes na água entre áreas úmidas com e sem ninhais de aves aquáticas; e 3) Avaliar as relações entre a concentração de nutrientes da água, variáveis físicas e químicas da água e a concentração de matéria orgânica do sedimento nas áreas úmidas com e sem ninhais de aves aquáticas.

Considerando que as aves aquáticas coloniais contribuem significativamente para a entrada de nutrientes na água, via deposição fecal (Keatley et al. 2009, Kolb et al. 2010, Sebastian-Gonzalez et al. 2012, Gwiazda et al. 2014, Somura et al. 2015, Telesford-Checkley et al. 2016, Chatterjee et al. 2017), espera-se encontrar maiores concentrações de nutrientes nas áreas úmidas com ninhais quando comparadas às áreas úmidas sem ninhais de aves aquáticas, e que os parâmetros físicos e químicos da água e a matéria orgânica do sedimento respondam à entrada de nutrientes via deposição fecal nas áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas (Chaichana et al. 2010, Huang & Isobe, 2012, Gwiazda et al., 2014, Somura et al. 2015), apresentando concentrações diferentes quando comparadas às áreas úmidas sem ninhais.

## **Material e Métodos**

### *1. Área de Estudo*

O presente estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos e na Bacia Hidrográfica do Rio Caí, situadas a nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre os paralelos 29° e 30° sul (29°20'-30°10'S/50°15'-51°20'W e 29°06'-30°00'S/50°24'-51°40'W, respectivamente) (Figura 1) (COMITESINOS 2015).

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos inclui 32 cidades em uma área de aproximadamente 4.000 Km<sup>2</sup>, onde 95,2% ocupam as áreas urbanas e 4,8% estão nas áreas rurais (IBGE 2016). A Bacia Hidrográfica do Rio Caí possui uma área de cerca de

5.057,25 km<sup>2</sup> incluindo 41 municípios, onde aproximadamente 25% dos moradores estão na área rural e 75% da área urbana (FEPAM, 2016).

O clima é subtropical úmido com períodos de clima temperado e a precipitação pluviométrica é bem distribuída durante todo o ano (Bieger et al. 2010). As Bacias Hidrográficas são compostas por diferentes formações fitogeográficas, entre elas a Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Savana e Áreas de Tensão Ecológica (COMITESINOS 2015).

## 2. *Delineamento Amostral*

Foram selecionadas oito áreas úmidas na Bacia do Rio dos Sinos e na Bacia do Rio Caí (RS), nos municípios de São Leopoldo, Estância Velha, Ivoti, Lindolfo Collor e Novo Hamburgo. Quatro delas foram caracterizadas pela presença de colônias de nidificação de aves aquáticas, identificadas como áreas úmidas com ninhais, e quatro áreas úmidas onde não foram observadas colônias de nidificação de aves aquáticas, identificadas como áreas úmidas controle (Figura 01).

As áreas úmidas selecionadas possuem tamanhos similares (~ 1 ha), profundidade máxima de 50 cm, regime hidrológico intermitente e baixo grau de interferência humana. Todas as áreas úmidas selecionadas possuem composição vegetal arbórea e/ou arbustiva, principalmente representada pela presença da espécie *Mimosa bimucronata* (maricá) (De. Candolle) Otto Kuntze, 1891 e *Cephalantus glabratus* (sarandi) (Spreng) K. Schum, 1888. As espécies de aves aquáticas que nidificam nas áreas úmidas selecionadas estão representadas pelo *Phimosus infuscatus* Poche, 1904, *Bubulcus íbis* Linnaeus, 1758, *Ardea alba* Linnaeus, 1758, *Egretta thula* Molina, 1782 e *Nycticorax nycticorax* Linnaeus, 1758.

Estimaram-se cerca de 600 a 1.600 aves nas áreas úmidas com ninhais durante o período reprodutivo correspondente ao presente estudo (Peter 2017). Em um dos ninhais não foi constatada a presença de aves nem de ninhais no momento do censo e das amostragens. A alta abundância de aves aquáticas em um ninhal (n = 1.600) principalmente de *Phimosus infuscatus*, é devido a esta espécie permanecer durante todo ano nessa área. No período reprodutivo ocorre o aumento da abundância de *Phimosus infuscatus*, assim como a chegada de outras espécies (acima relacionadas).

### 3. *Amostragem das variáveis físicas, químicas e dos nutrientes da água*

Foram coletadas amostras de água superficial para quantificação dos nutrientes no início da primavera (entre 29 de agosto e 03 de setembro de 2016), correspondendo à chegada das aves para reprodução (Petry & Hoffmann 2002, Scherer et al. 2006, Accordi & Barcelos 2006, Scherer et al. 2011), conforme APHA (2000) (Tabela 1). Cada área úmida foi representada por uma amostra de água coletada em diferentes pontos por meio de garrafas de polietileno pré-lavadas com água destilada, armazenadas em recipientes frios e escuros e encaminhadas para análise em laboratório. No mesmo período as variáveis físicas e químicas da água (Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio Dissolvido, Saturação de oxigênio dissolvido, Sólidos Totais Dissolvidos, Turbidez e Potencial de Oxi-redução) foram medidas *in situ* nas áreas úmidas com o uso de uma sonda multiparâmetros (HORIBA U-22).

### 4. *Amostragem da matéria orgânica do sedimento*

Foi coletada uma amostra de sedimento (1 Kg) em cada área úmida no mesmo período de amostragem da água. O percentual de matéria orgânica do sedimento foi determinado desidratando o sedimento a 60°C por 24 horas e posteriormente incinerando por cinco horas em mufla a 550°C (Embrapa 2006). As amostras foram processadas pelo Laboratório de Sedimentologia da UNISINOS.

### 5. *Análise de dados*

As variáveis mensuradas foram resumidas por meio de medidas descritivas de tendência central e dispersão dos dados para uma melhor interpretação do comportamento das mesmas nas áreas úmidas analisadas.

As variáveis ambientais relacionadas à concentração de nutrientes (amônia, fósforo total, ortofosfato total, fósforo orgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio total, nitrato), aos parâmetros físicos e químicos da água (Oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, potencial de oxi-redução, condutividade elétrica, turbidez, saturação de oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos) e ao percentual de matéria orgânica do sedimento foram reduzidas por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA) em função da multicolinearidade existente entre as variáveis. As variáveis foram primeiramente padronizadas pelo z-escore para serem posteriormente reduzidas pela PCA. Posteriormente, os escores dos quatro primeiros eixos da PCA foram comparados entre as áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas e áreas úmidas

controle por meio de testes t ou testes não-paramétricos de Mann-Whitney ( $p < 0,05$ ) quando os dados não atendiam as premissas de homogeneidade de variâncias e normalidade. As relações entre as concentrações de nutrientes e as variáveis físicas e químicas da água e matéria orgânica do sedimento foram testadas por meio de correlações lineares de Pearson. As análises foram realizadas no programa estatístico Systat 13 (Systat 2018).

## Resultados

As medidas de tendência central e de dispersão dos dados referente às variáveis físicas e químicas da água, concentração de nutrientes e matéria orgânica do sedimento estão listadas na Tabela 2. Os valores mensurados dessas variáveis em cada área úmida estão apresentados no Anexo 1.

Nas áreas úmidas controle, as variáveis físicas e químicas da água que apresentaram maior variação foram o potencial de oxi-redução, condutividade elétrica, turbidez e saturação de oxigênio dissolvido. Nas áreas úmidas com ninhais, as variáveis físicas e químicas com maior variação foram o potencial de oxi-redução, turbidez e os sólidos totais dissolvidos. Os nutrientes com maior variação entre as áreas úmidas controle foram fósforo total, ortofosfato, fósforo orgânico, nitrogênio orgânico e nitrato. Já entre as áreas úmidas com ninhais, todos os nutrientes apresentaram altos coeficientes de variação ( $> 1$ ) (Tabela 2).

As variáveis ambientais foram reduzidas a quatro componentes principais que explicaram 95% da variação nas características ambientais, conforme Tabela 3. O primeiro componente resumiu 44,7% da variação e esteve relacionado com a amônia, fósforo total, ortofosfato orgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio total e com sólidos totais dissolvidos. O segundo componente resumiu 15,9% da variação e esteve relacionado com o oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio dissolvido e matéria orgânica do sedimento. O terceiro componente resumiu 16,8% da variação e esteve relacionado com o fósforo orgânico, pH e turbidez. O quarto componente resumiu 17,6% da variação relacionando-se com o nitrato, temperatura da água, potencial de oxi-redução e condutividade elétrica (Tabela 3, Figura 2).

Os resultados demonstraram que houve diferença significativa entre as áreas úmidas controle e áreas úmidas com ninhais para o primeiro componente da ordenação (Fator 1) ( $U = 0,00$   $P = 0,021$ ,  $gl = 1$ ) (Figura 3), onde as concentrações de amônia, fósforo total, ortofosfato orgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio total e sólidos totais

dissolvidos foram maiores nas áreas úmidas com ninhais quando comparadas às áreas úmidas controle. Para os demais componentes da PCA, não houve diferença significativa entre as áreas úmidas estudadas (Fator 02,  $t = 0,854$ ;  $gl = 6$ ;  $P = 0,426$ ; Fator 03,  $t = 1,308$ ;  $gl = 6$ ;  $P = 0,239$  e Fator 04,  $t = 0,143$ ;  $gl = 6$ ;  $P = 0,891$ ).

As correlações entre as variáveis ambientais estão apresentadas na Tabela 4. As correlações mais altas ( $> 0,5$ ) ocorreram entre a temperatura da água e o potencial de oxi-redução, entre o oxigênio dissolvido e a saturação de oxigênio dissolvido e entre a temperatura da água e a matéria orgânica do sedimento.

## Discussão

A ocorrência de um grande número de aves coloniais em áreas úmidas pode aumentar as concentrações de nitrogênio e fósforo, podendo levar à diminuição da qualidade da água (MCcoll & Burger 1976, Portnoy 1990, Baxter & Fairweather 1994, Manny et al. 1994, Chaichana et al. 2010, 2011, Huang & Isobe 2012, Gwiazda et al. 2014, Somura et al. 2015). Em nosso estudo, a presença das aves aquáticas aumentou as concentrações de nutrientes na água, principalmente em função de um ninhal no qual foi estimado o maior número de indivíduos.

O nitrogênio pode ser encontrado sob diferentes formas e estados de oxidação nos ecossistemas aquáticos, entre elas, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico (Clescer & Taras 1998, Libânio 2005, Von Sperling 1996). As concentrações de amônia estiveram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (até  $10 \text{ mg NH}_3/\text{L}^{-1}$  para  $\text{pH} \leq 7,5$ ), com exceção do ninhal que apresentou o maior número estimado de aves. O nitrogênio orgânico e total apresentaram maiores concentrações nas áreas úmidas com ninhais do que nas áreas úmidas controle. Entretanto, o nitrogênio total apresentou valores superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (até  $1,27 \text{ mg N/L}^{-1}$ ) em todas as áreas úmidas analisadas, exceto em uma área controle.

O fósforo total apresentou concentrações superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para ecossistemas lênticos e águas de Classe 1 (até  $0,020 \text{ mg P/L}^{-1}$ ) em todas as áreas úmidas amostradas. Juntamente com o nitrogênio, o fósforo é considerado um macronutriente importante para diversos processos biológicos, e em águas superficiais pode-se encontrar o fósforo sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico (Clesceri & Taras 1998).

Alguns estudos foram realizados relacionando a presença e abundância de aves aquáticas e a qualidade da água em diferentes ecossistemas aquáticos. Manny et al.

(1975) registraram a entrada anual de 1.290 mg/L de N e 390 mg/L de P em um lago no Canadá onde residia uma colônia de 3.000 gansos. Dobrowolski et al. (1976) verificaram a entrada de cerca de 9,67 mg/m<sup>2</sup> de P por ano no lago Mazurian, na Polônia, devido à presença de ~ 4.000 aves aquáticas. Concentrações de P e N estimadas em 52 kg/ano de P e 14 kg/ano de N foram associadas à presença de gaivotas em uma lagoa nos Estados Unidos (Portnoy, 1990). Em uma colônia com cerca de 6.500 gansos e 4.200 patos, registrou-se a entrada de 280 Kg de N e 88 Kg de P no lago Gran-Lieu, França (Marion et al. 1994). Gwiazda (1996) indicou que patos selvagens e gaivotas produziram cerca de 100 a 150 kg de P e de 370 a 400 kg de N no reservatório de Dobczyce, na Polônia. Kitchell et al. (1999) mostraram que durante o período reprodutivo, com pico de abundância durante o mês de novembro, em uma colônia de cerca de 45.000 gansos, a concentração de N na água foi de 60 mg/L e 3 mg/L de P em áreas úmidas do Novo México (EUA).

Em nosso estudo, as concentrações de N e P encontradas nas áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas foram bem inferiores às concentrações encontradas nos estudos citados acima, o que pode estar relacionado ao fato do número estimado de aves aquáticas estar bem abaixo do número de aves verificado nesses outros estudos. Os estudos referenciados acima tratam de colônias grandes, variando entre 4.000 e 45.000 indivíduos e as concentrações dos nutrientes foram acompanhadas por anos, o que não ocorreu nas áreas úmidas estudadas, uma vez que o maior número estimado de aves foi de cerca de 1.600 indivíduos, e a concentração registrada foi realizada apenas para um ciclo reprodutivo, através de uma única amostragem.

No entanto, mesmo que o número estimado de aves em nosso estudo tenha sido inferior ao de outras áreas, observou-se que o ninhal com a maior representação de colônias apresentou também as maiores concentrações de amônia, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio orgânico e nitrogênio total, quando comparadas às outras áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas. Essa grande diferença pode estar relacionada ao fato desse ninhal ser também um local em que as aves utilizam como dormitório, ocupando-o o ano todo, contribuindo assim para entrada diária e contínua desses nutrientes e, possibilitando assim, concentrações mais elevadas do que nas demais áreas com ninhais de aves aquáticas.

Além disso, um efeito das fezes de aves na química da água nem sempre é observado (Gwiazda et al. 2014). Um estudo experimental do impacto de diferentes quantidades de fezes de aves na química da água não mostrou mudanças significativas



em relação ao fósforo total, nitrogênio total e nitrato (Unckless & Makarewicz 2007), assim como não foram encontradas diferenças nas concentrações de nitrato, amônia e fósforo total na água entre áreas associadas às aves aquáticas, com cerca de 4.000 indivíduos, e locais de referência, sem a presença de aves aquáticas, no reservatório de Dobczyce (Polônia) (Gwiazda et al. 2010).

Em relação aos parâmetros físicos e químicos da água, nas áreas úmidas com ninhais o oxigênio dissolvido variou entre 3,74 mg/L O<sub>2</sub> e 5,87 mg/L O<sub>2</sub>, e nas áreas úmidas controle entre 2,93 mg/L O<sub>2</sub> e 7,03 mg/L O<sub>2</sub>, não atendendo o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (não inferior a 6 mg/L), exceto em uma área úmida controle, que apresentou concentração de 7,03 mg/L. O oxigênio dissolvido é essencial para a sobrevivência dos organismos e sua alta concentração auxilia na estabilização da matéria orgânica (Franceschi 2016). A respiração biológica, incluindo aquela relacionada aos processos de decomposição da matéria orgânica, reduz a concentração de oxigênio dissolvido (Yousry et al. 2011). Ojok et al. (2017) encontraram elevada concentração de oxigênio dissolvido no Rio Rwizi em Uganda, sendo justificada pelo aumento das atividades fotossintéticas de plantas aquáticas e bactérias devido ao aumento da temperatura.

O pH variou nas áreas úmidas controle entre 3,92 e 5,48 e entre 2,16 e 7,09 nas áreas úmidas com ninhais, se mostrando predominantemente ácido e não atendendo aos requisitos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (entre 6,0 e 9,0). Variações no pH influenciam indiretamente a precipitação de elementos tóxicos, como metais pesados, e podem afetar a solubilidade de alguns nutrientes (CETESB 2014). Já a turbidez apresentou elevadas concentrações, variando entre 37,6 e 363 NTU nas áreas úmidas controle e entre 0 e 694 NTU entre as áreas úmidas com ninhais. Corpos de águas naturais têm em sua clareza um importante indicativo da sua condição e produtividade (Clesceri & Taras 1998). Em águas com elevada turbidez a penetração de luz fica comprometida, interferindo nos processos dos organismos fotossintetizantes e prejudicando a oxigenação do corpo hídrico (Mot, 1995), alterando assim a qualidade da água.

Elevados teores de matéria orgânica foram identificados nas áreas úmidas com ninhais, com o maior percentual no ninhal no qual foi estimado o maior número de indivíduos. Os altos teores de matéria orgânica no sedimento podem indicar avançado desenvolvimento e permanência da vegetação presente no ecossistema aquático (Barbosa et al. 2015). A temperatura da água foi a variável que apresentou o maior

número de correlações com outras variáveis físicas e químicas da água, onde o parâmetro com maior correlação foi a matéria orgânica do sedimento. De acordo com a CETESB (2014), a temperatura da água exerce importante papel nos ecossistemas aquáticos, com influência em diversas variáveis físicas e químicas, entre elas a matéria orgânica (Porto et al. 1991).

Nossos resultados demonstraram que a presença das aves aquáticas aumentou as concentrações de amônia, fósforo total, ortofosfato orgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio total e sólidos totais dissolvidos nas áreas úmidas com ninhais, principalmente em função do ninhal no qual foi estimado o maior número de indivíduos. Porém, para os demais ninhais, a presença das aves aquáticas não foi determinante para que houvesse diferença significativa nas concentrações dos demais nutrientes e variáveis analisadas entre as áreas úmidas com ninhais e áreas úmidas controle.

De acordo com os resultados encontrados, podemos concluir que nossa hipótese foi parcialmente corroborada. Esperavam-se maiores concentrações de nutrientes nas áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas quando comparadas às áreas úmidas controle. Embora tenha sido verificada uma diferença significativa em relação aos nutrientes analisados entre as áreas úmidas com ninhais e áreas úmidas controle, essa diferença ocorreu apenas em função de um ninhal, onde foram observadas altas concentrações de amônia, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio orgânico e nitrogênio total. A quantidade de nutrientes registrada no presente estudo foi muito menor quando comparada a de estudos realizados em outras regiões do mundo. Esse resultado pode ser devido ao fato do efeito das fezes das aves aquáticas no aumento da concentração de nutrientes na água ser dependente da densidade de aves aquáticas presente nessas áreas.

O presente estudo relacionando a qualidade da água com a presença de colônias de nidificação de aves aquáticas em áreas úmidas é inédito no sul do Brasil. É reconhecida a importância da contribuição das aves aquáticas no enriquecimento de nutrientes em áreas úmidas podendo alterar a qualidade da água e conseqüentemente a riqueza, abundância e composição da biota aquática, sendo de fundamental importância uma melhor compreensão dessas interações para que se conheçam melhor esses ambientes.

## Referências bibliográficas

ACCORDI, I. A. & BARCELLOS, A. 2006. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14 (2):101-115.

APHA, AWWA, WPCF. 2000. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington, DC.

BARBOSA, I. C. C., MÜLLER, R. C. S., ALVES, C. N., BERRÊDO, J. F. & SOUZA FILHO, P. W. M. 2015. Composição Química de Sedimento de Manguezal do Estuário Bragantino (PA) – Brasil. *Virtual Quim.* 7 (4), 1087-1101.

BAXTER, G. S. & FAIRWEATHER, P. G. 1994. Phosphorus and nitrogen in wetlands with and without egret colonies. *Austral Ecology* 19 (4): 409-416.

BIEGER, L., CARVALHO, A.B.P., STRIEDER, M. N., MALTCHIK, L. & STENERT, C. 2010. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. *Brazilian Journal of Biology* 70(4): 1207-1215.

BRANCO, S. M. 1986. Hidrologia aplicada à engenharia sanitária. 3ª ed. São Paulo. CETESB/ACATESB. 640p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005. Resolução nº 357, 17 de março de 2005.

CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos para avaliar a saúde de riachos. *Rev. Bras. Recur. Hidr.* 6(1): 71-82.

CAUT, S., ÂNGULO, E., PISANU, B., RUFFINO, L., FAULQUIER, L., LORVELEC, O., CHAPUIS, JEAN-LOUIS, PASCAL, M., VIDAL, E., COURCHAMP, F. 2012. Seabird Modulations of Isotopic Nitrogen on Islands. *Plos One* 7(6): 39125.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) 2014. Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico. Norma técnica. 3ª Edição. Publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo – Caderno Executivo I, 124 (71): 53-55p.

CHAICHANA, R., LEAH, R. & MOSS, B. 2010. Birds as eutrophicating agents: a nutrient budget for a small lake in a protected area. *Hydrobiologia* 646 (1):111-121.

CHATTERJEE, A., ADHIKARI, S. & MUKHOPADHYAY, S. K. 2017. Effects of Waterbird Colonization on Limnochemical Features of a Natural Wetland on Buxa Tiger Reserve, India, During Wintering Period. *Wetlands* 37:177–190.

CLESCER, L. S. & TRAS, M. J. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. Ed. Washington: American Public Health Association.

COMITESINOS. Projeto Verde Sinos. <http://www.comitesinos.com.br/> (último acesso em 15/03/2015).

DOBROWOLSKI, K. A., HALBA R. & NOWICKI J. 1976. The role of birds in eutrophication by import and export of trophic substances of various waters. *Limnologica* 10(2): 543-549.

DOWNING, J & MCCAULEY, E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography - limnol Oceanogr.* 37: 936-945.

JAMES J. ELSER, MATTHEW E.S. BRACKEN, ELSA E. CLELAND, GRUNER, D. S., W. STANLEY HARPOLE, HELMUT HILLEBRAND, JACQUELINE T. NGAI, ERIC W. SEABLOOM, JONATHAN B. SHURIN. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol Lett.* 10:1135–1142.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2006. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa Solos. Rio de Janeiro.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. <http://www.fepam.rs.gov.br/> (último acesso em 10/10/2016).

FRANCESCHI, C. G. 2016. A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade de água na bacia hidrográfica do Arroio do Meio-RS. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal da Fronteira Sul Campus Erechim. 64 pp.

FRANCESIAZ, C., GUILBAULT, E., LEBRETON, J. D., TROUVILLIEZ, J. & BESNARD, A. 2017. Colony persistence in waterbirds is constrained by pond quality and land use. *Freshw. Biol.* 62 (1): 119–132.

GILL, J. A. 1996. Habitat choice in pink-footed geese: quantifying the constraints determining winter site use. *Journal of Applied Ecology* 33(4): 884-892.

GOULART, M. D. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM* 2(1):153-164.

GWIAZDA R. 1996. Contribution of water birds to nutrient loading to the ecosystem of mesotrophic reservoir. *Ekol. Pol.* 44 (3 - 4): 289-297.

GWIAZDA, R., JAROCHA, K., SZAREK-GWIAZDA, E. 2010. Impact of a small cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) roost on nutrients and phytoplankton assemblages in the littoral regions of a submontane reservoir. *Biologia* 65(4): 742-748.

GWIAZDA, R., WOZNICA, A., LOZOWSKI, B., KOSTECKI, M. & FLIS, A. 2014. Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 43: 418 - 426.

HAHN, S., BAUER, S. & KLAASSEN, M. 2008; Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology* 53 (1):181-193.

HOYER, M. V., CANFIELD J. R. & DANIEL, E. 1994. Bird abundance and species richness on Florida lakes: influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. In: *Aquatic birds in the trophic web of lakes*. Springer Netherlands p.107-119.

HUANG, G. & ISOBE, M. 2012. Carrying capacity of wetlands for massive migratory waterfowl. *Hydrobiologia* 697 (1): 5-14.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas. <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?> (último acesso em 10/10/2016).

KEATLEY, B. E., DOUGLAS, M. S. V., BLAIS, J. M., MALLORY, M. L. & SMOL, J. P. 2009. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian High Arctic. *Hydrobiol.* 621(1):191–205.

KITCHELL, J. F., SCHINDLER D. E., HERWIG B. R., POST D. M. & OLSON M. H. 1999. Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge, New Mexico. *Limnology and Oceanography* 44(3): 828-836.

KOLB, G. S., EKHOLM, J. & HAMBÄCK, P. A. 2010. Effects of seabird nesting colonies on algae and aquatic invertebrates in coastal Waters. *Marine Ecology Progress Series* 417: 287-300.

LEENTVAAR, P. 1967. Observations in guantrophic environments. *Hydrobiologia* 29(3): 441-489.

LIBÂNIO, M. 2005. Fundamentos de qualidade e tratamento da água. 3º ed. Campinas, São Paulo: Átomo.

MANNY, B. A., R. G. Wetzel & W. C. JOHNSON. 1975. Annual contribution of carbon, nitrogen, and phosphorus by migrant Canada geese to a hardwater lake. *International Association of Theoretical and Applied Limnology* 19: 949-951.

