

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Parque Nacional  
da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul

Ana Silvia Rolon

Orientadora: Dra. Odete Rocha  
Co-orientador: Dr. Leonardo Maltchik

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de doutor em ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos, 2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

R755dm Rolon, Ana Silvia.  
Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do  
Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul /  
Ana Silvia Rolon. -- São Carlos : UFSCar, 2011.  
149 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,  
2011.

1. Ecologia aquática. 2. Plantas aquáticas. 3. Áreas  
úmidas. 4. Unidades de conservação. I. Título.

CDD: 574.5263 (20<sup>a</sup>)

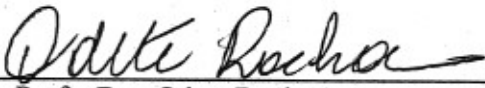
Ana Sílvia Rolon


**Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Parque Nacional da  
Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul**

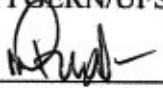
Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos  
requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

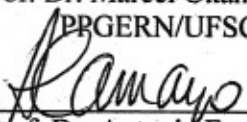
Aprovada em 01 de março de 2011

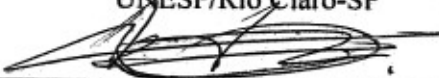
BANCA EXAMINADORA

Presidente   
Prof. Dra. Odete Rocha  
(Orientadora)

1º Examinador   
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior  
PPGERN/UFSCar

2º Examinador   
Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka  
PPGERN/UFSCar

3º Examinador   
Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo  
UNESP/Rio Claro-SP

4º Examinador   
Prof. Dr. Raoul Henry  
UNESP/Boutcatu-SP

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, Dra. Odete Rocha, meu agradecimento pela confiança e orientação ao longo desses quatro anos. Agradeço sua imensa receptividade e auxílio, os quais foram de grande importância ao longo do desenvolvimento da tese.

Ao meu co-orientador, Dr. Leonardo Maltchik, que acompanha meu crescimento científico nos últimos dez anos. Meu agradecimento pelo conhecimento compartilhado e incentivo, contribuindo para minha formação e a consolidação de uma grande amizade.

À minha família e amigos que estiveram sempre presentes e consistem no pilar que sustenta a minha vida.

À minha grande amiga e companheira desde os primeiros banhos Dra. Cristina Stenert. Agradeço as longas conversas e bons momentos compartilhados. Sua amizade, carinho e tranquilidade foram marcantes ao longo deste e outros trabalhos.

Aos inúmeros amigos do LECEA, que fizeram do laboratório minha segunda casa. Agradeço o apoio nas horas necessárias, os auxílios em campo, as discussões estatísticas e as confraternizações pós-trabalho.

A todos os amigos conquistados nas minhas efêmeras temporadas em São Carlos.

À Universidade Federal de São Carlos, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

À Universidade do Vale do Rio dos Sinos pelo suporte logístico necessário para a realização desse trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq),  
pelo financiamento do projeto de pesquisa e pela concessão de bolsa de doutorado.

## APRESENTAÇÃO

A presente tese foi construída de forma a facilitar a publicação dos resultados obtidos nos estudos realizados no Parque Nacional da Lagoa do Peixe entre 2007 e 2009. Inicialmente, apresentou-se uma introdução geral sobre áreas úmidas, macrófitas aquáticas e o Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Na introdução destacou-se a importância das áreas úmidas e macrófitas aquáticas e seu atual estado de conservação. Além disso, foi realizada uma breve descrição da importância do parque para a conservação da biodiversidade e os dois principais problemas ambientais presente no parque: invasão de pinus e abertura da barra da Lagoa do Peixe. Posteriormente, foram descritos os objetivos e as hipóteses levantadas nos demais capítulos da tese, seguido de uma descrição geral sobre a metodologia utilizada para testar tais hipóteses.

Os resultados obtidos foram redigidos na forma de artigos científicos, visando facilitar sua posterior publicação e de acordo com as normas do programa de pós-graduação. O primeiro capítulo da tese apresenta os resultados do levantamento florístico realizado nas áreas úmidas do parque. No segundo capítulo são relatados os principais fatores ambientais que determinam a estrutura espacial da comunidade de macrófitas aquáticas. O terceiro e o quarto capítulos abordam dois problemas existentes na unidade de conservação. No terceiro capítulo foi investigado o impacto da invasão do pinus na riqueza e composição de macrófitas aquáticas. O quarto capítulo relata os resultados no estudo da dinâmica temporal da comunidade de macrófitas aquáticas em áreas sujeitas ao manejo da barra da Lagoa do Peixe. Com base nesses quatro capítulos foram elaboradas as considerações finais da tese.

## SUMÁRIO

<b>Resumo</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	3
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	5
<b>1.1 Áreas Úmidas</b> .....	5
<i>1.1.1. Definição e importância</i> .....	5
<i>1.1.2. Extensão e distribuição de áreas úmidas</i> .....	6
<i>1.1.3. Conservação de áreas úmidas</i> .....	7
<b>1.2. Macrófitas aquáticas</b> .....	9
<i>1.2.1. Definição de macrófitas aquáticas</i> .....	9
<i>1.2.2. A importância das macrófitas aquáticas</i> .....	11
<i>1.2.3. Diversidade de macrófitas aquáticas no Rio Grande do Sul</i> .....	13
<b>1.3. Parque Nacional da Lagoa do Peixe</b> .....	14
<i>1.3.1. Invasão do pinus</i> .....	15
<i>1.3.2. Abertura da barra</i> .....	16
<b>2. OBJETIVOS E HIPÓTESES</b> .....	24
<b>3. METODOLOGIA</b> .....	26
<i>3.1. Áreas úmidas</i> .....	26
<i>3.2. Delineamento amostral</i> .....	27
<b>4. RESULTADOS</b> .....	35
<b>4.1. Diversidade de macrófitas aquáticas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe</b> .....	35
<b>4.2. Biogeografia de ilhas e diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas de dunas no sul do Brasil</b> .....	60

<b>4.3. A ameaça da invasão do pinus (<i>Pinus elliottii</i> Engelm) na comunidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do sul do Brasil.....</b>	<b>92</b>
<b>4.4. Influência do manejo da barreira arenosa na riqueza e composição de macrófitas aquáticas da planície de inundação da Lagoa do Peixe, sítio Ramsar do sul do Brasil.....</b>	<b>124</b>
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>149</b>
<b>6. ANEXOS .....</b>	<b>151</b>



## RESUMO

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, o único sítio Ramsar no sul do Brasil, é uma importante Unidade de Conservação do sul do Brasil visando à proteção de áreas úmidas um dos tipos de ecossistemas mais ameaçados no mundo. No sul do Brasil, cerca de 90% das áreas úmidas já foram perdidas. A existência de áreas invadidas por *Pinus elliottii* e a abertura artificial da barra da Lagoa do Peixe são problemas graves que podem representar severos riscos à biodiversidade no parque. O objetivo desse estudo foi avaliar a diversidade de macrófitas aquáticas do parque e testar algumas hipóteses ecológicas sobre a dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas em áreas naturais e sob a influência da invasão do pinus e da abertura da barra. Foi realizado um inventário em 32 áreas úmidas do parque entre 2007 e 2009, nas quais foram identificadas 176 espécies de macrófitas aquáticas. A riqueza e a composição de macrófitas aquáticas estiveram diretamente relacionadas ao grau de isolamento dessas áreas em relação às áreas-fonte e a outras áreas úmidas próximas. O tamanho da área não foi um fator importante para a estrutura espacial da comunidade de macrófitas aquáticas, sendo fatores determinantes a diversidade de habitats e o hidroperíodo. A influência desses fatores variou entre os grupos de macrófitas definidos como: hidrófitas, palustres e anfíbias. A invasão por pinus resultou na redução da riqueza de macrófitas e a composição de espécies nessas áreas é, de forma geral, um subconjunto das espécies encontradas nas áreas úmidas naturais. A abertura da barra não alterou a riqueza de macrófitas, as quais estão sujeitas ao manejo da barra. A composição da comunidade foi caracterizada por um padrão de contínua substituição de espécies ao longo dos dois anos de estudo. Esses resultados são informações importantes para o gerenciamento das áreas úmidas do parque.

**Palavras-chave:** plantas aquáticas; conservação; biogeografia de ilhas; espécies exóticas; abertura da barra; unidade de conservação; Lagoa do Peixe.

## **ABSTRACT:**

The Lagoa do Peixe National Park is an important conservation unity, aiming to protect the wetlands, one of the most endangered type of ecosystem in the world. In Southern Brazil around 90% of the wetlands were already lost. The protected ecosystems in the park are internationally important for biodiversity conservation and it is the unique Ramsar site in Southern Brazil. The existence of areas invaded by *Pinus eliotti* and the artificial breaching of the lagoon sandbar are severe problems that can threaten the biodiversity in this preservation area. The goal of this study was to evaluate the diversity of aquatic macrophyte present in the park and test some ecological hypothesis about the community diversity of aquatic macrophyte in natural areas and areas under influence of the main problems of the park (pine invasion and the sandbar breaching). To answer this questions a survey was conducted in 32 wetlands situated inside the park between 2007 and 2009. We identified 176 aquatic macrophyte species in the palustrine wetlands of the park. The aquatic macrophyte richness and composition in coastal wetlands are directly related to the isolation degree of these wetlands in relation to the source wetland and other closer wetlands. The wetland area was not a significant factor for the spatial structure of the aquatic macrophyte community. Other determinant factors for the community were habitat diversity and hydroperiod. The influence of those environmental characteristics was different among the macrophyte groups defined as: hydrophytes, palustrine, and amphibious. The presence of pine resulted in a decrease in macrophyte richness, and the species composition in this area is, in a general way, a subset of the species found in natural wetlands. The artificial sandbar breaching did not affect the richness of aquatic macrophytes in the floodplain wetlands of Lagoa do Peixe. However, in this areas affected by the sandbar breaching, the community composition

was characterized by a pattern of continuous species replacement during the two-year study. These results provide important information for wetland management in the park.

**Keywords:** aquatic plants; conservation; Island Biogeography; exotic species; artificially opening bar; conservation units; Lagoa do Peixe

# **1. INTRODUÇÃO GERAL**

## **1. 1. Áreas Úmidas**

### *1.1.1. Definição e importância*

O termo “áreas úmidas”, derivado do inglês “wetlands”, é usado genericamente para denominar áreas inundadas permanentemente ou por tempo suficiente para estabelecer condições anaeróbias (Tiner 1999). Dada a grande diversidade de tipos de áreas úmidas, sua definição não é consensual no meio científico (Dennison & Berry 1993). Entre as inúmeras definições existentes, a mais aceita internacionalmente foi proposta pela Convenção de Ramsar em 1971. A Convenção de Ramsar definiu áreas úmidas, de forma ampla, como sendo: “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”.

As áreas úmidas figuram entre os ecossistemas mais produtivos e diversos do planeta (Mitsch & Gosselink 2000). Esses ecossistemas correspondem a apenas 6% da superfície terrestre, porém contribuem com aproximadamente 24% da produtividade global (Williams 1993). A elevada produção de matéria orgânica nas áreas úmidas proporciona o estabelecimento de uma rica biota exclusiva desses sistemas (Gibbs 2000). A biodiversidade das áreas úmidas inclui um grande número de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados, sendo muitas endêmicas (Getzner 2002). Além disso, as áreas úmidas são fontes de recursos naturais para a humanidade (Barbier et al. 1997).

Além de sua grande diversidade biológica e produtividade, as áreas úmidas possuem inúmeras funções e valores (Ramsar Convention on Wetlands 2010). As características hidrológicas e os processos biogeoquímicos das áreas úmidas proporcionam importantes funções, tais como: armazenamento de água; controle de inundações; estabilização do sedimento e redução de erosões; recarga e descarga de aquíferos; purificação da água; retenção de nutrientes e poluentes; captura de carbono e mitigação das condições climáticas (especialmente temperatura e pluviosidade). A disponibilidade de recursos hídricos é um aspecto importante para o desenvolvimento e a sustentabilidade de uma região (Taylor et al. 1995). Os benefícios sócio-econômicos, ou valores, oferecidos pelas áreas úmidas são diversos: abastecimento de água (quantidade e qualidade); alimentação (*e.g.* pesca, agricultura); recursos energéticos (turfa, lenha e hidroelétricas); materiais de construção; produtos medicinais; transporte; áreas de recreação e turismo. Desde as primeiras civilizações, a humanidade beneficiou-se das áreas úmidas, principalmente como fonte de alimento e energia (Maltby 1991).

### *1.1.2. Extensão e distribuição de áreas úmidas*

Dados sobre atual a extensão das áreas úmidas são escassos. Inicialmente estimava-se a existência de 5,3 a 9,7 milhões de km<sup>2</sup> de áreas úmidas, mas análises mais recentes mostraram que existem no mínimo 12,8 milhões de km<sup>2</sup> (Finlayson et al. 1999; Spiers 2001). Deste total, cerca de mais da metade das áreas úmidas (56%) localiza-se nas regiões tropicais e subtropicais (Mitsch & Gosselink 2000).

Os poucos dados existentes sobre a extensão destas áreas na região Neotropical evidenciam que a área inundada é superior a 4.149.967 km<sup>2</sup> (Davidson et al. 1999). O inventário de áreas úmidas da região Neotropical realizado por Scott & Carbonell

(1986) reuniu informações de 730 áreas úmidas correspondendo a 1,18 milhões de km<sup>2</sup> de áreas inundadas, em 45 países localizados na América Central, América do Sul e Caribe (Scott & Jones 1995). Todavia, é importante ressaltar que as áreas inventariadas por Scott & Carbonell (1986) representaram apenas locais de importância internacional e não incluíram áreas úmidas ripárias e marinhas, impedindo a determinação da extensão total das áreas úmidas existente nessa região (Davidson et al. 1999).

Na América do Sul foram inventariadas 368 áreas úmidas de diferentes classes, correspondendo a um total de 1.207.390 km<sup>2</sup> distribuídos em 12 países (Naranjo 1995). Entre as áreas úmidas inventariadas, 95% pertenciam a apenas seis países (Brasil, Bolívia, Venezuela, Chile, Argentina e Paraguai), sendo que o Brasil concentrou 50% da superfície total de áreas úmidas da América do Sul (Naranjo 1995). No inventário das áreas úmidas realizado no Rio Grande do Sul (Maltchik et al. 2003) foram identificadas 3.441 áreas úmidas, correspondendo a uma área de inundação de aproximadamente 30.332 km<sup>2</sup>, representando 10,7% da extensão do estado. A distribuição das áreas úmidas foi heterogênea ao longo do estado, sendo que a Planície Costeira, a Depressão Central e os Pampas foram as regiões com maior número e extensão de áreas inundadas.

### *1.1.3. Conservação de áreas úmidas*

Apesar das áreas úmidas serem ecossistemas prioritários para a conservação, estes ambientes estão entre os mais ameaçados (Williams 1993). A degradação das áreas úmidas resultou, principalmente, de alterações hidrológicas, agricultura (drenagem/irrigação), desenvolvimento urbano, exploração dos recursos naturais e poluição (Mitsch & Gosselink 2000) e tem sérias conseqüências ecológicas, sociais e

econômicas (Moser et al. 1996). O número de espécies aquáticas ameaçadas de extinção reflete o impacto da perda de áreas úmidas (Murdock 1994). Estima-se que, no último século, o uso intensivo e a pressão antrópica fizeram com que mais de 50% das áreas úmidas do mundo fossem destruídas ou tivessem suas características naturais alteradas (Dugan 1993). A Nova Zelândia e muitos países da Europa perderam mais de 90% de suas áreas úmidas originais (Dugan 1993). Exemplos de países que perderam mais de 50% de suas áreas úmidas são os Estados Unidos (53%) (Dahl 1990), o Canadá (65 – 80%) (National Wetlands Working Group 1988), a Austrália (> 50%) (Australian Nature Conservation Agency 1996) e a China (60%) (Lu 1995). Com mais de 70% da população mundial vivendo em regiões costeiras, as áreas úmidas existentes nestas regiões vêm sendo destruídas devido ao desenvolvimento urbano, à poluição e a outras atividades humanas.

A conservação da biodiversidade tem sido o foco principal de muitas instituições governamentais e não-governamentais e grandes investimentos foram feitos em prol da manutenção da biodiversidade global (Redford & Richter 1999). Diante da importância e da vulnerabilidade das áreas úmidas, tornou-se evidente a necessidade de estabelecerem-se políticas de conservação das áreas úmidas remanescentes.

Um dos mais importantes tratados de caráter intergovernamental global sobre a conservação e o uso racional dos recursos naturais foi a “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Hábitat de Aves Aquáticas”, realizada em 1971 na cidade iraniana de Ramsar. A Convenção de Ramsar, reconhecendo as funções ecológicas e o valor econômico, cultural e recreativo das áreas úmidas, buscou estabelecer políticas de conservação e uso sustentável dos recursos naturais desses ecossistemas. Para tal finalidade a Convenção de Ramsar, ressaltou que, além dos atributos das áreas úmidas (produtividade e diversidade), também deveriam



ser avaliadas as funções e os valores desses sistemas (Ramsar Convention Secretariat 2004).

O Brasil aderiu à Convenção de Ramsar em 1993 e, até o momento, designou onze sítios para integrar a Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional. Os locais são: Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS), Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (MT), Parque Nacional do Araguaia – Ilha do Bananal (TO), Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM), Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses (MA), Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (MA), Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luiz (MA), Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal (MT), Reserva Particular do Patrimônio Natural “Fazenda Rio Negro” (MS), Parque Estadual do Rio Doce (MG) e Parque de Abrolhos (BA), totalizando mais de 6,5 milhões de hectares.

## **1.2. Macrófitas Aquáticas**

### *1.2.1. Definição de macrófitas aquáticas*

A denominação “macrófitas aquáticas”, proposta pelo Programa Internacional de Biologia (IBP) na década de 60, é considerada a mais adequada para caracterizar esses vegetais e, desde então, tem sido aceita internacionalmente e adotada pela maioria dos autores. Outras nomenclaturas foram propostas para designar a vegetação das áreas úmidas (hidrófitas, helófitas, limnófitas, traqueófitas aquáticas, macrohidrófitas e anfíbias). Similarmente à terminologia, a definição para caracterizar as plantas que habitam as áreas úmidas é uma questão divergente na literatura. Weaner & Clements (1938) foram uns dos primeiros autores a definirem macrófitas aquáticas, como sendo

“plantas herbáceas que se desenvolvem na água, em solos cobertos por água ou solos saturados com água”, desconsiderando-se as espécies lenhosas. Sculthorpe (1967) utilizando o termo “hidrófitas vasculares” restringiu seu conceito a plantas aquáticas vasculares, excluindo macroalgas e briófitas. Irgang & Gastal (1996), por sua vez definiram a comunidade de maneira ampla incluindo em seu conceito desde macroalgas até plantas vasculares (herbáceas e lenhosas) que se desenvolvem, pelo menos durante parte do seu ciclo de vida, em ambientes aquáticos ou solos saturados. Essa definição mais ampla do termo “macrófitas aquáticas” tem sido utilizada pela maioria dos pesquisadores e gestores no mundo (Cowardin et al. 1979; Sipple 1988; Tiner 1988; Barret et al. 1993).

A maioria das espécies de macrófitas aquáticas é angiosperma (Magnoliophyta), entretanto, existem algumas espécies de macroalgas (Chlorophyta, Phaeophyta, Rhodophyta), musgos e hepáticas (Bryophyta), pteridófitas (Pteridophyta) e gimnospermas (Pinophyta). Aproximadamente 2 a 3% das espécies de angiospermas são consideradas verdadeiramente aquáticas, correspondendo a um total de 4.700 a 7.500 espécies (Cook 1996; Philbrick & Les 1996). Todavia, cabe ressaltar que essa estimativa desconsiderou espécies lenhosas e algumas espécies emergentes.

Em função da diversidade de grupos taxonômicos que as macrófitas aquáticas representam - desde macroalgas até plantas vasculares com frutos - freqüentemente esses organismos são agrupados pelas suas características biológicas. Diversas classificações foram propostas com base nos aspectos biológicos e ecológicos das plantas aquáticas (Sculthorpe 1967; Esteves 1998; Irgang et al. 1984; Irgang & Gastal 1996).

Segundo Pedralli (1990), as macrófitas aquáticas podem ser classificadas nas seguintes categorias: emergente, flutuante fixa, flutuante livre, submersa fixa, submersa livre, anfíbia e epífita (Figura 1).

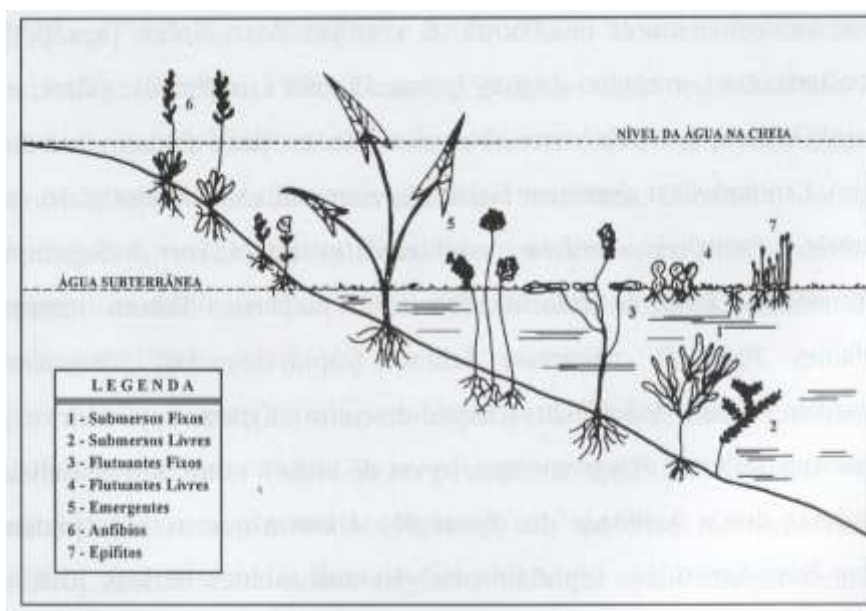


Figura 1 – Classificação das formas biológicas das macrófitas aquáticas (fonte: Pedralli 1990)

### 1.2.2. A importância das macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas são elementos essenciais na dinâmica do ecossistema aquático. Esses vegetais constituem uma importante fonte de alimento para organismos aquáticos. A elevada produtividade das macrófitas aquáticas, principalmente as emergentes, faz das áreas úmidas um dos ecossistemas mais produtivos e diversos do mundo (Cronk & Fennessy 2001). A heterogeneidade ambiental proporcionada pela vegetação aquática fornece abrigo para diversos organismos aquáticos (bactérias, perifíton, invertebrados e vertebrados), locais para a ovoposição de invertebrados e nidificação de aves e mamíferos. Diversos estudos demonstraram que a presença e

abundância de macrófitas aquáticas influenciam a riqueza e abundância de outros organismos, como verificado para zooplâncton (Lansac-Tôha et al. 2003), invertebrados (Takeda et al. 2003), peixes (Agostinho et al. 2003) e aves (Lillie & Evrard 1994).

Outra propriedade importante das plantas aquáticas no funcionamento dos ecossistemas aquáticos é o seu papel na ciclagem e estoque de nutrientes (Granéli & Solander 1988). Plantas enraizadas funcionam como “bombas de nutrientes”, absorvem nutrientes do sedimento por meio do sistema radicular e, posteriormente, com a decomposição de seus tecidos, os liberam na coluna de água (Wigand et al. 1997; Bianchini 2003). A capacidade desses organismos em reter sedimentos e materiais particulados em suspensão na coluna de água mostra sua importância para reduzir a turbidez da água, estabilizar as margens dos corpos d'água, evitar a erosão e a mobilização dos nutrientes associados ao sedimento, funcionando como filtros biológicos (Dieter 1990; Horppila & Nurminen 2001; Pedralli & Teixeira 2003). O uso de macrófitas aquáticas na despoluição de recursos hídricos e no tratamento de efluentes é incentivado principalmente pela sua alta eficiência e baixo custo. A fitorremediação de metais pesados também tem sido amplamente estudada (Stoltz & Greger 2002; Stoltz 2004; Fritioff 2005).

Muitas espécies de macrófitas aquáticas são de grande interesse econômico, podendo ser utilizadas na alimentação e produção de medicamentos. O arroz (*Oryza sativa*) é a macrófita aquática mais utilizada na alimentação humana. Embora menos freqüentes, outras espécies de macrófitas aquáticas, como por exemplo, *Trapa natans* (castanha-d'água), *Nelumbo nucifera* (lótus), *Zizania aquatica* (arroz selvagem), *Vitoria amazonica* (vitória-régia), *Rorippa* sp. (agrião) são empregadas na culinária.

As macrófitas aquáticas apresentam diversas adaptações para colonizar ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio. Essa característica auxilia a

identificação e o delineamento das áreas úmidas. Reed (1988) elaborou uma lista de aproximadamente 7.000 plantas vasculares encontradas em áreas úmidas dos Estados Unidos, as quais foram classificadas em uma das quatro “categorias de indicadores de áreas úmidas”. Essa classificação, elaborada com base na frequência de ocorrência das espécies em áreas úmidas e em ambientes terrestres, indica a probabilidade de uma espécie ocorrer em áreas úmidas. Conforme essa classificação as plantas podem ser categorizadas como: OBL – obrigatórias (mais de 99% de probabilidade de ocorrer em áreas úmidas); FACW – facultativas de áreas úmidas (67 a 99%); FAC – facultativa (34 a 66%), FACU – facultativa de ambientes terrestres (1 a 33%) e UPL – terrestres (menos de 1% de probabilidade de ocorrer em áreas úmidas). A predominância de espécies obrigatórias (OBL) e facultativas de áreas úmidas (FACW) identifica as áreas úmidas e o gradiente de variação entre categorias estabelece os prováveis limites das áreas úmidas.

### *1.2.3. Diversidade de macrófitas aquáticas no Rio Grande do Sul*

No Rio Grande do Sul, foram realizados diversos levantamentos taxonômicos da comunidade de macrófitas aquáticas em diversas escalas espaciais (Cordazzo & Seeliger 1988; Irgang & Gastal 1996; Gastal & Irgang 1997; Rosa & Irgang 1998; Maltchik et al. 2002; Costa et al. 2003; Rolon et al. 2004).

A riqueza de macrófitas aquáticas em áreas palustres do Rio Grande do Sul é de no mínimo 250 espécies (Rolon et al. 2010). Considerando outros tipos de áreas úmidas, e.g. lacustres, ripárias e estuarinas, a riqueza estimada de espécies de cerca de 500 espécies (Irgang & Gastal 1996). A Planície Costeira do estado é uma das regiões de alta diversidade de macrófitas aquáticas (Irgang & Gastal 1996; Rolon et al. 2010). As

espécies mais comuns nessa região são *Luziola peruviana*, *Ludwigia peploides*, *Polygonum punctatum* e *Nymphoides indica* (Rolon et al. 2004). Entretanto a maioria das espécies tem um baixo percentual de ocorrência, embora sejam plantas de ampla distribuição geográfica.

A comunidade de macrófitas aquáticas do sul do Brasil é representada por uma variedade de tipos biológicos e grupos taxonômicos, desde algas até angiospermas. As plantas emergentes e anfíbias são as mais frequentes nas áreas úmidas. Entre esses tipos biológicos destacam-se os representantes das famílias Cyperaceae, Poaceae e Asteraceae (Rolon et al. 2010).

### **1.3. Parque Nacional da Lagoa do Peixe**

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP) é uma importante unidade de conservação do sul do Brasil. O parque foi criado em 1986, com o objetivo de proteger a Lagoa do Peixe e espécies de aves migratórias que dela dependem (Nascimento 1995). A Lagoa do Peixe, situada no parque, abriga 29 espécies de aves migratórias austrais e boreais, com uma das maiores riquezas de aves migratórias do Brasil (Nascimento 1995). A unidade de conservação, localizada nos municípios de Mostardas e Tavares, tem uma área de 34.400 ha e protege ambientes estuarinos e dulceaquícolas, além de ambientes terrestres (*e.g.* dunas, campos e restinga).

A importância internacional do parque foi reconhecida em 1993, quando foi designado sítio Ramsar e atualmente é o único sítio Ramsar da região sul do Brasil (Ramsar Convention on Wetlands 2010). O parque também constitui a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e integra diversas redes de proteção de aves aquáticas do mundo, como por exemplo, a *Western Hemisphere Shorebird Reserve Network*.

Apesar de sua importância e sua categoria como uma unidade de proteção integral - PARNA (ICMBio 2010), desde sua criação o parque apresenta diversos conflitos (Perello et al. 2010). O principal problema do parque é a questão fundiária, pois menos de 9% da área do parque foi desapropriada (Perello et al. 2010). Dessa forma, os moradores do parque continuam usando as áreas contidas em suas propriedades com fins exploratórios (e.g. pecuária e pesca) e gerando conflitos com o objetivo conservacionista do parque. Entre os principais conflitos presentes no parque destacam-se a invasão do pinus e o manejo da barra da Lagoa do Peixe (Perello et al. 2010).

### *1.3.1. Invasão de Pinus*

O plantio de *Pinus* na região costeira do estado do Rio Grande do Sul foi incentivado no final da década de 60 por políticas governamentais. As áreas plantadas com essa espécie exótica não foram removidas após a criação do parque e atualmente, a sua expansão é uma das principais ameaças a sua biodiversidade. A área de invasão do pinus no parque é superior a 2.000 ha e na área de amortecimento a área de ocupação do pinus é superior a 19.000 ha (Perello et al. 2010). A dispersão de propágulos de pinus no parque e nas regiões limítrofes resultou na invasão de diversos ambientes do PNL, áreas de dunas, campos e mata de restinga.

Os plantios de pinus têm conseqüências na paisagem e nas condições hidrológicas. Entre as alterações ambientais resultantes das áreas de invasão podem ser citados os efeitos do isolamento, redução na disponibilidade de recursos, sombreamento, efeitos alelopáticos e alterações nas condições físicas e químicas do substrato (Richardson 1998; Bustamante & Simonetti 2005).

Diante de tal ameaça, no ano de 2006 foi movida uma ação civil pública pelo Ministério Público com o objetivo de estabelecer um plano para o controle e erradicação do pinus do parque. Apesar de esforços nesse sentido, proibição de novos plantios e remoção de plantas em áreas invadidas, o controle da invasão do pinus está longe de ser alcançado.

### *1.3.2. Abertura da barra*

A abertura da barra da Lagoa do Peixe é realizada artificialmente todos os anos no final do inverno (Knak 2004). A abertura do canal intermitente que conecta a laguna com o mar é realizada visando facilitar a entrada de larvas de camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) e à redução da água na planície de inundação para aumentar a área de pasto para o gado.

A abertura artificial da barra ocorre há mais de 150 anos e após a criação do parque continuou sendo manejada com a finalidade de suprir as necessidades de pescadores tradicionais e pecuaristas que ainda residem no parque (Knak 2004). O manejo da conexão entre a Lagoa do Peixe e o mar conflita com os objetivos conservacionistas do parque. O parque almeja gradativamente eliminar a atividade pesqueira dos pescadores tradicionais e a impedir a pecuária no interior do parque. Com a extinção dessas atividades a abertura da barra ocorrerá apenas de forma natural (ação dos ventos e da maré). Apesar da abertura da barra ocorrer a diversos anos, os efeitos desse manejo para a conservação da biodiversidade ainda são desconhecidos.



## REFERÊNCIAS

- Agostinho A.A., Gomes L.C. & Julio Jr H.F. 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: Thomaz S.M. & Bini L.M. (eds.), Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringá, pp. 261-279.
- Australian Nature Conservation Agency. 1996. Wetlands are important. National Wetlands Program, ANCA, Canberra.
- Barbier E.B., Acreman M.C. & Knowler D. 1997. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. Ramsar Convention Bureau. Gland.
- Barrett S.C.H., Eckert C.G. & Husband B.C. 1993. Evolutionary process in aquatic plant populations. *Aquatic Botany* 44:105-145.
- Bianchini Jr. I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz S.M. & Bini L.M. (eds.), Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringá, pp. 85-126.
- Bustamante R.O. & Simonetti J.A. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions* 7: 243-249.
- Cook C.D.K. 1996. Aquatic plant book. SPB Publishing, Amsterdam.
- Cordazzo C.V. & Seeliger U. 1988. Guia Ilustrado da Vegetação Costeira no Extremo Sul do Brasil. FURG, Rio Grande.
- Costa C.S.B., Irgang B.E., Peixoto A.R., & Marangoni J.C. 2003. Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topotrófica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 17(2): 203-212.
- Cowardin L.M., Carter V., Golet F.C. & LaRoe E.T. 1979. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. US Fish and Wildlife Services, Washington.

- Cronk J.K. & Fennessy M.S. 2001. Wetland plants: biology and ecology. Lewis Publisher, New York.
- Dahl T.E. 1990. Wetlands losses in the United States, 1780s to 1980s. U.S. Department of interior, Fish and Wildlife Service, Washington.
- Davidson I., Vanderkam R. & Padilla M. 1999. Review of wetland inventory information in the Neotropical region. In: Finlayson C.M. & Spiers A.G. (eds.), Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory, Supervising Scientist Report 144, Supervising Scientist, Canberra, pp. 419-456
- Dennison M.S. & Berry J.F. 1993. Wetlands: Guide to Science, Law, and Technology. Noyles Data Corporation, Park Ridge.
- Dieter C.D. 1990. The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *Journal of Freshwater Ecology* 5: 467-473
- Dugan, P. (ed.). 1993. Wetlands in Danger: A World Conservation Atlas. Oxford University Press, New York.
- Esteves F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.
- Finlayson C.M., Davidson N.C., Spiers A.G. & Stevenson N.J. 1999. Global wetland inventory: Status and priorities. *Marine and Freshwater Research* 50: 717-727.
- Gastal Jr. C.V.S. & Irgang B.E. 1997. Levantamento de macrófitas aquáticas do Vale do Rio Pardo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia: Botânica* 49: 3-9.
- Getzner M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management* 64: 237-246.
- Gibbs J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.
- Graneli W. & Solander D. 1988. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* 170: 245-266.

- Horppila J. & Nurminen L. 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biology* 46: 1447-1455.
- ICMBio. 2010. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. <http://www.icmbio.gov.br/menu/instituicao> [acessado em dezembro de 2010]
- Irgang B.E. & Gastal Jr. C.V.S. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. Porto Alegre.
- Irgang B.E., Pedralli G. & Waechter J.L. 1984. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessleria* 6: 395-404.
- Knak, R.B. (Org.) 2004. Plano de manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. IBAMA/FNMA/FURG/NEMA/UFPel. Brasília DF, Brasil: Portaria 012/2004.
- Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bonecker C.C. 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. In: Thomaz S.M. & Bini L.M. (eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 231-242.
- Lillie R.A. & Evrard J.O. 1994. Influence of macroinvertebrates and macrophytes on waterfowl utilization of wetlands in the Prairie Pothole Region of northwestern Wisconsin. *Hydrobiologia* 280: 235-246.
- Lu J. 1995. Ecological significance and classification of Chinese wetlands. *Vegetatio* 118: 49-56.
- Maltby E. 1991. Wetlands and their values. In: Finlayson M. & Moser M. (eds.), *Wetlands. Facts On File*, Oxford, pp. 8-26.
- Maltchik L., Costa E.S., Becker C.G. & Oliveira A.E. 2003b. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas: Botânica* 53: 89-100.

- Maltchik L., Rolon A.S. & Groth C. 2002. Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas da Bacia do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul. *Pesquisas: Botânica* 52: 143-154.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, New York.
- Moser M. Prentice C. & Frazier S. 1996. A global overview of wetland loss and degradation. In: *Proceedings of the 6th Meeting of the Conference of Contracting Parties, Brisbane, Australia, Papers, Technical Session B, Vol 10/12B, 19.27 March 1996, Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland*. Disponível na internet: [http://www.ramsar.org/about/about\\_wetland\\_loss.htm](http://www.ramsar.org/about/about_wetland_loss.htm) [acessado em dezembro de 2010]
- Murdock N.A. 1994. Rare and endangered plants and animals of southern Appalachian wetlands. *Water Air Soil Poll.* 77: 385-405.
- Naranjo L.G. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio* 118: 125-129.
- Nascimento I.L.S. 1995. *As aves do Parque Nacional da Lagoa do Peixe*. IBAMA, Brasília.
- National Wetlands Working Group, 1988. *Wetlands of Canada*. Montreal, Quebec: Ecological Land Classification Series 24. Polyscience Publications, Ontario.
- Pedralli G. & Teixeira M.C.B. 2003. Macrófitas aquáticas com agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: Henry R. (ed.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*, pp. 177-194.
- Pedralli G. 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudo. *Estudos de Biologia*, 26: 5-24.
- Perello, L.F.C., Guadagnin, D.L., Maltchik, L., Menezes, R.B., Stranz, A. & Santos, J.E. 2010. Os desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe,

- RS. In: Santos, J.E., Zanin, E.M. & Moschini, L.E. (Org.) Faces da Posissemia da Paisagem - Ecologia, Planejamento e Percepção. Vol. III.. São Carlos, Rima, pp.135-151
- Philbrick C.T. & Les D.H. 1996. Evolution of aquatic angiosperm reproductive systems. *Bioscience* 46: 813-826.
- Ramsar Convention on Wetlands. 2010. The Ramsar Convention on Wetlands. Disponível na internet: <http://www.ramsar.org/> [acessado em janeiro de 2011].
- Ramsar Convention Secretariat 2004. The Ramsar Convention Manual: a Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 3rd ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Redford K.H. & Richter B.D. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13: 1246–1256.
- Reed P.B. 1988. National list of plant species that occur in wetlands: National Summary. US Fish and Wildlife Service, Washington, DC, Biological Report 88 (24).
- Rolon A.S. & Maltchik L. 2004. Richness and distribution of aquatic pteridophytes in wetlands of the State of Rio Grande do Sul (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 16: 51-61.
- Richardson D.M. 1998 Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- Rolon A.S., Homem H.F. & Maltchik L. 2010. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 133-146.

- Rosa F.F. & Irgang B.E. 1998. Comunidades vegetais de um segmento da planície de inundação do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Botânica* 50: 75-87.
- Scott D.A. & Carbonell M. (eds.) 1986. *A Directory of Neotropical Wetlands*. IUCN, Gland.
- Scott D.A. & Jones T.A. 1995. Classification and Inventory of Wetlands: A Global Overview. *Vegetatio* 118: 3-16.
- Sculthorpe C.D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, London.
- Sipple W.S. 1988. *Wetland identification and delineation manual, vol. I. Rationale, Wetland parameters and overview of jurisdictional approach. Revised Interim. Final*. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetlands Protection.
- Spiers A.G. 2001. Wetland inventory: Overview at a global scale. In: Finlayson C.M., Davidson N.C. & Stevenson N.J. (eds.), *Wetland inventory, assessment and monitoring: Practical techniques and identification of major issues*. Supervising Scientist Report 161.
- Stoltz E. & Greger M. 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plants species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47: 271–280.
- Stoltz E. 2004. *Phytostabilisation – use of wetland plants to treat mine tailings*. Stockholm University (Doctoral thesis), Stockholm. Disponível na internet: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-299> [acessado em dezembro de 2009].
- Fritioff A. 2005. *Metal accumulation by plants: evaluation of the use of plants in stormwater treatment*. Stockholm University (Doctoral thesis), Stockholm.

Disponível na internet: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-613>  
[acessado em dezembro de 2010]

- Takeda A.M., Souza-Franco G.M., Melo S.M. & Monkolski A. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: Thomaz S.M. & Bini L.M. (eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 243-260.
- Taylor A.R.D., Howard G.W. & Begg G.W. 1995. Developing wetland inventories in Southern Africa: A review. *Vegetatio* 118: 57-79.
- Tiner R.W. 1988. *Field guide to nontidal wetland identification*. Annapolis, MD. Maryland Department of Wetland Resources, U.S. Fish and Wildlife Service.
- Tiner R.W. 1999. *Wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification and mapping*. Boca Raton, Florida.
- Weaver J.E. & Clements F.E. 1938. *Plant Ecology*. McGraw-Hill, New York.
- Wigand C., Stevenson J.C. & Cornwell J.C. 1997. Effects of different submersed macrophytes on sediment biochemistry. *Aquatic Botany* 56: 233-244.
- Williams M. 1993. Understanding wetlands. In: Williams M. (ed.). *Wetlands: a threatened landscape*. Blackwell Publishers, Oxford, pp. 1-41.

## 2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

Essa tese teve por objetivos realizar um levantamento da diversidade de macrófitas aquáticas no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e testar algumas hipóteses relacionadas aos fatores espaciais que determinam a estrutura da comunidade de macrófitas; ao impacto da invasão de *Pinus elliottii* Engelm nas áreas do parque e; ao efeito da abertura da barra na dinâmica temporal da comunidade de macrófitas aquáticas da planície de inundação da Lagoa do Peixe.

As seguintes hipóteses foram testadas:

- 1) A área e a diversidade de habitats estão relacionadas positivamente com a riqueza de espécies;
- 2) O isolamento diminui a riqueza de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas costeiras do parque;
- 3) O isolamento exerce menor influência nas espécies de macrófitas com maior tolerância à seca;
- 4) O hidroperíodo afeta a riqueza e a composição de macrófitas;
- 5) A similaridade na composição de espécies é determinada pela área, diversidade de habitats e isolamento.
- 6) A invasão de pinus reduz a riqueza de macrófitas aquáticas;
- 7) A composição de macrófitas aquáticas é alterada pela presença de pinus;
- 8) A beta-diversidade entre as áreas úmidas é determinada principalmente pela substituição de espécies (*turnover*);



- 9) A riqueza e a composição de macrófitas aquáticas da planície de inundação da Lagoa do Peixe variam com a abertura e fechamento da barra;
- 10) O padrão de variação temporal da comunidade de macrófitas varia com a abertura e fechamento da barra.

### 3. METODOLOGIA GERAL

#### 3.1. Área de estudo

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma região com alta densidade de áreas úmidas (Maltchik 2003) e alta diversidade de macrófitas aquáticas (Irgang & Gastal 1996). A área selecionada localiza-se no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), único sítio Ramsar da região sul do Brasil. Esta unidade de conservação, criada em 1986, foi designada sítio Ramsar e Reserva da Biosfera devido à sua importância para a conservação da biodiversidade. O parque tem uma área de 34.400 ha e inclui ambientes estuarinos e dulciaquícolas, além de ambientes terrestres (*e.g.* dunas, campos e restinga). Na sua faixa de dunas o parque apresenta diversas áreas úmidas permanentes e intermitentes (Figura 1). Entretanto, o parque apresenta dois problemas que podem estar comprometendo a proteção da biodiversidade: a invasão de *Pinus elliottii* Engelm e a abertura da barra da Lagoa do Peixe.

A plantação de pinus foi incentivada na década de 60 por políticas governamentais e, atualmente, sua expansão é uma das principais ameaças à biodiversidade. Apesar de esforços para a remoção do pinus do interior da unidade de conservação, o controle dessa espécie e sua erradicação ainda não foi possível. Existem remanescentes de plantações anteriores à criação do parque e, no seu entorno, algumas áreas permanecem sendo cultivadas com *Pinus elliottii* Engelm para a exploração de resina e madeira.

A abertura da barra é realizada artificialmente no final do inverno (agosto/setembro) e o fechamento ocorre naturalmente pela ação dos ventos e maré entre os meses de fevereiro e março. A abertura artificial da barra foi iniciada antes da criação do parque e ainda é realizada em virtude de interesses dos pecuaristas e

pescadores artesanais residentes na área do parque. Esse manejo é efetuado conjuntamente pelo ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e pelas Prefeituras dos municípios de Mostardas e Tavares. A abertura da barra é feita mecanicamente, com o uso de retro-escavadeira (200 metros de comprimento, 40 m de largura, e 1,5 m de profundidade) e esse processo perdura por 2 dias.

### *3.2. Delineamento amostral*

A amostragem de macrófitas aquáticas foi realizada por busca visual, que consiste na análise qualitativa das espécies presentes no local (Convention on Biological Diversity 2003). Nas amostragens foi utilizada a definição ampla de macrófitas aquáticas, a qual inclui plantas submersas, flutuantes e emergentes (ervas, arbustos e árvores) e abrange uma ampla variação taxonômica (algas, briófitas, pteridófitas e angiospermas). A riqueza de macrófitas aquáticas foi quantificada com base em transectos aleatórios de três minutos. Os transectos não-lineares acompanharam a variação na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas amostradas. A amostragem finalizava após seis minutos (dois transectos) sem o registro de nova espécie. A variação no esforço amostral (amostragem exaustiva) foi necessária para obter uma melhor medida da riqueza e da composição de macrófitas aquáticas de cada uma das áreas estudadas (Gotelli & Colwell 2001). Em virtude dos diferentes objetivos e hipóteses a serem testadas no presente estudo, as particularidades da metodologia aplicada foram descritas a seguir.

### 3.2.1. Levantamento florístico

Um total de 32 áreas úmidas foi selecionado no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Figuras 1 a 4). As áreas representaram os diversos ambientes encontrados no parque, áreas úmidas permanentes e intermitentes, áreas úmidas naturais em matriz de campo e na região litorânea do parque, bem como, áreas com alguns impactos por atividades humanas (invasão de pinus, pastoreio do gado e manejo da barra). As 16 áreas úmidas na região litorânea do parque foram amostradas bimestralmente entre outubro de 2007 e agosto de 2008, e as 16 áreas úmidas na matriz de campo e invasão de pinus foram amostradas trimestralmente entre outubro de 2007 e outubro de 2009. A riqueza de macrófitas aquáticas foi quantificada com base na riqueza acumulada durante o período amostral (2007-2009). A identificação baseou-se em bibliografia especializada (Amaral et al. 2008, Irgang & Gastal 1996, Kissman 1997, Kissman & Groth 1999, 2000, Lorenzi 2000, Pott & Pott 2000) e chaves taxonômicas específicas para famílias e gêneros. A classificação taxonômica seguiu o sistema de classificação APGII (Angiosperm Phylogeny Group - APG, 2003) e os nomes científicos foram confirmados pela base de dados do Missouri Botanical Garden (2010). As plantas foram classificadas segundo as formas biológicas de acordo com Pedralli (1990). Os táxons foram classificados de acordo com a frequência de ocorrência nas áreas úmidas, sendo: constante (90 – 100%), freqüente (50 – 89%), comum (10 – 49%) e raro (menos de 10%).

### 3.2.2. Biogeografia de ilhas

Um total de 16 lagoas na faixa de dunas do parque foi selecionado aleatoriamente para o estudo (Figura 1). As lagoas foram identificadas a partir de imagem de satélite e consideradas como ilhas, nesse estudo biogeográfico. Duas áreas

úmidas extensas foram selecionadas nos limites do PNLP e consideradas como áreas úmidas fonte.

Foram realizadas seis amostragens entre outubro de 2007 e agosto de 2008. A localização das áreas foi determinada por GPS (Garmin, GPS III Plus). O tamanho das lagoas foi mensurado através de uma imagem *Quikbird* extraída do programa Google Earth Pro 4.2.1. A diversidade de habitats para plantas aquáticas em cada lagoa foi baseada em dois atributos: profundidade da água e características do substrato. A profundidade da água foi classificada em quatro categorias: 1) solo saturado e presença de lâmina de água; 2) profundidade entre 0-40 cm; 3) profundidade entre 40-80 cm; e 4) profundidade superior a 80 cm. Uma amostra de sedimento foi coletada aleatoriamente em cada transecto utilizando um tubo de 7,5 cm de diâmetro. O substrato foi classificado em três categorias: 1) orgânico – constituído principalmente por matéria orgânica (e.g. detritos vegetais); 2) arenoso – composto predominantemente por partículas minerais com tamanho superior a 0,05 mm; e 3) argiloso – composto predominantemente por partículas minerais menores que 0,05 mm. A diversidade de habitats correspondeu ao número de habitats acumulado ao longo dos transectos. Foram calculadas duas métricas de isolamento para as 16 lagoas: distância média das duas áreas-fonte e distância média das três lagoas mais próximas. O hidroperíodo de cada lagoa foi mensurado pelo número de coletas com a presença de água superficial (1-6).

### 3.2.3. Invasão de pinus

Foram realizadas oito coletas entre novembro de 2007 e outubro de 2009 em cinco áreas úmidas em matriz de pinus – denominadas invadidas – e em cinco áreas úmidas em matriz de campo – denominadas naturais, nos limites do Parque Nacional da

Lagoa do Peixe (Figura 2). As áreas úmidas foram selecionadas aleatoriamente em um conjunto de áreas úmidas com tamanhos variando entre 0,3 e 0,5 ha.

O hidroperíodo dos pontos de amostragem foi mensurado pelo número de coletas com a presença de água superficial (1-8). Para descrever a variabilidade na concentração de nutrientes da água ao longo do período estudado, foi coletada uma amostra de água superficial em cada um dos períodos estudados utilizando garrafas de polietileno (500 mL). As concentrações de nitrato ( $\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$ ) e fósforo reativo solúvel ( $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$ ) foram quantificadas de acordo com APHA (1989). As características físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade, potencial de oxi-redução (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS) e turbidez) foram determinadas com o uso de uma sonda (HORIBA U-22 Water Quality Checker).

Uma amostra de sedimento de cada área úmida foi coletada em cada um dos períodos amostrais para análise da granulometria e percentual de matéria orgânica. O sedimento foi classificado em duas categorias: (1) - areia (constituído principalmente por partículas minerais maiores que 0,05mm), e (2)- argila (constituído principalmente por partículas minerais menores que 0,05mm). O percentual de matéria orgânica foi determinado desidratando-se o sedimento a 60 °C por 24 horas e posteriormente incinerando-se por cinco horas em mufla a 550 °C (Embrapa 2006).

#### 3.2.4. Abertura da barra

Foram realizadas oito coletas entre novembro de 2007 e outubro de 2009 em quatro áreas úmidas localizadas na planície de inundação da Lagoa do Peixe que receberam influência da abertura artificial da barra (Figuras 3 e 4) e em quatro áreas úmidas sem a influência da abertura da barra. O período amostral foi iniciado em um

ano no qual a barra não fechou naturalmente. Em 2008 a abertura artificial da barra ocorreu em 27 de agosto e, em 2009, a abertura ocorreu em 01 de outubro.

A variação da salinidade da água ao longo do período estudado foi mensurada com sonda (HORIBA U-22 Water Quality Checker). A hidrodinâmica das áreas estudadas foi classificada em quatro categorias: 0 – áreas úmidas sem água superficial; 1 – poucas áreas úmidas com água superficial; 2 – diversas áreas úmidas com presença de lâmina de água; 3 – a planície de inundação totalmente inundada.

## **Referências**

Amaral M.C.E., Bittrich V., Faria A.D., Anderson L.O. & Aona L.Y.S. 2008. Guia de Campo para Plantas Aquáticas e Palustres do Estado de São Paulo. Editora Holos, São Paulo.

Angiosperm Phylogeny Group – APG. 2003 An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for orders and families of flowering plants: APG II. Botanical Journal of the Linnean Society 141:399-436.

APHA (1989) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington

Convention on Biological Diversity. 2003. Report of the expert meeting on methods and guidelines for the rapid assessment of biological diversity of inland water ecosystems. Eighth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Montreal, CA. URL: <http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-en.pdf>

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

- Gotelli N.J. & Colwell R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Irgang B.E. & Gastal Jr. C.V.S. 1996. *Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS*. Porto Alegre.
- Kissmann K.G & Groth D. 1999. *Plantas infestantes e nocivas*. BASF, São Paulo.
- Kissmann K.G. & Groth D. 2000. *Plantas infestantes e nocivas*. BASF, São Paulo.
- Kissmann K.G. 1997. *Plantas infestantes e nocivas*. BASF, São Paulo.
- Lorenzi H. 2000. *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas*. Plantarum, Nova Odessa.
- Maltchik L. 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia* 28:421-423
- Missouri Botanical Garden. 2010. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. [www.tropicos.org](http://www.tropicos.org) (acessado em 12/2010)
- Pedralli G. 1990. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. *Estudos de Biologia* 26:5-24.
- Pott V.J. & Pott A. 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Embrapa, Brasília.





Figura 1 – Áreas úmidas na faixa de dunas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe.



Figura 2 – Áreas úmidas em matriz de campo (a) e invasão de pinus (b) do Parque Nacional da Lagoa do Peixe.



Figura 3 – Planície de inundação da Lagoa do Peixe em um período no qual a barra encontrava-se aberta e planície com algumas áreas úmidas isoladas.



Figura 4 – Planície de inundação da Lagoa do Peixe em um período no qual a barra encontrava-se fechada, a planície inundada e as áreas úmidas conectadas.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1. Diversidade de macrófitas aquáticas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe**

Ana Silvia Rolon<sup>1,2</sup>, Odete Rocha<sup>1</sup> & Leonardo Maltchik<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310  
São Carlos - São Paulo - Brasil

<sup>2</sup> Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS. São Leopoldo, Rio Grande do  
Sul, Brasil.

1 **RESUMO:** Levantamentos florísticos são ferramentas importantes para o conhecimento da  
2 diversidade e distribuição das espécies. Pouco se conhece sobre a diversidade de macrófitas  
3 aquáticas de áreas úmidas palustres do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. O objetivo desse  
4 trabalho foi realizar um levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do parque.  
5 Foram identificadas 176 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 98 gêneros e 44  
6 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Cyperaceae, Poaceae, Juncaceae e  
7 Asteraceae. Os gêneros mais diversos foram *Eleocharis* (14 espécies), *Juncus* (10 espécies),  
8 *Cyperus* (7 espécies), *Utricularia* (7 espécies), *Rhynchospora* (6 espécies) e *Ludwigia* (6  
9 espécies). As espécies mais freqüentes foram: *Hydrocotyle bonariensis*, *Centella asiatica*,  
10 *Ischaemum minus*, *Nymphoides indica*. As formas biológicas predominantes foram: anfíbias  
11 (45% das espécies) e emergentes (28% das espécies). As macrófitas flutuantes representaram  
12 16% das espécies e as macrófitas submersas representaram 11%. A diversidade das áreas  
13 úmidas palustres é alta e se compara à de outras extensas áreas úmidas do Brasil, tais como o  
14 Pantanal e o Taim. A informação contida nesse estudo vem no sentido de complementar o  
15 conhecimento sobre a diversidade biológica do parque.

16

17 **Palavras-chave:** Lagoa do Peixe; levantamento florístico; plantas aquáticas; tipos biológicos

1 **ABSTRACT:** Floristic surveys are significant tools to know species diversity and  
2 distribution. Little is known about the diversity of aquatic macrophytes in palustrine wetlands  
3 of the Lagoa do Peixe National Park. The goal of this study was to survey aquatic  
4 macrophytes in the park wetlands. It was identified 176 aquatic macrophyte species  
5 distributed in 98 genus and 44 families. Families with the largest number of species included  
6 Cyperaceae, Poaceae, Juncaceae, and Asteraceae. The most diverse genus were *Eleocharis* (14  
7 species), *Juncus* (10 species), *Cyperus* (7 species), *Utricularia* (7 species), *Rhynchospora* (6  
8 species), and *Ludwigia* (6 species). The species that were more frequent were: *Hydrocotyle*  
9 *bonariensis*, *Centella asiatica*, *Ischaemum minus*, *Nymphoides indica*. The predominant  
10 biological forms were amphibious (45% of the species) and emergent (28% of the species).  
11 The floating macrophytes represented 16% of the species, and the submerged macrophytes  
12 represented 11% of the species. The diversity of the palustrine wetlands is high and  
13 comparable to other extensive wetlands in Brazil, such as, Pantanal and Taim. The information  
14 in this study is important to improve the knowledge of the biological diversity of the park.

15

16 **Keywords:** Lagoa do Peixe; floristic survey; aquatic plants; biological forms

## 1 **Introdução**

2

3           As áreas úmidas são ecossistemas prioritários para conservação da biodiversidade, pois  
4 são ambientes de alta produtividade (Getzner 2002). Essa elevada produtividade das áreas  
5 úmidas tem proporcionado o estabelecimento de uma rica biota exclusiva desses ecossistemas  
6 (Gibbs 2000). A degradação das áreas úmidas tem sido considerada uma das principais causas  
7 da perda da biodiversidade aquática (Boylan & MacLean 1997). O declínio de populações de  
8 espécies dependentes das áreas úmidas vem sendo verificado a ponto de diversas espécies  
9 serem consideradas ameaçadas ou mesmo extintas (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

10           O sul do Brasil apresenta uma grande diversidade de áreas úmidas, e cerca de 10% do  
11 território é considerado inundado ou sujeito à inundação (Maltchik 2003). No entanto, cerca  
12 de 90% das áreas úmidas já foram perdidas em função do crescimento urbano e agrícola no  
13 estado. Nesse contexto, algumas áreas foram selecionadas como importantes para a  
14 conservação e atualmente são protegidas na forma de unidades de conservação, tais como o  
15 Parque Nacional da Lagoa do Peixe e a Estação Ecológica do Taim. O Parque Nacional da  
16 Lagoa do Peixe foi criado em 1986, com o objetivo de proteger ecossistemas litorâneos e  
17 espécies de aves migratórias que dela dependem para seu ciclo vital (Decreto nº 93.546, de 6  
18 de novembro de 1986). Posteriormente, o parque foi incluído na Rede Hemisférica de  
19 Reservas para Aves Limn colas, na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e designado como  
20 Sítio Ramsar. Porém, desde que foi criado o parque enfrenta diversos problemas ambientais,  
21 como por exemplo, a presença de moradores, invasão de pinus, abertura da barra e pesca  
22 (Perello *et al.* 2010). Outro problema do parque é a carência de estudos e do conhecimento da  
23 biodiversidade dos ecossistemas nele protegidos. A maioria dos estudos enfoca a diversidade  
24 de aves e peixes (Loebmann & Vieira 2005a,b, Nascimento 1995, Pereira & Poerschke 2010).  
25 Ainda pouco se conhece da diversidade de plantas no parque (Dorneles & Waechter 2004),

1 principalmente sobre a vegetação aquática de ambientes de água doce. A carência de  
2 conhecimento sobre a diversidade de macrófitas aquáticas de ambientes dulceaquícolas do  
3 parque foi mencionada no plano de manejo dessa unidade de conservação (Knak 2004). No  
4 plano de manejo, para a diversidade de plantas dos ecossistemas denominados “banhados” são  
5 citados apenas três gêneros de macrófitas herbáceas (*Cyperus*, *Juncus* e *Scirpus*) e cinco  
6 espécies/família de plantas arbóreas (*Erythrina crista-galli*, *Syagrus romanzoffiana*, *Mimosa*  
7 *bimucronata*, *Ficus organensis*, Myrtaceae) (Knak 2004).