MANNY, B. A., JOHNSON, W. C., WETZEL, R. G. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. In: *Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes*. Springer Netherlands 121-132p.

MARION, L., CLERGEAU P., BRIENT L. & BERTRU G. 1994. The importance of avian- contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand- Lieu, France. *Hydrobiologia* 279/280: 133-147.

MAYES, E. 1991. The Winter Ecology of Greenland White-fronted Geese *Anser albifrons-flavirostris* on Seminatural Grassland and Intensive Farmland. *Ardea* 79 (2): 295-304.

MCCOLL, J. G. & BURGER, J. 1976. Chemical inputs by a colony of Franklin's gulls nesting in cattails. *American Midland Naturalist* 270-280p.

MOTA, S. 1995. Preservação e conservação de recursos hídricos. 2ª ed. atualizada. Rio de Janeiro: ABES.

OGDEN, J. C., BALDWIN, J. D., BASS, O. L., BROWDER, J. A., COOK, M. I., FREDERICK, P. C., FREZZA, P. E., GALVEZ, R. A., HODGSON, A.B., MEYER, K. D., OBERHOFERE, L. D., PAUL, A. F., FLETCHET, P. J., DAVIS, S. M. & LORENZ, J. J. 2014. Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of southern Florida: 1. Selection and justification for a suite of indicator species. *Ecological Indicators* 44: 148–163.

OJOK, W., WASSWA, J. & NTAMBI, E. 2017. Assessment of Seasonal Variation in Water Quality in River Rwizi Using Multivariate Statistical Techniques, Mbarara Municipality, Uganda. *Journal of Water Resource and Protection* 9: 83-97.

PETER, A. S. 2017. Aves Aquáticas como dispersoras de sementes de plantas e propágulos dormentes de invertebrados aquáticos em áreas úmidas do sul do Brasil. Dissertação (mestrado) – universidade do vale do rio dos sinos, programa de pós-graduação em biologia.

PETERS, N. E. & MEYBECK, M. 2000. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts to human activities. *Water International*, 25 (2):214-21.

PETRY, M. V. & HOFFMANN, G. R. 2002. Ocupação e construção de ninhos em um ninhal misto de garças e maçaricos (Ciconiiformes) no Rio Grande do Sul. *Biociências* 10: 55 - 63.

PORTO, F. A., BRANCO, S. M., LUCA & S. J. 1991. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L. (Org.). *Hidrologia ambiental*, São Paulo: EDUSP 375-390p.

PORTNOY, J. W. 1990. Gull contributions of phosphorus and nitrogen to a Cape Cod kettle pond. *Hydrobiologia* 202 (1): 61-69.

POST, D. M., TAYLOR J. P., KITCHELL J. F., OLSON M. H., SCHINDLER D. E. & HERWIG, B. R. 1998. The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology* 12(4): 910-920.

RAMSAR. 1994. Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat. [www.ramsar.org/key\\_conv\\_e.htm](http://www.ramsar.org/key_conv_e.htm) (último acesso em 10/09/2018).

RODRIGUES, A. S. L., CASTRO, P. T. A. & MALAFAIA, G. 2010. Utilização de protocolos de avaliação rápida de rios como instrumentos complementares na gestão de bacias hidrográficas envolvendo aspectos da geomorfologia fluvial: uma breve discussão. *Enciclopédia Biosfera* 6(11): 1-9.

RÖNICKE, H., DOERFFER R., SIEWERS H., BUTTNER O., LINDENSCHMIDT K.E., HERZSPRUNG P., BEYER M. & RUPP H. 2008. Phosphorus input by nordic geese to the eutrophic Lake Arendsee, Germany. *Fundamental and Applied Limnology* 172(2): 111-119.

SCHERER, J. F. M., SCHERER, A. L., PETRY, M. V. & TEIXEIRA, É. C. 2006. Estudo da avifauna associada à área úmida situada no Parque Mascarenhas de Moraes, zona urbana de Porto Alegre (RS). *Biotemas* 19(1):107-110.

SCHERER, A. L., PETRY, M. V. & SCHERER, J. de F. M. 2011. Estrutura e composição da comunidade de aves aquáticas em uma área úmida no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19(3): 323-331.

SEBASTIAN-GONZALEZ, E., NAVARRO, J., SANCHEZ-ZAPATA, J. A., BOTELLA, F. & DELGADO, A. 2012. Water quality and avian inputs as sources of isotopic variability in aquatic macrophytes and macroinvertebrates. *J. Limnol.* 71(1): 191-199.

SOMURA, H., MORI, Y., MASUNAGA, T., TAKEDA, I. 2015. Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 199: 1-9.

TELESFORD-CHECKLEY, J. M.; MORA, M. A.; GRANT, W. A.; BOELLSTORFF, D. E. & PROVIN, T. L. 2016. Estimating the contribution of nitrogen and phosphorus to waterbodies by colonial nesting waterbirds. *Science of the Total Environment* 574:1335-1344.

TOGORO, E. S. 2006. Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul. Tese Doutorado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 184p.

UNCKLESS, R. & MAKAREWICZ, J. 2007. The impact of nutrient loading from Canada Geese (*Branta canadensis*) on water quality, a mesocosm approach. *Hydrobiologia* 586: 393-401.

WELCH, E. B. 2002. Ecological Effects of Waste Water: Applied limnology and pollutant effects. CRC Press.

WYMAN, K. E., WIRES, L. R. & CUTHBERT, F. J. 2014. Colonial waterbird site occupancy dynamics reflect variation in colony site environments in the U.S. Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* 40 (4): 956–963.

VON SPERLING, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª Ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.



**Tabela 1:** Nutrientes medidos na água superficial das áreas úmidas e os métodos e referências utilizados.

<b>Nutrientes</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Referência</b>
Amônia	SM 4500 NH <sub>3</sub> C	APHA (2000)
Fósforo total	SM 4500 P E	APHA (2000)
Nitrato	EPA 9056 A/2007	APHA (2000)
Nitrogênio orgânico total	SM 4500 Norg B	APHA (2000)
Nitrogênio total	SM 4500 N	APHA (2000)
Ortofosfato total	SM 4500 P E	APHA (2000)
Fósforo orgânico	-	APHA (2000)

**Tabela 2:** Média  $\pm$  desvio padrão (DP), valores mínimo e máximo e coeficiente de variação (CV) das variáveis físicas e químicas da água, nutrientes e matéria orgânica do sedimento nas áreas úmidas controle e áreas úmidas com ninhais.

Variáveis	Pontos	Média $\pm$	D.P.	Faixa de valores	CV
Temperatura (°C)	C	17,1	1,75	15,37 – 19,54	0,10
	N	17,3	1,14	15,67 – 18,16	0,07
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	C	3,9	2,93	1,93 – 7,03	0,38
	N	4,5	0,95	3,74 – 5,87	0,21
Porcentagem de oxigênio (%)	C	30,7	36,4	0,31 – 73,02	1,19
	N	0,46	0,09	0,39 – 0,58	0,20
Potencial oxi-redução	C	203,9	139,6	2,46 – 312	0,68
	N	109	70,28	20 – 191,02	0,64
Cond. Elétrica ( $\mu$ S/cm)	C	0,06	0,03	0,044 – 0,091	0,48
	N	0,07	0,02	0,035 – 0,104	0,30
Turbidez (NTU)	C	159,8	143,2	37,6 – 363	0,90
	N	189,9	336,85	0 – 694	1,77
pH	C	5,5	0,67	2,16 – 7,09	0,12
	N	4,5	2,02	15,37 – 19,54	0,10
Totais sólidos dissolvidos	C	0,04	0,02	0,023 – 0,067	0,42
	N	0,1	0,16	0,03 – 0,36	1,29
Amônia (mg NH <sub>3</sub> /L <sup>-1</sup> )	C	0,76	0,25	0,466 – 0,995	0,33
	N	23,5	45,5	0,629 – 91,8	1,94
Fósforo Total (mg P/L <sup>-1</sup> )	C	0,35	0,29	0,075 – 0,363	0,82
	N	3,58	5,25	0,233 – 11,4	1,47
Ortofosfato Total (mg P/L <sup>-1</sup> )	C	0,12	0,13	0,02 – 0,288	1,09
	N	3,06	5,37	0,02 – 11,1	1,75
Fósforo Orgânico	C	0,24	0,16	0,095 – 0,462	0,69
	N	0,52	0,45	0,3 – 1,192	0,88
Nitrogênio Orgânico (mg Norg/L <sup>-1</sup> )	C	0,95	0,84	0,183 – 2	0,89
	N	4,46	5,84	1,05 – 13,2	1,31
Nitrogênio Total (mg N/L <sup>-1</sup> )	C	1,71	0,76	0,812 – 2,47	0,45
	N	27,9	51,4	1,79 – 105	1,84
Nitrato (mg N/L <sup>-1</sup> )	C	3,5	3,27	0,476 – 7,06	0,93
	N	1,20	1,78	0,171 – 3,85	1,48
Matéria Orgânica Sedimento	C	0,2	0,12	0,07 – 0,33	0,48
	N	0,3	0,15	0,1 – 0,4	0,52

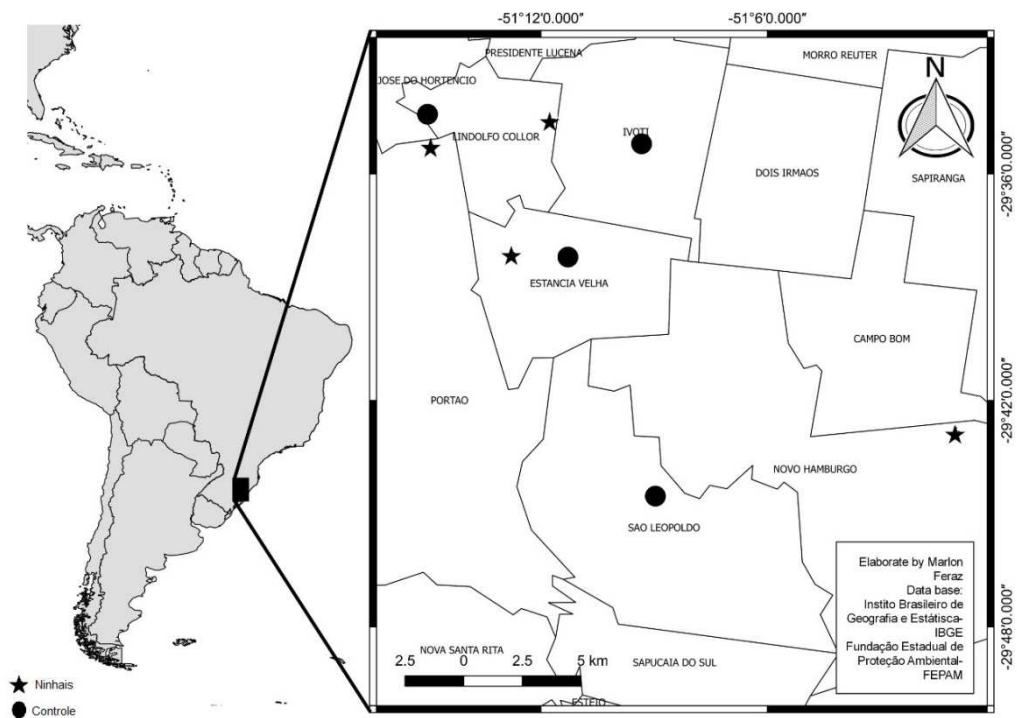
**Tabela 3:** Componentes que explicam a variação nas características ambientais e suas variáveis relacionadas.

<b>Fatores</b>	<b>Variáveis</b>	<b>r</b>
<b>Fator 01</b>	amônia	0,981
	fósforo total	0,988
	ortofosfato	0,986
	nitrogênio orgânico	0,986
	nitrogênio total	0,983
	Sólidos totais dissolvidos	0,982
<b>Fator 02</b>	matéria orgânica do sedimento	-0,600
	oxigênio dissolvido	0,889
	Saturação de oxigênio dissolvido	0,906
	Fósforo orgânico	-0,971
<b>Fator 03</b>	pH	0,757
	turbidez	-0,852
<b>Fator 4</b>	nitrato	0,605
	temperatura	0,894
	potencial oxi-redução	-0,633
	condutividade elétrica	-0,883

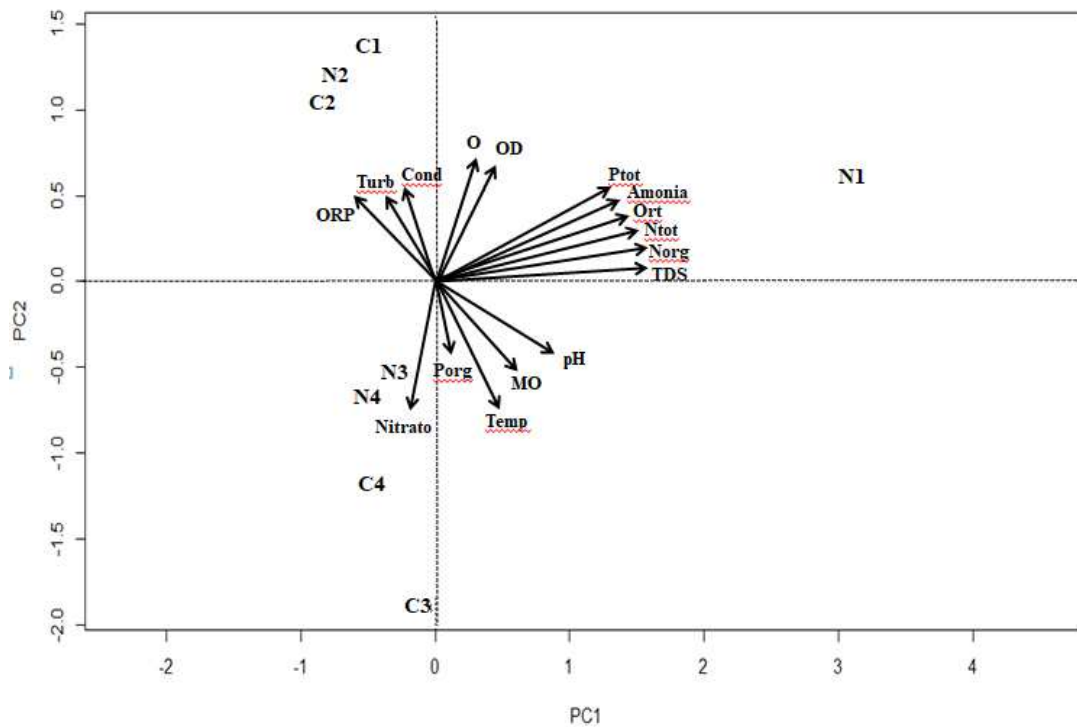
**Tabela 4:** Matriz de correlação entre as variáveis ambientais. Correlações > 0,5 são destacadas em negrito.

<b>Variáveis ambientais</b>	Temp.	pH	ORP	CE	NTU	OD	O%	TDS	MO
Temp.	1								
pH	0.1	1							
ORP	<b>-0.58</b>	0.15	1						
CE	-0.27	-0.43	0.13	1					
NTU	<b>-0.56</b>	-0.22	0.03	0.17	1				
OD	-0.13	0.29	-0.08	-0.45	0.2	1			
O%	-0.19	0.2	-0.12	-0.03	0.3	<b>0.84</b>	1		
TDS	0.24	0.4	-0.14	0.17	-0.23	0.1	0.19	1	
MO	<b>0.66</b>	0.03	<b>-0.42</b>	-0.17	-0.28	-0.16	-0.25	0.44	1

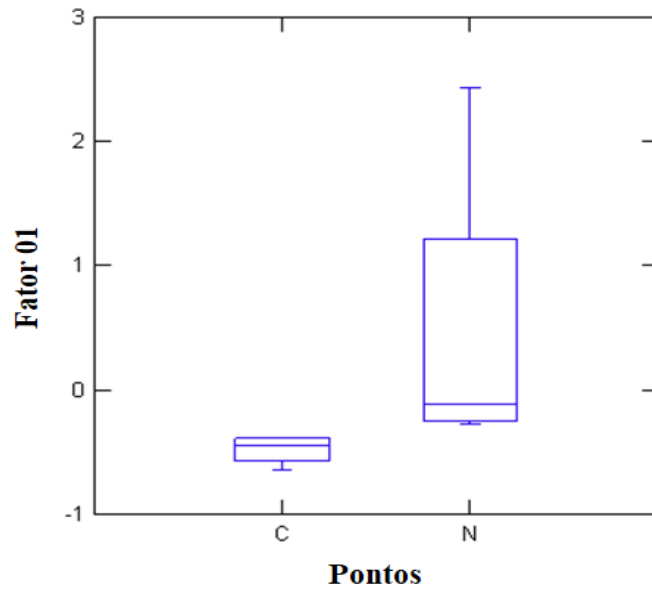
\*Legenda: Temperatura da água: Temp, pH, Potencial oxi-redução: ORP, Condutividade elétrica: CE, Oxigênio dissolvido: OD, Saturação de oxigênio dissolvido: O%, Sólidos totais dissolvidos: TDS, Matéria orgânica do sedimento: MO.



**Figura 1:** Localização da área de estudo com os pontos amostrados na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos e Bacia Hidrográfica do Rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. Círculos preenchidos representam as áreas úmidas sem a presença de ninhais de aves aquáticas e as estrelas representam as áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas.



**Figura 2:** Gráfico dos escores dos componentes principais para as variáveis analisadas nas áreas úmidas controle e áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas no sul do Brasil. Legenda: O: saturação de oxigênio dissolvido; OD: oxigênio dissolvido; Ptot: fósforo total; Porg: fósforo orgânico; Ort: ortofosfato; Ntot: nitrogênio total; Norg: nitrogênio orgânico; TDS: sólidos totais dissolvidos; MO: matéria orgânica do sedimento; Temp: temperatura da água; ORP: potencial de oxi-redução; Turb: turbidez; Cond: condutividade elétrica. C1, C2, C3 e C4: áreas úmidas controle; N1, N2, N3 e N4: áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas.



**Figura 3:** Variação nas características ambientais para o Fator 01 nas áreas úmidas controle e áreas úmidas com ninhais. As áreas úmidas com ninhais apresentaram maior variação.

## Material Suplementar

**Tabela 5:** Valores das variáveis físicas e químicas da água nas áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas (N1, N2, N3 e N4) e áreas úmidas sem a presença de colônias de nidificação de aves aquáticas (C1, C2, C3 e C4) no Sul do Brasil.

Variáveis	C1	C2	C3	C4	N1	N2	N3	N4
<b>OD</b>								
(mg/L O <sub>2</sub> )	7,03	4,84	3,8	2,93	5,87	4,93	4	3,74
<b>pH</b>								
-	3,92	4,9	5,16	5,48	7,09	2,16	4,36	4,46
<b>Temperatura</b>								
(°C)	16,6	15,3	19,5	17,9	18,01	15,67	18,16	17,35
<b>Potencial de oxidação-redução</b>								
-	281	312	2,46	220	20	191,02	121	104
<b>Condutividade Elétrica</b>								
(µS/cm)	0,06	0,104	0,049	0,035	0,059	0,091	0,044	0,068
<b>Turbidez</b>								
(NTU)	363	151	87,7	37,6	12	694	53,6	0
<b>Saturação oxigênio dissolvido</b>								
(%)	73,02	49,2	35	31	58	49,3	38,6	39,2
<b>Sólidos totais dissolvidos</b>								
	0,04	0,067	0,044	0,023	0,358	0,059	0,029	0,044
<b>Matéria Orgânica Sedimento</b>								
(%)	6,8	7,3	32	25,5	40,7	33,3	31,7	30,6



**Tabela 6:** Valores dos nutrientes da água nas áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas (N1, N2, N3 e N4) e áreas úmidas sem a presença de colônias de nidificação de aves aquáticas (C1, C2, C3 e C4) no Sul do Brasil.

<b>Nutrientes</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>N1</b>	<b>N2</b>	<b>N3</b>	<b>N4</b>
<b>Amônia</b> (mgNH <sup>3</sup> /L <sup>-1</sup> )	0,995	0,629	0,938	0,466	91,8	0,629	0,649	0,739
<b>Fósforo Total</b> (mg P/L <sup>-1</sup> )	0,75	0,115	0,175	0,363	11,4	1,782	0,902	0,233
<b>Ortofósforo</b> (mg P/L <sup>-1</sup> )	0,288	0,02	0,025	0,127	11,1	0,59	0,535	0,02
<b>Fósforo Orgânico</b>	0,462	0,095	0,15	0,236	0,3	1,192	0,367	0,213
<b>Nitrogênio Orgânico</b> (mg Norg/L <sup>-1</sup> )	0,355	0,183	1,25	2	13,2	1,95	1,62	1,05
<b>Nitrogênio Total</b> (mg N/L <sup>-1</sup> )	1,35	0,81	2,19	2,47	105	2,58	2,27	1,79
<b>Nitrato</b> (mg N-NO <sub>3</sub> /L <sup>-1</sup> )	0,988	0,476	7,06	5,49	0,196	0,171	0,582	3,85

## **4.2. Capítulo 02**

### **Can nesting waterbirds influence the community structure of macroinvertebrates in southern Brazilian intermittent wetlands?**

#### **ABSTRACT.**

The main goal of this study was to test the effect of the presence of nesting waterbirds on the taxonomic structure (richness, abundance and composition) of macroinvertebrate communities in southern Brazilian wetlands. Macroinvertebrate communities were seasonally sampled in eight intermittent wetlands differing according to the occurrence of nesting colonies of waterbirds (four with the presence of rookeries; four without). The influence of nutrients and water and sediment physicochemical variables on macroinvertebrate communities was also assessed. The community structure of aquatic macroinvertebrates was not affected by the presence of colonies of nesting waterbirds. Rather, macroinvertebrate communities varied seasonally and they were influenced by water-level environmental variables. Richness and composition changed among seasons and were influenced by nutrients and water physicochemical variables. Water turbidity and total dissolved solids influenced macroinvertebrate richness, while water nutrients affected macroinvertebrate abundance. Our results indicate that the lack of effect of nesting waterbirds on macroinvertebrates is possibly due to the variation in the composition of avian species and their reduced population sizes, and in such cases, any effects of birds on macroinvertebrates can be overridden by water chemistry and seasonal changes in intermittent wetlands.

**KEYWORDS.** Aquatic invertebrates, ponds, waterfowl, water chemistry.

## **RESUMO.**

O principal objetivo deste estudo foi testar o efeito da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas sobre a estrutura taxonômica (riqueza, abundância e composição) de comunidades de macroinvertebrados em áreas úmidas do sul do Brasil. As comunidades de macroinvertebrados foram amostradas sazonalmente em oito áreas úmidas intermitentes, diferindo de acordo com a ocorrência de colônias de nidificação de aves aquáticas (quatro áreas úmidas com e quatro áreas úmidas sem a presença de ninhais). A influência de nutrientes e das variáveis físico-químicas da água e do sedimento nas comunidades de macroinvertebrados também foi avaliada. A estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos não foi afetada pela ocorrência de colônias de nidificação de aves aquáticas. No entanto, as comunidades de macroinvertebrados variaram sazonalmente e foram influenciadas pelas variáveis ambientais da água. A riqueza e a composição variaram entre as estações e foram influenciadas pelas variáveis físico-químicas e pelos nutrientes da água. A turbidez e o total de sólidos dissolvidos da água influenciaram a riqueza, enquanto que os nutrientes afetaram a abundância de macroinvertebrados. Nossos resultados indicam que a falta de efeito da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas na comunidade de macroinvertebrados é possivelmente devido à variação na composição de espécies de aves e ao tamanho reduzido de suas populações, onde em tais casos, quaisquer efeitos das aves sobre os macroinvertebrados podem ser superados pela química da água e pelas mudanças temporais em áreas úmidas intermitentes.

**PALAVRAS-CHAVE.** Invertebrados aquáticos, banhados, aves aquáticas, química da água.

## INTRODUCTION

The aquatic macroinvertebrate community is represented by different taxonomic groups that live all or part of their life cycles in freshwater habitats (METCALFE, 1989; BALDWIN *et al.*, 2018). The community structure of aquatic macroinvertebrates is sensitive to many local environmental factors (BATZER *et al.*, 2004; STENERT *et al.*, 2008; ROMERO *et al.*, 2017; BALDWIN *et al.*, 2018). Macroinvertebrate composition in subtropical intermittent wetlands is strongly affected by seasonal changes related either with climate or variation in water availability, as hydroperiod can either constrain the establishment of many taxa or affect water-level environmental conditions (STENERT & MALTCHIK, 2007; BATZER, 2013; GLEASON & ROONEY, 2017). For instance, several studies showed that the richness and composition of aquatic macroinvertebrates is sensitive to changes in water physicochemical variables and nutrient enrichment (BATZER *et al.*, 2004; SIGNA *et al.*, 2015). Aquatic macroinvertebrates have therefore been usually used as indicators of the environmental integrity of freshwater ecosystems (CAIRNS & PRATT, 1993; USEPA, 2002; BONADA *et al.*, 2006; ESCRIBANO *et al.*, 2018).