8       As macrófitas aquáticas são elementos essenciais na dinâmica do ecossistema  
9 aquático, pois esses vegetais servem como fonte de alimento e abrigo para organismos  
10 aquáticos (Cronk & Fennessy 2001). A heterogeneidade ambiental promovida pelas  
11 macrófitas aquáticas influencia a riqueza e abundância de outros organismos, como verificado  
12 para o zooplâncton (Lansac-Tôha *et al.* 2003), invertebrados (Takeda *et al.* 2003), peixes  
13 (Agostinho *et al.* 2003) e aves (Lillie & Evrard 1994). A região Neotropical é a região  
14 biogeográfica com maior diversidade de plantas aquáticas (Chambers *et al.* 2008). A grande  
15 diversidade de ecossistemas aquáticos e de macrófitas contrasta com a escassez de trabalhos  
16 taxonômicos realizados nessa região (Armitage & Fassett 1971, Jorgensen & León 1999,  
17 Velasquez 1994 Young & León 1993), inclusive no Brasil, onde somente algumas regiões  
18 têm sua vegetação aquática estudada (eg. Bove *et al.* 2003, Irgang & Gastal 1996, Henry-  
19 Silva *et al.* 2010, Mormul *et al.* 2010, Pott & Pott 2000, Rolon *et al.* 2010).

20       Considerando que os levantamentos taxonômicos são ferramentas importantes para  
21 fundamentar propostas de conservação e a lacuna no conhecimento da diversidade de  
22 macrófitas aquáticas no único sítio Ramsar do sul do Brasil, o objetivo desse trabalho foi  
23 realizar um levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Parque Nacional da  
24 Lagoa do Peixe.

25

## 1 **Materiais e Métodos**

2

### 3 *Área de estudo*

4 A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma região com alta densidade de áreas  
5 úmidas (Maltchik 2003) e alta diversidade de macrófitas aquáticas (Irgang & Gastal 1996). A  
6 área estudada localiza-se no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), único sítio Ramsar  
7 da região sul do Brasil (Figura 1). O parque tem uma área de 34.400 ha que incluem ambientes  
8 estuarinos e dulciaquícolas, além de ambientes terrestres (*e.g.* dunas, campos e restinga).

9 O clima na região é subtropical úmido com temperatura média anual de 17,5 °C,  
10 variando entre 13 °C, no inverno, e 24 °C, no verão. A precipitação média anual varia entre  
11 1200 e 1500 mm.ano<sup>-1</sup> (Tagliani, 1995). As direções predominantes dos ventos são: nordeste  
12 (5 m.s<sup>-1</sup>) – de setembro a abril – e sudoeste (8 m.s<sup>-1</sup>) – de maio a outubro (Klein 1998).

13

### 14 *Delineamento amostral*

15 Um total de 32 áreas úmidas foi selecionado na matriz de campo nativo, na matriz de  
16 invasão de pinus e na matriz de dunas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Figura 1). As  
17 lagoas foram selecionadas para representar os diversos ambientes encontrados no parque,  
18 áreas úmidas permanentes e intermitentes, áreas úmidas naturais em matriz de campo e na  
19 região litorânea do parque, bem como, áreas com alguns impactos por atividades humanas  
20 (invasão de pinus, pastoreio do gado e manejo da barra). O tamanho das áreas úmidas  
21 selecionadas variou de 0,3 a 10 ha. A localização das áreas foi mapeada por GPS (Garmin,  
22 GPS III Plus).

23 As 16 áreas úmidas na região litorânea do parque foram amostradas bimestralmente  
24 entre outubro de 2007 e agosto de 2008, e as 16 áreas úmidas na matriz de campo e invasão de  
25 pinus foram amostradas trimestralmente entre outubro de 2007 e outubro de 2009. A



1 amostragem de macrófitas aquáticas foi realizada por busca visual, que consiste na análise  
2 qualitativa das espécies presentes no local (Convention on Biological Diversity 2003). A  
3 riqueza de macrófitas aquáticas foi quantificada com base na riqueza acumulada durante o  
4 período amostral (2007-2009). O tempo de amostragem nas áreas úmidas variou entre 20 a 80  
5 minutos. Foi utilizada a definição ampla de macrófitas aquáticas, a qual inclui plantas  
6 submersas, flutuantes e emergentes (ervas, arbustos e árvores) e abrange uma ampla variação  
7 taxonômica (algas, briófitas, pteridófitas e angiospermas). A identificação baseou-se em  
8 bibliografia especializada (Amaral *et al.* 2008, Irgang & Gastal 1996, Kissman 1997, Kissman  
9 & Groth 1999, 2000, Lorenzi 2000, Pott & Pott 2000) e chaves taxonômicas específicas para  
10 famílias e gêneros. A classificação taxonômica seguiu o sistema de classificação APGII  
11 (Angiosperm Phylogeny Group - APG, 2003) e os nomes científicos foram confirmados pela  
12 base de dados do Missouri Botanical Garden (2010). As plantas foram classificadas segundo  
13 as formas biológicas de acordo com Pedralli (1990). Os táxons foram classificados de acordo  
14 com a frequência de ocorrência nas áreas úmidas, sendo: constante (90 – 100%), frequente (50  
15 – 89%), comum (10 – 49%) e raro (menos de 10%), com base na classificação de Sampaio et  
16 al. (2002).

17

## 18 **Resultados**

19

20 No Parque Nacional da Lagoa do Peixe foram encontradas 176 espécies de macrófitas  
21 aquáticas, distribuídas em 98 gêneros e 44 famílias (Tabela 1). As famílias com maior número  
22 de espécies foram Cyperaceae, Poaceae, Juncaceae e Asteraceae representando,  
23 respectivamente, 24, 10, 6 e 5% do total de espécies (Figura 2). Essas quatro famílias  
24 representaram 45% das macrófitas aquáticas do parque. As famílias representadas por apenas  
25 uma ou duas espécies corresponderam a 39 e 25% das famílias, respectivamente. Os gêneros

1 mais diversos foram *Eleocharis* (14 espécies), *Juncus* (10 espécies), *Cyperus* (7 espécies),  
2 *Utricularia* (7 espécies), *Rhynchospora* (6 espécies) e *Ludwigia* (6 espécies).  
3 Aproximadamente 70% dos gêneros foram representados por apenas uma espécie.

4 Quatro espécies de macrófitas aquáticas foram consideradas constantes nas áreas  
5 úmidas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, *Hydrocotyle bonariensis* (100%), *Centella*  
6 *asiatica* (97%), *Ischaemum minus* (94%), *Nymphoides indica* (91%) (Tabela 1, Figura 3). As  
7 espécies frequentes representaram 11% do total de macrófitas aquáticas (Tabela 1, Figura 3).  
8 A maioria das macrófitas aquáticas foi classificada como comum (36%) ou rara (50%) (Tabela  
9 1, Figura 3).

10 Foram registrados representantes das seis formas biológicas de macrófitas aquáticas  
11 (Figura 4). As formas biológicas predominantes foram anfíbias (45% das espécies) e  
12 emergentes (28% das espécies). As macrófitas flutuantes representaram 16% das espécies,  
13 sendo 10% enraizadas e 6% livres (Figura 4). As macrófitas submersas representaram 11%,  
14 das quais 8% eram enraizadas e 3% livres (Figura 4).

15

## 16 **Discussão**

17

18 A riqueza de macrófitas aquáticas no Parque Nacional da Lagoa do Peixe – 176  
19 espécies - é alta e compara-se a riqueza encontrada em áreas úmidas de outras regiões do  
20 Brasil (Bove *et al.* 2003, Costa Neto *et al.* 2007, França *et al.* 2003, Henry-Silva *et al.* 2010,  
21 Mormul *et al.* 2010). No Taim, outra extensa área úmida do Rio Grande do Sul foi registrada a  
22 ocorrência de 126 espécies de macrófitas (Irgang *et al.* 1984). No entorno do parque foi  
23 registrada a ocorrência de 105 espécies de macrófitas (Rolon *et al.* 2008). Irgang & Gastal  
24 (1996) relataram a existência de 331 espécies de macrófitas nos diversos tipos de áreas úmidas  
25 (estuarinos, ripários, lacustres e palustres) da Planície Costeira do sul do Brasil. No entanto,

1 considerando apenas as áreas úmidas palustres, sistemas similares aos enfocados no presente  
2 estudo, foi relatada a presença de cerca de 250 espécies de macrófitas nas áreas úmidas do Rio  
3 Grande do Sul (Rolon *et al.* 2010). O presente estudo contribuiu para ampliar o conhecimento  
4 sobre a diversidade de macrófitas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, a qual era conhecida  
5 apenas para o sistema estuarino e mata paludosa (Dorneles & Waechter 2004, Knak 2004).

6 O número elevado de espécies das famílias Cyperaceae, Poaceae, Juncaceae e  
7 Asteraceae encontrado nesse estudo foi similar aos resultados obtidos em outros estudos  
8 realizados em áreas úmidas (Pott & Pott 1997, Mormul *et al.* 2010, Rolon *et al.* 2010). Além  
9 de essas famílias exibirem uma alta diversidade de espécies, os gêneros dessas famílias são  
10 freqüentemente diversos entre as macrófitas aquáticas (Henry-Silva *et al.* 2010). Nas áreas  
11 úmidas do parque, três dos gêneros com maior diversidade taxonômica (*Eleocharis*, *Cyperus* e  
12 *Rhynchospora*) pertencem à família Cyperaceae. A maior representatividade dessas famílias e  
13 gêneros está associada ao elevado número de espécies descritas tanto para ecossistemas  
14 terrestres quanto aquáticos, e aos amplos limites de tolerância a variações ambientes, os quais  
15 permitem que os representantes dessas famílias possam se estabelecer em um maior número  
16 de ambientes. No entanto, outras famílias de macrófitas aquáticas tendem apresentar baixa  
17 diversidade taxonômica, sendo representadas por apenas alguns gêneros e espécies (Chambers  
18 *et al.* 2008). Cerca de dois terços das famílias listadas nesse estudo foram representados por  
19 menos de duas espécies.

20 Uma parcela representativa das macrófitas aquáticas teve uma baixa freqüência de  
21 ocorrência nas áreas úmidas. Esse padrão foi verificado em outros estudos (Rolon *et al.* 2004,  
22 Henry-Silva *et al.* 2010). Entre as espécies constantes, *Nymphoides indica*, destaca-se com  
23 uma das espécies aquáticas mais amplamente distribuída nas áreas úmidas do sul do Brasil  
24 (Rolon *et al.* 2004, 2008). *Hydrocotyle bonariensis* e *Ischaemum minus* são espécies comuns

1 em áreas campo e borda de áreas úmidas e *Centella asiatica* é uma espécie invasora presente  
2 em uma grande diversidade de ambientes (Lorenzi 2000).

3 A predominância de macrófitas anfíbias e emergentes nas áreas úmidas neotropicais foi  
4 descrita em inúmeros trabalhos (Henry-Silva *et al.* 2010, Mormul *et al.* 2010, Pott & Pott  
5 1997, Rolon *et al.* 2010). A baixa profundidade e o caráter intermitente ou com freqüentes  
6 variações no nível da água das áreas úmidas costeiras são um fator importante para a maior  
7 representatividade de espécies anfíbias e emergentes na comunidade de macrófitas aquáticas.  
8 Além disso, a menor dependência da água está associada à maior distribuição das espécies  
9 anfíbias e emergentes em relação a espécies de outras formas biológicas (flutuantes e  
10 submersas).

11

## 12 **Agradecimentos**

13 Agradeço a Dra. Norma Catarina Bueno da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, pela  
14 identificação das espécies da família Characeae.

15

## 16 **Referências bibliográficas**

17 Agostinho, A.A., Gomes, L.C. & Julio Jr, H.F. 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e  
18 fauna de peixes. Pp. 261-279. In: Thomaz S.M. & Bini L.M. (eds.). **Ecologia e manejo**  
19 **de macrófitas aquáticas**. Maringá, EDUEM.

20 Amaral, M.C.E., Bittrich, V., Faria, A.D., Anderson, L.O. & Aona, L.Y.S. 2008. **Guia de**  
21 **Campo para Plantas Aquáticas e Palustres do Estado de São Paulo**. São Paulo,  
22 Editora Holos.

23 Angiosperm Phylogeny Group – APG. 2003 An update of the Angiosperm Phylogeny Group  
24 classification for orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of**  
25 **the Linnean Society 141**: 399-436.

- 1 Armitage, B.K. & Fassett, N.C. 1971. Aquatic plants of El Salvador. **Archives für**  
2 **Hydrobiologie 69**: 234–255.
- 3 Bove, C.P, Gil, A.S.B., Moreira, C.B. & Anjos, R.F.B. 2003. Hidrófitas fanerogâmicas de  
4 ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro.  
5 **Acta Botanica Brasilica 17**: 119-135.
- 6 Boylan, K.D. & MacLean, D.R. 1997. Linking species loss with wetlands loss. **National**  
7 **Wetlands Newsletter 19**:13–17.
- 8 Chambers, P.A., Lacoul, P., Murphy, K.J. & Thomaz, S.M. 2008. Global diversity of aquatic  
9 macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia 595**: 9-26.
- 10 Convention on Biological Diversity. 2003. Report of the expert meeting on methods and  
11 guidelines for the rapid assessment of biological diversity of inland water ecosystems.  
12 **Eighth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological**  
13 **Diversity**, Montreal, CA. URL: [http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-](http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-en.pdf)  
14 [08/information/sbstta-08-inf-05-en.pdf](http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-en.pdf)
- 15 Costa Neto, S.V., Senna, C., Tostes, L.C.L., Silva, SEM. 2007. Macrófitas aquáticas das  
16 Regiões dos Lagos do Amapá, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências 5**: 618-620.
- 17 Cronk, J.K. & Fennessy, M.S. 2001. **Wetland plants: biology and ecology**. Lewis New York,  
18 Publisher.
- 19 Dorneles, L.P.P & Waechter, J.L. 2004. Fitossociologia do componente arbóreo na floresta  
20 turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta**  
21 **Botanica Brasilica 18**: 815-824.
- 22 Franca, F., Melo, E., Goes Neto, A., Araujo, D., Gomes, D., Ramos, H., Castro, I.E. &  
23 Bezerra, M. 2003. Flora vascular de Açudes de uma região do semi-árido da Bahia,  
24 Brasil. **Acta Botanica Brasilica 17**: 549-559.

- 1 Getzner, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. **Journal of**  
2 **Environmental Management** **64**: 237-246.
- 3 Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. **Conservation Biology** **14**:  
4 314-317.
- 5 Henry-Silva, G.G. Moura, R.S.T. & Dantas, L.L.O. 2010. Richness and distribution of aquatic  
6 macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**  
7 **22**: 147-156.
- 8 Irgang, B.E. & Gastal Jr., C.V.S. 1996. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS.**  
9 Porto Alegre.
- 10 Irgang, B.E., Pedralli, G. & Waechter, J.L. 1984. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica  
11 do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessleria** **6**: 395-404.
- 12 Jørgensen, P.M. & León, S. 1999. **Catálogo de las Plantas Vasculares del Ecuador,**  
13 **Monograph in Systematic Botany.** Missouri, Missouri Botanical Garden.
- 14 Kissmann, K.G & Groth, D. 1999. **Plantas infestantes e nocivas.** São Paulo, BASF.
- 15 Kissmann, K.G. & Groth, D. 2000. **Plantas infestantes e nocivas.** São Paulo, BASF.
- 16 Kissmann, K.G. 1997. **Plantas infestantes e nocivas.** São Paulo, BASF.
- 17 Klein, A.H.F. (1998) Clima regional. Pp. 5-7. In: Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J.P.  
18 (eds). **Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil.** Ecoscientia, Rio  
19 Grande.
- 20 Knak, R.B. (Org.) 2004. **Plano de manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe.**  
21 IBAMA/FNMA/FURG/NEMA/UFPel. Brasília DF, Brasil: Portaria 012/2004.
- 22 Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M. & Bonecker, C.C. 2003. Influência de macrófitas aquáticas  
23 sobre a estrutura da comunidade zooplancônica. Pp. 231-242. In: Thomaz S.M. & Bini  
24 L.M. (eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá, EDUEM.

- 1 Lillie, R.A. & Evrard, J.O. 1994. Influence of macroinvertebrates and macrophytes on  
2 waterfowl utilization of wetlands in the Prairie Pothole Region of northwestern  
3 Wisconsin. **Hydrobiologia** **280**: 235-246.
- 4 Loebmann, D. & Vieira, J.P. 2005. Composição e abundância dos peixes do Parque Nacional  
5 da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil e comentários sobre a fauna acompanhante  
6 de crustáceos decápodos. **Atlântica** **27**: 131-137, 2005.
- 7 Loebmann, D. & Vieira, J.P. 2005. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do  
8 Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **22**: 339-341.
- 9 Lorenzi, H. 2000. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**.  
10 Nova Odessa, Plantarum.
- 11 Maltchik, L. 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. **Interciencia** **28**: 421-423
- 12 Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and human well-being: wetlands  
13 and water**. Washington, World Resources Institute.
- 14 Missouri Botanical Garden 2010. **Tropicos.org**. Missouri Botanical Garden.  
15 [www.tropicos.org](http://www.tropicos.org) (acessado em 12/2010)
- 16 Mormul, R.P., Ferreira, F.A., Michelan, T.S., Carvalho, P. Silveira, M.J. & Thomaz, S.M.  
17 2010. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. **Revista de  
18 Biologia Tropical** **58**: 1437-1452.
- 19 Nascimento, I.L.S. 1995. **As aves do Parque Nacional da Lagoa do Peixe**. IBAMA, Brasília.
- 20 Pedralli, G. 1990. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia  
21** **26**: 5-24.
- 22 Pereira, M.S. & Poerschke, F. 2010. New bird records from Lagoa do Peixe National Park,  
23 southern Brazil. **Biotemas** **23**: 241-246.
- 24 Perello, L.F.C., Guadagnin, D.L., Maltchik, L., Menezes, R.B., Stranz, A. & Santos, J.E. 2010.  
25 Os desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS. Pp.135-151

- 1 In: Santos, J.E., Zanin, E.M. & Moschini, L.E. (Org.) **Faces da Posissemia da**  
2 **Paisagem - Ecologia, Planejamento e Percepção**. Vol. III.. São Carlos, Rima.
- 3 Pott V.J. & Pott A. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Embrapa, Brasília.
- 4 Pott, V.J. & Pott, A. 1997. *Checklist* das macrófitas aquáticas do Pantanal, Brasil. **Acta**  
5 **Botanica Brasilica 11**: 215-227.
- 6 Rolon A.S., Maltchik L. & Irgang B. 2004. Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas  
7 úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia 26**: 17-35.
- 8 Rolon, A.S, Lacerda, T., Maltchik, L. & Guadagnin, D.L. 2008. The influence of area, habitat  
9 and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in  
10 southern Brazil wetlands. **Journal of Vegetation Science 19**: 221-228
- 11 Rolon, A.S., Homem, H.F. & Maltchik, L. 2010. Aquatic macrophytes in natural and managed  
12 wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**  
13 **22**: 133-146.
- 14 Sampaio, E.V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G. 2002 Composition and  
15 Abundance of Zooplankton in the Limnetic Zone of Seven Reservoirs of the  
16 Paranapanema River, Brazil. **Brazilian Journal of Biology 62**: 525-545.
- 17 Tagliani, P.R.A. 1995. **Estratégia de planificação ambiental para o sistema ecológico da**  
18 **Restinga da Lagoa dos Patos-Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Universidade  
19 Federal de São Carlos (Dissertação de doutorado), São Carlos.
- 20 Takeda, A.M., Souza-Franco, G.M., Melo, S.M. & Monkolski, A. 2003. Invertebrados  
21 associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil).  
22 Pp. 243-260. In: Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas**  
23 **aquáticas**. Maringá, EDUEM.
- 24 Velasquez J. 1994. **Plantas acuáticas vasculares de Venezuela**. Caracas, Universidad  
25 Central de Venezuela.



- 1 Young K.R. & León B. 1993. Distribución geográfica y conservación de las plantas acuáticas
- 2 vasculares del Perú. Pp.153-175. In: Kahn, B., León, K. & Young, K.R. (eds.). **Las**
- 3 **plantas vasculares en las aguas continentales del Perú.** Lima, IFEA.

1 **Legenda da tabela**

2 **Tabela 1** – Lista das espécies ocorrentes nas áreas úmidas do parque, frequência de ocorrência

3 e tipo biológico (A=anfíbias, E=emergente, FF=flutuante fixa, FL=flutuante livre,

4 SF=submersa livre, SL=submersa livre).

Famílias	Espécies	Forma biológica	Frequência (%)
Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. & Schltl.) Micheli	E	6
	<i>Echinodorus tenellus</i> (Mart. ex Schult. & Schult. f.) Buchenau	SF	13
	<i>Sagittaria lancifolia</i> L.	E	13
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	E	28
Apiaceae	<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	A	3
	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	A	97
	<i>Eryngium pandanifolium</i> Cham. & Schltl.	A	9
	<i>Lilaeopsis attenuata</i> (Hook. & Arn.) Fernald	SF	63
	<i>Lilaeopsis brasiliensis</i> (Glaz.) Affolter	SF	19
Araceae	<i>Lilaeopsis carolinensis</i> J.M. Coult. & Rose	SF	25
	<i>Lemna minuta</i> Kunth	FL	13
	<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch	FL	3
	<i>Wolffia brasiliensis</i> Wedd.	FL	6
	<i>Wolffiella oblonga</i> (Phil.) Hegelm.	SL	13
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	A	100
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	FF	19
Asteraceae	<i>Baccharis microcephala</i> Baker	A	6
	<i>Conyza pampeana</i> (Parodi) Cabrera	A	25
	<i>Cotula coronopifolia</i> L.	A	13
	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	A	3
	<i>Enydra anagallis</i> Gardner	FF	63
	<i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd.	A	3
	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	A	25
	<i>Senecio bonariensis</i> Hook. & Arn.	A	3
	<i>Senecio tweediei</i> Hook. & Arn.	A	9
Blechnaceae	<i>Blechnum brasiliense</i> Desv.	A	3
	<i>Blechnum serrulatum</i> Rich.	A	6
Burmanniaceae	<i>Burmannia flava</i> Mart.	A	31
Cabombaceae	<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray	FF	3
Campanulaceae	<i>Pratia hederacea</i> (Cham.) G. Don	A	31
Characeae	<i>Chara braunii</i> C. C. Gmelin	SF	6
	<i>Nitella acuminata</i> A. Br.	SF	6
	<i>Nitella clavata</i> Kutz	SF	9
	<i>Nitella furcata</i> (Roxb.) Ag.	SF	3
	<i>Nitella partita</i> Nordst.	SF	3
Cyperaceae	<i>Androtrichum trigynum</i> (Spreng.) H.Pfeiff.	A	72
	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) Kunth ex C.B. Clarke	E	13
	<i>Cyperus agregatus</i> (Willd.) Endl.	A	3
	<i>Cyperus berroi</i> (C.B. Clarke) Barros	A	3
	<i>Cyperus difformis</i> L.	A	6
	<i>Cyperus haspan</i> L.	A	88
	<i>Cyperus megapotamicus</i> Kunth	A	9
	<i>Cyperus polystachyus</i> R. Br.	A	78
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	A	3
	<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	E	19
	<i>Eleocharis dunensis</i> Kük.	E	3
	<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	E	6
	<i>Eleocharis flavescens</i> (Poir.) Urb.	E	31
	<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	E	25
	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	E	3
	<i>Eleocharis laevigulmis</i> R.Trevis. & Boldrini	E	6
<i>Eleocharis maculosa</i> (Vahl) Roem. & Schult.	E	38	
<i>Eleocharis minima</i> Kunth	E	53	

	<i>Eleocharis montevidensis</i> Kunth	E	34
	<i>Eleocharis obtusetrigona</i> (Lindl. & Nees) Steud.	E	9
	<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	E	56
	<i>Eleocharis subarticulata</i> Boeckeler	E	3
	<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten	E	56
	<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	A	22
	<i>Fuirena robusta</i> Kunth	E	6
	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	A	28
	<i>Kyllinga vaginata</i> Lam.	A	59
	<i>Lipocarpa humboldtiana</i> Nees	A	6
	<i>Pycreus lanceolatus</i> (Poir.) C.B. Clarke	A	6
	<i>Pycreus tener</i> C.B. Clarke	A	16
	<i>Rhynchospora asperula</i> (Nees) Steud.	A	6
	<i>Rhynchospora barrosiana</i> Guagl.	A	19
	<i>Rhynchospora brittonii</i> Gale	A	44
	<i>Rhynchospora confinis</i> (Nees) C.B. Clarke	A	3
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	A	6
	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter	A	44
	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	E	16
	<i>Scirpus cernuus</i> Vahl	A	3
	<i>Scirpus cubensis</i> Poepp. & Kunth	A	6
	<i>Scirpus giganteus</i> Kunth	E	3
	<i>Scirpus submersus</i> C. Wright	SL	75
	<i>Scirpus supinus</i>	A	3
	<i>Scleria distans</i> Poir.	A	25
Droseraceae	<i>Drosera brevifolia</i> Pursh	A	75
Dryopteridaceae	<i>Rumohra adiantiformis</i> (G. Forst.) Ching	A	6
Eriocaulaceae	<i>Eriocaulon magnificum</i> Ruhland	E	3
	<i>Eriocaulon modestum</i> Kunth	E	72
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	A	6
Fabaceae	<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.	A	3
	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	A	13
	<i>Erythrina crista-galli</i> L.	A	3
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	A	16
	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Burkart	A	13
	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	A	19
Haloragaceae	<i>Laurembergia tetrandra</i> (Schott) Kanitz	E	34
	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	SF	19
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i> Planch.	SF	3
	<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine	FL	6
Juncaceae	<i>Juncus austerus</i> Buchenau	E	53
	<i>Juncus bufonius</i> L.	E	9
	<i>Juncus capillaceus</i> Lam.	E	3
	<i>Juncus capitatus</i> Weigel	E	3
	<i>Juncus imbricatus</i> Laharpe	E	3
	<i>Juncus marginatus</i> Rostk.	E	16
	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	E	31
	<i>Juncus pallescens</i> Lam.	E	88
	<i>Juncus scirpoides</i> Lam.	E	9
	<i>Juncus tenuis</i> Willd.	E	3
Juncaginaceae	<i>Triglochin striata</i> Ruiz & Pav.	A	6
Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i> L.	SL	16
	<i>Utricularia gibba</i> L.	SL	63
	<i>Utricularia breviscapa</i> Wright ex Griseb.	SL	6

	<i>Utricularia laxa</i> St. Hilaire & Girard	E	41
	<i>Utricularia praelonga</i> A.St.-Hil. & Girard	E	3
	<i>Utricularia subulata</i> L.	E	19
	<i>Utricularia tricolor</i> A.St.-Hil.	E	31
Lycopodiaceae	<i>Lycopodium alopecuroides</i> L.	A	44
Marsileaceae	<i>Marsilea concinna</i> Baker	FF	13
Mayacaceae	<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl.	SF	22
Melastomataceae	<i>Tibouchina asperior</i> (Cham.) Cogn.	A	6
	<i>Tibouchina cisplatensis</i> Cogn.	A	9
Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	FF	91
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	A	3
Onagraceae	<i>Ludwigia caparosa</i> (Cambess.) H. Hara	A	9
	<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	E	3
	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	E	41
	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara	E	13
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H. Hara	E	6
	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H.Raven	FF	56
Plantaginaceae	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Wettst.	FF	78
	<i>Bacopa salzmännii</i> Wettst. ex Edwall	FF	19
	<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun ex Hegelm.	FF	3
	<i>Callitriche rimosa</i> Fassett	FF	28
	<i>Micranthemum umbrosum</i> (Walter ex J.F.Gmel.) S.F.Blake	FF	34
Poaceae	<i>Andropogon arenarius</i> Hack.	A	25
	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	A	22
	<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase	A	9
	<i>Briza subaristata</i> Lam.	A	13
	<i>Eragrostis</i> sp.	A	9
	<i>Hymenachne</i> sp.	A	3
	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	A	34
	<i>Ischaemum minus</i> J.Presl	A	94
	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	FF	44
	<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J.F.Gmel.	FF	81
	<i>Paspalum</i> sp.1	A	6
	<i>Paspalum</i> sp.2	A	3
	<i>Paspalum</i> sp.3	A	3
	<i>Paspalum</i> sp.4	A	13
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	A	59
	<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	A	3
	<i>Setaria</i> sp.	A	3
	<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	A	25
Polygalaceae	<i>Polygala leptocaulis</i> Torr. & A.Gray	A	28
	<i>Polygala timoutoides</i> Chodat	A	6
Polygonaceae	<i>Polygonum meisnerianum</i> Cham. & Schldl.	A	3
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	E	28
Pontederiaceae	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	FF	6
	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	FL	13
	<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	FF	3
	<i>Pontederia cordata</i> L.	E	6
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton ferrugineus</i> Hagstr.	FF	6
	<i>Potamogeton illinoensis</i> Morong	FF	3
	<i>Potamogeton pusillus</i> L.	SF	28
	<i>Potamogeton spirilliformis</i> Hagstr.	FF	13
Primulaceae	<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.	E	3
	<i>Centunculus minimus</i> L.	A	3

	<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	A	9
Ranunculaceae	<i>Ranunculus flagelliformis</i> Sm.	E	25
Ricciaceae	<i>Riccia stenophylla</i> Spruce	FL	19
	<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) Corda	FL	9
Rubiaceae	<i>Hedyotis salzmannii</i> (DC.)	A	13
Salviniaceae	<i>Azolla caroliniana</i> Willd.	FL	3
	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	FL	34
	<i>Salvinia herzogii</i> de la Sota	FL	9
	<i>Salvinia minima</i> Baker	FL	9
Sphagnaceae	<i>Sphagnum</i> sp.	SF	31
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris interrupta</i> (Willd.) K. Iwats.	A	3
	<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti	A	3
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	E	6
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	E	72
	<i>Xyris tortula</i> Mart.	E	3

---

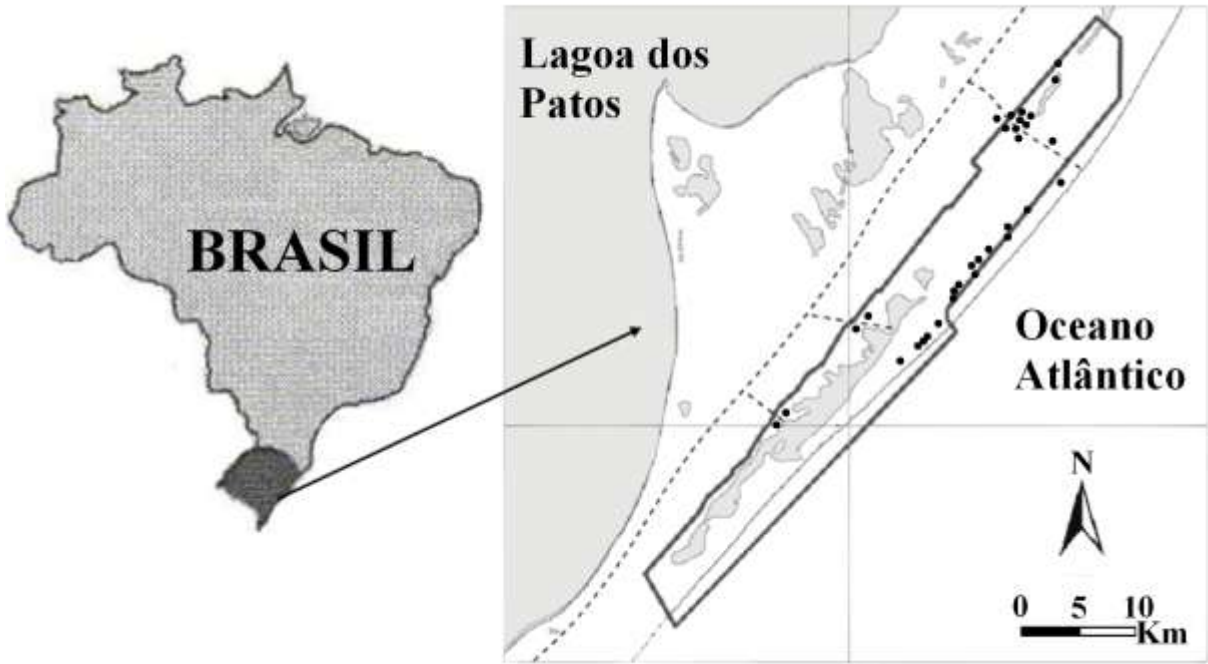
1 **Legendas das figuras**

2 Figura 1 – Localização dos pontos amostrais das macrófitas aquáticas do Parque Nacional da  
3 Lagoa do Peixe (PNPL).

4 Figura 2 – Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas por família.

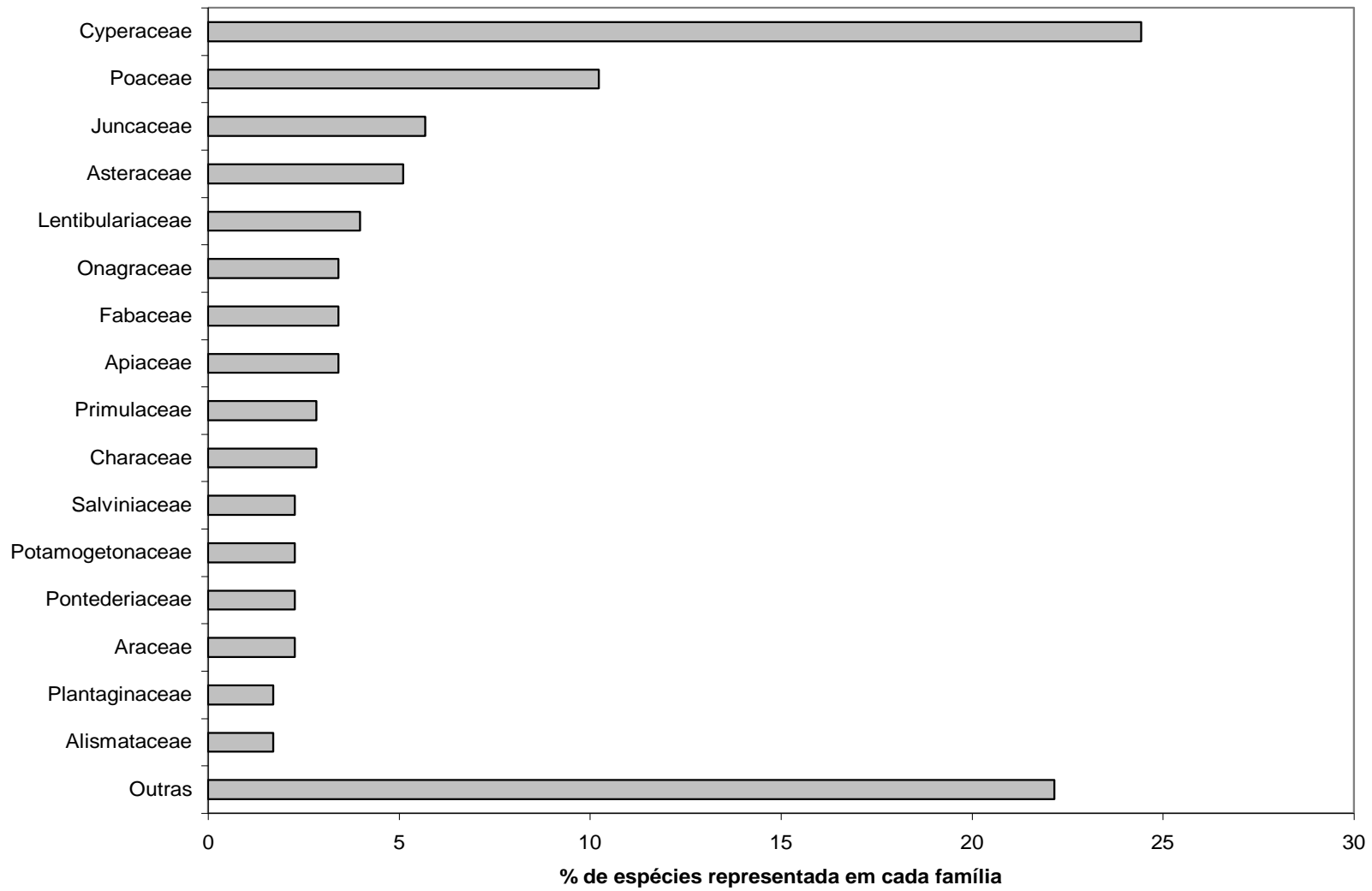
5 Figura 3 – Porcentagem de espécies nas quatro classes de frequência em relação às 32 áreas  
6 úmidas do parque.

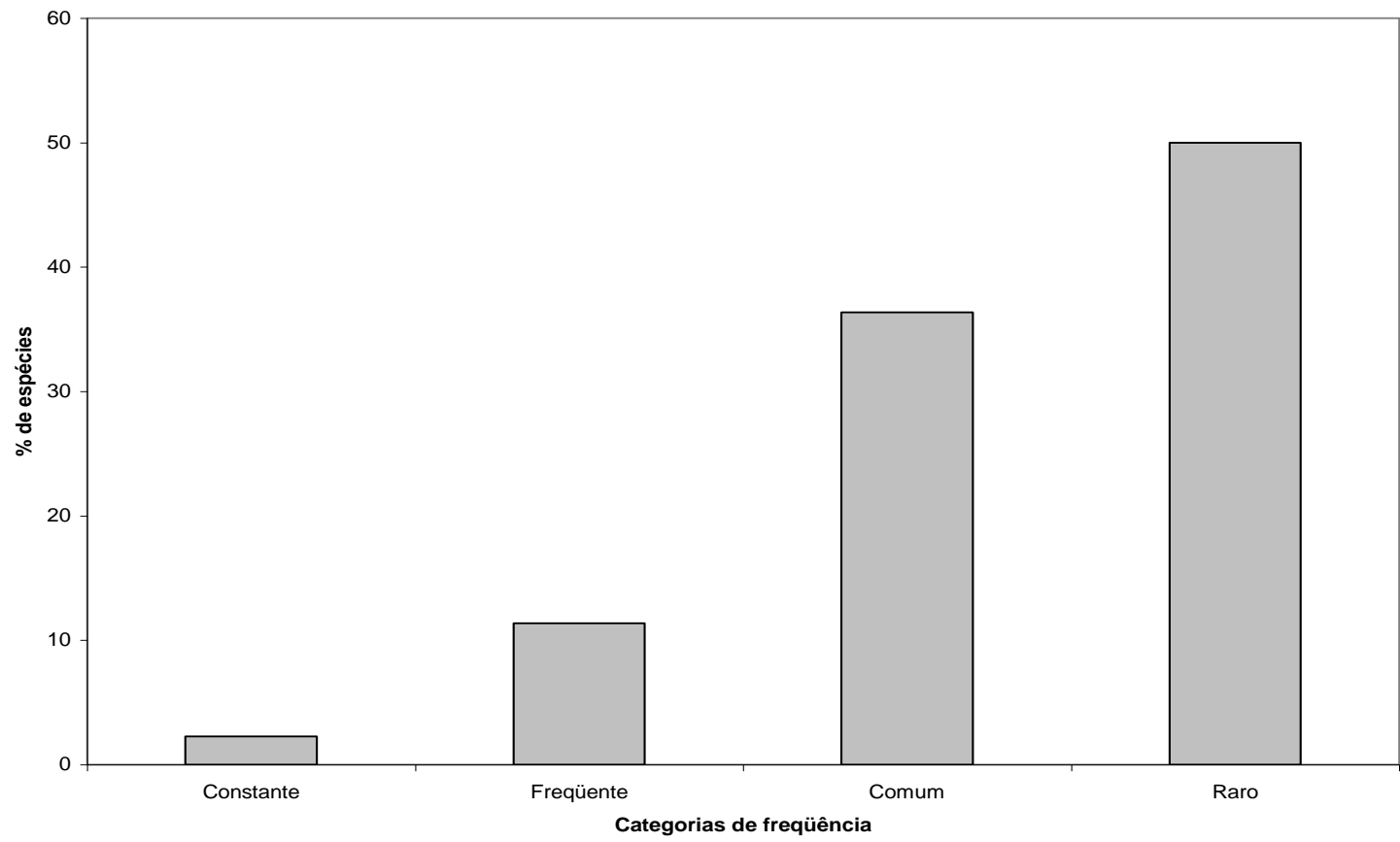
7 Figura 4 – Distribuição das espécies de macrófitas aquáticas de acordo com a forma biológica  
8 (A=anfíbias, E=emergente, FF=flutuante fixa, FL=flutuante livre, SF=submersa livre,  
9 SL=submersa livre).



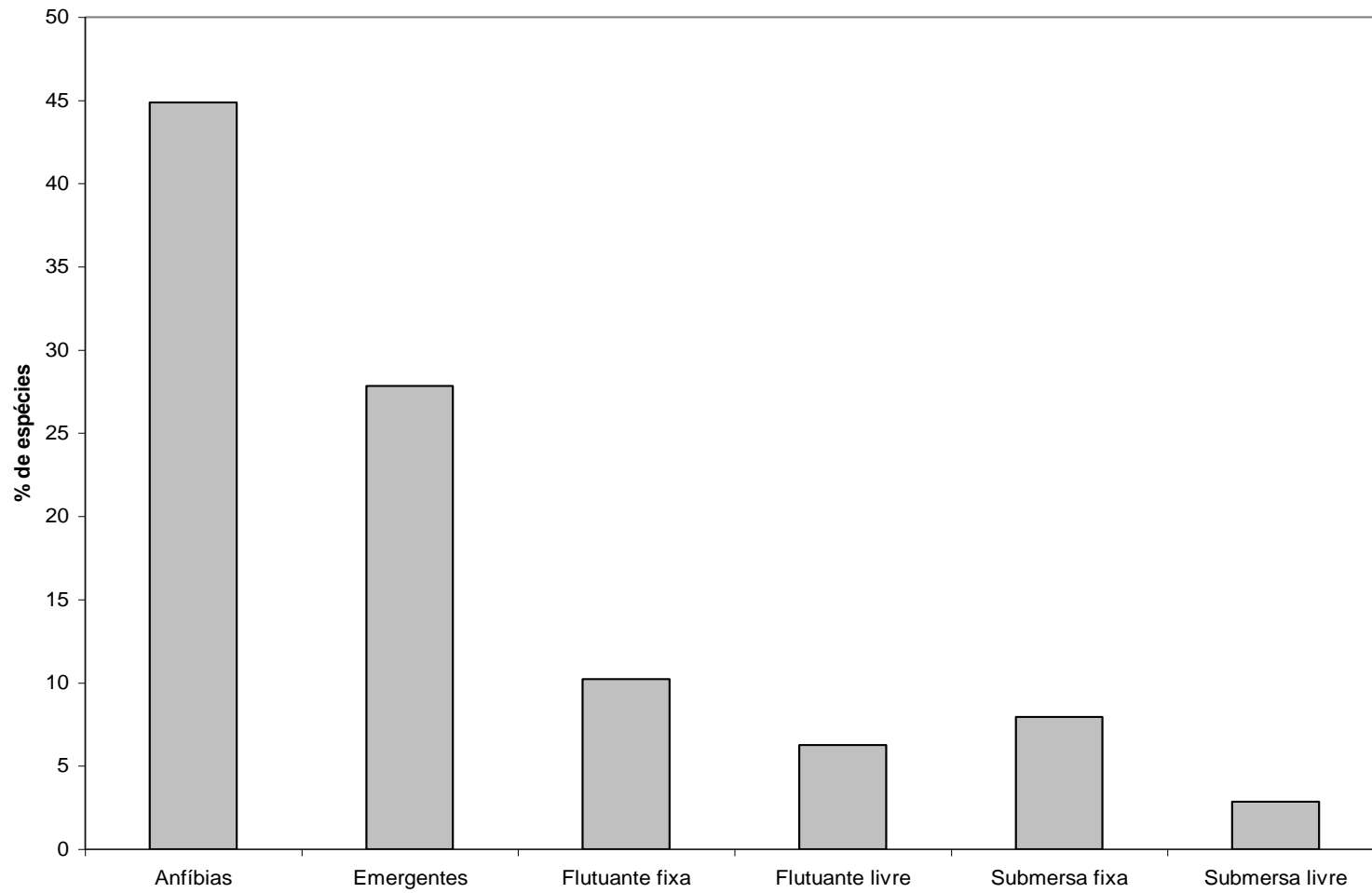
1







1



1

1 **4.2. Biogeografia de ilhas e diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas de**  
2 **dunas no sul do Brasil**

3

4

5 Ana Silvia Rolon<sup>1,2</sup>, Odete Rocha<sup>1</sup> & Leonardo Maltchik<sup>2</sup>

6

7

8 <sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310

9 São Carlos - São Paulo - Brasil

10 <sup>2</sup> Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS. São Leopoldo, Rio Grande do Sul,

11 Brasil.

1 **Resumo:** A Teoria de Biogeografia de Ilhas tem sido amplamente utilizada em  
2 programas para a conservação da biodiversidade. Nós investigamos a riqueza e a  
3 composição de macrófitas aquáticas em áreas úmidas não fragmentadas em uma matriz  
4 de dunas. Nós testamos cinco hipóteses: 1) a área e a diversidade de habitats estão  
5 relacionadas positivamente com a riqueza de espécies; 2) o isolamento diminui a  
6 riqueza de macrófitas; 3) o isolamento exerce menor influência nas espécies de  
7 macrófitas com maior tolerância à seca; 4) o hidroperíodo afeta a riqueza e a  
8 composição de macrófitas; 5) a similaridade na composição de espécies é determinada  
9 pela interação entre área, diversidade de habitats e isolamento. Nossos resultados  
10 indicaram que a área não foi determinante para a riqueza de macrófitas nas áreas úmidas  
11 costeiras. A diversidade de habitats influenciou positivamente a riqueza total de  
12 macrófitas, de hidrófitas e espécies palustres. A riqueza total de macrófitas reduziu com  
13 o aumento da distância das áreas fonte. Entretanto, esse padrão variou entre os grupos  
14 de plantas. Enquanto a riqueza de hidrófitas esteve relacionada com a distância de  
15 outras áreas úmidas, a riqueza de palustres diminuiu com a distância das áreas fonte. A  
16 riqueza de anfíbias não foi influenciada por nenhuma das métricas de isolamento. A  
17 composição de espécies foi determinada pelos seguintes fatores: isolamento, diversidade  
18 de habitats e hidroperíodo. Em relação à conservação de macrófitas aquáticas, o  
19 contínuo processo de fragmentação tende a aumentar o isolamento entre as áreas úmidas  
20 e isso influencia de forma diferenciada as espécies de macrófitas aquáticas. O efeito do  
21 isolamento poderá ser mais acentuado em hidrófitas do que em anfíbias. Nesse sentido,  
22 o manejo das áreas úmidas deve ser conduzido de forma a priorizar as diferentes  
23 estratégias de reprodução e desenvolvimento das macrófitas aquáticas.

24 **Palavras-chave:** áreas úmidas não fragmentadas; conservação; grupos de plantas  
25 aquáticas; heterogeneidade ambiental

1 **Abstract:** The Island Biogeography Theory has been used widely for programs of  
2 biodiversity conservation. We investigated the richness and the composition of aquatic  
3 macrophytes in non-fragmented wetlands in a matrix of coastal dunes. We tested five  
4 hypotheses: (1) Area and diversity of habitats are positively related to species richness;  
5 (2) Isolation among wetlands decreases macrophyte richness; (3) Isolation exerts less  
6 influence on macrophyte species with more tolerance to drought; (4) Hydroperiod  
7 affects macrophyte richness and composition; (5) The similarity in species composition  
8 is determined by interaction with area, diversity of habitats and isolation. Our results  
9 showed that area was not a determining factor for macrophyte richness in coastal dune  
10 wetlands. Diversity of habitats influenced positively the total richness of macrophytes,  
11 hydrophytes and palustrines. The total richness of macrophytes reduced with the  
12 increase of distance of source areas. However, this pattern varied among the studied  
13 macrophytes groups. Whereas the hydrophytes richness was related to the proximity to  
14 other ponds, the palustrines richness decreased with the distance of source areas. The  
15 richness of amphibious was not influenced by any metrics of isolation. Species  
16 composition was determined by the combination of the following environmental  
17 factors: isolation, diversity of habitats and hydroperiod. In respect to aquatic plants  
18 conservation, the continuous fragmentation process in southern Brazil will increase the  
19 isolation between wetlands and it will influence differentially the aquatic macrophyte  
20 species. The isolation effects may be more accentuated to hydrophytes species than  
21 amphibious ones. In this sense, the wetlands management also should be carried in  
22 order to prioritize different strategies of reproduction and development of aquatic  
23 macrophytes.

24 **Keywords:** aquatic plants groups; conservation; environmental heterogeneity; non-  
25 fragmented wetlands

## 1 **1. Introdução**

2 Os fatores ambientais e biológicos que determinam a distribuição espacial não  
3 aleatória dos organismos são informações amplamente discutidas na ecologia e biologia  
4 da conservação (Gough & Grace, 1999). Essas informações contribuem para a  
5 construção de modelos que predizem respostas da comunidade frente às variações  
6 ambientais (Gough & Grace, 1999; Murphy et al., 2003; Oertli et al., 2002). A teoria da  
7 biogeografia de ilhas foi inicialmente proposta para explicar a riqueza de espécies em  
8 ecossistemas insulares (MacArthur & Wilson, 1967). Atualmente ela tem sido utilizada  
9 para caracterizar a dinâmica espacial das comunidades em ecossistemas continentais,  
10 como por exemplo, florestas (Harris, 1984) e áreas úmidas (Brown & Dinsmore, 1986;  
11 Hall et al., 2004). A teoria de biogeografia de ilhas pressupõe que a presença e ausência  
12 de espécies é o resultado do equilíbrio entre taxas de colonização e extinção de espécies  
13 e são determinados pelo tamanho e grau de isolamento das ilhas (MacArthur & Wilson,  
14 1967). Ilhas maiores e mais próximas do continente abrigam uma maior riqueza de  
15 espécies que ilhas menores e mais isoladas (MacArthur & Wilson, 1967). Tais  
16 suposições vêm sendo amplamente utilizadas no planejamento da conservação da  
17 biodiversidade (Diamond, 1976; Margules, 1989).

18 A relação espécie-área é uma das teorias ecológicas mais discutidas no âmbito  
19 científico (Arrhenius, 1921; Rosenzweig, 1995). A elevação da riqueza com o aumento  
20 da área pode estar relacionada com a redução na taxa de extinção das espécies, já que,  
21 áreas maiores mantêm populações com maior abundância de indivíduos (Tracy &  
22 George, 1992). Outra explicação para a relação positiva entre espécie-área está  
23 relacionada com a maior capacidade de colonização dos indivíduos - o potencial de uma  
24 área ser colonizada aumenta com o seu tamanho (área *per se*) (Kohn & Walsh, 1994;  
25 Ricklefs & Lovette, 1999). Por outro lado, a área pode influenciar indiretamente o

1 número de espécies devido à maior diversidade de habitats - áreas maiores tendem a  
2 apresentar maior complexidade estrutural (Kohn & Walsh, 1994; Ricklefs & Lovette,  
3 1999). Ricklefs & Lovette (1999) relataram que os mecanismos que promovem o  
4 aumento da riqueza diferem entre grupos taxonômicos, enquanto a riqueza de alguns  
5 grupos é determinada apenas pela área (efeito “puro” da área) ou pela diversidade de  
6 habitats, a riqueza de outros organismos é influenciada pelo efeito aditivo dos dois  
7 fatores.

8 A influência do isolamento na estrutura das comunidades biológicas está  
9 diretamente associada à capacidade de dispersão dos organismos. O aumento do  
10 isolamento entre os ecossistemas reduz a taxa de imigração e eleva a chance de extinção  
11 das espécies (MacArthur & Wilson, 1967). Além disso, a presença das espécies em uma  
12 determinada área pode estar condicionada à capacidade destas em alcançar os habitats a  
13 serem colonizados (Hanski, 1999). Uma característica importante a ser considerada em  
14 investigações sobre o efeito do isolamento na riqueza de espécies é a permeabilidade da  
15 matriz ambiental (Boughton et al., 2010). A teoria de biogeografia de ilhas define a  
16 matriz como uniforme e inóspita, entretanto, em paisagens fragmentadas, a matriz  
17 apresenta diversos graus de permeabilidade aos organismos (Jules & Shahani, 2003). O  
18 grau de permeabilidade da matriz pode aumentar ou reduzir o efeito do isolamento na  
19 riqueza de espécies (Guadagnin & Maltchik, 2007)

20 As áreas úmidas são consideradas ilhas ecológicas em uma matriz terrestre,  
21 sendo adequadas para testar a influência da área e do isolamento na riqueza de espécies  
22 (Heino, 2002; Jones et al., 2003; Murphy, 2002; Oertli et al., 2002; Rolon & Maltchik,  
23 2006; Rolon et al., 2008). Grande parte desses estudos foi impulsionada pelo crescente  
24 processo de fragmentação das áreas úmidas, principalmente decorrente da expansão  
25 agrícola (Brose, 2001; Guadagnin & Maltchik, 2007; Hall et al., 2004). Entretanto,



1 pouco se conhece sobre os efeitos da área e do isolamento na riqueza de espécies em  
2 áreas úmidas de paisagens naturais e não fragmentadas.

3 A relação positiva entre área e riqueza de plantas aquáticas tem sido amplamente  
4 descrita na literatura (Dahlgren & Ehrlén, 2005; Heegaard, 2004; Jeffries, 1998; Jones  
5 et al., 2003; Oertli et al., 2002; Rørslett, 1991). Além disso, tem sido evidenciado que a  
6 riqueza de macrófitas pode estar mais relacionada com a área colonizável da área úmida  
7 do que com a área total do sistema (Vestgaard & Sand-Jensen 2000). Entretanto, os  
8 efeitos do isolamento na riqueza de macrófitas têm recebido menos atenção. Enquanto  
9 que alguns trabalhos sustentam que o isolamento não é determinante para a riqueza de  
10 macrófitas (Brose, 2001; Møller & Rørdam, 1985; Wright et al., 2003), outros  
11 identificaram uma relação negativa entre riqueza de macrófitas e isolamento (Lopez et  
12 al., 2002; Lopez & Fennessy, 2002; Matthews et al., 2005; Mulhouse & Galatowitsch,  
13 2003). Essa controvérsia pode estar relacionada com as diferentes estratégias de  
14 dispersão e sobrevivência entre as espécies de macrófitas (Bossuyt et al.; 2003; Brose,  
15 2001). A comunidade de macrófitas aquáticas compreende um grupo heterogêneo de  
16 espécies, com diferentes adaptações a condições de inundação e saturação do solo e  
17 graus de tolerância a variações hidrológicas (Cronk & Fennessy, 2001).

18 O hidroperíodo e a variação hidrológica também são atributos importantes para a  
19 riqueza e composição de macrófitas (Brose, 2001; Maltchik et al., 2007; Schott et al.,  
20 2005; Van Geest et al., 2005). Brose (2001) verificou que o hidroperíodo foi mais  
21 importante que a área para determinar a riqueza de macrófitas em áreas úmidas  
22 intermitentes. A alternância entre períodos com e sem água superficial aumenta a  
23 heterogeneidade ambiental do sistema, favorecendo a coexistência de espécies com  
24 maior ou menor grau de tolerância ao estresse hídrico (Maltchik et al., 2007).

1           No sul do Brasil, a teoria da biogeografia de ilhas vem sendo utilizada como  
2 ferramenta para a conservação de macrófitas em áreas úmidas fragmentadas,  
3 principalmente devido à forte expansão agrícola. Rolon et al. (2008) verificaram que  
4 tanto a área *per se*, quanto a diversidade de habitats contribuíram com a riqueza de  
5 macrófitas. Entretanto, na região Neotropical pouco se conhece sobre o efeito do  
6 isolamento nas macrófitas aquáticas em áreas úmidas. Além disso, os efeitos da  
7 paisagem nas áreas úmidas naturais não fragmentadas são desconhecidos. Nesse  
8 sentido, nós investigamos a riqueza e a composição de macrófitas aquáticas em áreas  
9 úmidas não fragmentadas em uma matriz de dunas da região costeira do sul do Brasil.  
10 Nesse estudo as seguintes hipóteses foram analisadas: 1) a área e a diversidade de  
11 habitats estão relacionadas positivamente com a riqueza de espécies; 2) o isolamento  
12 diminui a riqueza de macrófitas; 3) o isolamento exerce menor influência nas espécies  
13 de macrófitas com maior tolerância à seca; 4) o hidroperíodo afeta a riqueza e a  
14 composição de macrófitas; 5) a similaridade na composição de espécies é determinada  
15 pela interação entre área, diversidade de habitats e isolamento.