Aquatic macroinvertebrates are key elements of the ecological dynamics of wetlands, linking producers and higher-level consumers such as waterbirds (METCALFE, 1989; BALDWIN *et al.*, 2018). Macroinvertebrates comprise a major part of the food items of waterbirds (MEYER *et al.*, 2015), supplying proteins and other essential nutrients for their survival (ANDERSON & SMITH, 2000; BALDASSARRE & BOLEN, 2006). It is thus recognized that the occurrence and distribution of macroinvertebrates can affect waterbird habitat selection (KRAPU & REINECKE, 1992; MEIRE *et al.*, 1994; SAFRAN *et al.*, 1997; DAVIS & SMITH, 1998; PALOMO *et al.*, 1999; BOLDUC & AFTON, 2004; ANDREI *et al.*, 2008; ZMUDCZYŃSKA-SKARBK *et al.*, 2015). In turn, little is known on the effects of waterbirds on aquatic macroinvertebrates. Previous studies have detected effects of the occurrence of nesting waterbirds and the community structure of macroinvertebrates in ponds (MURKIN & KADLEC, 1986; WRUBLESKI, 1989; WISZ *et al.*, 2013), although this relationships are not consistent (ROONEY & BAYLEY, 2012).

Waterbirds can affect macroinvertebrate distribution either through top-down (e.g., via predation), as they have large foraging areas, or bottom-up control mechanisms (e.g., nutrient enrichment) (HAIRSTON *et al.*, 1960; ODUM, 1969). In relation to this topic, waterbirds deposit nutrients in the form of guano (phosphorus and nitrogen-rich feces) in wetlands, altering the

nutrient flow in these ecosystems (ELLIS, 2005; SIGNA *et al.*, 2012). Studies in European lakes reported that the nutrient enrichment by waterbirds is comparable to the fertilization used in intensive farming (KOLB *et al.*, 2010; SEBASTIAN-GONZALEZ *et al.*, 2012; GWIAZDA *et al.*, 2014; TELESFORD-CHECKLEY *et al.*, 2016).

The high nutrient input (mainly of nitrogen and phosphorus) associated with nesting waterbird colonies (rookeries) (LINDEBOOM, 1984; BOSMAN & HOCKEY, 1986; KEATLEY *et al.*, 2009) affects both the water and sediment physicochemical characteristics of the wetlands (KEATLEY *et al.*, 2009, KOLB *et al.*, 2010; SEBASTIAN-GONZALEZ *et al.*, 2012; GWIAZDA *et al.*, 2014; SOMURA *et al.*, 2015, TELESFORD-CHECKLEY *et al.*, 2016, CHATTERJEE *et al.*, 2017). These changes in water quality directly influence the primary producers (VALIELA, 1984; ELSER *et al.*, 2007) and, consequently, should potentially impact the macroinvertebrate community, either by increasing or decreasing the abundance of zooplanktonic species (ZELICKMAN & GOLOVKIN, 1972), polychaetes (BOSMAN & HÓQUEI, 1986), crustaceans (PALOMO *et al.*, 1999), chironomids (MICHELUTTI *et al.*, 2009), and fish (ONUF *et al.*, 1977). In fact, some authors showed that nitrogen enrichment by guano deposition was the driving force of the macroinvertebrate dynamics in coastal lagoons (SIGNA *et al.*, 2015). Despite the importance of the nutrient enrichment for wetland macroinvertebrates (MARTINEZ, 1993), few studies have assessed the relationships between waterbirds and the macroinvertebrate community through changes related to water nutrient and sediment regime (bottom-up effect) (VITOUSEK, 1986; BOSMAN & HOCKEY, 1986; POWELL *et al.*, 1989; MARTINEZ, 1993).

Particularly outside the northern hemisphere, much of the knowledge on the relationships between wetland macroinvertebrates and waterbirds is restricted to studies on the foraging ecology of some species. In this sense, wetlands in southern South America are important habitats for many waterbird species (both resident and migratory) (CBRO, 2016), and studies on the effects of waterbird occurrence on the structure of macroinvertebrate communities are missing. The main goal of this study was to assess the taxonomic structure of macroinvertebrate communities in wetlands with and without the presence of nesting waterbirds along two seasonal periods in southern Brazil. The specific objectives were to: 1) to test the effect of the presence of nesting waterbirds on macroinvertebrate richness, abundance and composition; 2) to analyze the relationship between water physicochemical variables and nutrients, sediment (organic matter) and the macroinvertebrate community structure (richness and abundance). Assuming that ponds with and without nesting waterbirds show differences in water and sediment physical and chemical features, and that the

macroinvertebrate community varies among different seasonal periods (PRELLVITZ & ALBERTONI, 2004, BUENO *et al.*, 2003, STENERT *et al.*, 2008, KRAJENBRINK *et al.*, 2019), the following expectations were tested: 1) wetlands with nesting waterbirds have lower richness and diversity (ROONEY & BAYLEY, 2012, GUARESCHI *et al.*, 2015) than wetlands without nesting waterbirds; and 2) the macroinvertebrate composition differs between wetlands with and without nesting waterbirds.

## MATERIAL AND METHODS

**Study area.** This study was conducted in the municipalities of Estância Velha, Ivoti, Lindolfo Collor, Novo Hamburgo, São Leopoldo and Portão, located in the Porto Alegre Metropolitan Region (RMPA) of the state of Rio Grande do Sul, southernmost Brazil (Fig. 1). The RMPA has an area of 10,300 km<sup>2</sup> and is characterized by elevated population density (389.7 inhab/km<sup>2</sup>) and urbanization rate (over 96%) (IBGE, 2016). The original vegetation in the study area ranges from Mixed Ombrophilous to Decidual and Semidecidual Seasonal Forests, and the climate is subtropical humid, with temperate climate periods, and the rainfall is well distributed over the year (COMITESINOS, 2015).

**Sampling design.** Eight wetlands were selected for sampling, each one of them classified according to the occurrence of waterbirds. In four wetlands it was recorded the occurrence of colonies of nesting waterbirds (hereafter 'rookery wetlands'). During the study period, the nesting waterbird species observed were *Phimosus infuscatus* Poche, 1904, *Bubulcus ibis* Linnaeus, 1758, *Ardea alba* Linnaeus, 1758, *Egretta thula* Molina, 1782, and *Nycticorax nycticorax* Linnaeus, 1758. The estimated numbers of waterbird individuals in the rookery wetlands over the reproduction period was approximately 600. However, in one of the wetlands, this number reached ~1,600 individuals due the high abundance of *Phimosus infuscatus* dwelling in this pond all year round (PETER, unpublished data). In the other four wetlands, there were no vestiges of nesting waterbirds (hereafter 'control wetlands') (Fig. 1). All studied wetlands had similar surface flooding areas (~1 ha), maximum water depth of 50 cm, intermittent hydrological regime, and low anthropic impact. The composition of the surrounding vegetation in the studied wetlands was characterized by arboreal and/or shrubby

plants, mainly represented by species such as *Mimosa bimucronata* (De. Candolle) Otto Kuntze, 1891, and *Cephalanthus glabratus* (Spreng) K. Schum, 1888.

**Aquatic macroinvertebrate sampling.** Macroinvertebrate sampling was carried out in two seasons: 1) September 2016 (austral spring), the period of the year that corresponds to the beginning of the reproductive period of waterbirds; and 2) May 2017 (austral autumn), corresponding to the waterbird post-reproductive period (PETRY & HOFFMANN, 2002; SCHERER *et al.*, 2006; ACCORDI & BARCELOS, 2006; SCHERER *et al.*, 2011).

Four macroinvertebrate samples were collected at each wetland with an aquatic frame dip-net (30 cm width; 250  $\mu$ m mesh size) (USEPA, 2002; BALDWIN *et al.*, 2005). Each sample was represented by 1-m sweep, posteriorly fixed *in situ* with 10% formaldehyde. In the laboratory, the sediment samples were sieved through a 250- $\mu$ m mesh and the aquatic macroinvertebrate individuals were identified under stereomicroscope to genus level (whenever possible) (FERNÁNDEZ & DOMINGUEZ, 2001; MERRITT & CUMMINS, 2008). All individuals were preserved in 80% ethanol and deposited in the aquatic macroinvertebrate collection of the Laboratory of Ecology and Conservation of Aquatic Ecosystems of UNISINOS. Data collection complied with current Brazilian environmental laws (SISBIO 53781-1).

**Water and sediment variables.** One water sample (1 L) was collected from each wetland in September 2016 for nutrient content analysis according to APHA (1998) (Tab. I). In both sampling seasons, the following water physicochemical variables were measured *in situ* with a multiparameter probe (HORIBA U-50): water temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, oxygen saturation, total dissolved solids, turbidity and oxidation-reduction potential.

One sediment sample (1 Kg) was collected at each wetland in each sampling season for the analysis of the percentage of organic matter. The organic matter was determined after drying sediment at 60°C for 24h and burning it for 5h in an oven at 550°C (EMBRAPA, 2006). The sediment samples were processed at the Laboratory of Sedimentology of UNISINOS.

**Data analysis.** Aquatic macroinvertebrate abundance and richness corresponded to the numbers of individuals and taxa collected at each pond, respectively. We used the Simpson's Diversity Index (Simpson's  $D = 1-D$ ) to assess the dominance in aquatic macroinvertebrate

communities. After the detection of non-normal distribution and heteroscedasticity in the diversity data (values of Simpson's D) across treatments, we compared the diversity of aquatic macroinvertebrate communities between rookery and control ponds with a Mann-Whitney test.

We tested the effect of the presence of nesting waterbirds on aquatic macroinvertebrate richness and abundance with generalized linear mixed-effect models (GLMMs). As both response variables were discrete, we fit GLMMs with negative binomial distributions using maximum likelihood estimation (Laplace approximation). The presence of nesting waterbirds was included as fixed factor. In view of the repeated-measurements design and the consequent non-independence of data originating from the same pond, we investigated for the possible effects of the sampling period by running a set of different models. We ran models including the effect of the seasonal period as a random factor and another as fixed additive factor. We also ran a model including the interaction between the presence of nesting waterbirds and of the seasonal period. We compared the performance of the aforementioned models against null models (intercept only), and we performed model-selection procedures using the Akaike information criterion conditioned for small sample sizes (AICc) (BURNHAM & ANDERSON 2002). We retained only the models with  $\Delta\text{AIC} < 2$  for further inference.

We used stepwise multiple linear regressions with forward selection to investigate the relationships of the environmental variables with the richness and abundance of aquatic macroinvertebrates. We separately investigated the effects of the water physicochemical variables and the effect of nutrients. The analysis of the influence of the environmental variables was undertaken with the full set of seasonal sampling (two sampling periods), and the influence of the nutrients, with the subset of the first sampling period only.

We tested for differences in composition of aquatic macroinvertebrates between rookery and control ponds with a nonparametric multivariate analysis of variance (PERMANOVA) followed by 9999 permutations. We assessed the variation in the composition of aquatic macroinvertebrate communities using nonmetric multidimensional scaling ordination diagram (NMDS). The NMDS and PERMANOVA analyses were based on a dissimilarity matrix (Bray-Curtis index) of the log-transformed abundance data. For the assessment of the influence of the environmental variables on the composition of aquatic macroinvertebrate communities, we fitted the full set of water physicochemical variables and nutrients to the previously generated NMDS ordination diagram of the fauna. All analyses



were performed in the statistical environment R (version 3.5.1) (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018). We fit the GLMMs using the *glmer.nb* function of the package *lme4* version 1.1–15 (BATES *et al.*, 2015). We respectively run the ordination diagram, the PERMANOVA and the adjustment of the environmental variables with the functions *metaMDS*, *adonis* and *envfit* from package *vegan* version 2.5-3 (OKSANEN *et al.*, 2018).

## RESULTS

The values of the means and standard deviation of the water physical and chemical variables, nutrient concentration and organic matter of the sediment are listed as supplementary material (Tab. I, Supplementary Material). We collected 11,471 individuals from 70 taxa in the studied wetlands. Overall, 4,455 individuals from 50 taxa were collected in the rookery wetlands, and 7,016 individuals from 57 taxa, in the control wetlands. Insecta was the most representative group, corresponding to the majority of the taxa sampled (54 taxa). Coleoptera was the richest insect order, represented by 17 taxa. Chironomidae was the dominant taxon, representing 45% of all macroinvertebrates collected, followed by *Pisidium* (Mollusca) Pfeiffer, 1821 and Oligochaeta (15.2% and 13.3% of the total number of individuals, respectively). In the rookery wetlands, Chironomidae was the dominant taxon (58.7% of the individuals), followed by *Bezzia* sp. Kieffer, 1899 (10.4%) and Oligochaeta (10%). In the control wetlands, Chironomidae, *Pisidium* and Oligochaeta were the dominant taxa (36.5%, 25% and 15.3% of the total number of individuals, respectively). In the first sampling season, 9,001 individuals from 60 taxa were collected, while 2,470 individuals from 47 taxa in the second sampling season. The majority of the macroinvertebrate taxa were sampled in both sampling seasons (Tab. II).

Macroinvertebrate communities in rookery wetlands showed higher dominance than control wetlands ( $U = 10.5$ ,  $gl = 1$ ,  $P = 0.001$ ) (Fig. 2). Model selection procedures showed that the presence of nesting waterbirds and sampling seasons did not increase the explanatory power compared to the null model (i.e., models without explanatory variables) for explaining the patterns of macroinvertebrate richness (Tab. III). Macroinvertebrate abundance was not influenced by the presence of nesting waterbirds either, although it varied between sampling seasons. Abundance was higher in the first collection (spring) (Tab. III, Fig. 3).

The output of the stepwise regressions indicated that macroinvertebrate richness was negatively influenced by turbidity and total dissolved solids ( $R^2 = 0.404$ ,  $gl = 2$ ,  $12$ ,  $P = 0.017$ ) (Fig. 4). Water nutrients did not influence macroinvertebrate richness ( $R^2 = 1.65$ ,  $gl = 4$ ,  $P = 0.32$ ). Water physicochemical variables did not influence the macroinvertebrate abundance ( $R^2 = 1.31$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0.47$ ). A marginally significant relationship was observed between macroinvertebrate abundance and nitrate and organic phosphorus ( $R^2 = 5.20$ ,  $gl = 5$ ,  $P = 0.06$ ) (Fig. 5).

The PERMANOVA indicated that macroinvertebrate composition did not change between rookery and control wetlands (pseudo- $F = 1.24$ ,  $gl = 1$ ,  $P = 0.28$ ) (Fig. 6), but differed according to the sampling season (pseudo- $F = 2.60$ ,  $gl = 1$ ,  $P = 0.02$ ) (Fig. 7). This effect was clearly displayed by two axes of the NMDS ordination diagram, which showed that some taxa were more associated with the first sampling season (spring), such as *Mesovelia* Mulsant & Rey, 1852, *Belostoma* Laitrelle, 1807, *Isotoma* Bourlet, 1839, *Ilybius* Erichson, 1832, *Tramea* Hagen, 1861, while *Derallus* Sharp, 1882, *Lissorhoptrus* LeConte, 1853, Oribatidae, *Oxyagrion* Selys, 1876, *Dampfius* Pacheco, 1964 and *Erythemis* Hagen, 1861 were more closely associated with the second sampling season (autumn) (Fig. 7).

The water physicochemical variables significantly correlated with macroinvertebrate composition were water temperature ( $R^2 = 0.79$ ,  $P = 0.002$ ), oxidation-reduction potential ( $R^2 = 0.35$ ,  $P = 0.035$ ) and water turbidity ( $R^2 = 0.48$ ,  $P = 0.023$ ). The organic matter of sediment was also significantly correlated with macroinvertebrate composition ( $R^2 = 0.49$ ,  $P = 0.024$ ) (Fig. 7). Water temperature and sediment organic matter showed the highest values in the first sampling season (spring), while water turbidity and oxidation-reduction potential showed the highest values in the second sampling season (autumn) (Fig. 7). In the first sampling season, orthophosphate was the water nutrient variable significantly correlated with macroinvertebrate composition ( $R^2 = 0.8$ ,  $P = 0.026$ ) (Fig. 8).

## DISCUSSION

The richness of aquatic macroinvertebrates observed in the studied wetlands was similar to other studies developed in southern Brazilian intermittent wetlands (STENERT & MALTCHIK, 2007; STENERT *et al.*, 2008; MALTCHIK *et al.*, 2010; BOELTER *et al.*, 2018). Aquatic insects represented the majority of the wetland invertebrate fauna. The large dominance of insects is related to several life-history traits that allow their survival to

temporary habitats (WILLIAMS, 2006). In particular, morphophysiological characteristics of insects such as egg resistance, the presence of wings which facilitate dispersal and the occurrence of terrestrial life stages in many insect species favor their adaptation to the wet-dry periods typical of intermittent wetlands (WILLIAMS, 2006; MERRITT & CUMMINS, 2008). Chironomidae was the most representative group (45% of the total number of individuals collected). Previous studies also observed the dominance of Chironomidae in southern Brazilian wetlands and across several regions of the world (ÁVILA *et al.*, 2011; SIGNA *et al.*, 2015; DAMANIK-AMBARITA *et al.*, 2016; PIRES *et al.*, 2016; BOELTER *et al.*, 2018; CHAWAKA *et al.*, 2018). The high dominance of Chironomidae in wetlands may be associated with their tolerance to adverse conditions, such as low oxygen levels and high organic load (DE HAAS *et al.*, 2006; SIGNA *et al.*, 2012).

The macroinvertebrate richness, abundance and composition in the studied wetlands did not change according to the presence of colonies of nesting waterbirds. This result contrasts with previous studies that detected relationships between the occurrence of nesting waterbirds and macroinvertebrate community structure in wetlands (MURKIN & KADLEC, 1986; WRUBLESKI, 1989; WISZ *et al.*, 2013; SIGNA *et al.*, 2015). For instance, GUARESCHI *et al.* (2015) showed that waterbird presence was negatively correlated to aquatic macroinvertebrate richness, while ROONEY & BAYLEY (2012) observed a weak correlation between waterbird and invertebrate communities in Canadian ponds. SIGNA *et al.* (2015) observed that the input of waterbird faeces decreased the macroinvertebrate abundance and diversity in Italian pond systems. The lack of influence of nesting waterbirds on the community structure of aquatic macroinvertebrates could be related to the low number of individuals in the rookery wetlands studied. In the studies that found relationship between macroinvertebrate community structure and waterbird occurrence (MURKIN & KADLEC, 1986; WRUBLESKI, 1989; WISZ *et al.*, 2013) the abundance of nesting waterbirds ranged between 4,000 and 45,000 individuals, i.e., much higher than the bird populations observed in this study.

Another possible reason for the absence of effect of nesting waterbirds on macroinvertebrate communities is the variation in the reliance on macroinvertebrates for consumption along waterbird life cycles and among species. Specifically, the rate of consumption by waterbirds differs according the phases (i.e., among reproduction, development, feather substitution phases, etc.) (ANDREI *et al.*, 2008; ZMUDCZYŃSKA-SKARBEK *et al.*, 2015). In addition, there is large interspecific variation in the diet types and foraging

modes among waterbird species (STAFFORD *et al.*, 2016). That is, such differences could lead to varying effects of waterbirds on macroinvertebrates either among species or seasons. In this study, the composition of waterbirds varied among wetlands and could be related to the lack of systematic effect.

Although the community structure of aquatic macroinvertebrates did not change between rookery and control wetlands, the richness and composition were influenced by the water nutrients and physicochemical variables. Richness was negatively influenced by water turbidity and total dissolved solids, and the composition was influenced by water temperature, oxidation-reduction potential, turbidity, sediment organic matter, and orthophosphate. Many studies detected relationships between water physicochemical variables and macroinvertebrate communities in wetlands (ZIMMER *et al.*, 2000; BATZER *et al.*, 2004; STENERT & MALTCHIK, 2007; STENERT *et al.*, 2008; TOKESHI & ARAKAKI, 2012; BISCHOF *et al.*, 2013; STRACHAN *et al.*, 2015; BARROS *et al.*, 2016; GLEASON; ROONEY, 2017; ROMERO *et al.*, 2017; BALDWIN *et al.*, 2018). Some authors detected reductions in macroinvertebrate richness with increasing turbidity (BATZER, 2013; JOHNSON *et al.*, 2013; SUNDBERG *et al.*, 2016; BALDWIN *et al.*, 2018). Elevated turbidity is associated with a higher number of suspended organic and inorganic matter in the water, usually due to the allochthonous material input and the sediment stirring (GONÇALVES *et al.*, 2012; DAVIES-COLLEY & SMITH, 2001; KARNA *et al.*, 2015), which can significantly impact the aquatic biota (BILOTTA & BRAZIER, 2008), including the macroinvertebrate community (JONES *et al.*, 2012). Organic matter (detritus particles and other kinds of food, such as phytoplankton, periphytic algae, and bacteria) is one of the main food item of wetland macroinvertebrates (BRÖNMARK & HANSSON, 1998). PIEDRAS *et al.* (2006) observed a positive relationship between densities of Oligochaeta and Chironomidae with sediment organic matter in lentic habitats. In our study, the macroinvertebrate community was dominated by collectors and scrapers, such as Oligochaeta, dipterans, mollusks, and gastropods, i.e. taxa that feed on suspended particles in the water column (MERRITT *et al.*, 2008). This result may explain the effect of sediment organic matter on the macroinvertebrate composition.

Macroinvertebrate abundance and composition varied over the seasons in this study. Seasonal changes in the community structure of aquatic macroinvertebrates in temporary wetlands are described in the literature. STENERT *et al.* (2008) and KRAJENBRINK *et al.* (2019) observed seasonal changes in macroinvertebrate richness over the time in ponds. Temporal variations in macroinvertebrate abundance, richness, and composition may be due to the

alterations of the water physical and chemical variables observed over the time in lentic habitats (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; GLEASON; ROONEY, 2017; ROMERO *et al.*, 2017; BALDWIN *et al.*, 2018; CHAWAKA *et al.*, 2018). Intermittent wetlands alternate wet and dry cycles over time, and the duration of the drought period is considered the major force driving the composition of macroinvertebrates (WELLBORN *et al.*, 1996; WILLIAMS, 1998, 2006). In addition, seasonal changes in climate can also affect macroinvertebrate composition, as several taxa have their life cycles attached to temperature in subtropical regions (DALLAS & ROSS-GILLESPIE, 2015).

In summary, our results showed that the nutrients and physicochemical variables in the water and sediment along with seasons influenced the aquatic macroinvertebrate communities in the studied wetlands rather than the occurrence of nesting colonies of waterbirds. Although our study did not detect relationships of aquatic macroinvertebrate community structure with the presence of nesting waterbirds, a better understanding of these ecological interactions between these groups is of fundamental importance for wetland ecology, since the nutrient enrichment detected in the wetlands could be associated with waterbird presence. Future studies should take into account different sampling periods for the assessment of the effects of nesting colonies on macroinvertebrate communities in southern Brazil (PETRY & HOFFMANN, 2002; PETRY & FONSECA, 2005; SCHERER *et al.*, 2006; PETRY & SCHERER, 2008; SCHERER *et al.*, 2011; SCHERER *et al.*, 2014).

## ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Marlon Ferraz da Rosa for his help in the development of the map of the study area. DCZ received a PhD scholarship from CAPES (Coordination for the Improvement of Higher Level Personnel). LM and CS are continuously supported by the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) through Research Productivity grants. MMP currently receives a postdoctoral fellowship by CNPq at UNISINOS Biology Graduate Program (grant number 151152/2018-7).