16

## 17 **2. Métodos**

### 18 *2.1. Área de estudo*

19           A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma região com alta densidade de  
20 áreas úmidas (Maltchik, 2003) e alta diversidade de macrófitas aquáticas (Irgang &  
21 Gastal, 1996). A área estudada localiza-se no Parque Nacional da Lagoa do Peixe  
22 (PNLP), único sítio Ramsar da região sul Brasil (Figura 1). Esta unidade de  
23 conservação, criada em 1986, foi designada sítio Ramsar e Reserva da Biosfera devido a  
24 sua importância para a conservação da biodiversidade. O parque tem uma área de

1 34.400 ha e protege ambientes estuarinos e dulciaquícolas, além de ambientes terrestres  
2 (e.g. dunas, campos e restinga).

3 O clima na região é subtropical úmido com temperatura média anual de 17,5 °C,  
4 variando entre 13 °C, no inverno, e 24 °C, no verão. A precipitação média anual varia  
5 entre 1200 e 1500 mm.ano<sup>-1</sup> (Tagliani, 1995). As direções predominantes dos ventos  
6 são: nordeste (5 m.s<sup>-1</sup>) – de setembro a abril – e sudoeste (8 m.s<sup>-1</sup>) – de maio a outubro  
7 (Klein, 1998).

8

## 9 2.2. *Delineamento amostral*

10 Foram selecionadas aleatoriamente 16 lagoas na região de dunas da zona costeira  
11 do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Figura 1). Essas lagoas foram selecionadas a  
12 partir de um conjunto de 35 lagoas identificadas por imagem de satélite e consideradas  
13 como ilhas, nesse estudo biogeográfico. Duas áreas úmidas extensas foram selecionadas  
14 nos limites do PNLP e consideradas como áreas úmidas fonte (Figura 1). Estudos  
15 prévios demonstraram que essas áreas úmidas apresentavam uma alta diversidade de  
16 macrófitas. A escolha dessas duas áreas úmidas como áreas fonte de macrófitas resultou  
17 de dois fatores: 1) tamanho e 2) alta riqueza e abundância de macrófitas aquáticas.

18 Foram realizadas seis amostragens entre outubro de 2007 e agosto de 2008. A  
19 localização das áreas foi georeferenciadas por GPS (Garmin, GPS III Plus). O tamanho  
20 das lagoas foi mensurado através de uma imagem *Quikbird* extraída do programa  
21 Google Earth Pro 4.2.1. A diversidade de habitats para plantas aquáticas em cada lagoa  
22 foi baseada em dois atributos: profundidade e características do substrato. A  
23 profundidade da água foi classificada em quatro categorias: 1) solo saturado a presença  
24 de lâmina de água; 2) profundidade entre 0-40 cm; 3) profundidade entre 40-80 cm; e 4)  
25 profundidade superior a 80 cm. Uma amostra de sedimento foi coletada aleatoriamente

1 em cada transecto utilizando um tubo de 7,5 cm de diâmetro. O substrato foi  
2 classificado em três categorias: 1) orgânico – constituído principalmente por matéria  
3 orgânica (e.g. detritos vegetais); 2) arenoso – composto predominantemente por  
4 partículas minerais com tamanho superior a 0,05 mm; e 3) argiloso – composto  
5 predominantemente por partículas minerais menores que 0,05 mm. A diversidade de  
6 habitats correspondeu ao número de habitats acumulado ao longo dos transectos. Foram  
7 calculadas duas métricas de isolamento para as 16 lagoas: distância média das duas  
8 áreas fonte e distância média das três lagoas mais próximas. O hidroperíodo de cada  
9 lagoa foi mensurado pelo número de coletas com a presença de água superficial (1-6).

10 A amostragem de macrófitas aquáticas foi realizada por busca visual, que consiste  
11 na análise qualitativa das espécies presentes no local (Convention on Biological  
12 Diversity, 2003). A riqueza de macrófitas aquáticas foi quantificada com base em  
13 transectos aleatórios de três minutos. Os transectos não-lineares acompanharam a  
14 variação na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas  
15 amostradas. A amostragem finalizava após seis minutos (dois transectos) sem o registro  
16 de nova espécie. A variação no esforço amostral (amostragem exaustiva) foi necessária  
17 para se obter uma melhor medida da riqueza e da composição de macrófitas aquáticas  
18 de cada uma das áreas estudadas (Gotelli & Colwell, 2001). Nós utilizamos a definição  
19 ampla de macrófitas aquáticas, a qual inclui plantas submersas, flutuantes e emergentes  
20 (ervas, arbustos e árvores) e abrange uma ampla variação taxonômica (algas, briófitas,  
21 pteridófitas e angiospermas).

22

### 23 *2.3. Análise dos dados*

24 A riqueza total de espécies, em cada área úmida, correspondeu ao número  
25 acumulado de espécies nos seis períodos amostrais. As espécies de macrófitas aquáticas

1 foram divididas em três grupos de acordo com seu hábito e tolerância a variações  
2 hidrológicas: hidrófitas, palustres e anfíbias. As hidrófitas agruparam espécies  
3 flutuantes e submersas, com forte dependência da presença de lâmina de água durante  
4 todo o seu ciclo de vida. As palustres foram representadas por espécies emergentes  
5 tolerantes a períodos de seca. Essas espécies são típicas de solo hidromórfico, porém  
6 não necessitam da presença de água superficial. As anfíbias compreendem espécies  
7 facultativas de áreas úmidas, com maior tolerância à variação hidrológica, podendo  
8 inclusive ocorrer em áreas terrestres. O percentual de espécies de cada um dos três  
9 grupos (hidrófitas, palustres e anfíbias) foi comparado entre os 2 tipos de lagoas  
10 consideradas (permanentes e intermitentes) através de teste-t. Para essa análise, foram  
11 consideradas como lagoas permanentes, as áreas úmidas que permaneceram com água  
12 superficial ao longo dos seis períodos de coleta e como intermitentes, as áreas que  
13 secaram ao menos em uma das fases de coleta.

14 A correlação entre as variáveis (riqueza total e variáveis ambientais) foi testada  
15 por meio do coeficiente de correlação de Pearson. A relação entre a riqueza total e as  
16 variáveis ambientais (área, diversidade de habitats, distância média das áreas fonte,  
17 distância média das três lagoas mais próximas e hidroperíodo) foi investigada por  
18 modelo linear com seleção variável por remoção ( $P=0,010$ ). A influência dos fatores  
19 ambientais também foi avaliada separadamente para os três grupos de espécies de  
20 macrófitas (hidrófitas, palustres e anfíbias). Os valores da área foram transformados em  
21 raiz quadrada para todas as análises.

22 O Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) foi utilizado para  
23 avaliar a variação da composição de macrófitas entre as lagoas costeiras no programa  
24 estatístico R (R Development Core Team, 2009). O NMDS é usado para representar  
25 graficamente a similaridade na composição de espécies em dimensões múltiplas. Para a

1 análise foram utilizados os dados de presença e ausência. A análise foi realizada com a  
2 distância de Jaccard utilizando três eixos. Foram construídos quatro modelos de  
3 ordenação para representar a composição total de espécies, hidrófitas, palustres e  
4 anfíbias. O NMDS não é restringido pelas variáveis ambientais e representa apenas a  
5 similaridade das espécies e dos pontos amostrais. Dessa forma, as variáveis ambientais  
6 (área, diversidade de habitats, distância das áreas fonte, distância entre as lagoas mais  
7 próximas e hidroperíodo) foram ajustadas ao modelo de ordenação pela função “envfit”  
8 do pacote vegan (Oksanen et al., 2009). A significância da correlação entre as variáveis  
9 e os eixos da ordenação ( $P < 0,05$ ) foi obtida por 4999 permutações.

10

### 11 **3. Resultados**

12 Um total de 140 espécies de macrófitas aquáticas foi registrado nas áreas úmidas  
13 estudadas. Enquanto a riqueza total de macrófitas foi de 115 espécies nas duas áreas  
14 úmidas fonte, a riqueza total foi de 86 espécies nas 16 lagoas estudadas - 73 espécies  
15 nas lagoas permanentes e 68 espécies nas intermitentes. As macrófitas aquáticas mais  
16 freqüentes nas áreas úmidas foram: *Androtrichum trigynum*; *Bacopa monnieri*; *Centella*  
17 *asiatica*; *Cyperus hapan*; *C. polystachyos*; *Enydra anagallis*; *Eriocaulon modestum*;  
18 *Hydrocotyle bonariensis*; *Ischaemum minus*; *Juncus austerus*; *Lilaeopsis attenuata*;  
19 *Luziola peruviana*; *Nymphoides indica*; *Paspalum vaginatum* e *Xyris jupicai*.

20 Do total de espécies de macrófitas observadas, 43 eram hidrófitas, 46 palustres e  
21 51 anfíbias. Enquanto que o percentual de espécies hidrófitas foi maior nas lagoas  
22 permanentes do que nas intermitentes ( $t = -2,64$ ,  $P = 0,023$ ), o percentual de anfíbias foi  
23 maior nas lagoas intermitentes ( $t = -2,65$ ,  $P = 0,029$ ). O percentual de espécies palustres  
24 foi similar entre as lagoas permanentes e intermitentes ( $t = -0,25$ ,  $P = 0,806$ ).

1 A variação das características ambientais nas áreas úmidas fonte e nas lagoas  
2 estão detalhadas na Tabela 1. A correlação entre as variáveis ambientais estão descritas  
3 na Tabela 2. A riqueza total de macrófitas esteve relacionada positivamente à  
4 diversidade de habitats e negativamente à distância média das áreas úmidas fonte  
5 ( $R^2_{\text{adj}}=0,500$ ,  $F_{2,13}=8,499$ ,  $P=0,004$ ). A riqueza de hidrófitas esteve relacionada  
6 positivamente à diversidade de habitats e à distância média das três lagoas mais  
7 próximas ( $R^2_{\text{adj}}=0,3555$ ,  $F_{2,13}=5,137$ ,  $P=0,023$ ). A riqueza de espécies palustres foi  
8 influenciada positivamente pela diversidade de habitats e negativamente pela distância  
9 média das áreas fonte ( $R^2_{\text{adj}}=0,5384$ ,  $F_{2,13}=9,749$ ,  $P=0,003$ ). A riqueza de espécies  
10 anfíbias esteve relacionada com o tamanho da lagoa, porém essa relação foi  
11 marginalmente significativa ( $R^2_{\text{adj}}=0,1626$ ,  $F_{2,13}=3,913$ ,  $P=0,006$ ).

12 A composição da comunidade de macrófitas aquáticas foi representada por três  
13 eixos do escalonamento multidimensional ( $\text{stress}=0,1085$ ), assim como o conjunto de  
14 espécies hidrófitas ( $\text{stress}=0,073$ ), palustres ( $\text{stress}=0,089$ ) e anfíbias ( $\text{stress}=0,083$ ). A  
15 variação na composição de espécies de macrófitas aquáticas esteve relacionada à  
16 distância média das lagoas mais próximas, ao hidroperíodo e à diversidade de habitats  
17 (Tabela 3, Figura 2). A composição de espécies hidrófitas esteve relacionada ao  
18 hidroperíodo e à distância das áreas fonte (Tabela 3, Figura 3), enquanto que, a  
19 composição de espécies anfíbias esteve relacionada à área e à distância média das  
20 lagoas mais próximas (Tabela 3, Figura 4). Nenhuma das variáveis analisadas  
21 apresentou relação com a composição de espécies palustres.

22

#### 23 **4. Discussão**

24 As áreas úmidas investigadas apresentaram uma alta diversidade de espécies -  
25 140 espécies. Isso ocorreu tanto nas áreas fonte – 115 espécies – quanto nas lagoas – 86

1 espécies. A riqueza observada nas áreas úmidas superou a riqueza verificada em outro  
2 estudo realizado na Planície Costeira – 105 espécies (Rolon et al., 2008) - e representou  
3 mais da metade das espécies registradas para o sul do Brasil – 250 espécies (Rolon et  
4 al., 2010). A riqueza nas duas áreas fonte compreendeu cerca de 70% das espécies  
5 encontradas nas lagoas costeiras. Embora 30% das espécies observadas nas lagoas não  
6 tenham sido encontradas nas áreas fonte, nós consideramos nesse estudo que esses dois  
7 sistemas podem atuar como áreas fonte devido a sua alta riqueza e similaridade com a  
8 composição de macrófitas das lagoas estudadas.

9 Os três grupos de macrófitas (hidrófitas, palustres e anfíbias) tiveram valores  
10 similares de riqueza nas áreas úmidas estudadas. Cada grupo representou cerca de um  
11 terço do total das espécies registradas em todas as áreas úmidas. Entretanto, a fração de  
12 espécies representada em cada grupo variou entre as lagoas permanentes e intermitentes  
13 - o percentual de espécies hidrófitas foi maior nas áreas permanentes e o percentual de  
14 anfíbias foi maior nas áreas intermitentes. Essa diferença está relacionada com as  
15 adaptações que essas plantas possuem e que lhes permitem explorar as diversas  
16 características ambientais das áreas úmidas. A presença constante da água superficial  
17 nas lagoas permanentes favoreceu o estabelecimento de espécies hidrófitas, as quais  
18 respondem melhor às condições de hipóxia e ao ambiente aquático do que espécies  
19 anfíbias. Nas lagoas intermitentes, a alternância de fases com e sem água superficial  
20 favorece espécies anfíbias em detrimento das aquáticas.

21 A área é um dos principais determinantes da riqueza de plantas aquáticas em  
22 áreas úmidas (Dahlgren & Ehrlén, 2005; Jones et al., 2003; Møller & Rørdam, 1985;  
23 Oertli et al., 2002; Rørslett, 1991), com algumas exceções (Linton & Goulder, 2000;  
24 Veeftgaard & Sand-Jensen, 2000). A maioria dos estudos realizados no sul do Brasil  
25 indicou que a relação espécie área é uma generalização válida para macrófitas aquáticas



1 (Rolon & Maltchik 2006; Rolon et al. 2008). Todavia nas lagoas de dunas do sul do  
2 Brasil, a área não foi um fator determinante para a riqueza de macrófitas aquáticas,  
3 apesar da riqueza das espécies anfíbias ter sugerido uma fraca relação com a área. A  
4 ausência da relação espécie-área nas lagoas estudadas pode estar associada ao tamanho  
5 reduzido das áreas (0,01-0,24 ha). As lagoas da região de dunas costeiras do sul do  
6 Brasil são de tamanho reduzido, ao contrário das áreas úmidas investigadas em outros  
7 estudos realizados no sul do Brasil (0,5 a 10 ha - Rolon & Maltchik, 2006 e 1,6 a 30 ha -  
8 Rolon et al., 2008). Segundo Lomolino & Weiser (2001), a riqueza de espécies varia  
9 independente da área em pequenos fragmentos.

10       Área e diversidade de habitats são variáveis normalmente correlacionadas  
11 (Ricklefs & Lovette, 1999). Neste estudo, a diversidade de habitats não esteve  
12 correlacionada com o tamanho da área úmida, e esse atributo influenciou positivamente  
13 a riqueza total de macrófitas, hidrófitas e a riqueza de palustres. As áreas úmidas com  
14 maior heterogeneidade em relação à profundidade e ao tipo de substrato tiveram uma  
15 maior diversidade de macrófitas. A importância desses dois atributos ambientais na  
16 riqueza de macrófitas, principalmente na profundidade, já foram relatadas em outros  
17 estudos (Thomaz et al. 2003). A variação na profundidade da água possibilita a  
18 coexistência de uma maior diversidade de formas biológicas (submersas, flutuantes e  
19 emergentes) favorecendo a coexistência de um maior número de espécies hidrófitas e  
20 palustres. A falta de relação entre a riqueza de espécies anfíbias e diversidade de  
21 habitats pode ser explicada pelo habitat preferencial dessas espécies, as margens das  
22 lagoas. Como esse habitat esteve presente em todas as lagoas, o aumento da diversidade  
23 de habitats não proporcionou um incremento no habitat potencial para as espécies  
24 anfíbias. Entretanto a diversidade de habitats, resultante da variação na profundidade e

1 no tipo de substrato, aumentou a disponibilidade de habitats potenciais para o  
2 estabelecimento de espécies hidrófitas e palustres.

3        Outro atributo biogeográfico associado à diversidade de espécies nas lagoas  
4 estudadas foi o isolamento. Alguns estudos identificaram uma relação negativa entre  
5 riqueza de macrófitas e isolamento (Boughton et al., 2010; Matthews et al., 2005). A  
6 ausência de relação verificada em outros estudos (e.g. Brose, 2001; Wright et al., 2003)  
7 pode estar relacionada com a grande diversidade de métricas existentes na literatura  
8 para mensurar o isolamento. As duas métricas de isolamento avaliadas nas lagoas -  
9 distâncias das áreas fonte e distância das três lagoas mais próximas - não estiveram  
10 correlacionadas entre si. A riqueza total de macrófitas reduziu com o aumento da  
11 distância das áreas fonte. Entretanto esse padrão variou entre os grupos estudados.  
12 Enquanto a riqueza de hidrófitas esteve relacionada à proximidade de outras lagoas, a  
13 riqueza de palustres diminuiu com o aumento da distância das áreas fonte. A diferença  
14 de resposta entre esses grupos pode estar associada ao potencial de dispersão das  
15 diferentes espécies de macrófitas. Grande parte das espécies palustres é anemocórica,  
16 com potencial de dispersão superior ao das hidrófitas (eg. autocóricas, hidrocóricas e  
17 zoocóricas). As espécies hidrófitas podem ter uma maior dependência das áreas  
18 próximas do que as palustres para a dispersão de propágulos (Bossuyt et al., 2003).  
19 Nesse contexto, as lagoas distribuídas ao longo da matriz de dunas podem estar  
20 funcionando como stepping-stones para as espécies hidrófitas. A riqueza de espécies  
21 anfíbias não foi influenciada por nenhuma das métricas de isolamento. A ausência de  
22 relação entre a riqueza de anfíbias e o isolamento pode estar relacionada com a  
23 permeabilidade da matriz estudada. Enquanto que, para espécies anfíbias a matriz de  
24 dunas é permeável, a permeabilidade tende a diminuir para as espécies palustres,  
25 tornando-se até impermeável para as espécies hidrófitas.

1 O isolamento influencia também a composição das espécies (Lopez et al., 2002;  
2 Matthews, 2005). Nas lagoas, o isolamento foi um dos principais fatores relacionados à  
3 menor similaridade na composição de espécies, influenciando a comunidade de  
4 macrófitas e os grupos das hidrófitas e anfíbias. O segundo fator a contribuir na  
5 composição das espécies foi o hidroperíodo. O tempo que uma área permanece com  
6 água superficial influencia diretamente a composição da comunidade de macrófitas  
7 aquáticas (Maltchik et al., 2007; Rolon et al., 2008; Schott et al., 2005; Van Geest et al.,  
8 2005), quanto menor for o hidroperíodo maior será a restrição à presença de algumas  
9 espécies de macrófitas aquáticas, principalmente espécies hidrófitas. Adicionalmente ao  
10 isolamento e ao hidroperíodo, a diversidade de habitats influenciou a composição de  
11 macrófitas e o tamanho da área influenciou a composição de espécies anfíbias. O  
12 aumento da similaridade na composição com o incremento da diversidade de habitats  
13 está relacionado ao aumento da disponibilidade de habitats para o estabelecimento de  
14 macrófitas, aumentando a riqueza e a similaridade das espécies de macrófitas aquáticas.

15

## 16 **5. Conclusões**

17 Os resultados obtidos nesse estudo indicaram que a riqueza e a composição de  
18 macrófitas aquáticas em áreas úmidas costeiras foram determinadas pela combinação  
19 dos fatores: isolamento, diversidade de habitats e hidroperíodo. A área não influenciou a  
20 riqueza e a composição de macrófitas nas áreas úmidas em matriz de dunas. Esse  
21 resultado pode ser decorrente da pequena variação entre as áreas das lagoas nessa matriz  
22 ambiental. Nossos resultados também evidenciaram que neste caso a riqueza e a  
23 composição de macrófitas foram influenciadas pelo isolamento. Em termos de  
24 conservação de plantas aquáticas, o crescente processo de fragmentação das áreas  
25 úmidas do sul do Brasil aumenta o isolamento entre os fragmentos. Esse aumento no

1 isolamento influenciará de forma diferenciada as espécies de macrófitas aquáticas,  
2 podendo ser mais acentuada para as espécies hidrófitas do que para as espécies anfíbias.  
3 Nesse sentido, o manejo das atividades humanas na paisagem ambiental também deve  
4 ser realizado no sentido de priorizar as diferentes estratégias de reprodução e  
5 desenvolvimento das macrófitas aquáticas.

1 **Referências**

- 2 Arrhenius, O., 1921. Species and area. *J. Ecol.* 9, 95-99.
- 3 Bossuyt, B., Honnay, O., Hermy, M., 2003. An island biogeographical view of the  
4 successional pathway in wet dune slacks. *J. Veg. Sci.* 14, 781-788.
- 5 Boughton, E.H., Quintana-Ascencio, P.F., Bohlen, P.J., Jenkins, D.G., Pickert, R., 2010.  
6 Land-use and isolation interact to affect wetland plant assemblages. *Ecography*  
7 33, 461–470.
- 8 Brose, U., 2001. Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for  
9 vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland.  
10 *Ecography* 24, 722-730.
- 11 Brown, M., Dinsmore, J.J., 1986. Implications of Marsh Size and Isolation for Marsh  
12 Bird Management. *J. Wildl. Manage.* 50, 392-397.
- 13 Convention on Biological Diversity, 2003. Report of the expert meeting on methods and  
14 guidelines for the rapid assessment of biological diversity of inland water  
15 ecosystems. Eighth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on  
16 Biological Diversity, Montreal, CA. URL:  
17 [http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-  
18 en.pdf](http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-<br/>18 en.pdf)
- 19 Cronk, J.K., Fennessy, M.S., 2001. *Wetland plants: biology and ecology*, Lewis  
20 Publisher, New York.
- 21 Dahlgren, J.P., Ehrlén, J., 2005. Distribution patterns of vascular plants in lakes – the  
22 role of metapopulation dynamics. *Ecography* 28, 49-58.
- 23 Diamond, J.M., 1976. *Island Biogeography and Conservation—Strategy and*  
24 *Limitations.* *Science* 193, 1027-1029.

- 1 Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in  
2 the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379-391.
- 3 Gough, L., Grace, J.B., 1999. Effects of environmental change on plant species density:  
4 comparing predictions with experiments. *Ecology* 80, 882-890.
- 5 Guadagnin, D.L., Maltchik, L., 2007. Habitat and landscape factors associated with  
6 Neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodivers.*  
7 *Conserv.*, 16, 1231-1244.
- 8 Hall, D.L., Willig, M.R., Moorhead, D.L., Sites, R.W., Fish, E.B., Mollhagen T.R.,  
9 2004. Aquatic macroinvertebrate diversity of playa wetlands: the role of landscape  
10 and island biogeographic characteristics. *Wetlands* 24, 77–91.
- 11 Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*, Oxford University Press, Oxford.
- 12 Harris, L., 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the*  
13 *Preservation of Biotic Diversity*, University of Chicago Press, Chicago.
- 14 Heegaard, E., 2004. Trends in aquatic macrophyte species turnover in Northern Ireland  
15 – which factors determine the spatial distribution of local species turnover? *Global*  
16 *Ecol. Biogeogr.* 13, 397-408.
- 17 Heino, J., 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater  
18 taxa: a regional perspective. *Biodivers. Conserv.* 11, 137-147.
- 19 Irgang, B.E., Gastal Jr., C.V.S., 1996. *Macrófitas aquáticas da Planície Costeira do RS,*  
20 *Porto Alegre.*
- 21 Jeffries, M.J., 1998. Pond macrophyte assemblages, biodisparity and spatial distribution  
22 of ponds in the Northumberland coastal plain, UK. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw.*  
23 *Ecosyst.* 8, 657-667.
- 24 Jones, J.I., Li, W., Maberly, S.C., 2003. Area, altitude and aquatic plant diversity.  
25 *Ecography* 26, 411-420.

- 1 Jules, E.S., Shahani, P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation:  
2 Why matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.* 14, 459-464.
- 3 Klein, A.H.F., 1998. Clima regional, in: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P.  
4 (Eds.), *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Ecoscientia,  
5 Rio Grande, pp. 5-7.
- 6 Kohn, D.D., Walsh, D.M., 1994. Plant species richness – the effect of island size and  
7 habitat diversity. *J. Ecol.* 82, 367-377.
- 8 Linton, S., Goulder, R., 2000. Botanical conservation value related to origin and  
9 management of ponds. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 10, 77–91.
- 10 Lomolino, M.V., Weiser, M.D., 2001. Towards a more general species–area  
11 relationship: diversity on all islands, great and small. *J. Biogeogr.*, 28, 431–445.
- 12 Lopez, R.D., Davis, C.B., Fennessy, M.S., 2002. Ecological relationships between  
13 landscape change and plant guilds in depressional wetlands. *Landscape Ecol.* 17,  
14 43–56.
- 15 Lopez, R.D., Fennessy, M.S., 2002. Testing the floristic quality assessment index as an  
16 indicator of wetland condition. *Ecol. Appl.* 12, 487-497.
- 17 MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton  
18 University Press, Princeton.
- 19 Maltchik, L., 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia* 28, 421-423.
- 20 Maltchik, L., Rolon, A.S., Schott, P., 2007. Effects of hydrological variation on the  
21 aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brazil.  
22 *Limnology* 8, 23-28.
- 23 Margules, C.R., 1989. Selecting nature reserves in South Australia, in: Noble, J.C.,  
24 Bradstock, R.A. (Eds.), *Mediterranean Landscapes in Australia: Mallee*  
25 *Ecosystems and Their Management*. CSIRO, Melbourne, pp. 398–405.

1 Matthews, J.W., Tessene, P.A., Wiesbrook, S.M., Zercher, B.W., 2005. Effect of area  
2 and isolation on species richness and indices of floristic quality in Illinois, USA  
3 wetlands. *Wetlands* 25, 607-615.

4 Møller, T.R., Rørdam, C.P., 1985. Species numbers of vascular plants in relation to  
5 area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45, 8-16.

6 Mulhouse, J.M., Galatowitsch, S.M., 2003. Revegetation of prairie pothole wetlands in  
7 the mid-continental US: twelve years post-reflooding. *Plant Ecol.* 169, 143-159.

8 Murphy, K.J., 2002. Plant communities and plant diversity in softwater lakes of  
9 northern Europe. *Aquat. Bot.* 73, 287-324.

10 Murphy, K.J., Dickinson, G., Thomaz, S.M., Bini, L.M., Dick, K., Greaves, K.,  
11 Kennedy, M.P., Livingstone, S., McFerran, H., Milne, J.M., Oldroyd, J.,  
12 Wingfield, R.A., 2003. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a  
13 sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. *Aquat. Bot.* 77, 257-  
14 276.

15 Oertli, B., Joey, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.B., 2002. Does  
16 size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.*  
17 104, 59-70.

18 Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens,  
19 M.H.H., Wagner, H., 2009. *vegan: Community Ecology Package*. R package  
20 version 1.15-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

21 R Development Core Team, 2009. *R: A language and environment for statistical*  
22 *computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-  
23 900051-07-0. <http://www.R-project.org>



- 1 Ricklefs, R.E., Lovette, I.J., 1999. The roles of island area *per se* and habitat diversity in  
2 the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *J. Anim.*  
3 *Ecol.* 68, 1142-1160.
- 4 Rolon, A.S., Homem, H.F., Maltchik, L., 2010. Aquatic macrophytes in natural and  
5 managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnologica*  
6 *Brasiliensia* 22, 133-146.
- 7 Rolon, A.S., Lacerda, T., Maltchik, L., Guadagnin, D.L., 2008. The influence of area,  
8 habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte  
9 assemblages in southern Brazil wetlands. *J. Veg. Sci.* 19, 221-228.
- 10 Rolon, A.S., Maltchik, L., 2006. Environmental factors as predictors of aquatic  
11 macrophyte richness and composition in wetlands of Southern Brazil.  
12 *Hydrobiologia* 556, 221-231.
- 13 Rørslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern  
14 European lakes. *Aquat. Bot.* 39, 173-193.
- 15 Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*, Cambridge University  
16 Press, Cambridge.
- 17 Schott, P., Rolon, A.S., Maltchik, L., 2005. The dynamics of macrophytes in an oxbow  
18 lake of the Sinos River basin in south Brazil. *Verh. Int. Verein. Theoret. Angew.*  
19 *Limnol.* 29, 815-820.
- 20 Tagliani, P.R.A., 1995. *Estratégia de planificação ambiental para o sistema ecológico da*  
21 *Restinga da Lagoa dos Patos-Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. São Carlos  
22 University (PhD Thesis), São Carlos.
- 23 Thomaz, S.M., Souza, D.C., Bini, L.M., 2003. Species richness and beta diversity of  
24 aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the  
25 limnology and morphometry. *Hydrobiologia* 505, 119-128.

- 1 Tracy, C.R., George, T.L., 1992. On the determinants of extinction. *American Naturalist*  
2 139, 101-122.
- 3 Van Geest, G.J., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D., Scheffer, M., 2005a.  
4 Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in  
5 floodplain lakes. *J. Appl. Ecol.* 42, 251-260.
- 6 Van Geest, G.J., Wolters, H., Roosen., F.C.J.M, Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse,  
7 A.D., Scheffer, M., 2005b. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in  
8 floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539, 239-248.
- 9 Veestergaard, O., Sand-Jensen, K., 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes  
10 in relation to alkalinity, transparency and lake area. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57,  
11 2022-2031.
- 12 Wright, J.P., Flecker, A.S., Jones, C.G., 2003. Local vs. landscape controls on plant  
13 species richness in beaver meadows. *Ecology* 84, 3162-3173.

- 1 Tabela 1. Média, desvio padrão e intervalo de variação da riqueza de macrófitas  
 2 aquáticas e variáveis ambientais das 16 áreas úmidas costeiras.

	Média	Desvio padrão	Intervalo
Riqueza total de espécies	32,94	8,23	15-52
Riqueza de hidrófitas	9,19	4,2	2-18
Riqueza de palustres	12,31	3,29	7-18
Riqueza de anfíbias	11,44	2,97	6-17
Área (m <sup>2</sup> )	845,18	730,81	120-2431
Diversidade de habitats	2,75	0,68	2-4
Distância média das áreas fonte (km)	14,59	4,47	7,02-23,23
Distância média das áreas úmidas mais próximas (m)	234,35	158,78	33,33-495,66
Hidroperíodo	4,75	1,77	1-6

- 1 Tabela 2. Matriz de correlação das variáveis ambientais das 16 áreas úmidas costeiras.
- 2 As variáveis ambientais foram: áreas, diversidade de habitats (Habitats), distância das
- 3 áreas fonte (Dist\_fonte), distância das áreas úmidas próximas (Dist\_áreas) e
- 4 hidroperíodo. A significância da correlação foi indicada por um asterisco ( $P < 0,05$ ).

	Área	Habitats	Dist_fonte	Dist_áreas
Habitats	0,139			
Dist_fonte	0,110	-0,040		
Dist_áreas	-0,360	-0,011	-0,172	
Hidroperíodo	-0,333	0,551*	-0,232	0,276

1 Tabela 3. Correlação ( $R^2$ ) entre variáveis ambientais variação espacial da composição  
 2 de espécies (NMDS axes) nas 16 áreas úmidas costeiras. As variáveis ambientais foram:  
 3 áreas, diversidade de habitats (Habitats), distância das áreas fonte (Dist\_fonte), distância  
 4 das áreas úmidas próximas (Dist\_áreas) e hidroperíodo. A significância da correlação  
 5 foi indicada por um asterisco ( $P < 0,05$ ).

	Área	Habitats	Dist_fonte	Dist_áreas	Hidroperíodo
<b>Macrófitas</b>					
1x2 eixos	0,1826	0,1990	0,1902	0,3996*	0,3894*
1x3 eixos	0,2258	0,2202	0,2021	0,4650*	0,4768
2x3 eixos	0,0482	0,4192*	0,0498	0,1153	0,2794
<b>Hidrófitas</b>					
1x2 eixos	0,0144	0,2254	0,1652	0,1501	0,4034*
1x3 eixos	0,1152	0,2359	0,4243*	0,1299	0,3815*
2x3 eixos	0,1150	0,2347	0,2833	0,0751	0,1461
<b>Palustres</b>					
1x2 eixos	0,1939	0,0904	0,3341	0,2892	0,0692
1x3 eixos	0,2282	0,0185	0,1914	0,3024	0,0977
2x3 eixos	0,0880	0,1066	0,1537	0,0620	0,0411
<b>Anfíbias</b>					
1x2 eixos	0,0723	0,0112	0,0917	0,2462	0,1157
1x3 eixos	0,3932*	0,2448	0,0617	0,1704	0,0949
2x3 eixos	0,3533	0,2431	0,0814	0,4149*	0,0474

1 **Legenda das figuras**

2

3 **Figura 1.** Localização das duas áreas fonte e das 16 áreas úmidas costeiras do sul do  
4 Brasil. O polígono indica os limites do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP).

5

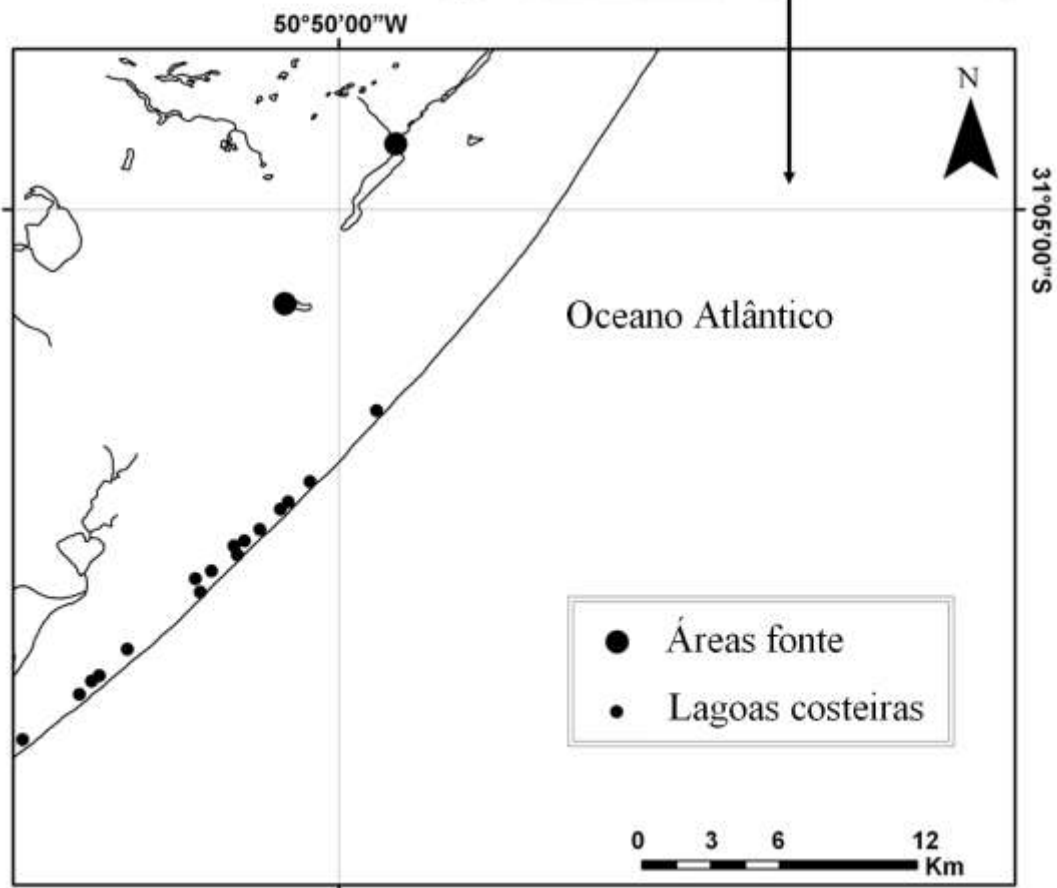
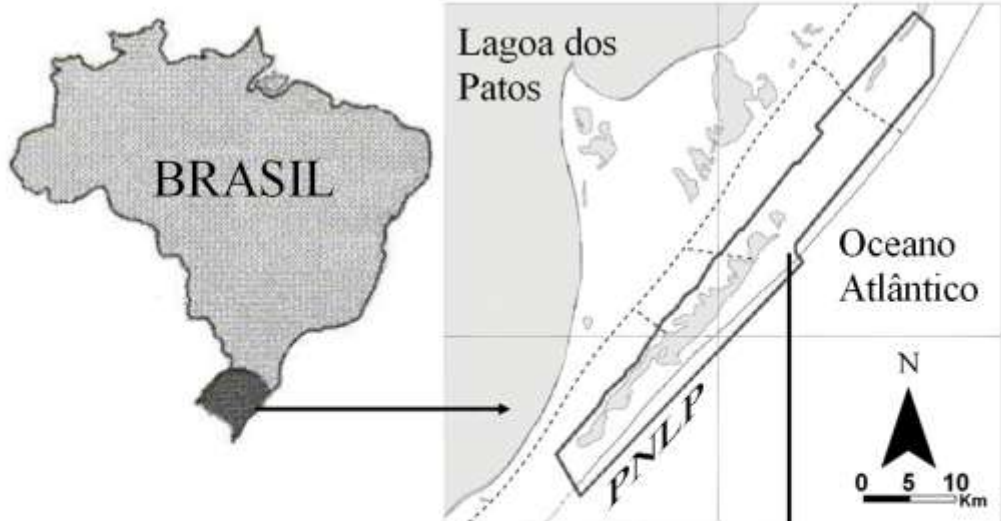
6 **Figura 2.** Ordenação das áreas úmidas com base na composição de macrófitas aquáticas  
7 e as variáveis ambientais relacionadas. A correlação ( $R^2$ ) das variáveis com a ordenação  
8 é apresentada na Tabela 3. (a) Eixos 1 e 2; (b) Eixos 1 e 3; (c) Eixos 2 e 3.

9

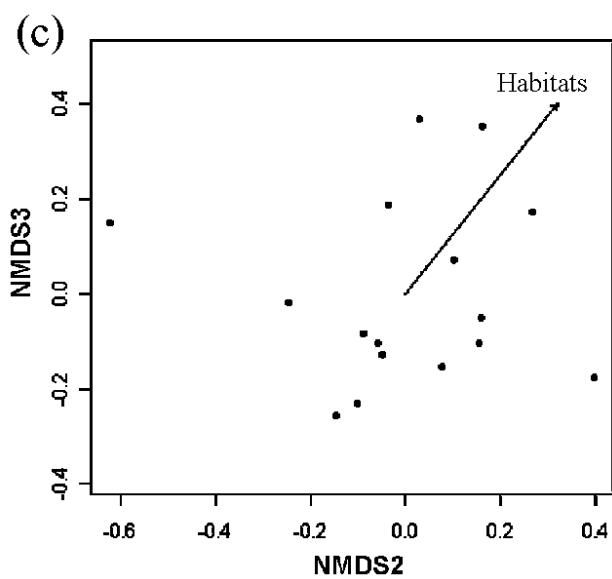
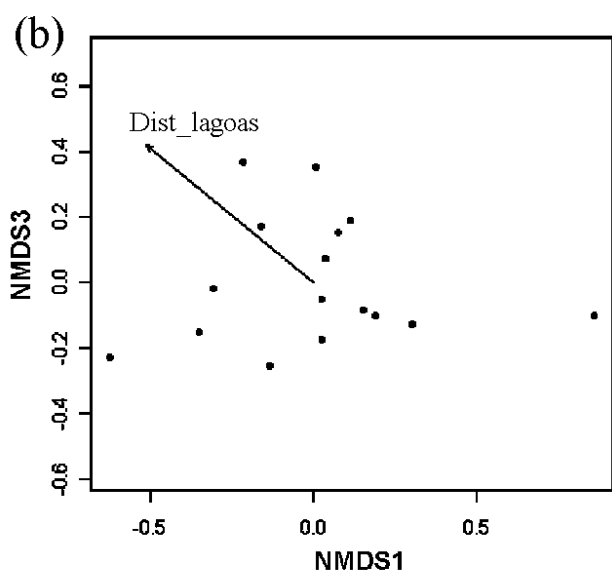
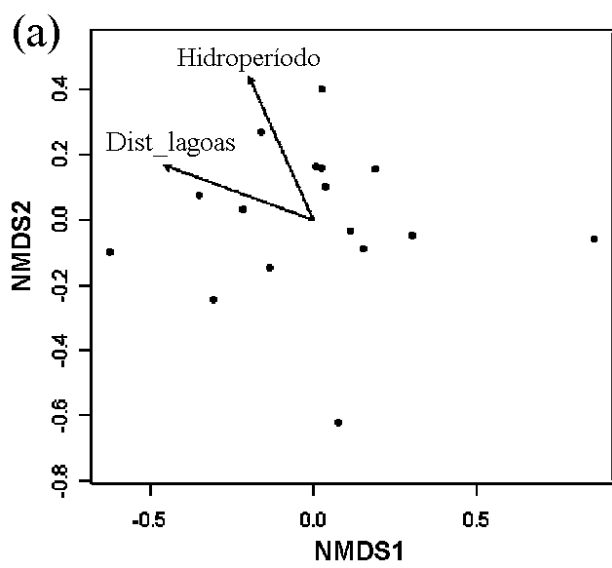
10 **Figura 3.** Ordenação das áreas úmidas com base na composição de hidrófitas e as  
11 variáveis ambientais relacionadas. A correlação ( $R^2$ ) das variáveis com a ordenação é  
12 apresentada na Tabela 3. (a) Eixos 1 e 2; (b) Eixos 1 e 3; (c) Eixos 2 e 3.

13

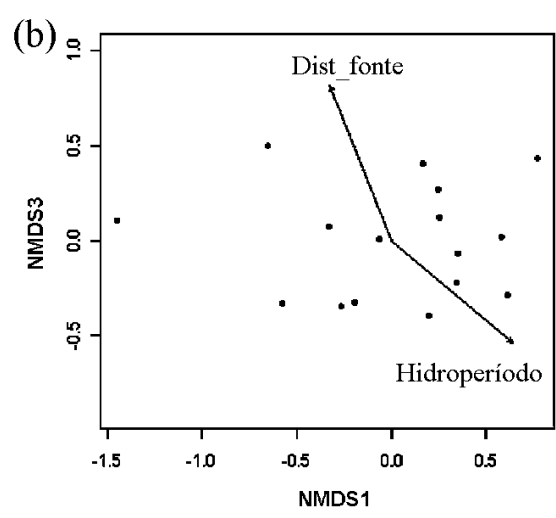
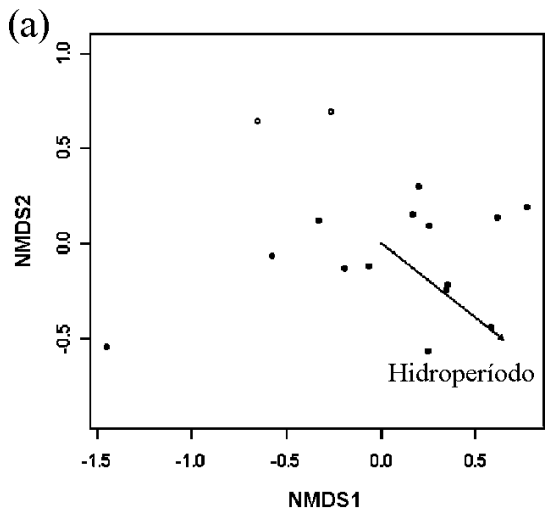
14 **Figura 4.** Ordenação das áreas úmidas com base na composição de anfíbias e as  
15 variáveis ambientais relacionadas. A correlação ( $R^2$ ) das variáveis com a ordenação é  
16 apresentada na Tabela 3. (a) Eixos 1 e 2; (b) Eixos 1 e 3; (c) Eixos 2 e 3.



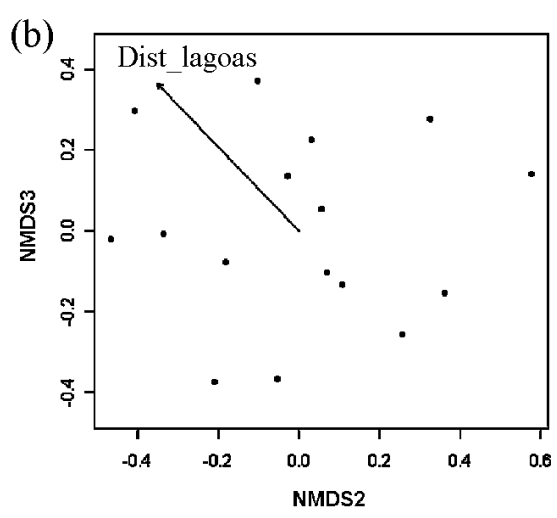
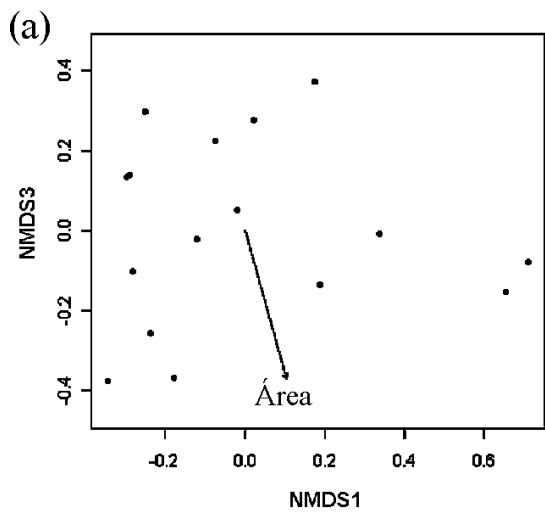
1







1



1

2

1 **4.3. A ameaça da invasão do pinus (*Pinus elliottii* Engelm) na comunidade de macrófitas**  
2 **aquáticas em áreas úmidas do sul do Brasil**

3

4

5 Ana Silvia Rolon<sup>1,2</sup>, Odete Rocha<sup>1</sup> & Leonardo Maltchik<sup>2</sup>

6

7

8 <sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310  
9 São Carlos - São Paulo - Brasil

10 <sup>2</sup> Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS. São Leopoldo, Rio Grande do Sul,  
11 Brasil.

1 **Resumo:** A expansão do pinus na Planície Costeira do sul do Brasil é crítica e seus  
2 impactos na biodiversidade aquática são pouco conhecidos. Nesse estudo nós testamos  
3 as seguintes hipóteses: 1) a invasão de pinus reduz a riqueza de macrófitas aquáticas, 2)  
4 a composição de macrófitas aquáticas é alterada pela presença de pinus, 3) a beta-  
5 diversidade entre as áreas úmidas é determinada principalmente pela substituição de  
6 espécies (*turnover*). Foram realizadas oito coletas (2007-2009) em cinco áreas úmidas  
7 em matriz de pinus e em cinco áreas úmidas em matriz de campo. Um total de 96  
8 espécies de macrófitas aquáticas foi registrado nas 10 áreas úmidas ao longo dos dois  
9 anos estudados. A riqueza de macrófitas em áreas úmidas naturais foi maior do que em  
10 áreas úmidas invadidas e a composição de espécies foi diferente entre áreas úmidas  
11 naturais e áreas invadidas. Nenhuma espécie caracterizou as áreas invadidas, entretanto,  
12 26 espécies foram indicadoras das áreas naturais. A contribuição do aninhamento  
13 equivale significativamente à contribuição da substituição de espécies para a beta-  
14 diversidade de macrófitas aquáticas entre áreas úmidas naturais e invadidas. Os  
15 resultados obtidos nesse estudo sugerem que a invasão do pinus tem um impacto  
16 negativo na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas. A presença do pinus  
17 reduziu a riqueza de macrófitas e alterou a composição das áreas úmidas,  
18 principalmente pela perda de espécies.

19

20 **Palavras-chave:** aninhamento; espécie exótica; hidroperíodo; perda de espécies;  
21 unidade de conservação

22

1 **Abstract:** The expansion of pine in the Coastal Plain of Southern Brazil is critical and  
2 its impacts on aquatic biodiversity are little known. We tested the hypotheses that the  
3 pine occurrence diminishes the aquatic macrophyte richness; the aquatic macrophyte  
4 composition is changed by the presence of pine; and the beta-diversity between  
5 wetlands was determined mainly by species turnover. Eight sampling were carried out  
6 from 2007 to 2009 in five wetlands in pine invasion matrix and five wetlands in native  
7 grassland matrix. In natural wetlands, the total richness was 87 species, followed by 51  
8 species in pine wetlands. From the total richness, 42 species were shared between  
9 natural and pine wetlands. The natural wetlands were richer than the pine wetlands  
10 along the entire study and the composition of macrophyte species was different between  
11 natural and pine wetlands. Comparing the natural wetlands with each other and pine  
12 wetlands with each other, the species turnover was determinant for beta-diversity,  
13 however, when we compared natural and pine wetlands, we found that the nestedness  
14 and species turnover were equivalent for beta-diversity. These results indicate that the  
15 pine occurrence implies in species loss in Southern Brazil wetlands. The change of  
16 hydroperiod may have been one of the causes for the macrophyte species loss. The  
17 removal of pine from areas destined to conservation in Southern Brazil is urgent as well  
18 as a proper management of pine plantations in order to minimize its expansions and  
19 impacts in the aquatic biodiversity, since 90% of its wetlands were already lost.

20 **Keywords:** exotic, species loss, nestedness, wetlands, hydroperiod

## 1 **Introdução**

2

3           As áreas úmidas são locais importantes para a conservação da biodiversidade,  
4 devido a sua alta diversidade biológica e produtividade (Mitsch & Gosselink 2000).  
5 Apesar de sua importância ecológica, a perda global de áreas úmidas no último século  
6 foi superior a 50% (OECD 1996). A agricultura vem sendo apontada como uma das  
7 principais causas da perda de áreas úmidas no mundo e, conseqüentemente, tem  
8 diversos impactos na conservação da diversidade biológica (Czech & Parsons 2002).  
9 Nos últimos anos, algumas espécies de *Pinus* foram introduzidas em diversas partes do  
10 mundo para fins comerciais, como por exemplo, produção de resina, celulose e madeira.  
11 As florestas plantadas representam atualmente 7% da área total de florestas no mundo,  
12 sendo que um quarto dessas florestas plantadas é constituído por espécies exóticas  
13 (FAO 2010). Nos últimos cinco anos, as florestas plantadas tiveram um crescimento de  
14 cerca de 5 milhões de hectares/ano, expandindo-se principalmente em áreas não-  
15 florestadas (FAO 2010). A perda de áreas úmidas em virtude de áreas de florestamento  
16 (estabelecimento de florestas em áreas onde estas não existiam anteriormente) é uma  
17 atividade comum nas regiões temperada e subtropical da América do Sul (Richardson et  
18 al. 1994; Noretto et al. 2005). Além disso, um dado preocupante é que mais de 90% das  
19 florestas plantadas na América do Sul são formadas por espécies introduzidas (FAO  
20 2010).

21           O Brasil contempla aproximadamente a metade da extensão total de áreas  
22 úmidas da América do Sul (Naranjo 1995). Dados conservadores do sul do Brasil  
23 indicam que cerca de 90% das áreas úmidas já foram degradadas no último século. A  
24 fragmentação das áreas úmidas no sul do Brasil é fortemente influenciada pela expansão  
25 agrícola, principalmente pelo cultivo do arroz (Gomes & Magalhães 2004). Entretanto,

1 a taxa de plantação de espécies exóticas tem aumentado dramaticamente desde a década  
2 de 60 devido a incentivos do governo federal. O setor florestal e sua cadeia de  
3 produção, industrialização e comercialização, representam 4,5% do PIB brasileiro  
4 (Hoeflich et al. 1997). Em 2008, a área de florestas plantadas com pinus no Brasil era de  
5 1.867.680 ha. No Rio Grande do Sul, existem 173.163 ha de plantações de pinus,  
6 representando cerca de 30% da área total de florestas plantadas no estado (ABRAF  
7 2009). Todavia, a área de ocupação do pinus é muito maior, já que as áreas de invasão  
8 não foram computadas.

9 A silvicultura de pinus tem diversos impactos sobre os ecossistemas naturais da  
10 América do Sul, principalmente em áreas de campos e dunas, devido ao alto potencial  
11 de invasibilidade nesses ambientes (Richardson et al. 1994; Bustamante & Simonetti,  
12 2005). O potencial de invasibilidade do pinus é preocupante para a conservação da  
13 biodiversidade aquática das áreas úmidas costeiras do sul do Brasil, pois esta é uma das  
14 regiões de maior diversidade de organismos aquáticos do sul do Brasil (Guadagnin &  
15 Maltchik 2007; Rolon et al. 2008; Stenert et al. 2008). Além disso, as áreas úmidas  
16 dessa região estão localizadas em matrizes de dunas e de campos e as condições  
17 ambientais na região, tais como: drenagem do solo, ventos e tempo de cultivo do pinus,  
18 facilitam a dispersão e o estabelecimento dos propágulos dessa espécie exótica  
19 (Richardson et al. 1994). A invasão do pinus ocorre inclusive em áreas destinadas à  
20 conservação da biodiversidade aquática. O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, único  
21 sítio Ramsar do sul do Brasil, é uma importante área para a conservação da  
22 biodiversidade aquática. No entanto, a principal função do parque - conservação da  
23 biodiversidade - pode estar comprometida devido à invasão do pinus. Estima-se que a  
24 área de invasão do pinus no parque seja superior a 2.000 ha e na área de amortecimento,

1 a área de ocupação do pinus é superior a 19.000 ha (Perello et al. 2010). No entanto, o  
2 impacto da invasão do pinus na biodiversidade regional é pouco conhecido.

3 Os impactos ambientais das florestas plantadas têm sido estudados globalmente  
4 (Wallace & Good 1995; Richardson & Rejmánek 2004). Plantios arbóreos em áreas  
5 abertas têm como conseqüências alterações na paisagem e nas condições hidrológicas.  
6 A implantação de florestas para fins comerciais influencia direta e indiretamente a biota  
7 devido a mudanças na estrutura ambiental, *e.g.* isolamento, disponibilidade de recursos,  
8 sombreamento, efeitos alelopáticos e alterações nas condições físicas e químicas do  
9 substrato (Richardson 1998; Parris & Lindenmayer 2004; Bustamante & Simonetti  
10 2005). As mudanças no balanço hídrico decorrem da maior taxa de evapotranspiração  
11 do pinus em relação às espécies herbáceas, a qual implica em uma alteração no  
12 percentual de água disponível no solo e na vazão dos sistemas aquáticos (Lima 1993;  
13 Gao et al. 2009). A conversão de áreas campestres em plantações de pinus pode reduzir  
14 de 20 a 80% a vazão hídrica de uma determinada região (Zhang et al. 2001). Na,  
15 América do sul, a alteração do balanço hídrico em razão da expansão de florestas  
16 plantadas foi verificada no Uruguai e na Argentina (Nosetto et al. 2005; Silveira &  
17 Alonso 2009).

18 A expansão do pinus na Planície Costeira do sul do Brasil é crítica e seus  
19 impactos na biodiversidade aquática são pouco conhecidos. Assumindo que a riqueza e  
20 a composição de macrófitas seja fortemente influenciada pela variação hidrológica  
21 (Maltchik et al. 2007; Rolon et al. 2008) e que as características ambientais determinem  
22 a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas (Rolon & Maltchik 2006; Rolon and  
23 Maltchik 2010), as seguintes hipóteses foram testadas: 1) a invasão de pinus reduz a  
24 riqueza de macrófitas aquáticas, 2) a composição de macrófitas aquáticas é alterada  
25 pela presença de pinus, e 3) a beta-diversidade entre as áreas úmidas é determinada



1 principalmente pela substituição de espécies (*turnover*). Além disso, foi avaliado o  
2 efeito das características físicas e químicas da água e do sedimento na riqueza e na  
3 composição de macrófitas aquáticas.

4

## 5 **Materiais e métodos**

6

### 7 *Área de estudo*

8 A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma região com alta densidade de  
9 áreas úmidas (Maltchik et al. 2003) e alta diversidade de macrófitas aquáticas (Irgang &  
10 Gastal 1996). A área estudada localiza-se no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, único  
11 sítio Ramsar da região sul do Brasil (Figura 1). Esta unidade de conservação, criada em  
12 1986, foi designada sítio Ramsar e Reserva da Biosfera devido à sua importância para a  
13 conservação da biodiversidade. O parque tem uma área de 34.400 ha e protege  
14 ambientes estuarinos e dulciaquícolas, além de ambientes terrestres (*e.g.* dunas, campos  
15 e restinga). Um dos principais problemas do parque é a invasão do pinus. A plantação  
16 dessa espécie exótica foi incentivada na década de 60 por políticas governamentais e,  
17 atualmente, sua expansão é uma das principais ameaças à biodiversidade. Apesar de  
18 esforços para a remoção do pinus da unidade de conservação, o controle dessa espécie a  
19 sua erradicação ainda não foi possível, pois ainda existem remanescentes de plantações  
20 anteriores à criação do parque e, no entorno do mesmo, algumas áreas permanecem  
21 sendo cultivadas com *Pinus elliottii* Engelm para a exploração de resina e madeira.

22 O clima na região é subtropical úmido com temperatura média anual de 17,5 °C,  
23 variando entre 13 °C, no inverno, e 24 °C, no verão. A precipitação média anual varia  
24 entre 1200 e 1500 mm.ano<sup>-1</sup> (Tagliani 1995). As direções predominantes dos ventos

1 são: nordeste ( $5 \text{ m.s}^{-1}$ ) – de setembro a abril – e sudoeste ( $8 \text{ m.s}^{-1}$ ) – de maio a outubro  
2 (Klein 1998).

3

#### 4 *Delineamento amostral*

5

6 Foram realizadas oito coletas entre novembro de 2007 e outubro de 2009 em  
7 cinco áreas úmidas em matriz de pinus – denominadas invadidas – e em cinco áreas  
8 úmidas em matriz de campo – denominadas naturais, nos limites do Parque Nacional da  
9 Lagoa do Peixe (Figura 1). As áreas úmidas foram selecionadas aleatoriamente em um  
10 conjunto de áreas úmidas com tamanhos variando entre 0,3 e 0,5 ha.