## REFERENCES

- ACCORDI, I. A. & BARCELLOS, E. A. 2006. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ornitologia** **14**(2):101-115.
- ANDERSON, J. T. & SMITH, L. M. 2000. Food selection and feather molt by nonbreeding American green-winged teal in Texas playas. **The Journal of Wildlife Management** **64**(1): 222–230.
- ANDREI, A. E.; SMITH, L. M.; HAUKOS, D. A. & SURLS, J. G. 2008. Habitat use by migrant shorebirds in saline lakes of the Southern Great Plains. **The Journal of Wildlife Management** **72** (1): 246–253.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D. C.: APHA/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation.
- ÁVILA, A. C. DE; STENERT, C. & MALTCHIK, L. 2011. Partitioning Macroinvertebrate Diversity Across Different Spatial Scales in Southern Brazil Coastal Wetlands. **Wetlands** **31**:459-469.
- BALDASSARRE, G. A. & BOLEN, E. G. 2006. **Waterfowl ecology and management**. Malabar, Krieger Publishing Company. 580 pp.
- BALDWIN, D. S.; NIELSEN, D. L., BOWEN, P. M. & WILLIAMS, J. 2005. Recommended Methods for Monitoring Floodplains and Wetlands. **Murray-Darling Basin Commission** **72**(4): 86p.
- BALDWIN, R. C.; SUNDBERG, M. D.; STEWART, T. W. & WEBER, M. J. 2018. Influence of Sieve Mesh Size on Relationships between Macroinvertebrate Assemblage and Environmental Variables in Wetlands. **Wetlands** **38**(4):677–687.
- BARROS, M. P.; GAYESKIA, L. M. & TUNDISI, J. G. 2016. Benthic macroinvertebrate community in the Sinos river drainage basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **76**(4):942-950.
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software** **67**(1):1-48.
- BATZER, D. P.; PALIK, B. J. & BUECH, R. 2004. Relationships between Environmental Characteristics and Macroinvertebrate Communities in Seasonal Woodland ponds o Minnesota. **Journal of the North American Benthological Society** **23**(1):50-68.

- BATZER, D. P. 2013. The seemingly intractable ecological responses of invertebrates in North American wetlands: A review. **Wetlands** **33**(1):1–15.
- BILOTTA, G. S. & BRAZIER, R. E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research** **42**(12):2849-2861.
- BISCHOF, M. M.; HANSON, M. A.; FULTON, M. R.; KOLKA, R. K.; SEBESTYEN, S. D. & BUTLER, M. G. 2013. Invertebrate community patterns in seasonal ponds in Minnesota, USA: Response to hydrologic and environmental variability. **Wetlands** **33**(2):245-256.
- BOELTER, T.; STENERT, C.; PIRES, M. M.; MEDEIROS, E. S. F. & MALTCHIK, L. 2018. Influence of plant habitat types and the presence of fish predators on macroinvertebrate assemblages in southern Brazilian highland wetlands. **Fundamental and Applied Limnology** **192**(1):65-77.
- BOLDUC, F. & AFTON, A. D. 2004. Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of Coastal Mash Ponds. **Waterbirds** **27**(3):333-341.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H. & STATZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology** **51**:495–523.
- BOSMAN, A. L. & HOCKEY, P. A. R. 1986. Seabird guano as a determinant of rocky intertidal community structure. **Marine Ecology - Progress Series** **32**:247–257.
- BRÖNMARK, C. & HANSSON, L. A. 1998. **The Biology of Lakes and Ponds**. Oxford University Press: New York. 323p.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G. & FERREIRA, B. D. P. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **20**(1):115–125.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. – Springer, New York.
- CAIRNS, J. & PRATT, J. R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York 4:10–27.
- CHATTERJEE, A.; ADHIKARI, S. & MUKHOPADHYAY, S. K. 2017. Effects of Waterbird Colonization on Limnochemical Features of a Natural Wetland on Buxa Tiger Reserve, India, During Wintering Period. **Wetlands** **37**(1):177–190.

- CHAWAKAA, S. N.; BOETSA, P.; GOETHALSA, P. L. M.; MERETA, S. T. 2018. Does the protection status of wetlands safeguard diversity of macroinvertebrates and birds in southwestern Ethiopia? **Biological Conservation** **226**:63-71.
- COMITESINOS. 2015. **Projeto Verde Sinos**. Disponível em: <http://www.comitesinos.com.br/>. Acesso em: 17.08.2015.
- CRBO. 2016. **Relatório anual de rotas e áreas de concentração de aves migratórias no Brasil**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 63p.
- DALLAS, H. F. & ROSS-GILLESPIE, V. 2015. Sublethal effects of temperature on freshwater organisms, with special reference to aquatic insects. **Water** **41**(5):712–726.
- DAMANIK-AMBARITA, M. N.; LOCK, K.; BOETS, P.; EVERAERT, G.; NGUYEN, T. H. T.; FORIO, M. A. E. & DOMINGUEZ-GRANDA, L. 2016. Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters** **57**:27–59.
- DAVIES-COLLEY, R. & SMITH, D. G. 2001. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: a review. **Journal of the American Water Resources Association** **37**:1085–1101.
- DAVIS, C. A. & SMITH, L. M. 1998. Ecology and management of migrant shorebirds in the Playa Lakes Region of Texas. **Wildlife Monographs** **140**(140):1–45.
- DE HAAS, E. M.; WAGNER, C.; KOELMANS, A. A.; KRAAK, M. H. S. & ADMIRAAL, W. 2006. Habitat selection by chironomid larvae: fast growth requires fast food. **Journal of Animal Ecology** **75**:148–155.
- ELLIS, J. C. 2005. Marine birds on land: A review of plant biomass, species richness, and community composition in seabird colonies. **Plant Ecology** **181**: 227–241.
- ELSER, J. J.; MATTHEW, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; STANLEY HARPOLE, W.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T. ; SEABLOOM, E. W. ; SHURIN, J. B. ; SMITH, J. E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters** **10**(12):1135–1142.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 2006. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos**. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa Solos. Rio de Janeiro. 286p.
- ESCRIBANO, N.; OSCOZ, J.; GALICIA, D.; CANCELLARIO, T.; DURÁN, C.; NAVARRO, P. & ARIÑO, A. 2018. Freshwater macroinvertebrate samples from a water quality monitoring network in the Iberian Peninsula. **Scientific Data** **5**:180108.



- FERNÁNDEZ, H. R. & E. DOMÍNGUEZ. 2001. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán. 282p.
- GLEASON, J. E. & ROONEY, R. C. 2017. Pond permanence is a key determinant of aquatic macroinvertebrate community structure in wetlands. **Freshwater Biology** **63**(3):264–277.
- GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H. & CONCEIÇÃO, F. T. 2012. Avaliação espaço temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Ambi-Água** **7**(3):141–154.
- GUARESCHI, S.; ABELLÁN, P.; LAINI, A.; GREEN, A. J.; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; VELASCO, J. & MILLÁN, A. 2015. Cross-taxon congruence in wetlands: Assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. **Ecological Indicators** **49**: 204–215.
- GWIAZDA, R.; WOZNICA, A.; LOZOWSKI, B.; KOSTECKI, M.; FLIS, A. 2014. Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir. **Oceanological and Hydrobiological Studies** **43**:418–426.
- HAIRSTON, N. G.; SMITH, F. E. & SLOBODKIN, L. B. 1960. Community structure, population control, and competition. **The American Naturalist** **94**(879):421–25.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICAS. 2016. **IBGE Cidades**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 10.10.2016.
- JOHNSON, P. T. J.; HOVERMAN, J. T.; MCKENZIE, V. J.; BLAUSTEIN, A. R. & RICHGELS, K. L. D. 2013. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. **Journal of Applied Ecology** **50**:34–42.
- JONES, J. I.; MURPHY, J. F.; COLLINS, A. L.; SEAR, D. A.; NADEN, P. S. & ARMITAGE, P. D. 2012. The impact of fine sediment on macro-invertebrates. **River Research and Applications** **28**(8):1055–1071.
- KARNA, N.; HARI PRASAD, K. S.; GIRI, S. & LODHI, A. S. 2015. Effect of fine sediments on river hydraulics a research review. **ISH Journal Hydraulic Engineering** **21**(2):151–161.
- KEATLEY, B. E.; DOUGLAS, M. S. V.; BLAIS, J. M.; MALLORY, M. L. & SMOL, J. P. 2009. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian High Arctic. **Hydrobiology** **621**(1):191–205.

- KOLB, G. S.; EKHOLM, J. & HAMBÄCK, P. A. 2010. Effects of seabird nesting colonies on algae and aquatic invertebrates in coastal Waters. **Marine Ecology Progress Series** **417**:287–300.
- KRAJENBRINK, H. K. J.; ACREMAN, M.; DUNBAR, M. J.; HANNAH, D. M.; CÉDRIC, L. R. & WOOD, L. P. J. 2019. Macroinvertebrate community responses to river impoundment at multiple spatial scales. **Science of the Total Environment** **650**:2648–2656.
- KRAPU, G. L. & K. J. REINECKE, 1992. Foraging ecology and nutrition. In: BATT, B. D. J.; AFTON, A. D.; ANDERSON, M. G.; ANKENY, C. D.; JOHNSON, D. H.; KADLEC, J. A.; & KRAPU, G. L. eds. **Ecology and Management of Breeding Waterfowl**. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA. 29p.
- LINDEBOOM, H. J. 1984. The nitrogen pathway in a penguin rookery. **Ecology** **65**(1):269-277.
- MALTCHIK, L.; ROLON, A. S. & STENERT, C. 2010. Aquatic macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. **Brazilian Journal of Biology** **70**(4):1179–1184.
- MARTINEZ, M. M. 1993. **Las aves y la limnología**. Conferencias de limnología. Instituto de limnología “Dr. R. A. Ringuelet”. La Plata. 145p.
- MEIRE, P. M.; SCHEKKERMAN, H. & MEININGER, P. L. 1994. Consumption of benthic invertebrates by waterbirds in the Oosterschelde estuary, SW Netherlands. **Hydrobiologia** **282**(1):525–546.
- METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. **Environmental Pollution** **60**(1,2):101–139.
- MEYER, M. D.; DAVIS, C. A. & DVORETT, D. 2015. Response of wetland invertebrate communities to local and landscape factors in north Central Oklahoma. **Wetlands** **35**(3):533–546.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. & BERG, M. B. 2008. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendall Hunt Publishing. 1158p.
- MICHELUTTI, N.; KEATLEY, B. E.; BRIMBLE, S.; BLAIS, J. M.; HUIJUN LIU; DOUGLAS, M. S. V.; MALLORY, M. L.; MACDONALD, & SMOL, J. P. 2009. Seabird-driven shifts in Arctic pond ecosystems. **Proceedings of the Royal Society** **276**:591–596.
- MURKIN, H. R. & KADLEC, J. A. 1986. Responses by benthic macroinvertebrates to prolonged flooding of marsh habitat. **Canadian Journal of Zoology** **64**(1):65–72.

- ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. **Science** **164**:262–270.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; M. HENRY H. STEVENS; SZOECS, E. & WAGNER, H. 2018. Package 'vegan': Community Ecology Package. R package version 2.5-3. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> R package version 2.4-0. Acesso em: 10.11.2018.
- ONUF, C. P.; TEAL, J. M. & VALIELA, I. 1977. Interactions of nutrients, plants growth and herbivory in a mangrove ecosystem. **Ecology** **58**(3):514–526.
- PALOMO, G.; IRIBARNE, O. & MARTINEZ, M. M. 1999. The Effect Of Migratory Seabirds Guano On The Soft Bottom Community Of A Sw Atlantic Coastal Lagoon. **Bulletin of Marine Science** **65**(1):119–128.
- PETRY, M. V. & HOFFMANN, G. R. 2002. Ocupação e construção de ninhos em um ninhal misto de garças e maçaricos (Ciconiiformes) no Rio Grande do Sul. **Biociências** **10**:55–63.
- PETRY, M. V. & FONSECA, V. S. DA S. 2005. Breeding success of the colonist species *Bubulcus íbis* (Linnaeus, 1758) and four native species. **Acta Zoologica** **86**:217–221.
- PETRY, M. V. & SCHERER, J. F. M. 2008. Distribuição da avifauna em um gradiente do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biodiversidade Pampeana** **6**(2):19–29.
- PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L. & HEEMANN, C. 2006. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural** **36**(2):494–500.
- PIRES, M. M.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R. & BAPTISTA, V. DOS A. 2016. Comparative assessment of aquatic macroinvertebrate diversity in irrigated rice fields and wetlands through different spatial scales: an additive partitioning approach. **Marine and Freshwater Research** **67**(1):368–379.
- POWELL, G. V. N.; KENWORTHY, J.; FOURQUREAN, W. 1989. Experimental evidence for nutrient limitation of seagrass growth in a tropical estuary with restricted circulation. **Bulletin of Marine Science** **44**:324–340.
- PRELLVITZ, L. J. & ALBERTONI, E. F. 2004. Caracterização temporal da comunidade de macroinvertebrados associada *A. salvinia* spp. (salviniaceae) em um arroio da planície costeira de Rio Grande, RS. **Acta Biologica Leopoldensia** **26**(2):213–223.

- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 10.10.2018.
- ROMERO, K. C.; RÍO, J. P. DEL; VILLARREAL, K. C.; ANILLO, J. C. C.; ZARATE, Z. P.; GUTIERREZ, L. C.; FRANCO, O. L. & VALENCIA, J. W. A. 2017. Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. **Ecological Indicators** **72**:53–66.
- ROONEY, R. C. & BAYLEY, S. E. 2012. Community congruence of plants, invertebrates and birds in natural and constructed shallow open-water wetlands: do we need to monitor multiple assemblages? **Ecological Indicators** **20**:42–50.
- SAFRAN, R. J.; ISOLA, C. R.; COLWELL, M. A. & WILLIAMS, O. E. 1997. Benthic invertebrates at foraging locations of nine waterbird species in managed wetlands of the northern San Joaquin Valley, California. **Wetlands** **17**(3):407–415.
- SCHERER, J. F. M.; SCHERER, A. L.; PETRY, M. V. & TEIXEIRA, É. C. 2006. Estudo da avifauna associada à área úmida situada no Parque Mascarenhas de Moraes, zona urbana de Porto Alegre (RS). **Biotemas** **19**(1):107–110.
- SCHERER, A. L.; PETRY, M. V. & SCHERER, J. DE F. M. 2011. Estrutura e composição da comunidade de aves aquáticas em uma área úmida no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** **19**(3):323–331.
- SCHERER, J. F. M.; SCHERER, A. L. & PETRY, M. V. 2014. Vertical nest stratification of four heron species in southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** **49**(1):66–74.
- SEBASTIAN-GONZALEZ, E.; NAVARRO, J.; SANCHEZ-ZAPATA, J. A.; BOTELLA, F. & DELGADO, A. 2012. Water quality and avian inputs as sources of isotopic variability in aquatic macrophytes and macroinvertebrates. **Journal of Limnology** **71**(1):191–199.
- SIGNA, G.; MAZZOLA, A. & VIZZINI, S. 2012. Effects of a small seagull colony on trophic status and primary production in a Mediterranean coastal system (Marinello ponds, Italy). **Estuarine, Coast and Shelf Science** **111**(1):27–34.
- SIGNA, G.; MAZZOLA, A.; COSTA, V. & VIZZINI, S. 2015. Bottom-Up Control of Macroinvertebrate Communities in a Guano-Trophic Coastal. **PLoS One** **10**(2):0117544.
- SOMURA, HIROAKI; MORI, Y.; MASUNAGA, T.; TAKEDA, I. 2015. Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields. **Agriculture, Ecosystems & Environment** **199**:1–9.

- STAFFORD, J. D.; JANKE, A. K.; WEBB, E. B. & CHIPPS, S. R. 2016. Invertebrates in Managed Waterfowl Marshes. In: BATZER, D. & BOIX, D. eds. **Invertebrates in Freshwater Wetlands: An International Perspective on their Ecology**. Springer International Publishing Switzerland 93(4):372p.
- STENERT, C. & MALTCHIK, L. 2007. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrates communities in southern Brazil wetlands. **Marine & Freshwater Research** 58(11):993–1001.
- STENERT, C.; BACCA, R. C.; MOSTARDEIRO, C. C. & MALTCHIK, L. 2008. Environmental predictors of macroinvertebrates communities in coastal wetlands of Southern Brazil. **Marine & Freshwater Research** 59(6):540–548.
- STRACHAN, S. R.; CHESTER, E. T. & ROBSON, B. J. 2015. Freshwater invertebrate life history strategies for surviving desiccation. **Springer Science Reviews** 3:57–75.
- SUNDBERG, M. D.; BALDWIN, R. C.; STEWART, T. W. & WEBER, M. W. 2016. Linkages between land use, invasive fishes, and prairie pothole wetland condition. **Wetlands** 36:1097–1107.
- TELESFORD-CHECKLEY, J. M.; MORA, M. A.; GRANT, W. A.; BOELLSTORFF, D. E. & PROVIN, T. L. 2016. Estimating the contribution of nitrogen and phosphorus to waterbodies by colonial nesting waterbirds. **Science of the Total Environment** 574:1335-1344.
- TOKESHI, M. & ARAKAKI, S. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiologia** 685(1):27–47.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Paulo. 631p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2002. **Methods of evaluating wetland condition: Developing an invertebrate index of biological integrity for wetlands**. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- VALIELA, I. 1984. **Marine ecological processes**. Springer-Verlag, New York and Heidelberg. 346p.
- VITOUSEK, P. M. 1986. Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In: **Ecology of biological invasions of North America and Hawaii**. Berlin. 163–176.

- WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology and Systematics** **27**:337–363.
- WILLIAMS, D. D. 1998. The role of dormancy in the evolution and structure of temporary water invertebrate communities. **Archiv für Hydrobiologie** **52**:109–124.
- WILLIAMS, D. 2006. **The Biology of Temporary Waters**. Oxford University Press, Oxford. 315p.
- WISZ, M. S.; POTTIER, J.; KISSLING, W. D.; PELLISSIER, L.; LENOIR, J.; DAMGAARD, C. F.; DORMANN, C. F.; FORCHHAMMER, M. C.; GRYTNES, J.-A.; GUISAN, A.; HEIKKINEN, R. K.; HØYE, T.T.; KÜHN, I.; LUOTO, M.; MAIORANO, L.; NILSSON, M.-C.; NORMAND, S.; ÖCKINGER, E.; SCHMIDT, N. M.; TERMANSEN, M.; TIMMERMANN, A.; WARDLE, D.A.; AASTRUP, P. & SVENNING, J. C. 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modeling. **Biological Reviews** **88**(1):15–30.
- WRUBLESKI, D. A. 1989. The effect of waterfowl feeding on a chironomid (Diptera: Chironomidae) community. In: SHARITZ, R. R. & GIBBONS, J. W. **Freshwater Wetlands and Wildlife**. U.S. Department of Energy, Office of Science and Technological Information, Oak Ridge, TN, USA.
- ZELICKMAN, E. A. & GOLOVKIN, A. N. 1972. Composition, structure and productivity of neritic plankton communities near the bird colonies of the northern shores of Novaya Zemlya. **Marine Biology** **17**(3):265–274.
- ZIMMER, K. D.; HANSON, M. A. & BUTLER, M. G. 2000. Factors influencing invertebrate communities in prairie wetlands: A multivariate approach. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **57**:76–85.
- ZMUDCZYŃSKA-SKARBK, K.; BALAZY, P. & KUKLINSKI, P. 2015. An assessment of seabird influence on Arctic coastal benthic communities. **Journal of Marine Systems** **144**:48–56.

Table I. List of the water nutrients measured in the wetlands studied and the methods used according to APHA (1998).

<b>Nutrients</b>	<b>Methodology</b>
Ammonia (mg NH <sub>3</sub> /L <sup>-1</sup> )	SM 4500 NH <sub>3</sub> C
Total phosphorus (mg P/L <sup>-1</sup> )	SM 4500 P E
Nitrate (mg N-NO <sub>3</sub> /L <sup>-1</sup> )	EPA 9056 A/2007
Total organic nitrogen (mg Norg/L <sup>-1</sup> )	SM 4500 Norg B
Total nitrogen (mg N/L <sup>-1</sup> )	SM 4500 N
Total orthophosphate (mg P/L <sup>-1</sup> )	SM 4500 P E
Organic phosphorus	-

Table II. List and number of specimens of aquatic macroinvertebrate taxa recorded in the control and rookery wetlands in each sampling season.

Taxa	Spring		Autumn		Total
	Control	Rookery	Control	Rookery	
<b>BASOMMATOPHORA</b>					
Planorbidae					
<i>Biomphalaria</i> Preston, 1910	105	5	9	1	120
Physidae					
<i>Stenophysa</i> Martens, 1898	1	3			4
<b>SORBEOCONCHA</b>					
Ampullaridae					
<i>Thiaridae</i> Gill, 1871 (1823)	1				1
<i>Pomacea</i> Perry, 1810	5	9	7	5	26
Hydrobiidae					
<i>Heleobia</i> Stimpson, 1865	2			1	3
<i>Potamopyrgus</i> Stimpson, 1865	1		22		23
<b>VENEROIDA</b>					
Sphaeriidae					
<i>Pisidium</i> C. Pfeiffer, 1821	1,083	83	667	73	1,906
<b>OLIGOCHAETA</b>	1,028	171	49	277	1,525
<b>RHYNCHOBDELLIDA</b>					
Glossiphonidae					
<i>Haementeria</i> Filippi, 1849	75	275	31	60	441
<i>Helobdella</i> Blanchard, 1896	17	17	10	53	97
<b>DIPTERA</b>					
Chironomidae					
	2,385	2,513	172	97	5,167
Ceratopogonidae					
<i>Bezzia</i> sp. Kieffer, 1899	133	240	512	221	1,106
Tabanidae					
<i>Tabanus</i> Linnaeus, 1758	36	12	21	10	79
Culicidae					
<i>Culex</i> Linnaeus, 1758	20	22	3	3	48
Tipulidae					
<i>Tipula</i> Linnaeus, 1758	14	1	18		33
Ephydriidae					
<i>Hydrellia</i> Robineau-Desvoidy, 1830	10		1		11
Stratiomyidae					
<i>Euparyphus</i> Gerstaecker, 1857	29	137	26		192
<i>Beris</i> Latreille, 1802	6		8	1	15
Dolichopodidae					
<i>Dolichopus</i> Latreille, 1796	1			2	3
Syrphidae					
<i>Eristalis</i> Latreille, 1804			6		6
Sciomyzidae					
<i>Sepedon</i> Latreille, 1804	1	1			2
<b>COLEOPTERA</b>					
Dytiscidae					
<i>Celina</i> Aubé, 1837	2	1			3
<i>Laccophilus</i> Leach, 1815	14	15	7	6	42
<i>Ilybius</i> Erichson, 1832				1	1
Hydrophilidae					



<i>Hidrophilus</i> Erichson, 1832	2				2
<i>Enochrus</i> Thomson, 1859	2		1		3
<i>Berosus</i> Leach, 1817		1			1
<i>Laccobius</i> Erichson, 1837		7			7
<i>Hydrobius</i> Leach, 1815	4		2		6
<i>Hydrobiomorpha</i> Blackburn, 1888				1	1
Heteroceridae					
<i>Derallus</i> Sharp, 1882		7			7
<i>Dampfius</i> Pacheco, 1964	1				1
Noteridae					
<i>Suphisellus</i> Crotch, 1873	1			1	2
<i>Hydrocanthus</i> Say, 1823	8	4	1		13
Notonectidae					
<i>Notonecta</i> Hungeford, 1933	1				1
<i>Buenoa</i> Kirkaldy, 1904		2			2
Amphizoidae					
<i>Amphizoa</i> LeConte, 1853			2		2
Curculionidae					
<i>Lissorhoptrus</i> LeConte, 1853	1				1
HEMIPTERA					
Veliidae					
<i>Microvelia</i> Westwood, 1834	4	1	2		7
Belostomatidae					
<i>Belostoma</i> Laitrelle, 1807	7	5			12
Corixidae					
<i>Sigara</i> Fabricius, 1775		11	1		12
Naucoridae					
<i>Naucoris</i> Geoffroy, 1762			1		1
<i>Ambrysus</i> Stål, 1861		1			1
Pleidae					
<i>Neoplea</i> Esaki & China, 1928		2			2
Mesoveliidae					
<i>Mesovelia</i> Mulsant & Rey, 1852				1	1
Gerridae					
<i>Gerris</i> Fabricius, 1794				2	2
Gelastocoridae					
<i>Gelastocoris</i> Kirkaldy, 1897		1	1		2
Homoptera					
<i>Delphacidae</i> Leach, 1815			6	3	9
ODONATA					
Aeshnidae					
<i>Aeshna</i> Fabricius, 1775	2	2	1		5
Coenagrionidae					
<i>Acanthagrion</i> Selys, 1876	1	8	4	1	14
<i>Ischnura</i> Charpentier, 1840	2	1	1		4
<i>Oxyagrion</i> Selys, 1876	1				1
Libellulidae					
<i>Erythrodiplax</i> Brauer, 1842	6	14	9	5	34
<i>Erythemis</i> Hagen, 1861	3				3
<i>Micrathyria</i> Kirby, 1889	5	3	7		15
<i>Perithemis</i> Hagen, 1861		1			1
<i>Orthemis</i> Hagen, 1861	1	2	9	6	18
<i>Tramea</i> Hagen, 1861	2				2
EPHEMEROPTERA					

Baetidae					
<i>Callibaetis</i> Eaton, 1875	179	26	4		209
Caenidae					
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	22		4		26
Leptophlebiidae					
<i>Leptophlebia</i> Westwood, 1840			1		1
TRICHOPTERA					
Hydroptilidae					
<i>Oxyethira</i> Eaton, 1873		2			2
<i>Ochrotrichia</i> Mosely 1934	8				8
Rhyacophilidae					
<i>Rhyacophila</i> Pictet, 1834				1	1
COLLEMBOLA					
Isotomidae					
<i>Isotoma</i> sp. Bourlet, 1839	8				8
<i>Isotomurus</i> sp. Boerner, 1903	2	4	3	1	10
Poduridae					
<i>Podura</i> Latreille, 1804	2		4	2	8
HYDRACARINA					
Oribatidae	1	9			10
DECAPODA					
Sesarmidae					
<i>Armases</i> Abele, 1992	2		1		3
ISOPODA					
Aseliidae					
<i>Asellus</i> Geoffroy, 1762	135			1	136
<b>Total</b>	<b>5,382</b>	<b>3,619</b>	<b>1,634</b>	<b>836</b>	<b>11,471</b>

Table III. Output of the model selection procedures for the effects of the presence of nesting birds and sampling season on the richness and abundance of aquatic macroinvertebrates.