11 A localização foi determinada usando GPS (Garmin, GPS III Plus). O  
12 hidroperíodo dos pontos de amostragem foi mensurado pelo número de coletas com a  
13 presença de água superficial (1-8). Para descrever a variabilidade na concentração de  
14 nutrientes da água ao longo do período estudado, foi coletada uma amostra de água  
15 superficial em cada um dos períodos estudados utilizando garrafas de polietileno (500  
16 mL). Todas as amostras foram armazenadas em recipientes escuros e refrigerados e  
17 posteriormente filtradas em laboratório (Whatman<sup>®</sup> GF/F filtros de fibra de vidro,  
18 porosidade de  $0,7 \mu\text{m}$ ). As concentrações de nitrato ( $\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$ ) e fósforo reativo  
19 solúvel ( $\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$ ) foram quantificadas de acordo com APHA (1989). As  
20 características físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade,  
21 potencial de oxi-redução (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS) e turbidez) foram  
22 medidas com o uso de uma sonda (HORIBA U-22 Water Quality Checker).

23 Uma amostra de sedimento de cada área úmida foi coletada em cada um dos  
24 períodos amostrais para análise da granulometria e percentual de matéria orgânica. A  
25 análise granulométrica foi realizada segundo Suguio (1973). Os sedimentos foram

1 classificados em duas categorias: (1) areia (constituído principalmente por partículas  
2 minerais maiores que 0,05mm), e (2) argila (constituído principalmente por partículas  
3 minerais menores que 0,05mm). O percentual de matéria orgânica foi determinado  
4 desidratando-se o sedimento a 60 °C por 24 horas e posteriormente incinerando-o por  
5 cinco horas, em mufla, a 550 °C (Embrapa 2006).

6 A amostragem das macrófitas aquáticas foi realizada por busca visual, que  
7 consiste na análise qualitativa das espécies presentes no local (Convention on Biological  
8 Diversity 2003). A riqueza de macrófitas aquáticas foi quantificada com base em  
9 transectos aleatórios de três minutos. Os transectos não-lineares acompanharam a  
10 variação na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas  
11 amostradas. A amostragem finalizava após seis minutos (dois transectos) sem o registro  
12 de nova espécie. A variação no esforço amostral (amostragem exaustiva) foi necessária  
13 para obter uma melhor medida da riqueza e da composição de macrófitas aquáticas de  
14 cada uma das áreas estudadas (Gotelli & Colwell 2001). Foi utilizada a definição ampla  
15 de macrófitas aquáticas, a qual inclui plantas submersas, flutuantes e emergentes (ervas,  
16 arbustos e árvores) e abrange uma ampla variação taxonômica (algas, briófitas,  
17 pteridófitas e angiospermas).

18

### 19 *Análise dos dados*

20 A riqueza total, em cada área úmida, foi representada pelo número de espécies  
21 acumulado nos oito períodos amostrais. As diferenças na riqueza de espécies entre áreas  
22 úmidas naturais e invadidas ao longo do período estudado foram testadas utilizando  
23 ANOVA para medidas repetidas. A análise foi executada no SPSS (2002). O teste de  
24 Levene verificou a homogeneidade da variância e o teste de esfericidade de Mauchy

1 verificou a premissa de esfericidade, a proporcionalidade entre a matriz de covariância e  
2 a matriz identidade. Assumindo a esfericidade, nenhum ajuste foi aplicado ao teste F.

3 A diferença entre as variáveis ambientais medidas (nitrato, fósforo reativo solúvel,  
4 percentual de matéria de orgânica, pH, OD, ORP, TDS, turbidez, condutividade e  
5 hidroperíodo) nas áreas úmidas naturais e invadidas foi comparada por teste t ( $P < 0,05$ ).  
6 A análise foi realizada com os valores médios dos oito períodos amostrais. As dez  
7 variáveis ambientais foram reduzidas por Análise de Componentes Principais (PCA).  
8 Para a ordenação (PCA) foram utilizados os valores médios das oito coletas e todas as  
9 variáveis foram padronizadas pelo z-escore. Posteriormente, a influência das variáveis  
10 ambientais na riqueza total de macrófitas foi analisada por regressão linear múltipla  
11 usando os escores dos três primeiros eixos do PCA. O melhor modelo foi selecionado  
12 pelo critério de Akaike (AIC - Akaike 1974) e pelo método de seleção em ambas as  
13 direções. As análises foram realizadas no programa estatístico R versão 2.9.0 (R  
14 Development Core Team 2009).

15 A influência das variáveis ambientais na composição de espécies foi avaliada pela  
16 Análise de Correspondência Canônica (CCA). A análise de ordenação direta foi  
17 realizada utilizando os valores de frequência de ocorrência das espécies nas áreas  
18 úmidas ao longo do período estudado. A frequência de ocorrência variou de zero  
19 (localmente ausente) a oito (presente nos oito eventos amostrais). Somente espécies que  
20 ocorreram em mais de uma área úmida foram utilizadas na análise. As variáveis  
21 ambientais foram representadas pelos escores dos três eixos da PCA. A significância do  
22 modelo e dos eixos foi testada por permutações (9999 permutações). O melhor modelo  
23 foi selecionado pelo critério de Akaike (AIC – Akaike 1974) pelo método em ambas as  
24 direções.

1 Uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) foi  
2 usada para comparar diferenças na composição de espécies entre áreas úmidas naturais e  
3 invadidas. Para avaliar a diferença na composição entre as áreas úmidas foi utilizada a  
4 matriz de distância Euclidiana e 9999 permutações para validar a significância do  
5 modelo. A Análise de Espécies Indicadoras (Dufrene & Legendre 1997) foi realizada  
6 para determinar quais espécies discriminavam as áreas úmidas (naturais e invadidas),  
7 com teste de permutação (9999 permutações). As análises foram realizadas utilizando os  
8 pacotes vegan (Oksanen et al. 2009) e labdsv (Roberts 2007) no programa estatístico R  
9 versão 2.9.0 (R Development Core Team 2009).

10 A beta diversidade e sua partição nos componentes de substituição de espécies  
11 (Simpson dissimilarity index) e aninhamento (Nestedness dissimilarity index) foram  
12 calculadas de acordo com os índices propostos por Baselga (2010). Em seu trabalho,  
13 Baselga (2010) propôs a partição da beta-diversidade ( $\beta_{sor}$  - Sorensen pairwise  
14 dissimilarity) em dois componentes: 1) substituição ( $\beta_{sim}$  - Simpson pairwise  
15 dissimilarity), que indica uma mudança na composição devido a diferentes conjuntos de  
16 espécies entre os pares analisados; e 2) aninhamento ( $\beta_{nes}$  - Nestedness-resultant  
17 dissimilarity), que indica a perda de espécies entre pares analisados, isto é, as espécies  
18 das áreas mais pobres são um subconjunto das áreas mais ricas. As análises foram  
19 realizadas no programa estatístico R versão 2.9.0 (R Development Core Team 2009)  
20 utilizando a função “beta-pairwise R” disponibilizadas por Baselga (2010). Os valores  
21 de beta-diversidade dos componentes de substituição de espécies ( $\beta_{sim}$ ) e de  
22 aninhamento ( $\beta_{nes}$ ) gerados pela análise das 10 áreas estudadas foram separadas em  
23 três grupos: pares de áreas úmidas naturais (10 pares), pares de áreas úmidas invadidas  
24 (10 pares) e pares de áreas úmidas natural-invadida (25 pares). Os valores de  $\beta_{sim}$  e  
25  $\beta_{nes}$  foram comparados através de teste-t pareado em cada um dos três grupos

1 determinados anteriormente. Foi utilizada a abordagem unicaudal, pois nosso objetivo  
2 foi testar se o componente determinado pela substituição de espécies era maior do que o  
3 componente gerado pelo aninhamento.

4

## 5 **Resultados**

6

7 Um total de 96 espécies de macrófitas aquáticas foi registrado nas 10 áreas  
8 úmidas ao longo dos dois anos estudados (Tabela 1). Nas áreas úmidas naturais a  
9 riqueza total foi de 87 espécies e nas áreas úmidas invadidas a riqueza total foi de 51  
10 espécies. Do total de macrófitas encontradas, 45 espécies foram exclusivas das áreas  
11 úmidas naturais e 42 espécies foram compartilhadas entre áreas úmidas naturais e  
12 invadidas (Tabela 1). Nas áreas naturais a riqueza de plantas aquáticas variou de 29 a 42  
13 espécies, enquanto que nas áreas invadidas a riqueza variou de 9 a 18 espécies.

14 As espécies mais freqüentes nas áreas úmidas foram: *Hydrocotyle bonariensis*  
15 Lam. e *Juncus pallescens* Lam., presentes em todas as áreas úmidas, seguidas das  
16 espécies *Centella asiatica* (L.) Urb., *Cyperus haspan* L. e *Drosera brevifolia* Pursh,  
17 presentes em 90% delas (Tabela 1). As espécies compartilhadas por todas as áreas  
18 naturais foram: *Centella asiatica* (L.) Urb., *Cyperus haspan* L., *Drosera brevifolia*  
19 Pursh, *Eriocaulon modestum* Kunth, *Hydrocotyle bonariensis* Lam., *Ischaemum minus*  
20 J.Presl, *Juncus microcephalus* Kunth, *Juncus pallescens* Lam., *Killinga vaginata* Lam.,  
21 *Nymphoides indica* (L.) Kuntze, *Polygonum punctatum* Elliott, *Scirpus submersus* C.  
22 Wright, *Sphagnum* sp. e *Xyris jupicai* Rich.. As espécies compartilhadas por todas as  
23 áreas úmidas invadidas foram: *Hydrocotyle bonariensis* Lam., *Juncus pallescens* Lam. e  
24 *Rynchosphora brittonii* Gale.

1 A riqueza de macrófitas aquáticas variou temporalmente (ANOVA para Medidas  
2 Repetidas;  $F_{7,56} = 3,511$ ;  $P=0,003$ ; Figura 2), no entanto, não houve interação entre o  
3 tempo e o tipo de área úmida na riqueza de espécies ( $F_{7,56}=1,662$ ;  $P=0,137$ ; Figura 2). A  
4 riqueza de macrófitas em áreas úmidas naturais foi maior do que em áreas úmidas  
5 invadidas pelo pinus ( $F_{1,8} = 35,015$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 2)

6 O sedimento de todas as áreas úmidas foi classificado como arenoso (71 a 98%).  
7 Das variáveis ambientais analisadas, o hidroperíodo, o total de sólidos dissolvidos, o  
8 oxigênio dissolvido e a condutividade foram maiores nas áreas úmidas naturais,  
9 enquanto que, o potencial de oxi-redução foi maior nas áreas úmidas invadidas ( $P < 0,05$ )  
10 (Tabela 2). As variáveis ambientais ( $n=10$ ) foram reduzidas a três componentes  
11 principais, os quais explicaram 80,2% da variação nas características ambientais. O  
12 primeiro componente resumiu 48,1% da variação e esteve negativamente relacionado ao  
13 hidroperíodo, sólidos totais dissolvidos, condutividade, oxigênio dissolvido, pH e  
14 percentual de matéria orgânica e positivamente relacionado ao potencial de oxi-redução  
15 (Tabela 2). O segundo componente explicou 18,5% da variação e esteve positivamente  
16 relacionado à concentração de nitrato e fósforo reativo solúvel (Tabela 2). O terceiro  
17 componente explicou 13,6% da variação e esteve negativamente associado à turbidez  
18 (Tabela2). A riqueza de macrófitas esteve relacionada negativamente ao primeiro  
19 componente e positivamente ao segundo componente ( $R^2_{adj}=0,8462$ ,  $F_{2,7}=25,75$ ,  
20  $P < 0,001$ ).

21 O modelo mais robusto da CCA, segundo o AIC, foi gerado utilizando os escores  
22 dos PC1 e PC3 como variáveis ( $P=0,002$ ). Os dois eixos canônicos explicaram 41,6%  
23 da variação na composição de espécies. O primeiro eixo da CCA explicou 27,9% da  
24 variação ( $P=0,002$ ) e o segundo eixo explicou 13,7% da variação ( $P=0,041$ ) (Figura 3).  
25 A correlação espécie-ambiente foi de 0,993 para o primeiro eixo e 0,961 para o segundo

1 eixo. O primeiro componente (PC1 - hidropérido, sólidos totais dissolvidos,  
2 condutividade, oxigênio dissolvido, pH, percentual de matéria orgânica e potencial de  
3 oxi-redução) esteve relacionado ao primeiro eixo da CCA e o terceiro componente (PC3  
4 - turbidez) esteve relacionado ao segundo eixo da CCA (Figura 3). O gradiente  
5 representado pelo primeiro eixo da CCA separou as áreas úmidas invadidas pelo pinus  
6 das áreas úmidas naturais. A composição de macrófitas aquáticas foi diferente entre  
7 áreas úmidas naturais e áreas invadidas ( $F_{1,8}=9,0736$ ;  $P<0,001$ ). Nenhuma espécie  
8 caracterizou as áreas úmidas invadidas, entretanto, 26 espécies foram indicadoras das  
9 áreas úmidas naturais ( $P<0,05$ , Tabela 1).

10 A beta-diversidade resultante da substituição de espécies (turnover) invadidas foi  
11 superior ao valor de beta-diversidade resultante do aninhamento de espécies  
12 (nestedness) entre pares de áreas úmidas naturais (natural-natural:  $t=10,152$ ;  $P<0,001$ ) e  
13 entre pares de áreas úmidas invadidas (invadida-invadida:  $t=6,477$ ,  $P<0,001$ , Figura 4).  
14 Entretanto, considerando pares de áreas úmidas natural-invadida, o valor de beta-  
15 diversidade determinado pelo aninhamento não difere significativamente do valor  
16 resultante da substituição de espécies (natural-invadida:  $t=-1,412$ ;  $P=0,085$ , Figura 4).

17

## 18 **Discussão**

19

20 A diversidade de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas investigadas (96  
21 espécies) abrangeu uma parcela significativa da diversidade de macrófitas aquáticas do  
22 sul do Brasil - 170 espécies - e da região costeira - 105 espécies (Rolon et al. 2004;  
23 Rolon et al. 2008). Na região estudada, áreas úmidas invadidas por pinus tiveram uma  
24 baixa diversidade de macrófitas aquáticas - 51 espécies. Além disso, a menor riqueza de  
25 macrófitas aquáticas nas áreas úmidas invadidas foi observada ao longo de todo o



1 período estudado (2 anos). Este resultado indicou que a menor da riqueza de macrófitas  
2 nas áreas de pinus foi um padrão independente da variação temporal na riqueza de  
3 macrófitas.

4 A invasão de espécies exóticas pode alterar a composição das comunidades  
5 biológicas pela perda de espécies nas áreas invadidas ou pela mudança nas espécies que  
6 compõem a comunidade (McKinney 2004). Baselga (2010) destacou que a variação na  
7 beta-diversidade entre ecossistemas reflete esses dois importantes processos ecológicos,  
8 a substituição de espécies e o aninhamento. Determinar a contribuição de cada um  
9 desses processos ecológicos na beta-diversidade tem importantes implicações para o  
10 manejo das espécies. Locais com beta-diversidade gerada principalmente pela  
11 substituição de espécies nos sugerem uma alta diversidade regional (diversidade  $\gamma$ ),  
12 enquanto que, locais onde a beta-diversidade resulta principalmente do aninhamento,  
13 indicam uma redução no número de espécies ao longo de um gradiente ambiental.  
14 Comparando-se as áreas úmidas naturais entre si e as áreas úmidas invadidas entre si  
15 verificamos que a substituição de espécies foi determinante para a beta-diversidade,  
16 representando aproximadamente 80 e 75% da beta-diversidade total. No entanto,  
17 quando comparamos áreas naturais com áreas invadidas observamos que o aumento  
18 relativo do aninhamento equivaleu significativamente à contribuição da substituição de  
19 espécies para a beta-diversidade. Esse resultado indica que a invasão do pinus nas áreas  
20 úmidas do sul do Brasil implica na perda de espécies de macrófitas aquáticas.

21 Outros resultados obtidos nesse estudo corroboram a redução no número de  
22 espécies nos locais invadidos pelo pinus. Das 51 espécies registradas nas áreas  
23 invadidas, 42 espécies foram também encontradas em áreas úmidas naturais, sugerindo  
24 que algumas espécies que anteriormente habitavam esses sistemas aquáticos foram  
25 perdidas, permanecendo nas áreas invadidas apenas as espécies mais resistentes às

1 alterações ambientais geradas pela invasão de pinus. A maioria das espécies presentes  
2 nas áreas invadidas é classificada como oportunista por Lorenzi (2000). Além disso, a  
3 ausência de espécies indicadoras nas áreas úmidas invadidas mostra que ainda não  
4 existe uma composição de espécies de macrófitas aquáticas típica para esses ambientes.  
5 Por outro lado, as espécies de macrófitas aquáticas que caracterizaram os ambientes  
6 naturais, podem ser as espécies mais afetadas pela invasão de pinus, isto é, as primeiras  
7 a serem perdidas com a expansão dessa espécie invasora.

8 O hidroperíodo foi uma das variáveis determinantes para a riqueza e composição  
9 de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas estudadas. A alteração no regime hidrológico  
10 é uma das conseqüências da invasão do pinus, principalmente em áreas de campo e  
11 dunas (Jobbágy & Jackson 2004; Buytaert et al. 2007). O hidroperíodo vem sendo  
12 considerado um dos principais fatores que estruturam a comunidade de macrófitas  
13 aquáticas (Van Geest et al. 2005; Schott et al. 2005; Maltchik et al. 2007) podendo ter  
14 uma contribuição tão importante quanto o tamanho da área úmida (Brose 2001; Rolon et  
15 al. 2008). No presente estudo, o hidroperíodo foi menor nas áreas úmidas invadidas, e  
16 essa redução do tempo de permanência de água superficial pode ser uma das principais  
17 causas da menor riqueza de macrófitas aquáticas nas áreas invadidas por pinus, e por  
18 conseqüência, da alteração na composição da comunidade de macrófitas aquáticas  
19 nessas áreas.

20 Outras variáveis ambientais relacionadas à riqueza e à composição de macrófitas  
21 aquáticas foram: condutividade, TDS, OD, pH, potencial de oxi-redução e percentual de  
22 matéria orgânica. A riqueza também foi determinada também pela concentração de  
23 nutrientes da água (nitrato e fósforo reativo solúvel), enquanto que, a composição foi  
24 influenciada pela turbidez. As variáveis ambientais que diferiram entre as áreas úmidas  
25 naturais e as áreas invadidas por pinus foram TDS, OD, condutividade e potencial de

1 oxi-redução, sendo determinantes também para a riqueza e composição de macrófitas  
2 aquáticas. Contudo, é importante ressaltar que a influência dessas variáveis atua em  
3 conjunto com outras, e que o efeito individual de cada variável ambiental não pode ser  
4 avaliado através de nossas análises. Diversos estudos verificaram a influência das  
5 variáveis físicas e químicas da água e do sedimento na riqueza e composição de  
6 macrófitas aquáticas (Bini et al. 1999; Heegaard et al. 2001; Lougheed et al. 2001;  
7 James et al. 2005; Rolon & Maltchik 2006; Rolon et al. 2008). A relação entre as  
8 características da água e do sedimento e a estrutura na comunidade de macrófitas não é  
9 consensual na literatura (James et al. 2005; Murphy et al. 2003; Makela et al. 2004),  
10 inclusive no sul do Brasil (Rolon & Maltchik 2006; Rolon et al. 2008; Rolon &  
11 Maltchik 2010). Nas áreas úmidas do sul do Brasil, alguns estudos indicam uma relação  
12 positiva entre condutividade e riqueza e composição de macrófitas (Rolon & Maltchik  
13 2006), assim como verificado no presente estudo.

14 Além da condutividade, as maiores concentrações de nitrato e fósforo na água  
15 estiveram relacionadas à maior diversidade de macrófitas aquáticas nas áreas estudadas,  
16 resultados semelhantes aos encontrados por James et al. (2005) para espécies hidrófitas  
17 em lagos rasos. Outro fator associado à comunidade de macrófitas aquáticas foi o pH,  
18 sendo positivamente relacionado à maior riqueza de macrófitas aquáticas. Embora  
19 diversos estudos apontem as acículas de pinus como uma das causas da acidificação do  
20 solo e da água, nesse estudo, as áreas úmidas com a presença de pinus não apresentaram  
21 valores de pH diferenciados daqueles das áreas úmidas naturais.

22 Os resultados obtidos nesse estudo sugerem que a invasão do pinus tem um  
23 impacto negativo na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas. As áreas úmidas  
24 invadidas por essa espécie apresentaram uma redução na riqueza de macrófitas  
25 aquáticas e mudanças na sua composição de espécies. A alteração do hidroperíodo pode

1 ter sido uma das causas da perda de espécies nas áreas úmidas invadidas, no entanto,  
2 outros fatores como, o sombreamento e isolamento promovidos pelos pinus nessas áreas  
3 podem ter contribuído também para esse resultado. O pinus comprovadamente altera a  
4 estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas, por isso é urgente a necessidade de  
5 realizar remoção dessa espécie nas áreas destinadas à conservação. Assim como, o  
6 plantio dessa espécie deve ser manejado de forma a minimizar a sua expansão e evitar  
7 impactos na biodiversidade aquática. A conservação dos ecossistemas aquáticos e a  
8 adoção de manejos que reduzam os impactos das atividades humanas na biodiversidade  
9 aquática são práticas extremamente necessárias no sul do Brasil, onde mais de 90% das  
10 áreas úmidas já foram perdidas.

11

## 12 **Referências bibliográficas**

- 13 ABRAF (2009). ABRAF statistical yearbook 2009: base year 2008. ABRAF, Brasília
- 14 Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. IEEE Trans  
15 Automat Contr 19:716–723
- 16 APHA (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.  
17 American Public Health Association, Washington
- 18 Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta  
19 diversity. Global Ecol Biogeogr 19:134-143
- 20 Bini LM, Thomaz SM, Murphy KJ, Camargo AFM (1999) Aquatic macrophyte  
21 distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir,  
22 Brazil. Hydrobiologia 415:147-154
- 23 Brose U (2001) Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for  
24 vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland.  
25 Ecography 24:722-730

- 1 Bustamante RO, Simonetti JA (2005) Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in  
2 Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biol Invasions* 7:243-  
3 249
- 4 Buytaert W, Iñiguez V, Bièvre B (2007) The effects of afforestation and cultivation on  
5 water yield in Andean páramo. *For Ecol Manage* 251:22-30
- 6 Convention on Biological Diversity (2003) Report of the expert meeting on methods  
7 and guidelines for the rapid assessment of biological diversity of inland water  
8 ecosystems. Eighth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on  
9 Biological Diversity, Montreal, CA.  
10 [http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-  
11 en.pdf](http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-<br/>11 en.pdf). Accessed 01 August 2010
- 12 Czech HA, Parsons KC (2002) Agricultural wetlands and waterbirds: a review.  
13 *Waterbirds* 25:56-65
- 14 Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for  
15 a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345-366
- 16 EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2006) Centro Nacional de  
17 Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa Solos, Rio  
18 de Janeiro.
- 19 FAO (2010) Global Forest Resources Assessment. [www.fao.org/forestry/fra2010](http://www.fao.org/forestry/fra2010).  
20 Accessed 10 June 2010
- 21 Gao Z, Zhang Z, Zhang X (2009) Responses of water yield to changes in vegetation at a  
22 temporal scale. *Front For China* 4:53–59
- 23 Gomes AS, Magalhães Jr. AMD (2004) Arroz Irrigado no Sul do Brasil. Embrapa,  
24 Pelotas

- 1 Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the  
2 measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* 4:379-391
- 3 Guadagnin DL, Maltchik L (2007) Habitat and landscape factors associated with  
4 Neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodivers  
5 Conserv* 16:1231-1244
- 6 Heegaard E, Birks HH, Gibson CE, Smith SJ, Wolfe-Murphy S (2001) Species-  
7 environmental relationship of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquat Bot*  
8 70:175-223
- 9 Hoeflich VA, Schaitza EG, Couto AJ, Oliveira EB (1997) Cadeia produtiva de *Pinus* na  
10 região sul do Brasil: um diagnóstico preliminar. Comunicado Técnico. Colombo,  
11 EMBRAPA- CNPF, 19:1-6
- 12 Irgang BE, Gastal Jr. CVS (1996) Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS.  
13 Porto Alegre
- 14 James CS, Fisher J, Russell V, Collings S, Moss B (2005) Nitrate availability and  
15 hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshw Biol* 50:1049-1063
- 16 Jobbágy E, Jackson RB (2004) Groundwater use and salinization with grassland  
17 afforestation. *Global Change Biol* 10:1299-1312.
- 18 Klein AHF (1998) Clima regional. In: Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP (eds) Os  
19 ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. *Ecocientia*, Rio Grande,  
20 pp 5-7
- 21 Lima WP (1993) Impacto Ambiental do Eucalipto. EDUSP, São Paulo
- 22 Lorenzi H (2000) Plantas daninhas do Brasil : terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas.  
23 Plantarum, Nova Odessa.

- 1 Loughheed VL, Crosbie B, Chow-Fraser P (2001) Primary determinants of macrophyte  
2 community structure in 62 marshes across the Great Lakes basin: latitude, land use,  
3 and water quality effects. *Can J Fish Aquat Sci* 58:1603-1612
- 4 Mäkelä S, Huitu E, Arvola L (2004) Spatial patterns in aquatic vegetation composition  
5 and environmental covariates along chains of lakes in the Kokemäenjoki watershed  
6 (S. Finland). *Aquat Bot* 80:253-269
- 7 Maltchik L, Costa ES, Becker CG, Oliveira AE (2003) Inventory of wetlands of Rio  
8 Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas: Botânica* 53:89-100.
- 9 Maltchik L, Rolon AS, Schott P (2007) Effects of hydrological variation on the aquatic  
10 plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. *Limnology*  
11 8:23-28.
- 12 McKinney ML (2004) Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of  
13 sampling and exotic species richness. *Biol Invasions* 6:495–504.
- 14 Mitsch WJ, Gosselink JG (2000) *Wetlands*. John Wiley and Sons, New York
- 15 Murphy KJ, Dickinson G, Thomaz SM, Bini LM, Dick K, Greaves K, Kennedy MP,  
16 Livingstone S, McFerran H, Milne JM, Oldroyd J, Wingfield RA (2003) Aquatic  
17 plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the  
18 upper Rio Paraná, Brazil. *Aquat Bot* 77:257-276.
- 19 Naranjo, L.G., 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands.  
20 *Vegetatio* 118:125-129.
- 21 Noretto M, Jobbágy E, Paruelo JM (2005) Land-use change and water losses: the case  
22 of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global*  
23 *Change Biol* 11:1101-1117.

1 OECD (1996) Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable  
2 use of tropical and subtropical wetlands. Organization for Economic Co-operation  
3 and Development, Paris

4 Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O'Hara B, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH,  
5 Wagner H (2009) vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-2.,  
6 <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

7 Parris KM, Lindenmayer DB (2004) Evidence that creation of a *Pinus radiata*  
8 plantation in south-eastern Australia has reduced habitat for frogs. Acta Oecol  
9 25:93-101

10 R Development Core Team (2009) R: A language and environment for statistical  
11 computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0,  
12 <http://www.R-project.org>

13 Richardson DM (1998) Forestry Trees as Invasive Aliens. Conserv Biol 12:18-26.

14 Richardson DM, Rejmánek M (2004) Conifers as invasive aliens: a global survey and  
15 predictive framework. Divers Distrib 10:321-331

16 Richardson DM, Willians PA, Hobbs RJ (1994) Pine invasions in the Southern  
17 Hemisphere: determinants of spread and invadability. J Biogeogr 21:511-527

18 Roberts DW (2007) labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R  
19 package version 1.3-1., <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>

20 Rolon AS, Lacerda T, Maltchik L, Guadagnin DL (2008) The influence of area, habitat  
21 and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in  
22 southern Brazil wetlands. J Veg Sci 19:221-228

23 Rolon AS, Maltchik L (2006) Environmental factors as predictors of aquatic  
24 macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. Hydrobiologia  
25 556:221-231.