Values in parentheses indicate standard errors). All results are given in the log-scale. df = degrees of freedom.

Response variable	Best model	Intercept	Fixed factors		AIC	df	Akaike weight
			Bird presence	Season (spring)			
Richness	~1	17.3	-	-	0	2	0.71
Abundance	~ Bird presence + Season	6.01 (0.32)	5.61 (0.37)	7.19 (0.75)	0	4	0.84

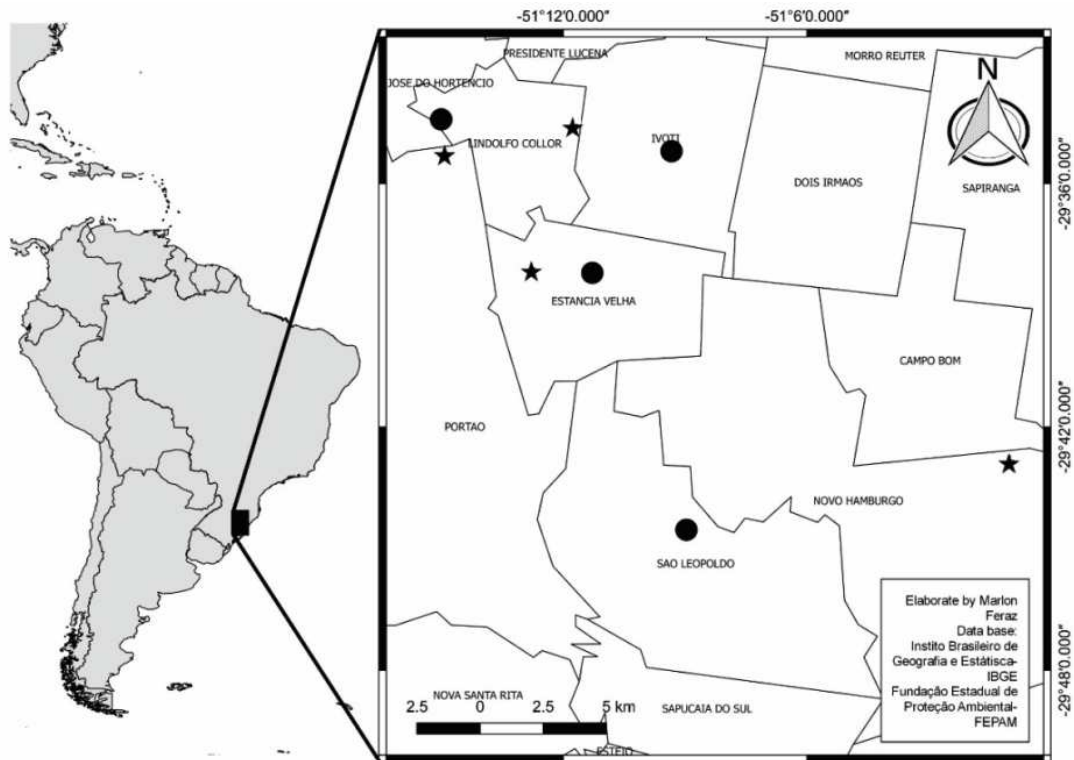


Fig. 1. Map of the study area with the location of the studied wetlands. Filled circles indicate the control wetlands (wetlands without the presence of nesting bird colonies). Filled stars indicate the rookery wetlands.

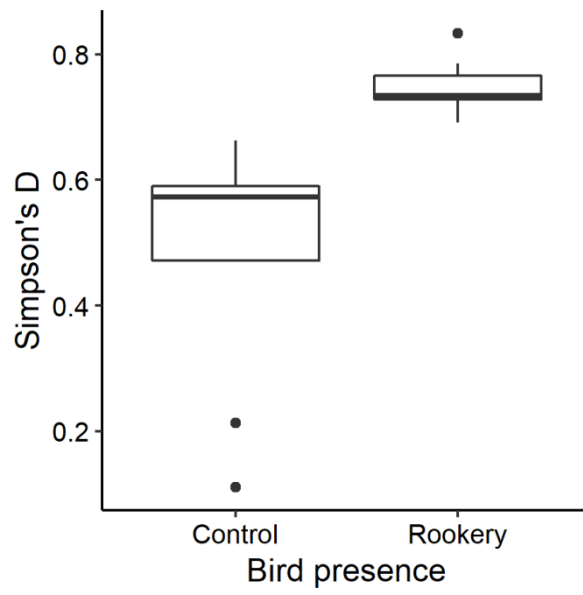


Fig. 2. Simpson's diversity index of the macroinvertebrate communities in control and rookery wetlands in southern Brazil.

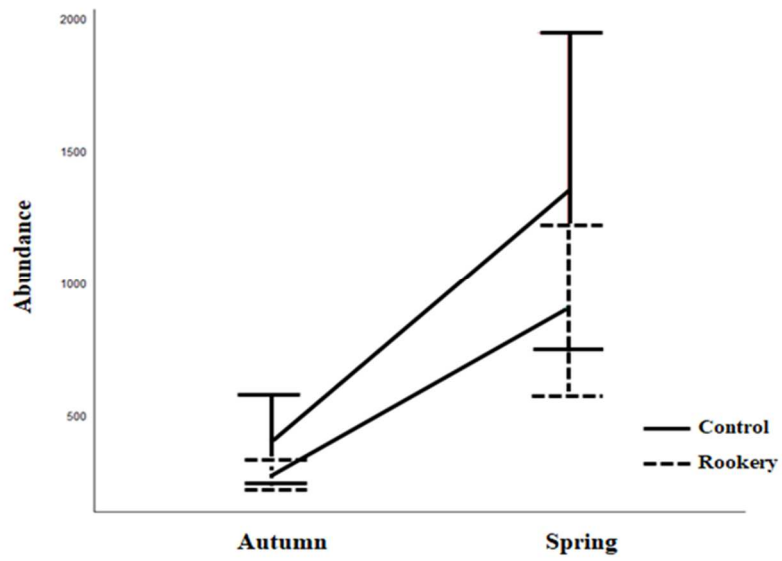


Fig. 3. Abundance of aquatic macroinvertebrates in control and rookery wetlands in each sampling season. Whiskers indicate upper and lower 95% confidence intervals ( $\pm$  standard error).

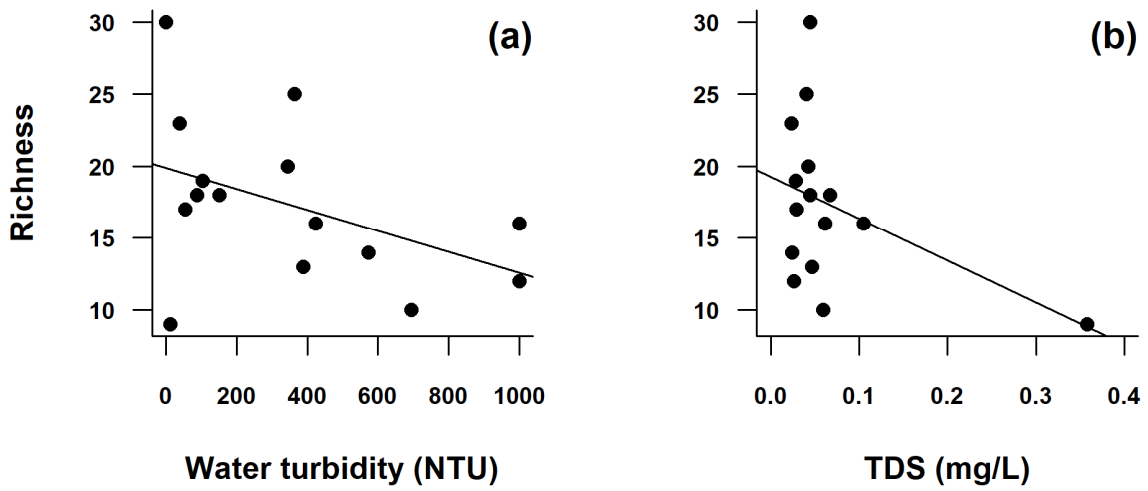


Fig. 4. Relationships between the richness of aquatic macroinvertebrate communities and water physicochemical variables in the wetlands studied. (a) Water turbidity. (b) Total solids dissolved.

Legend: TDS = Total solids dissolved.

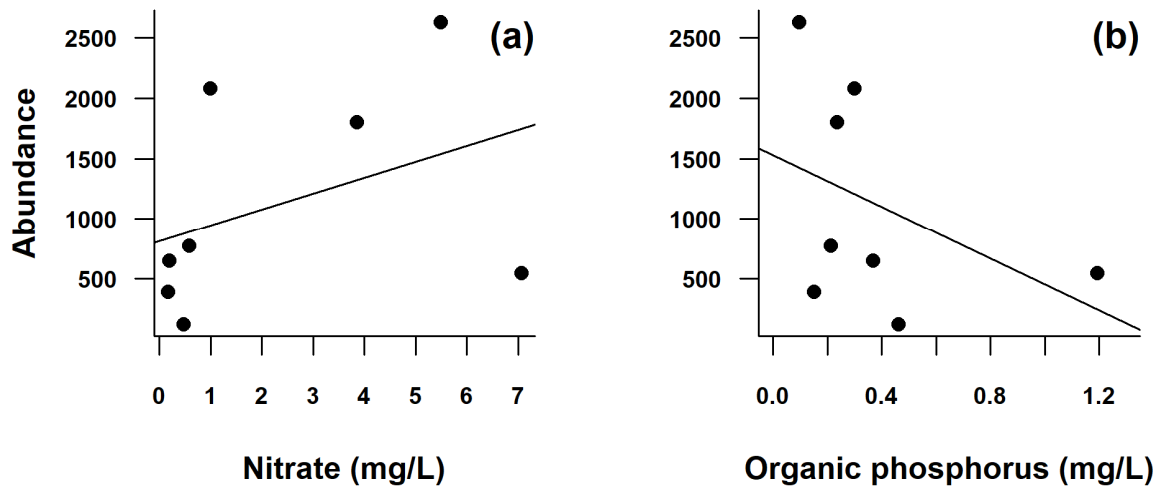


Fig. 5. Relationships between the abundance of aquatic macroinvertebrates and water nutrients in the wetlands studied. (a) Nitrate. (b) Organic phosphorus.



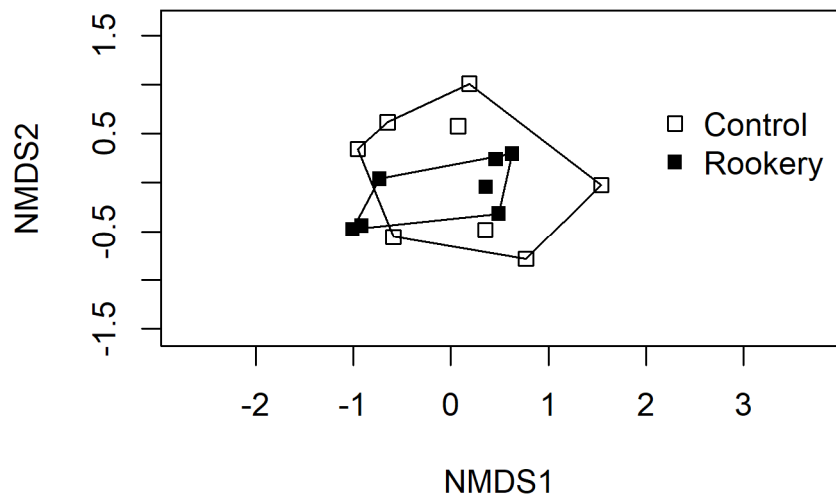


Fig. 6. NMDS ordination diagram of the composition of aquatic macroinvertebrate communities in control and rookery wetlands in southern Brazil.

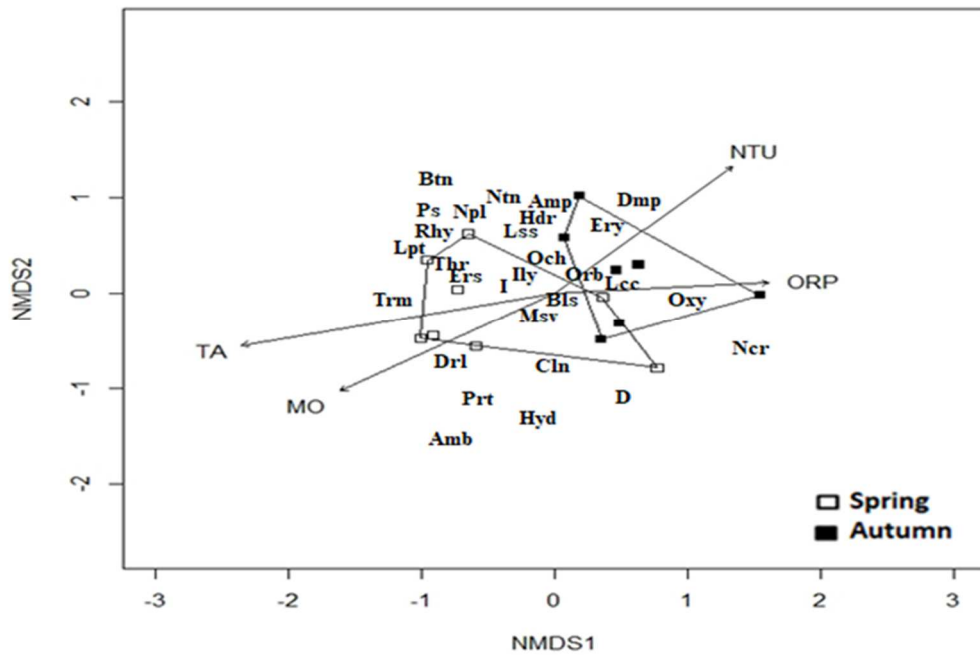


Fig. 7. NMDS ordination diagram of the composition of aquatic macroinvertebrate communities and between sampling seasons (B). Red arrows indicate the water physicochemical variables significantly correlated ( $P < 0.05$ ) with the ordination, as detected by the *envfit* procedure. Abbreviation of water physicochemical variables: T (water temperature), MO (organic matter in the sediment), NTU (water turbidity); ORP (oxidation-reduction potential). Taxa abbreviation: *Physa/Stenophysa* (P.S), *Thiaridae* (Thr), *Sepedon* (Spd), *Celina* (Cln), *Hidrophilus* (Hdr), *Dampfius* (Dmp), *Notonecta* (Ntn), *Lissorhoptrus* (Lss), *Belostoma* (Bls), *Oxyagrion* (Oxy), *Tramea* (Trm), *Erythemis* (Ery), *Ochrotrichia* (Och), *Isotoma* sp. (I), *Oribatidae* (Orb), *Leptophlebia* (Lpt), *Eristalis* (Ers), *Amphizoa* (Amp), *Naucoris* (Ncr), *Delphacidae* (D), *Rhyacophila* (Rhy), *Mesovelgia* (Msv), *Gerris* (Grr), *Ilybius* (Ily), *Hydrobiomorpha* (Hyd), *Berosus* (Brs), *Laccobius* (Lcc), *Derallus* (Drl), *Buenoa* (Bun), *Ambrysus* (Amb), *Neoplea* (Npl), *Perithemis* (Prt).

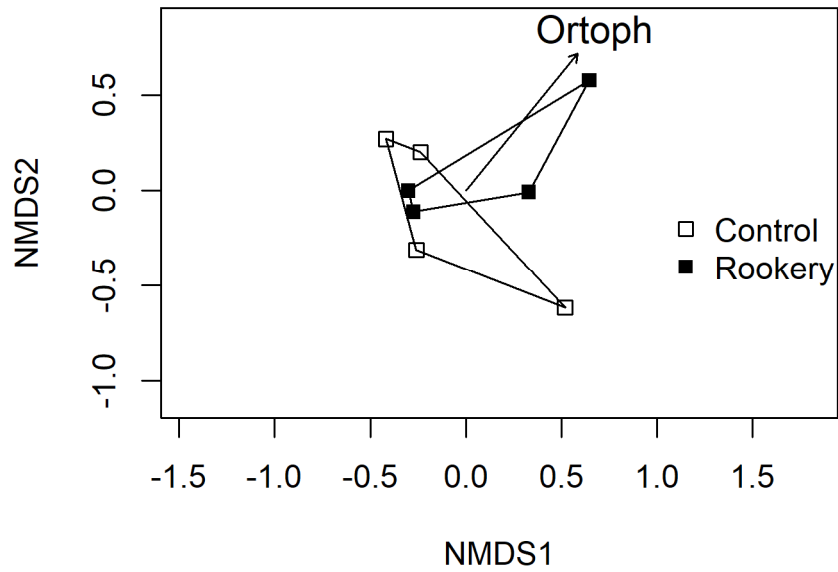


Fig. 8. NMDS ordination diagram of the composition of aquatic macroinvertebrate communities in the first sampling season (spring 2016) in control and rookery wetlands, with *a posteriori* projection of the water nutrients significantly correlated ( $P < 0.05$ ) with the ordination, as detected by the *envfit* procedure. Ortoph = orthophosphate.

### 4.3. Capítulo 03

#### **Diversidade funcional de insetos aquáticos em áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas no Sul do Brasil**

**RESUMO:** É reconhecido que a contribuição das aves aquáticas no enriquecimento de nutrientes em áreas úmidas pode alterar a qualidade da água, a riqueza, a abundância e a composição funcional da biota aquática. O principal objetivo deste estudo foi avaliar a influência da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas na estrutura funcional de insetos aquáticos em áreas úmidas no Sul do Brasil. As comunidades de macroinvertebrados foram amostradas sazonalmente em oito áreas úmidas intermitentes, diferindo de acordo com a ocorrência de colônias de nidificação de aves aquáticas (quatro áreas úmidas com e quatro áreas úmidas sem a presença de ninhais). Para a categorização funcional os gêneros foram classificados quanto aos traços de voltinismo, dispersão, hábitos, grupos tróficos, estágios aquáticos, respiração e tamanho do alimento, tamanho máximo corporal e forma do corpo. A influência de nutrientes e das variáveis físico-químicas da água e do sedimento nas comunidades de macroinvertebrados também foi avaliada. A presença dos ninhais de aves aquáticas nas áreas úmidas não influenciou os índices de diversidade funcional de insetos aquáticos. No entanto os índices de diversidade funcional foram influenciados pelas variáveis ambientais da água. Nem a presença dos ninhais de aves aquáticas nem o período de amostragem mostraram ter efeito significativo sobre a composição funcional da comunidade de insetos aquáticos. Os traços funcionais referentes ao tamanho corporal de 1 a 2 cm, hábitos agarrador e nadador, tipo de alimento macrófitas e tipo de dispersão aéreo passiva estiveram associados às áreas úmidas sem a presença de ninhais de aves aquáticas, enquanto que os traços funcionais referentes ao tipo de alimento detritos, forma do corpo cilíndrica e hábito aquático ativo estiveram associados às áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas. Nossos resultados indicam que a composição funcional de insetos aquáticos foi influenciada pelas mudanças no substrato e pelas variáveis físicas e químicas da água nas áreas úmidas estudadas, sem ser influenciada diretamente pela presença de colônias de nidificação de aves aquáticas, o que pode estar relacionado ao período curto de permanência das aves nessas áreas úmidas e também à abundância de suas colônias.

**PALAVRAS-CHAVE:** Invertebrados aquáticos, áreas úmidas, diversidade funcional, química da água.

**ABSTRACT:** It is recognized that the contribution of waterbirds to nutrient enrichment in wetlands can alter water quality, richness, abundance and functional composition of aquatic biota. The main objective of this study was to evaluate the influence of nesting waterbirds on the functional structure of aquatic insects in southern Brazilian wetlands. Macroinvertebrate communities were seasonally sampled in eight intermittent wetlands differing according to the occurrence of nesting colonies of waterbirds (four with the presence of rookeries; four without). For the functional categorization, the genera were classified according to voltinism traits, dispersion, habits, trophic groups, aquatic stages, respiration and food size, maximum body size and body shape. The influence of nutrients and water and sediment physicochemical variables on macroinvertebrate communities was also assessed. Neither the presence of waterbird nesting nor the sampling period showed a significant effect on the functional composition of the aquatic insect community. Functional traits related to body size of 1 to 2 cm, grab and swimmer habits, macrophyte type of food and type of passive air dispersion were associated with wetlands without the presence of waterbird nesting, while the functional traits referring to the type debris food, cylindrical body shape and active aquatic habit were associated with wetlands with nesting of waterbird. Our results indicate that the functional composition of aquatic insects was influenced by the changes in the substrate and by the physical and chemical variables of the water in the wetlands studied, without being directly influenced by the presence of nesting colonies of aquatic birds, which may be related to the period the birds remain in these humid areas and also to the abundance of their colonies.

**KEY WORDS:** Aquatic invertebrates, wetlands, functional diversity, water chemistry.

## INTRODUÇÃO

As colônias de nidificação de aves aquáticas influenciam as características físicas e químicas da água e do sedimento das áreas úmidas em função da maior entrada de nutrientes que ocorre por meio de suas fezes (Keatley et al. 2009; Kolb et al. 2010; Sebastian-Gonzalez et al. 2012; Gwiazda et al. 2014; Somura et al. 2015; Telesford-Checkley et al. 2016; Chatterjee et al. 2017), podendo produzir respostas dos produtores primários (Valiela, 1984; Elser et al. 2007) e, influenciando assim, a estrutura das comunidades biológicas via mecanismos *bottom-up*.

Em áreas úmidas, os insetos aquáticos são abundantes e apresentam alta diversidade (Hershey et al. 2010). Estes organismos desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes (Wissinger 1999) e estabelecem fortes associações com substratos específicos (Poff et al. 2006; Landeiro et al. 2010; Gonçalves et al. 2013). Alguns insetos apresentam baixa mobilidade e alta sensibilidade às mudanças ambientais, o que torna o grupo amplamente utilizado para entender padrões ecológicos e de qualidade ambiental (Cereghino et al. 2003; Heino 2009; Kovalenko et al. 2013; Brand e Miserendino 2014). No entanto, a maioria desses estudos tem sido focada em ecossistemas aquáticos lóticos (Dole'dec e Statzner 2010; Colzani et al. 2013). A diversidade taxonômica de insetos aquáticos tem sido bem estudada em áreas úmidas do sul do Brasil (Stenert et al. 2008; Maltchik et al. 2010; Crippa et al. 2013), porém, existem poucos estudos que abordem a diversidade funcional desse grupo em áreas úmidas (Ruhí et al. 2012; Ruhí et al., 2013; Batzer 2013; Dalzochio et al. 2015; Jianqiang Gu et al. 2016; Pires et al. 2017; Boelter et al. 2018).

A utilização da composição taxonômica de insetos aquáticos para compreender padrões de organização de comunidades não tem sido considerada suficiente para detectar padrões ecológicos relacionados ao funcionamento dos ecossistemas (Dolédec et al. 2011). Os índices tradicionais de diversidade taxonômica, que levam em consideração a riqueza de espécies, a abundância e a composição, tratam as espécies como unidades equivalentes, ou seja, todas têm a mesma importância para os serviços ecossistêmicos, possuindo as mesmas características ecológicas e respondendo de forma similar às mudanças ambientais (Magurran 2004). Nesse sentido, a abordagem funcional fornece um meio para considerar as diferenças ecológicas entre as espécies de uma comunidade biológica (Saito et al. 2015).

A ecologia funcional é baseada no uso de características funcionais, que são definidas como atributos biológicos dos organismos, que são geralmente medidos no nível individual, sendo usados comparativamente entre as espécies (Violle et al. 2007). Em geral, um traço de

uma espécie é qualquer característica única ou quantificável de um organismo que afeta seu desempenho ou adaptabilidade em relação aos fatores ambientais abióticos e bióticos (McGill et al. 2006). Os traços podem ser morfológicos (tamanho do corpo), bioquímicos (presença de metabólitos secundários), comportamentais (período de forrageamento) e temporais (duração do estágio larval) (Mayfield et al. 2010), podendo ser utilizados como indicadores da funcionalidade dos ecossistemas aquáticos (Vieira et al. 2006; Webb et al. 2010). Os traços funcionais podem refletir a tolerância ambiental de uma dada espécie ou seus requisitos específicos de habitat. Além disso, os traços funcionais podem identificar como as espécies interagem, indicar as taxas de competição ou refletir ainda a eficiência de consumo no uso ou armazenamento de nutrientes (McGill et al. 2006; Cadotte 2011). Estes atributos podem ser comparados entre diferentes ecossistemas e entre regiões que diferem quanto à composição taxonômica (Statzner et al. 2004).

Mason et al. (2005) e Villeger et al. (2008) sugeriram que a diversidade funcional poderia ser dividida em três componentes: a riqueza funcional (FRic), a divergência funcional (FDiv) e a uniformidade funcional (FEve). As três categorias são complementares e, em conjunto, descrevem a distribuição das espécies e suas abundâncias dentro do espaço funcional (Mouchett et al. 2010). Enquanto a riqueza funcional representa a quantidade de espaço funcional ocupado por um grupo de espécies, a uniformidade funcional corresponde à regularidade com que as abundâncias das espécies são distribuídas no espaço funcional e a divergência funcional define até que ponto as abundâncias das espécies divergem do centro do espaço funcional. Laliberté e Legendre (2010) propuseram a dispersão funcional (FDis) como um índice complementar que mede a distância média de cada espécie no espaço funcional em relação ao centroide de todas as outras espécies presentes na comunidade. Por fim, o índice multivariado baseado na entropia quadrática de Rao (Rao 1982; Botta-Dukát 2005) incorpora dados de abundância das espécies e suas diferenças funcionais. É um método independente da riqueza, que não é afetado diretamente pelo número de atributos na análise e tem sido bastante utilizado em estudos de diversidade funcional (Botta-Dukát 2005; Philpott et al. 2009; Sasaki et al. 2009).

Alguns estudos já categorizaram índices de diversidade funcional para plantas e insetos aquáticos na região temperada (Charvet et al. 2000; Poff et al. 2006; Petchey e Gaston 2006; Heino et al. 2007; Violle et al. 2007; Doledec e Statzner, 2008), porém, estudos envolvendo aspectos funcionais de insetos aquáticos na região Neotropical são escassos e focados em ecossistemas lóticos (Tomanova e Usseglio-Polatera 2007; Tomanova et al. 2007;

Tomanova et al. 2008; Saito et al. 2015). No Brasil, Colzani et al. (2013) avaliaram os índices de diversidade funcional de insetos aquáticos em relação a mudanças na paisagem e Saito et al. (2015) utilizaram os atributos funcionais de insetos aquáticos na criação de índices multimétricos na avaliação de impacto ambiental em riachos do sudeste do Brasil. No sul do Brasil, Dalzochio et al. (2015) compararam a diversidade funcional de comunidades de insetos aquáticos ao longo de um gradiente de intensificação agrícola, Boelter et al. (2018) avaliaram os efeitos da presença de peixes e da complexidade de habitat na estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados em áreas úmidas naturais e Pires et al. (2017) analisaram o efeito do hidroperíodo sobre a estrutura funcional de comunidades de Odonata em áreas úmidas costeiras ao longo de um extenso gradiente latitudinal.

Apesar da contribuição das aves na entrada de nutrientes em áreas úmidas (Martinez 1993), poucos estudos têm abordado como as aves aquáticas podem afetar direta ou indiretamente a diversidade funcional de insetos aquáticos por meio de alterações relacionadas ao regime de nutrientes da água e do sedimento (efeito *bottom-up*) (Vitousek 1986; Bosman et al. 1986; Powell et al. 1989; Martinez 1993). Nesse sentido, o objetivo geral desse estudo foi avaliar a influência da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas na estrutura funcional de insetos aquáticos em áreas úmidas no Sul do Brasil. Os objetivos específicos foram: 1) comparar as métricas usadas para avaliar a diversidade funcional entre as áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas; 2) identificar quais traços funcionais da comunidade de insetos aquáticos relacionados à história de vida, mobilidade, ecologia e morfologia são mais sensíveis à influência da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas nas áreas úmidas estudadas; e 3) verificar a influência dos fatores abióticos físicos e químicos da água e do sedimento na estrutura funcional da comunidade de insetos aquáticos em áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas entre dois períodos distintos.

Assumindo que a presença de aves aquáticas pode afetar a concentração de nutrientes em áreas úmidas por meio de suas fezes (Manny et al. 1975; Dobrowolski et al. 1976; Portnoy 1990; Marion et al. 1994; Post et al. 1998; Kitchell et al. 1999; Chaichana et al. 2010; Huang e Isobe 2012; Gwiazda et al. 2014; Somura et al. 2015), podendo causar alterações na estrutura funcional dos insetos aquáticos, as seguintes expectativas foram formuladas: 1) Espera-se que os índices de diversidade funcional sejam diferentes entre as áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas, uma vez que a presença das aves pode atuar



como um filtro ambiental, selecionando gêneros mais similares funcionalmente quando comparada às áreas sem a presença de aves; 2) Espera-se que a presença das aves aquáticas possa favorecer algumas características funcionais dos insetos aquáticos, tais como a presença de gêneros generalistas, multivoltinos, coletores que se alimentam de sedimento fino e detritos, bem como de gêneros que apresentam respiração por espiráculo, dispersão ativa, tamanhos corporais maiores e de forma cilíndrica; e 3) Espera-se que os parâmetros físicos e químicos da água e a matéria orgânica do sedimento respondam à entrada de nutrientes via deposição fecal nas áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas (Chaichana et al. 2010; Huang e Isobe 2012; Gwiazda et al. 2014; Somura et al. 2015), influenciando assim a estrutura funcional da comunidade de insetos aquáticos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de Estudo**

O presente estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos e na Bacia Hidrográfica do Rio Caí, situadas a nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre os paralelos 29° e 30° sul (29°20'-30°10'S / 50°15'-51°20' W e 29°06'- 30°00'S/50°24'-51°40'W, respectivamente) (Fig. 1) (COMITESINOS 2015).

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos possui uma área de aproximadamente 4.000 Km<sup>2</sup>, incluindo 32 cidades e uma população aproximada de 1 milhão e 300 mil habitantes, onde 95,2% ocupam as áreas urbanas e 4,8% estão nas áreas rurais (IBGE 2016). A Bacia Hidrográfica do Rio Caí possui uma área de cerca de 5.057,25 km<sup>2</sup>, correspondendo a 1,79% do Estado. Ao todo 41 municípios, com toda ou com parte de sua área, compõem a bacia, e sua população total é de 383.929 habitantes, sendo em torno de 25% moradores da área rural e 75% da área urbana (FEPAM 1997).

Diferentes formações fitogeográficas compõem as Bacias Hidrográficas, sendo elas a Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Savana e Áreas de Tensão Ecológica (COMITESINOS 2015). O clima é subtropical úmido com períodos de clima temperado e a precipitação pluviométrica é bem distribuída durante todo o ano (Bieger et al. 2010).

## **Delineamento Amostral**

Foram selecionadas oito áreas úmidas na Bacia do Rio dos Sinos e na Bacia do Rio Caí (RS), nos municípios de São Leopoldo, Estância Velha, Ivoti, Lindolfo Collor e Novo Hamburgo. Quatro delas foram caracterizadas pela presença de colônias de nidificação de aves aquáticas, identificadas como áreas úmidas com ninhais, e quatro áreas úmidas onde não foram observadas colônias de nidificação de aves aquáticas, identificadas como áreas úmidas controle (Fig. 1).

As áreas úmidas selecionadas possuem tamanhos similares (~ 1 ha), profundidade máxima de 50 cm, regime hidrológico intermitente e baixo grau de interferência humana. Todas as áreas úmidas selecionadas possuem composição vegetal arbórea e/ou arbustiva, principalmente representada pela presença da espécie *Mimosa bimucronata* (maricá) e *Cephalantus glabratus* (sarandi). As espécies de aves aquáticas que nidificam nas áreas úmidas selecionadas estão representadas pelo *Phimosus infuscatus* (maçarico-da-cara-amarela), *Bubulcus ibis* (garça vaqueira), *Ardea alba* (garça-branca-grande), *Egretta thula* (garça-branca-pequena) e *Nycticorax nycticorax* (savacu).

Estimaram-se cerca de 600 a 1.600 aves nas áreas úmidas com ninhais durante o período reprodutivo correspondente ao presente estudo (Peter 2017). Em um dos ninhais não foi constatada a presença de aves nem de ninhais no momento do censo e das amostragens. A alta abundância de aves aquáticas em um ninhal (n = 1.600) principalmente de *Phimosus infuscatus*, se deve a esta espécie permanecer durante todo ano nessa área. No período reprodutivo ocorre o aumento da abundância de *Phimosus infuscatus*, assim como a chegada de outras espécies (acima relacionadas).

## **Amostragem de insetos aquáticos**

A amostragem da comunidade de insetos aquáticos foi realizada em cada área úmida em dois períodos distintos, a primeira no início da primavera (entre 29 de agosto e 03 de setembro de 2016), correspondendo à chegada das aves para reprodução e a segunda amostragem foi realizada no início do outono (entre 11 e 18 de maio de 2017), período pós-reprodutivo em que as aves estão retornando aos locais de origem (Petry e Hoffmann 2002; Scherer et al. 2006; Accordi e Barcelos 2006; Scherer et al. 2011).

As amostras de insetos aquáticos foram obtidas utilizando uma rede de mão com armação circular de 30 cm de diâmetro e malha de 200 µm de diâmetro. Cada amostra correspondeu a uma varredura de 1 metro no sedimento e na coluna d'água e cada área úmida foi representada por quatro amostras em cada período de amostragem (USEPA 2002; Baldwin et al. 2005). As amostras foram fixadas *in situ* com formaldeído a 10% e levadas ao laboratório onde foram lavadas com o auxílio de uma peneira com malha de 200 µm de diâmetro. Os insetos aquáticos foram triados e identificados até o nível de gênero com auxílio de estereomicroscópio e microscópio, e acondicionados em tubetes de vidro com álcool a 80%. A identificação em nível de gênero foi realizada por meio de bibliografias especializadas (Fernández e Dominguez 2001; Merritt e Cummins 2008). As amostras foram depositadas no Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

### **Categorização Funcional**

Para a categorização funcional dos gêneros de insetos aquáticos, os atributos foram escolhidos com base nos dados publicados por Cummins et al. (2005), Poff et al. (2006), Tomanova e Usseglio Polatera (2007), Merritt et al. (2008), Ippolito et al. (2012) e Merritt et al. (2014), conforme descritos na Tabela 1. Foram utilizados traços de quatro categorias funcionais: história de vida, mobilidade, ecologia e morfologia. Os gêneros foram classificados quanto aos traços de voltinismo (história de vida), dispersão (mobilidade), hábitos, grupos tróficos, estágios aquáticos, respiração e tamanho do alimento (ecologia), e tamanho máximo corporal e forma do corpo (morfologia) (Tabela 1).

### **Amostragem das variáveis físicas, químicas e dos nutrientes da água**

Foram coletadas amostras de água superficial para quantificação dos nutrientes no primeiro período de amostragem dos insetos aquáticos (início da primavera, entre 29 de agosto e 03 de setembro de 2016), conforme APHA (1998) (Tabela 2). Cada área úmida foi representada por uma amostra de água coletada em diferentes pontos por meio de garrafas de polietileno pré-lavadas com água destilada, armazenadas em recipientes frios e escuros e encaminhadas para análise em laboratório. As variáveis físicas e químicas da água (Temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio

dissolvido, sólidos totais dissolvidos, turbidez e potencial de oxi-redução) foram medidas *in situ* nas áreas úmidas com o uso de uma sonda multiparâmetros nos dois períodos de amostragem (HORIBA U-22).

### **Amostragem da matéria orgânica do sedimento**

Foi coletada uma amostra de sedimento (1 Kg) em cada área úmida nos dois períodos de amostragem. O percentual de matéria orgânica do sedimento foi determinado desidratando o sedimento a 60°C por 24 horas e posteriormente incinerando por cinco horas em mufla a 550°C (Embrapa 2006). As amostras foram processadas pelo Laboratório de Sedimentologia da UNISINOS.

### **Análise dos Dados**

Para a análise da diversidade funcional, os gêneros de insetos aquáticos foram enquadrados em matrizes de traços (atributos) funcionais (Tabela 1 e Tabela suplementar 1). Após a obtenção da matriz de traços, cinco métricas complementares de diversidade funcional foram calculadas: Riqueza Funcional (FRic), Divergência Funcional (FDiv), Uniformidade Funcional (FEve), Dispersão Funcional (FDis) e Entropia quadrática de Rao (Rao). Os pressupostos de distribuição normal e homogeneidade de variâncias nas métricas funcionais foram avaliados. Para comparar as diferentes métricas funcionais entre as áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas foram utilizados testes t ou testes não paramétricos (testes de Mann-Whitney).

Os efeitos das variáveis físicas e químicas da água e o efeito dos nutrientes nas métricas funcionais de insetos aquáticos foram avaliados separadamente. A análise da influência das variáveis físicas e químicas foi realizada com os dados dos dois períodos de amostragem. Para a influência dos nutrientes, a análise foi restrita aos dados amostrados no primeiro período. As variáveis ambientais que apresentaram alta correlação entre si foram removidas das análises ( $r \Rightarrow 0,5$ ). As variáveis físicas e químicas da água retidas para a análise considerando os dois períodos de amostragem foram pH, potencial de oxi-redução, condutividade elétrica, turbidez, saturação de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e matéria orgânica do sedimento. As variáveis retidas para a análise considerando apenas o primeiro período de amostragem foram fósforo total, fósforo orgânico, nitrato, oxigênio

dissolvido, pH, condutividade elétrica e matéria orgânica do sedimento. Foram utilizadas regressões lineares múltiplas com seleção direta para investigar as relações dos nutrientes e das variáveis físicas e químicas da água com os índices funcionais (FRic, FDiv, FEve, FDis e Rao).

Para avaliar a influência da presença das aves e do período sazonal na estrutura funcional da comunidade de insetos aquáticos, foi construída uma matriz CWM baseada nos dados de abundância transformados em logaritmo. As diferenças na composição funcional da comunidade de insetos aquáticos entre as áreas úmidas com e sem aves aquáticas e entre os períodos de amostragem foram avaliadas por meio de uma análise de variância multivariada não paramétrica bidirecional (PERMANOVA) seguida de 9.999 permutações. A composição funcional de insetos aquáticos foi representada pelos dois eixos de uma análise de ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). As análises de NMDS e PERMANOVA foram baseadas em uma matriz de dissimilaridade utilizando o índice de Bray-Curtis.

A influência das variáveis físicas e químicas da água na composição funcional de insetos aquáticos foi verificada ajustando o conjunto completo de variáveis físicas e químicas da água e nutrientes ao NMDS gerado previamente a partir da matriz de composição funcional (CWM). Os atributos funcionais da matriz CWM que apresentaram alta correlação entre si foram removidas da análise. As relações da composição funcional da comunidade de insetos aquáticos com os traços que estiveram mais associados às áreas úmidas estudadas foram visualizadas por meio do ajuste dos valores originais da matriz CWM ao diagrama NMDS.

Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R (versão 3.5.1) (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018). Os índices funcionais foram gerados com a função *functcomp* do pacote FD (Laliberté et al., 2014). O diagrama de ordenação, a PERMANOVA e o ajuste das variáveis ambientais e funcionais foram realizados, respectivamente, com as funções *metaMDS*, *adonis* e *envfit* do pacote *vegan* versão 2.5-3 (Oksanen et al. 2018).

## RESULTADOS

Foram registrados 7.152 insetos aquáticos distribuídos em 54 táxons nas áreas úmidas estudadas, onde 3.745 indivíduos distribuídos em 41 táxons foram registrados em áreas úmidas sem a presença de ninhais de aves aquáticas, e 3.407 indivíduos distribuídos em 39

táxons foram amostrados em áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas. Na primeira amostragem (primavera) foram coletados 5.959 indivíduos pertencentes a 44 táxons, enquanto que na segunda amostragem (outono) foram coletados 1.193 indivíduos distribuídos em 35 táxons. A presença dos ninhais de aves aquáticas nas áreas úmidas não influenciou os índices de diversidade funcional de insetos aquáticos (Riqueza funcional,  $U = 31$ ,  $P = 0,778$ ; Divergência funcional,  $t = 0,955$ ,  $P = 0,356$ ; Uniformidade funcional,  $t = 0,597$ ,  $P = 0,565$ ; Dispersão funcional,  $U = 24$ ,  $P = 0,694$  e Entropia quadrática de Rao,  $U = 26$ ,  $P = 0,866$ ) (Fig. 2). Os valores calculados de cada índice em cada área úmida estão apresentados na Tabela Suplementar 2.

O pH e a saturação de oxigênio dissolvido influenciaram positivamente os índices de riqueza funcional, uniformidade funcional e o índice de entropia quadrática de Rao; o potencial de oxi-redução e os sólidos totais dissolvidos foram positivamente associados ao índice de riqueza funcional e ao índice de entropia quadrática de Rao; e a turbidez influenciou positivamente o índice de entropia quadrática de Rao (Tabela 3). Já na primeira amostragem, o oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e matéria orgânica do sedimento foram positivamente associadas aos índices de divergência funcional e ao índice de entropia quadrática de Rao. Dentre os nutrientes, o fósforo total influenciou positivamente os índices de divergência funcional e entropia quadrática de Rao (Tabela 4).

Nem a presença dos ninhais de aves aquáticas nem o período de amostragem mostraram ter efeito significativo sobre a composição funcional da comunidade de insetos aquáticos ( $F = 0,956$ ;  $gl = 1,12$ ;  $P = 0,441$  e  $F = 1,040$ ;  $gl = 1,12$ ;  $P = 0,382$ , respectivamente) (Fig. 3). Os valores ajustados da matriz CWM ao diagrama de ordenação do NMDS indicaram que os traços funcionais referentes ao tamanho corporal de 1 a 2 cm ( $R^2 = 0,499$ ;  $P = 0,02$ ), hábitos agarrador ( $R^2 = 0,504$ ;  $P = 0,01$ ) e nadador ( $R^2 = 0,503$ ;  $P = 0,02$ ), tipo de alimento macrófitas ( $R^2 = 0,666$ ;  $P = 0,006$ ) e tipo de dispersão aéreo passiva ( $R^2 = 0,599$ ;  $P = 0,004$ ) estiveram associados às áreas úmidas sem a presença de ninhais de aves aquáticas, enquanto que os traços funcionais referentes ao tipo de alimento detritos ( $R^2 = 0,671$ ;  $P = 0,011$ ), forma do corpo cilíndrica ( $R^2 = 0,647$ ;  $P = 0,002$ ) e hábito aquático ativo ( $R^2 = 0,486$ ;  $P = 0,020$ ) estiveram associados às áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas (Fig. 3).

A concentração de sólidos totais dissolvidos influenciou a composição funcional de insetos aquáticos e esteve associada às áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas ( $R^2 = 0,678$ ;  $P = 0,003$ ) (Fig. 3). O traço funcional referente ao tipo de alimento detritos mostrou-se associado às áreas úmidas com ninhais e consequentemente a maiores valores de sólidos

totais dissolvidos, enquanto que os traços funcionais referentes aos hábitos agarrador e nadador, tipo de alimento macrófitas e tipo de dispersão aéreo passiva estiveram associados às áreas úmidas sem a presença de ninhais de aves aquáticas, e conseqüentemente a menores valores de sólidos totais dissolvidos.

Dentre os nutrientes, o fósforo total ( $R^2= 0,929$ ;  $P= 0,001$ ) influenciou a composição funcional de insetos aquáticos e também esteve correlacionado com as áreas úmidas com ninhais na primeira amostragem (Fig. 4).

## **DISCUSSÃO**

A diversidade funcional é uma medida da biodiversidade que visa quantificar a complementariedade no uso de recursos entre as espécies e, assim, explicar e prever o funcionamento dos ecossistemas (Petchey 2004). As características funcionais das espécies estão sendo cada vez mais utilizadas em estudos ecológicos como uma alternativa à diversidade taxonômica (Statzner et al. 2001; Bonada et al. 2006; Díaz et al. 2008). Nosso estudo é a primeira avaliação de como a presença das aves aquáticas e os fatores ambientais podem influenciar a diversidade funcional das comunidades de insetos aquáticos em áreas úmidas no Sul do Brasil.

Em nosso estudo, os índices de diversidade funcional não apresentaram diferenças entre as áreas úmidas com e sem a presença de ninhais de aves aquáticas. Por outro lado, a baixa riqueza funcional de insetos aquáticos registrada em algumas áreas úmidas, independentemente de serem utilizadas como ninhais de aves aquáticas ou não, pode resultar na perda de características funcionais dessa comunidade biológica que contribuam para o funcionamento desses ecossistemas (Chillo et al. 2011). Os altos valores de uniformidade funcional encontrados em nosso estudo em ambos os tipos de áreas úmidas podem estar mostrando que o espaço de nicho está sendo bem utilizado pela comunidade de insetos aquáticos (Mason et al. 2005). Já os valores encontrados de divergência funcional podem indicar um alto grau de diferenciação de nicho e, portanto, baixa competição de recursos pelos diferentes táxons dessa comunidade (Mason et al. 2005).

Os padrões de diversidade funcional das comunidades biológicas podem ser preditos pelos fatores ambientais (Loreau et al. 2001). Nesse sentido, estudos que busquem compreender a influência de fatores ambientais na diversidade funcional das comunidades biológicas são cada vez mais frequentes (Heino 2005; Strecker et al. 2011). Nossos resultados demonstraram que alguns índices de diversidade funcional foram influenciados pelos fatores

ambientais mensurados, tais como, os índices de riqueza funcional, uniformidade funcional e de entropia de Rao, que estiveram associados ao pH, à saturação de oxigênio, ao potencial de oxi-redução, aos sólidos totais dissolvidos e à turbidez. Assim como em outros estudos, nossos resultados também mostraram a importância de variáveis ambientais para explicar a variação nos valores de diversidade funcional em comunidades de insetos aquáticos em ecossistemas aquáticos (Colzani et al. 2013; Heino 2005; Roque et al. 2010; Siqueira et al. 2012). Nesse sentido, é importante que se conheçam as características ecológicas e comportamentais das espécies e suas interações com os fatores ambientais bióticos e abióticos para mensurar corretamente a influência dos diferentes impactos e flutuações ambientais naturais sobre a diversidade funcional das comunidades biológicas (Demars et al. 2012; Heino et al. 2013; Mlambo 2014).

Colzani et al. (2013) encontraram correlação negativa entre o índice de riqueza funcional e algumas variáveis ambientais, entre elas o pH, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido em riachos da Mata Atlântica. Os índices de diversidade funcional abordados em nosso estudo estão implicitamente associados com a riqueza taxonômica e com os valores de abundância dos gêneros de insetos aquáticos (Villiger 2008; Mason 2005; Mouchett 2010; Laliberté e Legendre 2010; Botta-Dukát 2005). Muitos estudos têm mostrado que a riqueza e a abundância de táxons de insetos aquáticos são influenciadas por variáveis físicas e químicas da água (Zimmer et al. 2000; Batzer et al. 2004; Stenert e Maltchik 2007; Stenert et al. 2008; Tokeshi e Arakaki 2012; Bischof et al. 2013; Strachan et al. 2015; Barros et al. 2016; Baldwin et al. 2018). Por exemplo, Romero et al. (2017) encontraram uma relação positiva entre condutividade e abundância de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos na Colômbia e alguns estudos também evidenciaram uma redução na riqueza de macroinvertebrados com o aumento da turbidez da água em áreas úmidas (Batzer 2013; Johnson et al. 2013; Sundberg et al. 2016; Baldwin et al. 2018).

Em relação aos nutrientes analisados, o fósforo total foi associado positivamente aos índices de divergência funcional e entropia quadrática de Rao, que incorporam dados de abundância dos organismos (Mason et al. 2005; Botta-Dukát 2005). Signa et al. (2015) observaram que a resposta macrobêntica à eutrofização foi a diminuição da abundância em lagoas costeiras da Itália e Mereta et al. (2012) constataram que a composição de insetos aquáticos se correlacionou significativamente com a concentração de fósforo total em áreas úmidas naturais do sudoeste da Etiópia. Embora a composição funcional de insetos aquáticos tenha sido similar entre as áreas úmidas com e sem ninhais de aves aquáticas e entre os



períodos de amostragem, algumas variáveis ambientais se mostraram importantes para a composição funcional. A avifauna aquática pode influenciar fortemente o estado trófico dos ecossistemas aquáticos (Margalef 1983; Manny et al. 1994), podendo alterar a composição taxonômica e funcional das comunidades ali presentes. Signa et al. (2015), constatou a diminuição de grupos funcionais de macroinvertebrados aquáticos associados à presença de aves aquáticas em lagoas costeiras da Itália.

Algumas características funcionais dos gêneros de insetos aquáticos estiveram mais associadas às áreas úmidas sem a presença de ninhais de aves aquáticas, como o tamanho corporal de 1 a 2 cm, hábitos agarrador e nadador, alimento do tipo macrófitas e dispersão aéreo passiva. Já as características funcionais associadas às áreas úmidas com ninhais foram relacionadas à forma do corpo cilíndrica, alimento do tipo detritos e hábito de vida aquático ativo. O tamanho corporal pode ser diretamente influenciado por fatores ecológicos, incluindo a predação seletiva, o risco de deslocamento relacionado ao tamanho por forças hidráulicas e a disponibilidade de refúgios (Woodward et al. 2005; Townsend e Thompson 2007). Também podemos esperar relações indiretas entre o tamanho do corpo e outras características biológicas, como, por exemplo, o maior tamanho das partículas de alimento, representado em nosso estudo pelas macrófitas (Hildrew et al. 2007). Traços associados à alta resiliência e resistência, como a forma do corpo cilíndrica e hábitos de vida aquático ativo, foram associados às áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas (Townsend e Hildrew 1994, Gallardo et al. 2009). Este resultado é consistente com o conceito de 'Habitat Templet' (Townsend e Hildrew 1994) em que as características biológicas são moldadas por fatores ambientais locais.

Nossa primeira hipótese de estudo não foi corroborada uma vez que não houve diferença significativa nos índices de diversidade funcional entre as áreas úmidas com e sem ninhais de aves aquáticas. Nossa segunda hipótese de estudo foi corroborada já que a presença das aves favoreceu algumas características funcionais da comunidade de insetos aquáticos, entre elas o tamanho do alimento, a forma do corpo e os hábitos de vida. Nossa terceira hipótese de estudo também foi corroborada uma vez que alguns dos fatores ambientais físicos e químicos da água analisados influenciaram a composição funcional de insetos aquáticos nas áreas úmidas estudadas.

Nesse sentido, podemos concluir que a composição funcional de insetos aquáticos foi influenciada pelas mudanças no substrato e pelas variáveis físicas e químicas da água nas áreas úmidas estudadas, sem ser influenciada diretamente pela presença de colônias de

nidificação de aves aquáticas. É reconhecido que a contribuição das aves aquáticas no enriquecimento de nutrientes em áreas úmidas pode alterar a qualidade da água, a riqueza, a abundância e a composição funcional da biota aquática. Por outro lado, o fato de nosso estudo não ter mostrado essa relação pode estar relacionado ao período curto de permanência das aves nas áreas úmidas estudadas e também à abundância de suas colônias. Os estudos que relacionaram a qualidade da água com a presença e a abundância da avifauna e com as comunidades de insetos aquáticos foram realizados em áreas que apresentaram grandes colônias de aves aquáticas (4.000 a 45.000 indivíduos) onde as concentrações de nutrientes e as variáveis relacionadas à qualidade da água foram monitoradas por um longo período amostral. Em nosso estudo, o maior número estimado de aves aquáticas em uma área úmida foi de cerca de 1.600 indivíduos e a amostragem dos nutrientes e das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento foi realizada em um único ciclo reprodutivo.

Nesse sentido, é de fundamental importância dar continuidade a estudos como esse para uma melhor compreensão das interações ecológicas entre as comunidades de insetos aquáticos e de aves, levando em consideração diferentes períodos de amostragem e métricas de diversidade funcional, pois são elas que refletem diretamente a aptidão dos organismos, permitindo prever melhor as respostas funcionais de uma comunidade biológica frente às mudanças ambientais nos ecossistemas (Cornelissen et al. 2003).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Accordi IA, Barcellos EA. 2006. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14: 101-115.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, D. C.

Baldwin DS, Nielsen DL, Bowen PM, Williams J. 2005. *Recommended Methods for Monitoring Floodplains and Wetlands*.

Baldwin RC, Sundberg MD, Stewart TW, Weber MJ. 2018. Influence of Sieve Mesh Size on Relationships between Macroinvertebrate Assemblage and Environmental Variables in Wetlands. *Wetlands* 38: 677- 687. doi: 10.1007/s13157-018-1010-0.

Barros MP, Gayeskia LM, Tundisi JG. 2016. Benthic macroinvertebrate community in the Sinos river drainage basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 76: 942-950. doi: 10.1590/1519-6984.04815.

Batzer DP, Palik BJ, Buech R. 2004. Relationships between Environmental Characteristics and Macroinvertebrate Communities in Seasonal Woodland ponds o Minnesota. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 50-68. doi: 10.1899/0887-3593.

Batzer DP. 2013. The seemingly intractable ecological responses of invertebrates in North American wetlands: A review. *Wetlands* 33: 1-15. doi: 10.1007/s13157-012-0360-2.

Bieger L, Carvalho ABP, Strieder MN, Maltchik L, Stenert C. 2010. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. *Brazilian Journal of Biology* 70: 1207-1215. doi: 10.1590/S1519-69842010000600010.

Bischof MM, Hanson MA, Fulton MR, Kolka RK, Sebestyen SD, Butler MG. 2013. Invertebrate community patterns in seasonal ponds in Minnesota, USA: Response to hydrologic and environmental variability. *Wetlands* 33: 245–256. doi: 10.1007/s13157-012-0374-9.

Boelter T, Stenert C, Pires MM, Medeiros ESF, Maltchik L. 2018. Influence of plant habitat types and the presence of fish predators on macroinvertebrate assemblages in southern Brazilian highland wetlands. *Fundamental and Applied Limnology* 192: 65 - 77. doi: 10.1127/fal/2018/1162.

- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51:495-523. doi:10.1146/ANNUREV.ENTO.51.110104.15112.
- Bosman AL, Hockey PAR. 1986. Seabird guano as a determinant of rocky intertidal community structure. *Mar Ecol Prog Ser* 32:247-257. doi: 10.3354/meps032247.
- Botta-Dukát Zoltán. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540. doi: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x.
- Brand C, Miserendino ML. 2014. Biological traits and community patterns of Trichoptera at two Patagonian headwater streams affected by volcanic ash deposition. *Zoological Studies* 53: 2-13. doi: 10.1186/s40555-014-0072-9.
- Cadotte MW, Carscadden K, Mirotchnick N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.* 48: 1079-1087. doi: 10.1111/j.1365- 2664.2011.02048.x.
- Cereghino R, Park YS, Compin A, Lek S. 2003. Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *Journal of the North American Benthological Society* 22: 442-456. doi:10.2307/1468273.
- Chaichana R, Leah R, Moss B. 2011. Seasonal impact of waterfowl on communities of macrophytes in a shallow lake. *Aquatic Botany* 95: 39-44. doi: 10.1016/j.aquabot.2011.03.008.
- Charvet S, Statzner B, Usseglio-Polatera P, Dumont B. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43: 277-296. doi: 10.1046/j.1365-2427.2000.00545.x.
- Chatterjee A, Adhikari S, Mukhopadhyay S K. 2017. Effects of Waterbird Colonization on Limnochemical Features of a Natural Wetland on Buxa Tiger Reserve, India, During Wintering Period. *Wetlands* 37: 177-190. doi: 10.1007/s13157-016-0851-7.
- Chillo V, Anand M, Ojeda RA. 2011. Assessing the use of functional diversity as a measure of ecological resilience in arid rangelands. *Ecosystems* 14: 1168-1177. doi:10.1007/S10021-011-9475-1.
- Colzani E, Siqueira T, Suriano M, Roque FO. 2013. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. *Biotropica* 45: 343-350. doi: 10.1111/btp.12022.

COMITESINOS. 2015. Projeto Verde Sinos. Disponível em: <http://www.comitesinos.com.br/>. Acessado em 17 de agosto de 2015.

Cornelissen JHC, Lavorel S, Garnier E, Diaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich PB, ter Steege H, Morgan HD, Van Der Heijden MGA, Pausas JG, Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust J Bot* 51:335-380. doi: 10.1071/BTO2124.

Crippa L, Stenert C, Maltchik L. 2013. Does the management of sandbar openings influence the macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands? A case study at Lagoa do Peixe National Park – Ramsar site. *Ocean and Coastal Management* 71: 26-32. doi:10.1016/J.OCECOAMAN.2012.10.009.

Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89. doi:10.1080/01650520400025720.

Dalzochio MS, Baldin R, Stenert C, Maltchik L. 2015. How does the management of rice in natural ponds alter aquatic insect community functional structure? *Marine and Freshwater Research* 67: 1644-1654. doi: 10.1071/MF14246.

Demars BO, Kemp JL, Friberg N, Usseglio-Polatera P, Harper DM. 2012. Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological indicators* 23: 301-311. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.04.011.

Diaz S, Cabido M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655. doi: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2.

Dobrowolski KA, Halba R, Nowicki J. 1976. The role of birds in eutrophication by import and export of trophic substances of various waters. *Limnologia* 10: 543-549.

Dole´dec S, Statzner B. 2008. Invertebrate Traits for the Biomonitoring of Large European Rivers: An Assessment of Specific Types of Human Impact. *Freshwater Biology* 53: 617 - 634. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x.

Dole´dec S, Statzner B. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of *J-NABS* to developments in ecological integrity assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 286-311. doi:10.1899/08-090.1.

Dole´dec S, Phillips N, Townsend C. 2011. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology* 56:1670-1688. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02597.x.

Elser JJ, Matthew MES, Cleland EE, Gruner DS, Stanley Harpole W, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135-1142. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 2006. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa Solos. Rio de Janeiro.

Fernández HR, Domínguez E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Califórnia, EUA.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL - FEPAM. 1997. Efluentes líquidos industriais: cargas poluidoras lançadas nos corpos hídricas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre - RS.

Gallardo B, Gascon S, Cabezas A, Gonzalez-Sanchis M. 2009. Relationship between invertebrate traits and lateral environmental gradients in a Mediterranean river-floodplain. *Fundamental and Applied Limnology* 173:281-292. doi: 10.1127/1863-9135/2009/0173-0281.

Gonçalves JFJ, Martins RT, Ottoni BMP, Couceiro SRM. (2013). Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. *In: Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus, pp. 89-117.

Gwiazda R, Woznica A, Lozowski B, Kstecki M, Flis A. 2014. Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir. *Int. J. Ocean. Hydrobiol* 43: 418-426. doi: 10.2478/s13545-014-0160-9.

Heino J. 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology* 50: 1578-1587. doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x.

Heino J, Mykra H, Hamalainen H, Aroviita J, Muotka T. 2007. Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 52: 1846–1861. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01801.x>.

Heino J. 2009. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater Reviews* 2: 1-29. doi:10.1608/FRJ-2.1.1.

Heino J, Schmera D, Erős T. 2013. A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology* 58: 1539-1555. doi: <https://doi.org/10.1111/fwb.12164>.

Hershey AE, Lamberti GA, Chaloner DT, Northington RM (2010). Aquatic insect ecology. *In: Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. London, pp. 659-694.

Hildrew AG, Raffaelli DG, Edmonds-Brown R. 2007. *Body Size: the Structure and Function of Aquatic Ecosystems*. Ecological Reviews. Cambridge, UK.

Huang G, Isobe M. 2012. Carrying capacity of wetlands for massive migratory waterfowl. *Hydrobiologia* 697: 5-14. doi: 10.1007/s10750-012-1165-2.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICAS. 2016. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acessado em 10 de outubro de 2016.

Ippolito A, Todeschini R, Vighi M. 2012. Sensitivity assessment of freshwater macroinvertebrates to pesticides using biological traits. *Ecotoxicology* 21: 336-352. doi:10.1007/S10646-011-0795-X.

Jianqiang Gu, Jing Zhou, Wilson M, Kefeng Jia, Kun Lv, Zhihong Xu. 2016. Species diversity and functional diversity of insects in Wuxijiang National Wetland Park, East China. *Acta Ecologica Sinica* 36: 386-391. doi: 10.1016/j.chnaes.2016.07.002.

Johnson PTJ, Hoverman JT, McKenzie VJ, Blaustein AR, Richgels KLD. 2013. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *Journal of Applied Ecology* 50: 34-42. doi: 10.1111/1365-2664.12022.

Keatley BE, Douglas MSV, Blais JM, Mallory ML, Smol JP. 2009. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia* 621:191-205. doi: 10.1007/s10750-008-9670-z.

Kitchell JF, Schindler DE, Herwig BR, Post DM, Olso MH, Oldham M. 1999. Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge, New Mexico. *Limnology and Oceanography* 44: 828-836. doi: 10.4319/lo.1999.44.3\_part\_2.0828.

Kolb, G. S.; Ekholm, J.; Hambäck, P. A. 2010. Effects of seabird nesting colonies on algae and aquatic invertebrates in coastal Waters. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 417: 287-300. : doi: 10.3354/meps08791.

Kovalenko KE, Brady VJ, Ciborowski JJ, Ilyushkin S, Johnson LB. 2013. Functional changes in littoral macroinvertebrate communities in response to watershed-level anthropogenic stress. *Plos One* 9: 101499. doi: 10.1371/journal.pone.0101499.

- Laliberté E, Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305. doi: 10.1890/08-2244.1.
- Laliberté E, Legendre P, Shipley B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1: 0-12.
- Landeiro VL, Hamada N, Godoy BS, Melo AS. 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 649: 355-363. doi: 10.1007/s10750-010-0278-8.
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime JP, Hector A, Hooper DU, Huston MA, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D, Wardle DA. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808. doi: 10.1126/science.1064088.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford.
- Manny BA, Johnson WC, Wetzel RG. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water-quality. *Hydrobiologia* 280: 121-132. doi: 10.1007/BF00027847.
- McGill BJ, Enqvist BJ, Weiher E, Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21: 178-185. doi: 10.1016/j.tree.2006.02.002.
- Maltchik L, Rolon AS, Stenert C. 2010. Aquatic macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. *Brazilian Journal of Biology* 70: 1179-1184. doi:10.1590/ S1519-69842010000600007.
- Maltchik L, Dalzochio MS, Stenert C, Rolon AS. 2012. Diversity and distribution of aquatic insects in southern Brazil wetlands: implications for biodiversity conservation in a Neotropical Region. *Revista de Biologia Tropical* 60: 273-289. doi:10.15517/RBT.V60I1.2761.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Manny BA, Johnson WC, Wetzel RG. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water-quality. *Hydrobiologia* 280:121-132. doi: 10.1007/BF00027847.
- Marion L, Clergeau P, Briant L, Bertru G. 1994. The importance of avian- contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand- Lieu, France. *Hydrobiologia* 279/280: 133-147. doi: 10.1007/BF00027848.
- Martinez MM. 1993. *Las aves y la limnología*. Conferencias de limnología. La Plata.



Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x.

Mayfield MM, Bonser SP, Morgan JW, Aubin I, McNamara S, Vesik PA. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19: 423-431. doi: 10.2307/40801847.

Mereta ST, Boets P, Meester L, Goethals PLM. 2013. Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in Southwest Ethiopia. *Ecological Indicators* 29: 510-521.

Merritt RW, Cummins KW, Berg MB. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Iowa.

Mlambo MC. 2014. Not all traits are 'functional': insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodiversity and conservation* 23: 781-790. doi: 10.1007/s10531-014-0618-5.

Mouchet MA, Villéger S, Mason NW, Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867-876. doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Szoecs E, Wagner H. 2018. Package 'vegan'. R package version 2.4-0.

Petchey OL. 2004. On the statistical significance of functional diversity. *Funct. Ecol.* 18: 297-303 doi: 10.1111/j.0269-8463.2004.00852.x.

Petchey OL, Gaston KJ. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.

Peter AS. 2017. Aves Aquáticas como dispersoras de sementes de plantas e propágulos dormentes de invertebrados aquáticos em áreas úmidas do sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Petry MV, Hoffmann GR. 2002. Ocupação e construção de ninhos em um ninhal misto de garças e maçaricos (Ciconiiformes) no Rio Grande do Sul. *Biociências* 10: 55-63.

- Philpott SM, Soong O, Lowenstein JH, Pulido AL, Lopez DT, Flynn DFB, DeClerck F. 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological applications* 19: 1858-1867. doi: 10.1890/08-1928.1.
- Pires MM, Stenert C, Maltchik L. 2017. Effects of wetland hydroperiod length on the functional structure of assemblages of Odonata. *Austral Entomology* 58: 354-360. doi: <https://doi.org/10.1111/aen.12312>.
- Poff NL, Olden JD, Vieira NK, Finn DS, Simmons MP, Kondratieff BC. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: Traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 730-755. doi: 0.1899/0887 3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2.
- Portnoy JW. 1990. Gull contributions of phosphorus and nitrogen to a Cape Cod kettle pond. *Hydrobiologia* 202: 61-69. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00027092>.
- Post DM, Taylor JP, Kitchell JF, Olson MH, Schindler DE, Herwig BR. 1998. The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in managed wetlands. *Conserv. Biol.* 12: 910-920.
- Powell GVN, Kenworthy J, Fourqurean JW. 1989. Experimental evidence for nutrient limitation of seagrass growth in a tropical estuary with restricted circulation. *Bulletin of Marine Scienc* 44: 324-340.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rao, C. R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology* 21: 24-43. doi: 10.1016/0040-5809(82)90004-1.
- Ruhí A, Herrmann J, Gascón S, Sala J, Boix D. 2012. How do early successional patterns in man-made wetlands differ between cold temperate and Mediterranean regions? *Limnologica* 42:328-339. doi: 10.1016/j.limno.2012.07.005.
- Ruhí A, Boix D, Gascón S, Sala J, Batzer, DP. 2013. Functional and phylogenetic relatedness in temporary wetland invertebrates: Current macroecological patterns and implications for future climatic change scenarios. *Plos One* 8:1-14. doi: 10.1371/journal.pone.0081739.
- Romero KC, Del Río JP, Villarreal KC, Anillo JCC, Zarate ZP, Gutierrez LC, Franco, OL, Valencia JWA. 2017. Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators* 72: 53-66. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.07.023.

- Roque FO, Siqueira T, Bini LM, Ribeiro MC, Tambosi LR, Ciochetti G, Trivinho-Strixino S. 2010. Untangling associations between chironomid taxa in Neotropical streams using local and landscape variables. *Freshw. Biol.* 55: 847-865. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02314.x.
- Saito VS, Siqueira T, Fonseca-Gessner AA. 2015. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring? *Hydrobiologia* 745: 167-179. doi: 10.1007/s10750-014-2102-3.
- Sasaki T, Okubo S, Okayasu T, Jamsran U, Ohkuro T, Takeuchi K. 2009. Two-phase functional redundancy in plant communities along a grazing gradient in Mongolian rangelands. *Ecology* 90: 2598-2608. doi: 10.1890/08-1850.1.
- Scherer JFM, Scherer AL, Petry MV, Teixeira ÉC. 2006. Estudo da avifauna associada à área úmida situada no Parque Mascarenhas de Moraes, zona urbana de Porto Alegre (RS). *Biotemas* 19: 107-110. doi: <https://doi.org/10.5007/%25x>.
- Scherer AL, Petry MV, Scherer JFM. 2011. Estrutura e composição da comunidade de aves aquáticas em uma área úmida no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*. 19: 323-331.
- Sebastian-Gonzalez E, Navarro J, Sanchez-Zapata JÁ, Botella F, Delgado A. 2012. Water quality and avian inputs as sources of isotopic variability in aquatic macrophytes and macroinvertebrates. *J. Limnol.* 71: 191-199. doi: 10.4081/mnol.2012.e20.
- Signa G, Mazzola A, Costa V, Vizzini S. 2015. Bottom-Up Control of Macrobenthic Communities in a Guano-trophic Coastal. *Plos One* 10: 0117544. doi: 10.1371/journal.pone.0117544.
- Siqueira T, Bini LM, Roque FO, Couceiro SRM, Trivinho-Strixino S, Cottenie K. 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35: 183-192. doi: 10.1111/j.1600-0587.2011.06875.x.
- Statzner B, Bis B, Dole´dec S, Usseglio-Polatera P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* 2: 73-85. doi: 10.1078/1439-1791-00039.
- Statzner B, Dole´dec S, Hugueny B. 2004. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography* 27: 470-488. doi: 10.1111/j.0906-7590.2004.03836.x.
- Stenert C, Maltchik L. 2007. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrates communities in southern Brazil wetlands. *Marine & Freshwater Research* 58: 993-1001. doi: 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:10.1071/MF07220.

Strachan SR, Chester ET, Robson BJ. 2015. Freshwater invertebrate life history strategies for surviving desiccation. *Springer Science Reviews* 3: 57-75. doi: 10.1007/s40362-015-0031-9.

Strecker AL, Casselman JM, Fortin MJ, Jackson DA, Ridgway MS, Abrams PA, Shuter BJ. 2011. A multi-scale comparison of trait linkages to environmental and spatial variables in fish communities across a large freshwater lake. *Oecologia* 166: 819-831. doi: 10.1007/s00442-011-1924-1.

Somura H, Masunaga T, Mori Y, Takeda I, Ide J, Sato H. 2015. Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 199: 1-9. doi: 10.1016/j.agee.2014.07.018.

Sundberg MD, Baldwin RC, Stewart TW, Weber MW. 2016. Linkages between land use, invasive fishes, and prairie pothole wetland condition. *Wetlands* 36:1097-1107. doi: 10.1007/s13157-016-0827-7.

Telesford-Checkley JM, Mora MA, Grant WE, Boellstorff DE, Provin TL. 2016. Estimating the contribution of nitrogen and phosphorus to waterbodies by colonial nesting waterbirds. *Science of the Total Environment* 574:1335-1344. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.043.

Tokeshi M, Arakaki S. 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia* 685: 27- 47. doi: 10.1007/s10750-011-0832-z.

Tomanova S, Tedesco PA, Campero M, Van Damme PA, Moya N, Oberdorff T. 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in Neotropical streams: A test of the River Continuum Concept. *Fund. Appl. Limnol.* 170: 233-241. doi: 10.1127/1863-9135/2007/0170-0233.

Tomanova S, Usseglio-Polatera P. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology* 170: 243-255. doi:10.1127/1863-9135/2007/0170-0243.

Tomanova S, Moya N, Oberdorff T. 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Res. Appl.* 24: 1230-1239. doi: 10.1002/rra.1148.

Townsend CR, Hildrew AG. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology* 31: 265-275. doi: 10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x.

Townsend CR, Thompson RM (2007). Body size in streams: macroinvertebrate community size composition along natural and human-induced environmental gradients. *In: Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*. Cambridge, MA, USA, pp. 77-97.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. 2002. Methods of evaluating wetland condition: Developing an invertebrate index of biological integrity for wetlands. Washington D.C.

Valiela I. 1984. Marine ecological processes. Springer-Verlag, New York.

Vieira NKM, Poff NL, Carlisle DM, Moulton SR, Koski ML, Kondratieff BC. 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America. U.S. Department of the Interior, Reston, Virginia.

Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301. doi:10.1890/07-1206.1.

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882–892. doi:10.1111/J.0030-1299.2007.15559.X

Vitousek PM (1986). Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? *In: H.A. Mooney & J.A. Drake, Springer-Verlag, Berlin (eds) Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, pp. 163-176.

Webb CT, Hoeting JA, Ames GM, Pyne MI, Leroy NL. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters* 13: 267-283. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01444.x.

Wissinger SA (1999). Ecology of wetland invertebrates. *In: Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA (eds) Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. Wiley: New York, pp. 471-514.

Woodward G, Ebenman B, Emmerson M, Montoya JM, Olesen JM, Valido A, Warren PH. 2005. Body-size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 402–409. doi:10.1016/J.TREE.2005.04.005.

Zimmer KD, Hanson MA, Butler MG. 2000. Factors influencing invertebrate communities in prairie wetlands: A multivariate approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 76-85. doi: 10.1139/f99-180.

**Tabela 1.** Características funcionais de insetos aquáticos em áreas úmidas com e sem colônias de nidificação de aves aquáticas no sul do Brasil.

Categoria	Traço	Estado	Código		
História de Vida	Voltinismo	< 1 geração por ano	1		
		1 geração por ano	2		
		2 geração por ano	3		
Mobilidade	Dispersão	Aquático ativo	1		
		Aquático passivo	2		
		Aéreo ativo	3		
		Aéreo passivo	4		
	Grupo Trófico	Dispersão	Aquático e Aéreo ativo	5	
			Aquático e Aéreo passivo	6	
		Hábito	Aquático ativo e Aéreo passivo	7	
			Aquático passivo e Aéreo ativo	8	
			Coletor-detritívoro	1	
			Coletor-filtrador	2	
			Triturado-herbívoro	3	
			Triturados-detritívoro	4	
			Raspador mineral	5	
			Raspador orgânico	6	
Furador	7				
Predador	8				
Ecologia	Estágios Aquáticos	Escavadores	1		
		Escaladores	2		
		Dispersores	3		
		Agarradores	4		
	Tipo de Alimento	Hábito	Nadadores	5	
			Patinadores	6	
			Ovo	1	
		Estágios Aquáticos	Tipo de Alimento	Larva	2
				Pupa	3
				Adulto	4
				Ovo/larva	5
Ovo/larva	6				
Ovo/adulto	7				
Todos	8				
Ovo/larva/adulto	9				
Ovo/larva/pupa	10				
Larva/pupa	11				
Respiração	Formas do Corpo	Sedimento fino	1		
		Detritos < 1mm	2		
		detritos de planta > 1mm	3		
		micrófitas vivos	4		
		macrófitas vivas	5		
		animal morto > 1mm	6		
		microinvertebrados vivos	7		
		macroinvertebrados vivos	8		
		vertebrados	9		
		Tegumentar	1		
Guelras	2				
Espiráculos	3				
Morfologia	Tamanho máximo corporal	< 0,25 cm	1		
		0,25 – 0,5 cm	2		
		0,5 – 1 cm	3		
		1 – 2 cm	4		
		2 – 4 cm	5		
		4 - 8 cm	6		
		> 8 cm	7		
Formas do Corpo	Formas do Corpo	Simplificado (plano, fusiforme)	1		
		Não simplificado (cilíndrico, redondo)	2		

**Tabela 2.** Nutrientes medidos na água superficial das áreas úmidas e os métodos e referências utilizados.

<b>Nutrientes</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Referência</b>
Amônia	SM 4500 NH <sub>3</sub> C	APHA (1998)
Fósforo total	SM 4500 P E	APHA (1998)
Nitrato	EPA 9056 A/2007	APHA (1998)
Nitrogênio orgânico total	SM 4500 Norg B	APHA (1998)
Nitrogênio total	SM 4500 N	APHA (1998)
Ortofosfato total	SM 4500 P E	APHA (1998)
Fósforo orgânico	-	APHA (1998)

**Tabela 3.** Resultado da seleção de modelos para o efeito das variáveis físicas e químicas da água, considerando as duas amostragens, nos índices de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), diversidade funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis) e entropia quadrática de Rao (Rao) (\*correspondem aos valores significativos).

Índices funcionais	Melhor modelo	$R^2_{adj}$	$F$	$gl$	Valor de $P$
<b>FRic</b>	pH + ORP + NTU + O <sub>2</sub> + TDS	0,700	7,56	5,9	0,004*
<b>FEve</b>	pH + O <sub>2</sub>	0,297	3,969	2,12	0,047*
<b>FDiv</b>	pH	0,111	2,76	1,13	0,12
<b>FDis</b>	pH + ORP + O <sub>2</sub> + TDS	0,906	35,09	4,10	7,37E-06
<b>Rao</b>	pH + ORP + O <sub>2</sub> + TDS	0,793	14,46	4,10	0,0003*

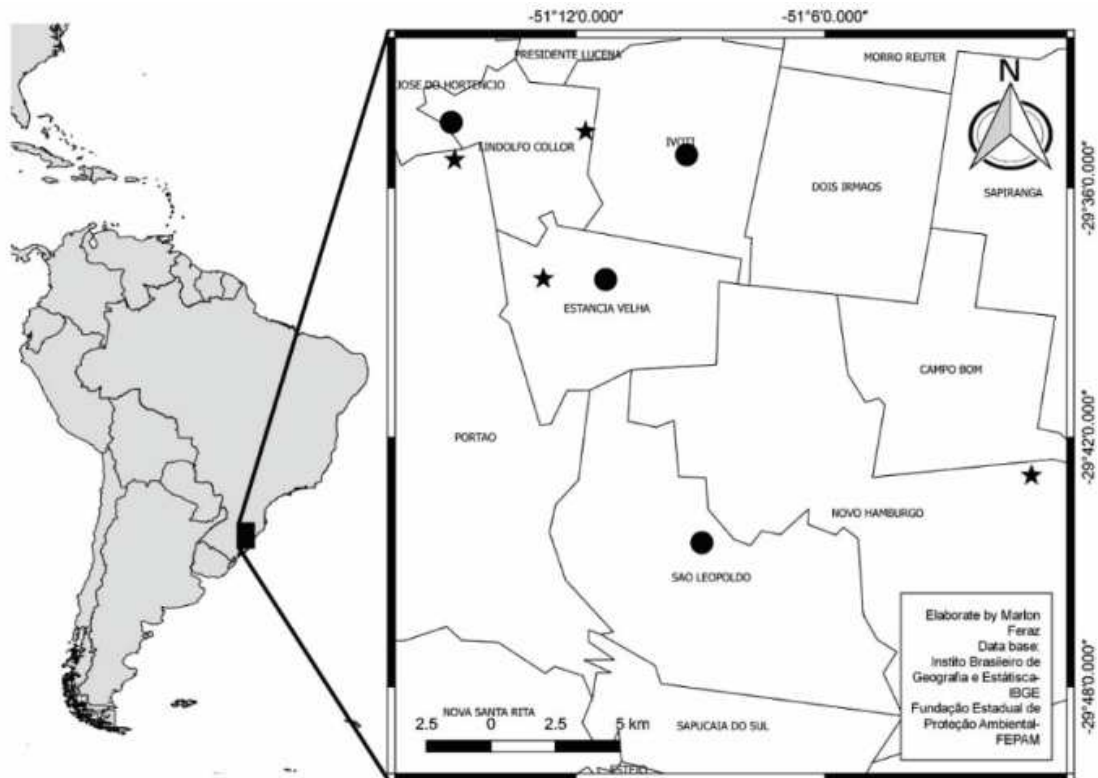
Legenda: ORP: Potencial de oxi-redução, NTU: turbidez, O<sub>2</sub>: saturação de oxigênio dissolvido, TDS: sólidos totais dissolvidos.

**Tabela 4.** Resultados da seleção de modelos para o efeito das variáveis físicas e químicas e dos nutrientes da água, considerando somente a primeira amostragem, nos índices de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), diversidade funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis) e entropia quadrática de Rao (Rao) (\*correspondem aos valores significativos).

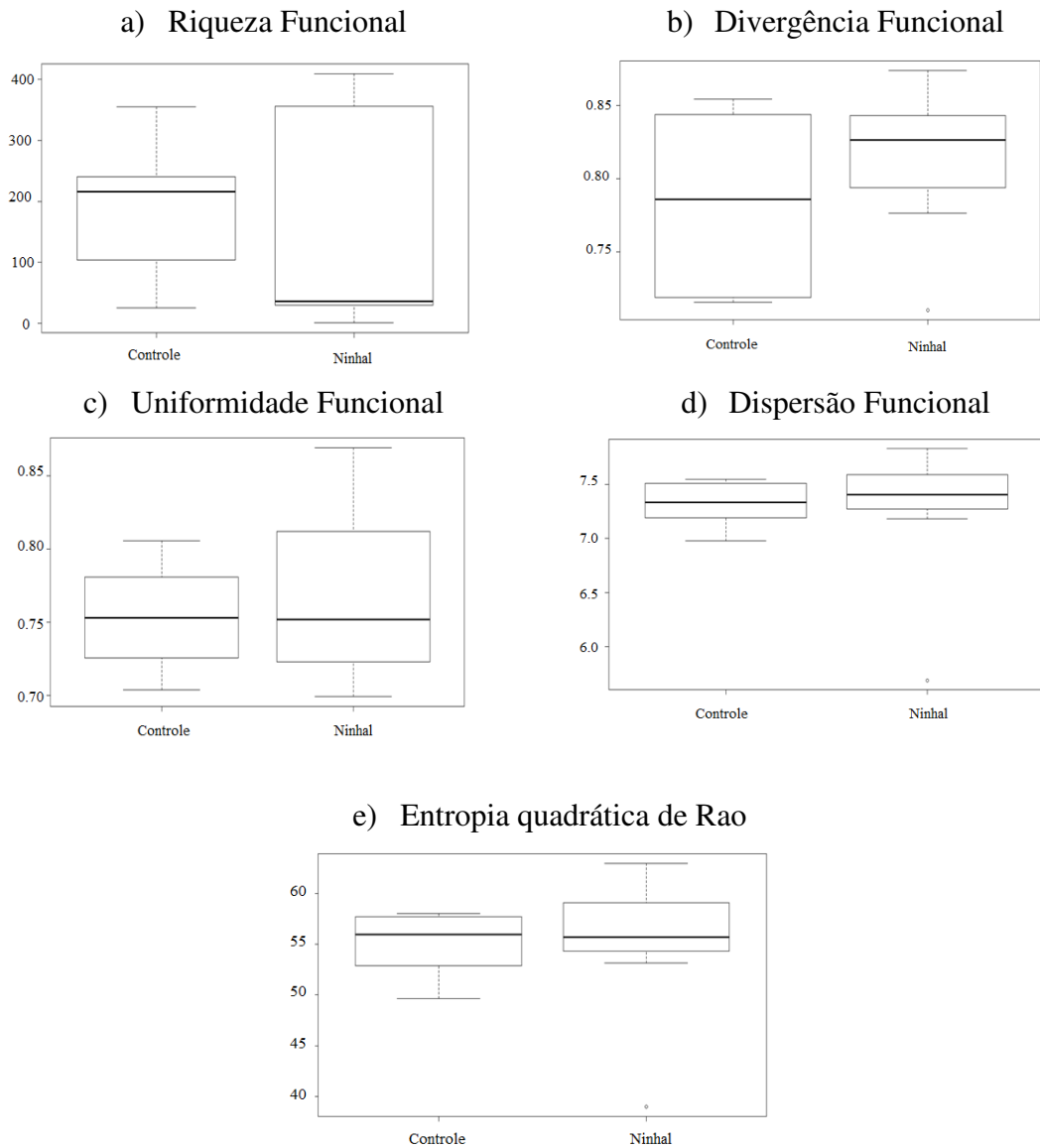
	Índices funcionais	Melhor modelo	$R^2_{adj}$	$F$	$gl$	valor de $P$
Nutrientes	<b>FRic</b>	Fosf_Total	0,244	3,266	1,6	0,12
	<b>FEve</b>	-	-	-	-	-
	<b>FDiv</b>	Fosf_Org + Nitrato	0,468	4,08	2,5	0,08
	<b>FDis</b>	Fosf_Total	0,874	49,59	1,6	0,0004*
	<b>Rao</b>	Fosf_Total	0,786	26,78	1,6	0,002*
Variáveis físicas e químicas	<b>FRic</b>	OD + EC + MO	0,660	5,546	3,4	0,06
	<b>FEve</b>	EC	0,178	2,521	1,6	0,16
	<b>FDiv</b>	OD + pH	0,136	1,553	2,5	0,29
	<b>FDis</b>	OD + pH + EC + MO	0,952	35,88	4,3	0,007*
	<b>Rao</b>	OD + pH + EC + MO	0,943	30,05	4,3	0,009*

Legenda: Fosf\_Total: Fósforo total, Fosf\_Org: Fósforo orgânico, OD: oxigênio dissolvido, EC: condutividade elétrica, MO: matéria orgânica do sedimento.

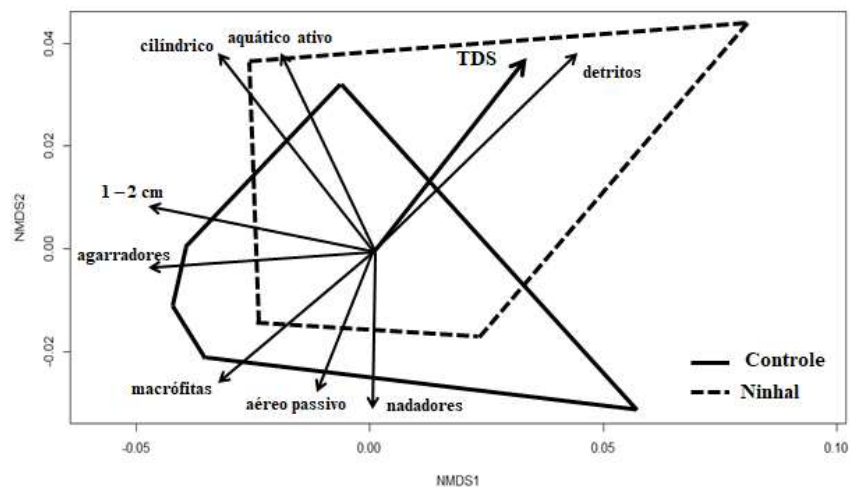




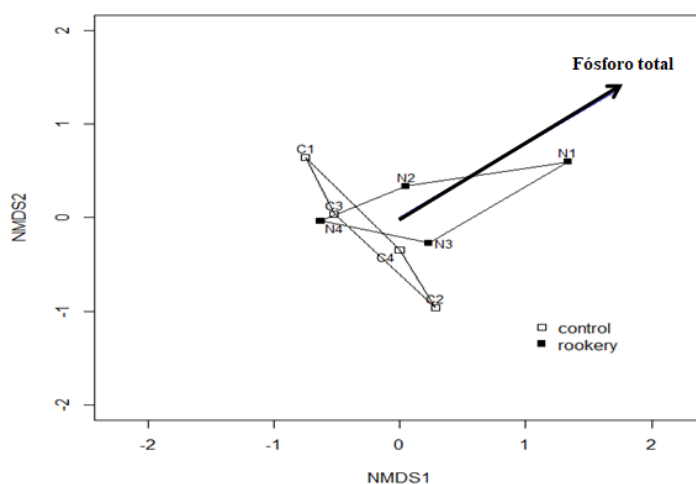
**Fig. 1.** Mapa da área de estudo com a localização das áreas úmidas estudadas. Círculos preenchidos indicam as áreas úmidas controle (áreas úmidas sem a presença de colônias de nidificação de aves aquáticas). As estrelas preenchidas indicam as áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas.



**Fig. 2.** Índices de diversidade funcional comparados entre áreas úmidas controle e áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas.



**Fig. 3.** Presença das aves e ajuste dos traços funcionais significativos sobre a composição funcional de insetos aquáticos (stress = 0,08). Ajuste das variáveis físico-químicas significativas referentes aos dois períodos amostrais (primavera e outono) sobre a composição funcional de insetos aquáticos nas áreas úmidas com ninhais e áreas úmidas controle. Legenda: TDS (sólidos totais dissolvidos).



**Fig. 4.** Correlação significativa entre fósforo total e a composição funcional de insetos aquáticos em áreas úmidas com ninhais de aves aquáticas e áreas úmidas controle (stress = 0,018).

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela 5:** Estado das características em cada gênero de insetos aquáticos em áreas úmidas com e sem ninhais de aves aquáticas no sul do Brasil.

Taxa	Volt.	Resp.	Disp.	GT	Háb.	EA	TA	Rep.	TC	FC
<b>Diptera</b>										
Chironomidae	3	2	7	1	1	10	2	5	3	2
<i>Bezzia</i>	2	1	7	8	3	10	8	4	4	2
<i>Tabanus</i>	2	3	6	7	4	5	8	4	4	2
<i>Culex</i>	3	2	4	2	5	10	3	5	3	2
<i>Tipula</i>	2	3	6	7	4	5	8	4	4	2
<i>Hydrellia</i>	3	3	4	8	3	11	5	7	3	2
<i>Euparyphus</i>	2	3	4	1	5	5	5	2	5	2
<i>Beris</i>	2	3	4	1	5	5	5	2	5	2
<i>Dolichopus</i>	2	3	4	8	5	8	5	2	3	2
<i>Sepedon</i>	2	3	4	8	5	9	5	2	3	2
<i>Eristalis</i>	2	3	4	8	5	9	5	2	3	2
<b>Coleoptera</b>										
<i>Celina</i>	1	3	6	7	5	7	8	4	2	1
<i>Laccophilus</i>	1	3	6	7	5	7	8	4	2	1
<i>Ilybius</i>	1	3	6	7	5	7	8	6	3	1
<i>Hidrophilus</i>	2	3	1	1	5	9	5	4	2	2
<i>Enocrus</i>	2	3	1	1	5	9	5	4	2	2
<i>Hydrobius</i>	2	3	1	1	5	9	5	4	2	2
<i>Berosus</i>	2	3	6	7	5	8	5	6	2	2
<i>Lacc</i>	2	3	6	1	5	9	5	4	1	2
<i>Deralus</i>	2	3	6	1	5	9	5	4	1	2
<i>Hydrobiomorpha</i>	2	3	6	1	5	9	5	4	2	2
<i>Dampfius</i>	2	3	6	1	5	9	5	4	2	2
<i>Suphisellus</i>	2	3	6	7	5	8	5	4	6	2
<i>Hydrocanthus</i>	2	3	6	7	2	8	5	4	6	2
<i>Buenoa</i>	2	3	6	7	5	7	3	6	3	2
<i>Notonecta</i>	2	3	6	7	5	7	8	6	4	2
<i>Lissorhoptrus</i>	2	3	6	7	5	7	5	4	2	2
<i>Amphizoa</i>	2	3	6	7	5	7	5	4	2	1
<b>Hemiptera</b>										
<i>Microvelia</i>	3	3	6	7	5	7	8	6	2	2
<i>Mesovelia</i>	3	3	6	7	5	7	8	6	2	1
<i>Belostoma</i>	2	3	6	7	5	7	8	6	4	1
<i>Sigara</i>	3	3	6	7	5	7	8	4	3	1
<i>Ambrysus</i>	3	3	6	7	5	7	8	6	3	2
<i>Naucoris</i>	3	3	6	7	5	7	8	6	3	2
<i>Neoplea</i>	3	3	6	7	5	7	8	6	1	2
Gelastocoridae	3	3	6	7	5	7	8	6	1	2

<i>Delphacidae</i>	3	3	1	4	6	7	8	6	3	2
<i>Gerris</i>	3	3	1	4	6	7	8	6	3	2
<b>Odonata</b>										
<i>Aeshna</i>	1	2	4	8	2	2	9	6	6	2
<i>Acanthagrion</i>	2	1	4	8	2	2	7	6	4	1
<i>Ischnura</i>	2	1	1	8	2	2	7	6	4	1
<i>Oxyagrion</i>	2	1	1	8	2	2	7	6	4	1
<i>Orthemis</i>	3	2	4	8	1	5	8	3	5	1
<i>Tramea</i>	3	2	4	8	3	5	8	3	5	1
<i>Erythrodiplax</i>	4	2	4	8	2	5	8	3	4	1
<i>Micrathyria</i>	3	2	4	8	3	5	8	3	4	1
<i>Erythemis</i>	4	2	4	8	3	5	8	3	4	1
<i>Perithemis</i>	4	2	4	8	3	5	8	3	4	1
<b>Ephemeroptera</b>										
<i>Callibaetis</i>	3	2	7	1	5	5	4	4	4	1
<i>Caenis</i>	3	2	7	1	3	5	4	3	3	1
<i>Leptophlebia</i>	2	2	7	1	5	5	4	1	3	1
<b>Trichoptera</b>										
<i>Oxyethira</i>	2	2	5	2	1	10	2	4	2	1
<i>Ochrotrichia</i>	2	2	5	2	1	10	2	4	5	2
<i>Rhyacophila</i>	2	2	5	2	1	10	2	4	7	2

Legenda: **Volt.:** voltinismo; **Resp.:** Respiração; **Disp.:** Dispersão; **GT:** Grupo Trófico; **Háb.:** Hábitos;

**EA:** Estágios Aquáticos; **TA:** Tamanho do Alimento; **Rep.:** Reprodução; **TC:** Tamanho corporal; **FC:**

Forma corporal.

**Tabela 6:** Índices de diversidade funcional calculados nas áreas úmidas com e sem ninhais de aves aquáticas no sul do Brasil. Riqueza funcional (FRic), Divergência funcional (FDiv), Uniformidade funcional (FEve), Dispersão funcional (FDis) e Entropia quadrática de Rao (Rao).

	<b>Pontos Amostrais</b>	<b>FRic</b>	<b>FEve</b>	<b>FDiv</b>	<b>FDis</b>	<b>Rao</b>
<b>Coleta 01</b>	C1	66.0	0.7	0.8	7.2	53.7
	C2	223.8	0.7	0.8	7.2	54.9
	C3	215.0	0.8	0.8	7.4	57.0
	C4	354.7	0.7	0.7	7.5	58.0
	N1	1.4	0.7	0.8	5.6	39.0
	N2	36.1	0.6	0.7	7.7	61.2
	N3	392.9	0.8	0.8	7.4	55.6
	N4	319.0	0.7	0.8	7.4	56.9
<b>Coleta 02</b>	C1	216.6	0.7	0.7	7.1	52.0
	C2	25.4	0.7	0.8	6.9	49.6
	C3	255.6	0.7	0.7	7.5	57.8
	C4	142.3	0.7	0.7	7.3	57.6
	N2	23.5	0.7	0.8	7.1	53.1
	N3	408.6	0.8	0.7	7.8	62.9
	N4	36.3	0.7	0.8	7.3	55.4

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados desta tese evidenciaram as relações entre o efeito da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas nas características físicas e químicas da água e do sedimento e na estrutura taxonômica e funcional de macroinvertebrados aquáticos em áreas úmidas no sul do Brasil.

Em relação às características físicas e químicas da água e do sedimento, as predições levantadas não foram corroboradas uma vez que esperávamos maiores concentrações de nutrientes nas áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas quando comparadas às áreas úmidas sem a presença de colônias de nidificação. Nossos resultados demonstraram que a presença das aves aquáticas aumentou as concentrações de alguns dos nutrientes analisados, entre eles a amônia, fósforo total, ortofosfato orgânico, nitrogênio orgânico e nitrogênio total nas áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas, principalmente em função do ninhal no qual foi estimado maior número de indivíduos.

Sobre o efeito da presença das colônias de nidificação de aves aquáticas na estrutura taxonômica de macroinvertebrados, nossos resultados demonstraram que a presença das aves aquáticas não influenciou as comunidades de macroinvertebrados, porém os nutrientes e as variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, juntamente com os períodos amostrais, mostraram ter influência sobre as comunidades de macroinvertebrados nas áreas úmidas estudadas. Nesse sentido, nossas duas hipóteses de estudo para o capítulo em questão não foram corroboradas, uma vez que esperávamos que a riqueza de macroinvertebrados aquáticos fosse menor nas áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas quando comparadas às áreas úmidas sem a presença de colônias de nidificação, e que a composição da comunidade de macroinvertebrados fosse diferente entre os dois ambientes estudados.

Em relação ao efeito da presença das colônias de nidificação de aves aquáticas na diversidade funcional de insetos aquáticos, a primeira hipótese levantada para o capítulo em questão não foi corroborada uma vez que não houve diferença significativa nos índices de diversidade funcional calculados entre as áreas úmidas com colônias de nidificação de aves aquáticas e áreas úmidas sem a presença de colônias de nidificação. A segunda e a terceira hipóteses de estudo foram corroboradas uma vez que a presença das colônias de nidificação de aves aquáticas favoreceu algumas características funcionais, entre elas tamanho do alimento, forma do corpo e hábitos, e os parâmetros físicos e químicos da água mostraram ter efeito sobre a composição funcional de insetos aquáticos.

O presente estudo avaliou o efeito da presença de colônias de nidificação de aves aquáticas na qualidade da água, estrutura taxonômica de macroinvertebrados aquáticos e na composição funcional de insetos aquáticos em áreas úmidas é inédito no sul do Brasil. Nesse sentido podemos concluir que o aumento das concentrações de nutrientes na água pode ser dependente, principalmente da densidade de aves aquáticas presentes nas áreas úmidas estudadas, e que tanto a estrutura taxonômica de macroinvertebrados aquáticos quanto a composição funcional de insetos aquáticos foram influenciadas pelas mudanças no substrato e pelas variáveis físicas e químicas da água nas áreas úmidas estudadas, e não diretamente pela presença das colônias de nidificação de aves aquáticas.

É reconhecida a importância da contribuição das aves aquáticas no enriquecimento de nutrientes em áreas úmidas podendo alterar a qualidade da água, riqueza, abundância e composição funcional da biota aquática, porém, apesar de nosso estudo não ter mostrado essa relação, é de fundamental importância para ecologia de áreas úmidas que futuros estudos que levem em consideração diferentes períodos amostrais e a aplicação de medidas contínuas de diversidade taxonômica e funcional sejam desenvolvidos para uma melhor compreensão das interações ecológicas entre esses grupos taxonômicos.