- 1 Rolon AS, Maltchik L (2010) Does flooding of rice fields after cultivation contribute to  
2 wetland plant conservation in southern Brazil? *Appl Veg Sci* 13:26-35
- 3 Rolon AS, Maltchik L, Irgang B (2004) Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas  
4 úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia* 26:17-35
- 5 Schott P, Rolon AS, Maltchik L (2005) The dynamics of macrophytes in an oxbow lake  
6 of the Sinos River basin in south Brazil. *Verh Int Ver Theor Angew Limnol* 29:815-  
7 820
- 8 Silveira L, Alonso J (2009) Runoff modifications due to the conversion of natural  
9 grasslands to forests in a large basin in Uruguay. *Hydrol Process* 23:320-329.
- 10 SPSS (2002) Software package. Statistical Package for Social Sciences, Chicago
- 11 Stenert C, Bacca RC, Mostardeiro CC, Maltchik L (2008) Environmental predictors of  
12 macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Mar Freshw*  
13 *Res* 59:540-548
- 14 Suguio K (1973) *Introdução à Sedimentologia*. Edgard Blucher, São Paulo
- 15 Tagliani PRA (1995) *Estratégia de Planificação Ambiental para o Sistema Ecológico da*  
16 *Restinga da Lagoa dos Patos - Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. Ph.D.  
17 Thesis, Universidade Federal de São Carlos
- 18 Van Geest GJ, Coops H, Roijackers RMM, Buijse AD, Scheffer M (2005) Succession  
19 of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes.  
20 *J Appl Ecol* 42:251-260
- 21 Wallace HL, Good JEG (1995) Effects of afforestation on upland plant communities  
22 and implications for vegetation management. *For Ecol Manage* 79:29-46.
- 23 Zhang L, Dawes WR, Walker GR (2001) Response of mean annual evapotranspiration  
24 to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour Res* 37:701–708.



	Soják			
	<i>Scirpus submersus</i> C. Wright	100*	60	80
	<i>Scleria distans</i> Poir.	40	0	20
DROSERACEAE	<i>Drosera brevifolia</i> Pursh	100*	100	100
ERIOCAULACEAE	<i>Eriocaulon modestum</i> Kunth	100*	40	70
FABACEAE	<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd	20	0	10
	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	60*	0	30
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	40	0	20
	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Burkart	20	0	10
	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	20	0	10
HALORAGACEAE	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	20	0	10
JUNCACEAE	<i>Juncus bufonius</i> L.	20	0	10
	<i>Juncus marginatus</i> Rostk.	60	0	30
	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	100*	40	70
	<i>Juncus pallescens</i> Lam.	100*	100	100
JUNCAGINACEAE	<i>Triglochin striata</i> Ruiz & Pav.	0	20	10
LENTIBULARIACEAE	<i>Utricularia foliosa</i> L.	20	0	10
	<i>Utricularia gibba</i> L.	80*	20	50
	<i>Utricularia praelonga</i> A.St.-Hil. & Girard	20	0	10
	<i>Utricularia subulata</i> L.	100*	20	60
	<i>Utricularia tricolor</i> A.St.-Hil.	40	0	20
LYCOPODIACEAE	<i>Lycopodium alopecuroides</i> L.	20	0	10
MAYACACEAE	<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl.	80	20	50
MELASTOMATAACEAE	<i>Tibouchina asperior</i> (Cham.) Cogn.	20	0	10
	<i>Tibouchina cisplatensis</i> Cogn.	0	20	10
MENYANTHACEAE	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	100*	60	80
MYRSINACEAE	<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	20	0	10
	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michx.) Greuter & Burdet	20	0	10
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara	20	0	10
	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H.Raven	20	20	20
PLANTAGINACEAE	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell	80*	20	50
	<i>Callitriche rimosa</i> Fassett	80*	20	50
	<i>Micranthemum umbrosum</i> (Walter ex J.F.Gmel.) S.F.Blake	60	20	40
POACEAE	<i>Andropogon arenarius</i> Hack.	20	40	30
	<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase	0	60	30
	<i>Briza subaristata</i> Lam.	20	20	20
	<i>Eragrostis</i> sp.	40	0	20
	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	20	0	10
	<i>Ischaemum minus</i> J.Presl	100*	60	80
	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	60	20	40
	<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J.F.Gmel.	80*	40	60
	<i>Paspalum</i> sp.1	0	40	20
	<i>Paspalum</i> sp.2	20	0	10
	<i>Paspalum</i> sp.3	20	0	10
	<i>Paspalum</i> sp.4	60	20	40
	<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	20	0	10
	<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	80	80	80
POLYGALACEAE	<i>Polygala leptocaulis</i> Torr. & A.Gray	60	40	50
	<i>Polygala timoutoides</i> Chodat	0	20	10
POLYGONACEAE	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	100*	20	60
PONTEDERIACEAE	<i>Pontederia cordata</i> L.	20	0	10
POTAMOGETONACEAE	<i>Potamogeton spirilliformis</i> Hagstr.	20	0	10

RANUNCULACEAE	<i>Ranunculus flagelliformis</i> Sm.	80*	20	50
RICCIACEAE	<i>Riccia stenophylla</i> Spruce	20	0	10
	<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) Corda	20	0	10
SALVINIACEAE	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	40*	0	20
SPHAGNACEAE	<i>Sphagnum</i> sp.	100*	40	70
XYRIDACEAE	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	100*	40	70
	<i>Xyris tortula</i> Mart.	0	20	10

---

1

1 Tabela 2 – Conjunto de variáveis ambientais analisadas nas áreas úmidas. Valores médios ( $\pm$  desvio padrão) e intervalo de variação nas áreas  
 2 úmidas naturais e invadidas e os escores das variáveis nos três primeiros eixos da ordenação (PCA). Os asteriscos indicam as variáveis que  
 3 diferiram significativamente entre áreas naturais e invadidas por pinus ( $P < 0,05$ ).

	Naturais		Invadidas		Escores da ordenação		
	Média ( $\pm$ D.P.)	Intervalo	Média ( $\pm$ D.P.)	Intervalo	PC1 48,1%	PC2 18,5%	PC3 13,6%
Condutividade ( $\text{mS.cm}^{-1}$ )*	10,02 (4,14)	6,88-16,94	5,65 (1,09)	4,63-7,29	-0,80034	0,089549	-0,45391
OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )*	10,29 (0,79)	9,51-11,34	8,78 (0,86)	7,32-9,46	-0,69638	-0,36209	0,461341
ORP (mV)*	253,91 (20,19)	232,94-284,33	308,46 (11,75)	288,79-319-17	0,867141	0,129767	-0,00899
pH	6,63 (0,23)	6,38-6,95	6,28 (0,46)	5,53-6,71	-0,63509	-0,5946	0,329025
TDS ( $\text{g.L}^{-1}$ )*	0,06 (0,03)	0,04-0,11	0,04 (0,01)	0,03-0,05	-0,80846	0,076937	-0,44826
Turbidez (NTU)	61,64 (23,19)	39,85-96,25	79,46 (55,54)	27,25-172,5	0,167708	-0,35514	-0,49073
Nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,38 (0,05)	0,32-0,92	0,57 (0,23)	0,35-0,46	-0,49096	0,72293	0,187516
Fósforo reativo solúvel ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,05 (0,01)	0,05-0,17	0,08 (0,05)	0,05-0,06	-0,54472	0,696972	-0,01129
Matéria Orgânica (%)	1,60 (1,01)	0,74-3,01	1,76 (0,86)	0,76-2,85	-0,53144	-0,31632	-0,45157
Hidroperíodo (meses)*	3,8 (1,92)	7-8	7,8 (0,45)	2-7	-0,88568	-0,01988	0,292906

4

1 **Legendas das figuras**

2

3 Figura 1 – Localização das áreas úmidas estudadas. Os círculos preenchidos  
4 representam as áreas úmidas invadidas (I1 a I5) e os quadrados vazados representam as  
5 áreas úmidas naturais (N1 a N5).

6

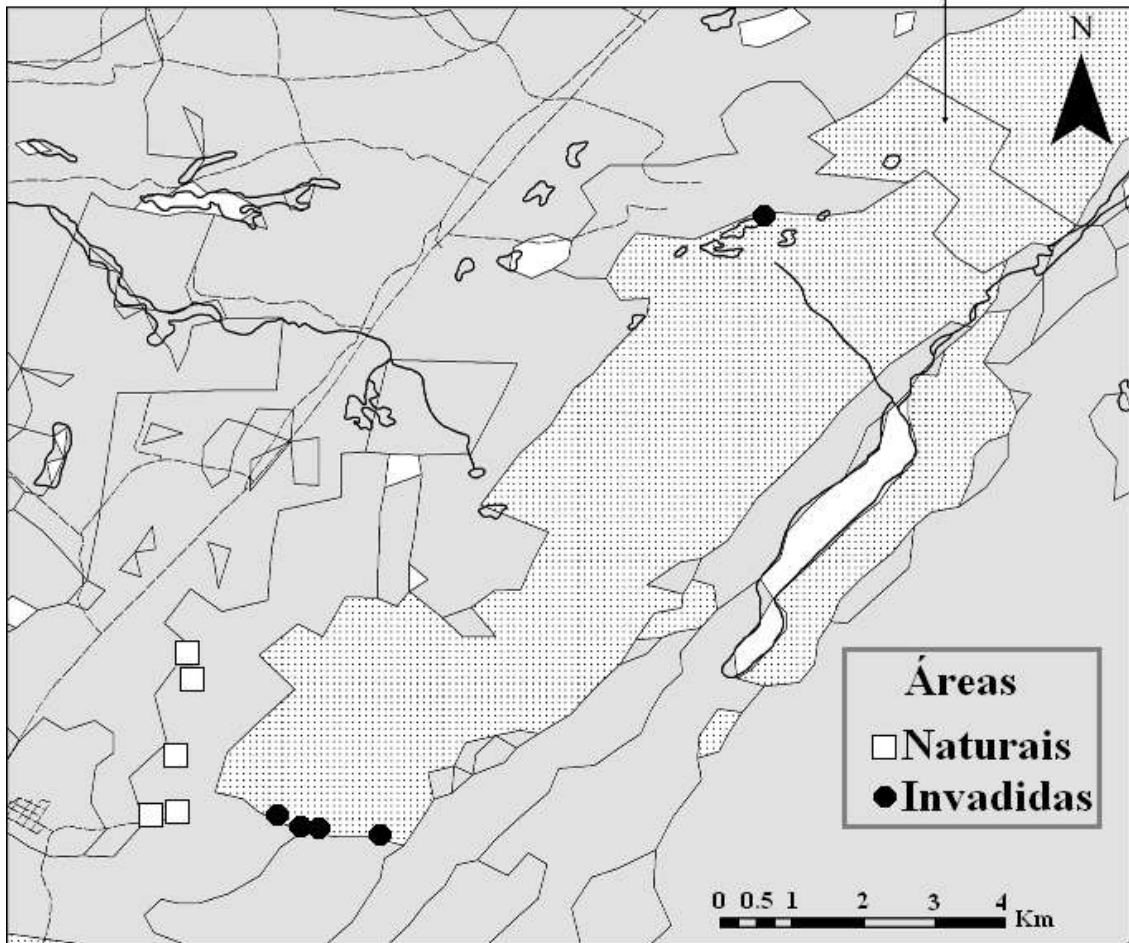
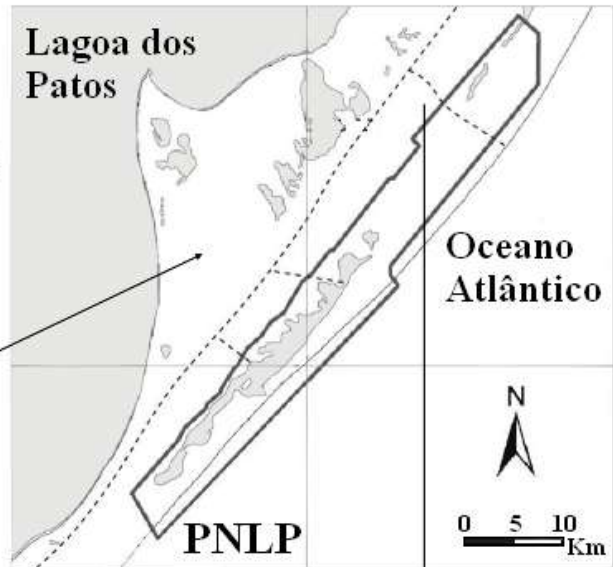
7 Figura 2 – Variação da riqueza média de macrófitas ( $\pm$  E.P.) nas áreas úmidas naturais e  
8 invadidas ao longo do período estudado (2007-2009).

9

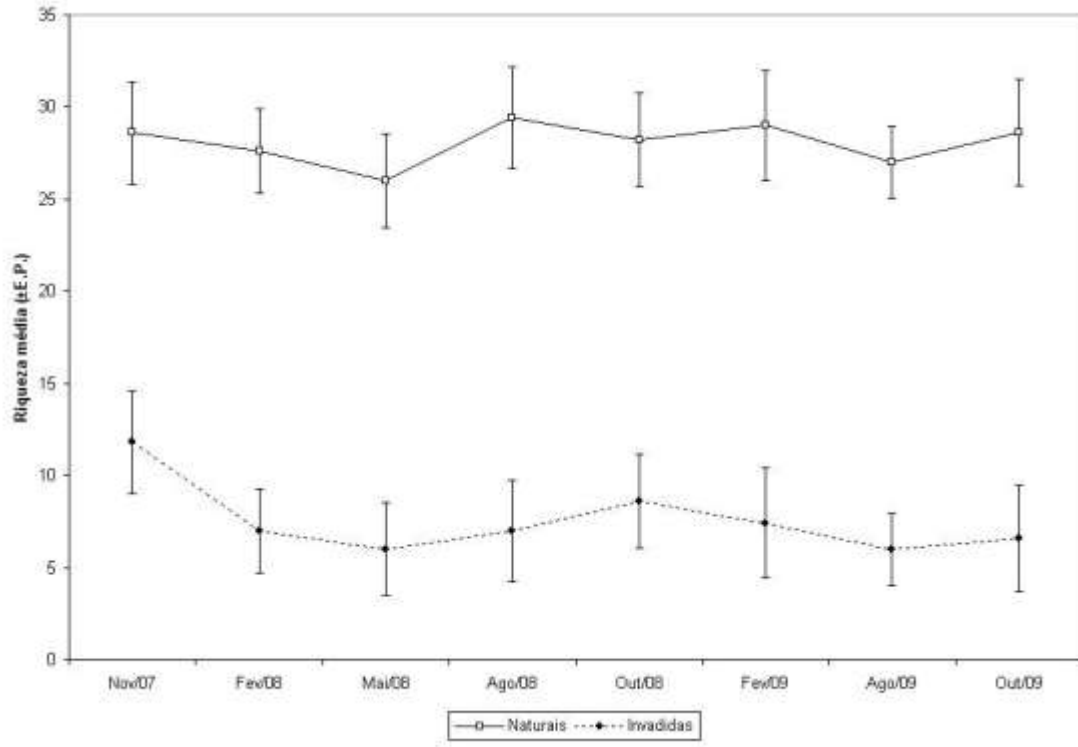
10 Figura 3 – Ordenação das áreas úmidas com base na composição de espécies e  
11 correlação com as variáveis ambientais.

12

13 Figura 4 – Partição da beta diversidade nos componentes de substituição de espécies ( $\beta$ -  
14 simpson) e aninhamento ( $\beta$ -nestedness) nos três grupos comparados: natural-natural,  
15 invadida-invadida e natural-invadida. As barras indicam a porcentagem de variação  
16 explicada por cada componente.

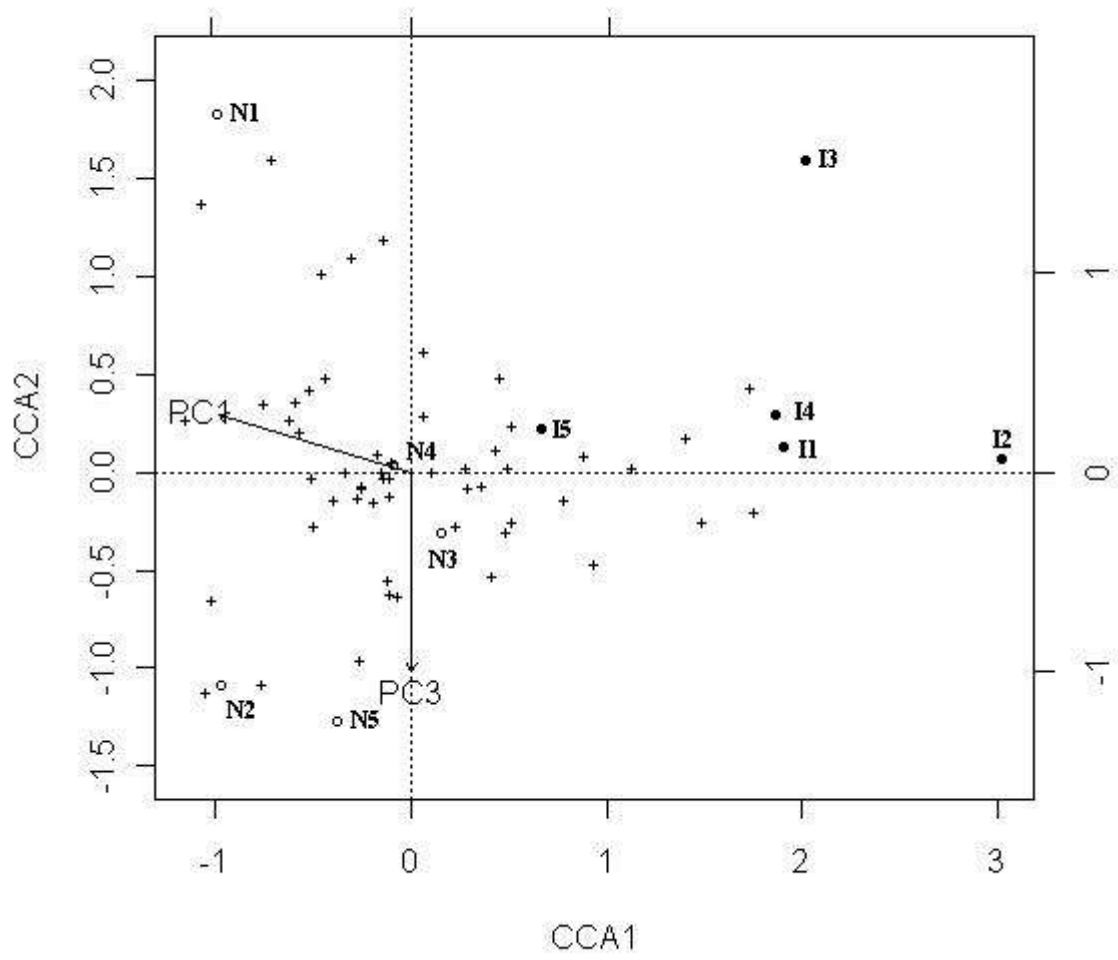


1

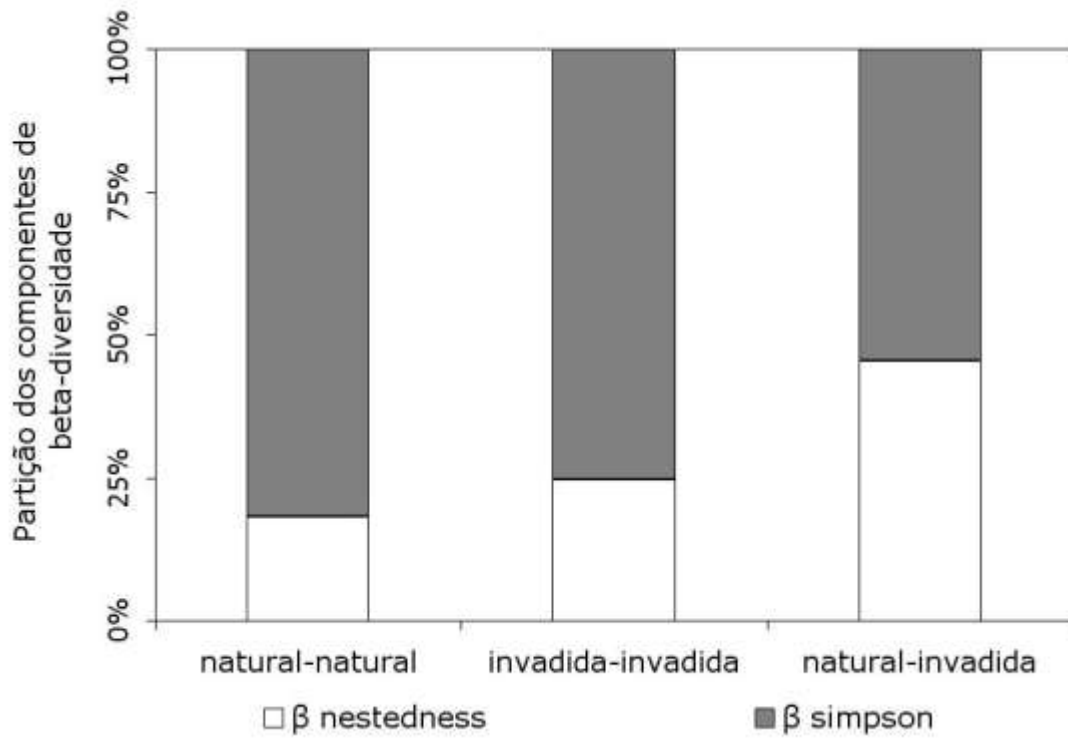


1





1



1

1 **4.4. Influência do manejo da barreira arenosa na riqueza e composição de**  
2 **macrófitas aquáticas da planície de inundação da Lagoa do Peixe, sítio Ramsar do**  
3 **sul do Brasil**

4

5

6 Ana Silvia Rolon<sup>1,2</sup>, Odete Rocha<sup>1</sup> & Leonardo Maltchik<sup>2</sup>

7

8

9 <sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís, km 235 - SP-310  
10 São Carlos - São Paulo - Brasil

11 <sup>2</sup> Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS. São Leopoldo, Rio Grande do  
12 Sul, Brasil.

1 **Resumo:** A Lagoa do Peixe tem sua conexão com o mar aberta artificialmente todos os  
2 anos no final do inverno. Entretanto, esse manejo vem sendo realizado sem avaliar os  
3 impactos da abertura da barra na biodiversidade aquática do parque. As seguintes  
4 questões foram testadas nesse estudo: 1) A riqueza e a composição de macrófitas  
5 aquáticas da planície de inundação da Lagoa do Peixe variam temporalmente com a  
6 abertura e fechamento da barra ? 2) O padrão de variação da comunidade de macrófitas  
7 varia com a abertura e fechamento da barra? Um total de oito coletas foi realizado entre  
8 novembro de 2007 e outubro de 2009 em quatro áreas úmidas localizadas na planície de  
9 inundação da Lagoa do Peixe que recebiam influência da abertura artificial da barra e  
10 em quatro áreas úmidas sem a influência da abertura da barra. Os resultados obtidos  
11 nesse estudo indicam que apesar de a abertura artificial da barra não alterar a riqueza de  
12 espécies de macrófitas na planície de inundação da Lagoa do Peixe, a abertura afeta a  
13 dinâmica da composição de espécies de macrófitas aquáticas. A variação hidrológica  
14 relacionada a esse manejo pode ser o fator responsável pela mudança contínua na  
15 composição de espécies da planície de inundação, especialmente na sua porção  
16 meridional. Para evitar impactos na conservação de macrófitas a abertura artificial da  
17 barra deve ser considerada com cautela, principalmente em anos de estiagem.

18

19 **Palavras-chave:** abertura da barra, parque nacional, plantas aquáticas, planície de  
20 inundação

1 **Abstract:** The Lagoa do Peixe has its connection with the sea artificially opened every  
2 year at the end of winter. However, this management has been carried out without the  
3 evaluation of the impact of this opening in the park's aquatic biodiversity. The  
4 following questions were tested in this study: 1) Do the richness and aquatic  
5 macrophyte composition of the floodplain of Lagoa do Peixe present variation with the  
6 artificial sandbar breaching? 2) Does the pattern of community variation change with  
7 the sandbar breaching and closing? A total of eight temporal samples were realized  
8 between November 2007 and October 2009 in four wetlands situated at the floodplain  
9 that were under influence of artificial sandbar breaching. The results show that although  
10 the artificial sandbar breaching does not affect the aquatic macrophyte richness at the  
11 floodplain, it affects the dynamics of species composition. The hydrological variation  
12 related to this management can be the main factor of the continuous change in the  
13 species composition in the floodplain, especially in the southern portion. In order to  
14 avoid impacts in the macrophyte conservation, the artificial sandbar breaching should be  
15 considered carefully, especially during dry years.

16

17 **Keywords:** sandbar breaching, national park, aquatic plants, floodplain wetlands

## 1 **Introdução**

2

3           As áreas úmidas são ecossistemas prioritários para conservação, pois sustentam  
4 altos níveis de produtividade e diversidade biológica (Mitsch & Gosselink 2000).  
5 Apesar dessa importância, grandes extensões de áreas úmidas já foram perdidas ou  
6 tiveram suas funções ecológicas comprometidas (Shine & Klemm 1999). As áreas  
7 úmidas costeiras estão sendo exploradas economicamente há séculos (e.g. pesca,  
8 agricultura, recreação, transporte) (Lotze et al. 2006). Grandes extensões de regiões  
9 costeiras têm sido urbanizadas nos últimos anos e a taxa de degradação das áreas  
10 úmidas nessas regiões é elevada (Kennish 2002). No final do século 20, a perda global  
11 das áreas úmidas costeiras era de cerca de 1% ao ano (Hoozemans et al. 1993). Essa  
12 taxa pode ser ainda mais elevada nas regiões costeiras da Ásia, África e América do Sul,  
13 em função do menor controle no uso e ocupação de terra (Kennish 2002).

14           Entre as diversas classes de áreas úmidas costeiras, as lagoas apresentam  
15 características hidrológicas e geomorfológicas que influenciam a dinâmica temporal das  
16 comunidades aquáticas (Esteves et al. 2008). As lagoas costeiras são ecossistemas rasos  
17 e sua conexão com o mar (permanente ou periódica) é devida à ruptura de barreiras  
18 arenosas formadas com a deposição de sedimento pela maré (Gönenç & Wolflin 2004).  
19 As lagoas costeiras despertam grande interesse econômico, principalmente pelo recurso  
20 pesqueiro. Em virtude disso, sua conexão com o mar é manejada em diversas partes do  
21 mundo por interesses econômicos - África do Sul (Bally 1987), Austrália (Griffiths  
22 1999; Gladstone et al. 2006) e Brasil (Suzuki et al. 1998). Entretanto, as consequências  
23 desse manejo para a estrutura das comunidades aquáticas têm sido pouco estudadas.  
24 Alguns estudos indicam que a mudança na salinidade e na profundidade da água são os

1 principais fatores relacionados à mudança na estrutura das comunidades aquáticas das  
2 áreas úmidas manejadas (Suzuki et al. 1998; Santangelo et al. 2007).

3 O Brasil apresenta um dos litorais mais extensos do mundo - aproximadamente  
4 7500 km (Diegues 1999). A ocupação desordenada na região costeira acarreta diversos  
5 impactos que resultam na degradação dos habitats e na perda de sua biodiversidade  
6 (Diegues 1999; Esteves et al. 2008). Nesse sentido, ações voltadas à conservação das  
7 lagoas costeiras e de sua biodiversidade têm sido consideradas prioritárias nas recentes  
8 políticas voltadas ao meio ambiente no Brasil (Barbosa et al. 2004; Esteves et al. 2008).  
9 O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP) é uma das principais unidades de  
10 conservação costeira do sul do Brasil. O parque protege uma variedade de áreas úmidas  
11 continentais, estuarinas e marinhas, garantindo a sobrevivência de uma ampla  
12 diversidade de espécies de vários grupos de organismos, inclusive de espécies  
13 ameaçadas de extinção (Perello et al. 2010). A Lagoa do Peixe, situada no parque,  
14 abriga 29 espécies de aves migratórias austrais e boreais, uma das maiores riquezas de  
15 aves migratórias do Brasil (Nascimento 1995). Essa condição deu ao Parque o caráter de  
16 importância internacional pela Convenção de Ramsar, e se destaca por ser o único  
17 parque protegido pela Convenção de Ramsar da região sul do Brasil. Além disso, o  
18 PNLP integra diversas redes de proteção de aves aquáticas do mundo, como por  
19 exemplo, a *Western Hemisphere Shorebird Reserve Network*.

20 A Lagoa do Peixe tem sua conexão com o mar aberta artificialmente todos os  
21 anos, no final do inverno. Esse manejo, conhecido como abertura da barra, ocorre há  
22 mais de 150 anos com a finalidade de suprir as necessidades de pescadores tradicionais  
23 e pecuaristas (Saint Hilaire 1987; Knak 2004). A abertura artificial da barra visa a  
24 entrada de larvas de camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) e a redução da água na  
25 planície de inundação para aumentar a área de pasto para o gado. Tal manejo vem sendo

1 realizado sem avaliar os impactos da abertura da barra na biodiversidade aquática do  
2 parque.

3 Estudos que avaliem a dinâmica temporal das comunidades aquáticas nas áreas  
4 úmidas influenciadas pela abertura da barra são de extrema importância para a gestão  
5 dos recursos naturais do parque. Nesse sentido, este estudo visou avaliar a influência da  
6 abertura artificial da barra na dinâmica de macrófitas da planície de inundação da Lagoa  
7 do Peixe. Assumindo que a hidrologia da planície de inundação está fortemente  
8 associada à abertura e fechamento da barra e que a riqueza e a composição de  
9 macrófitas são fortemente influenciadas por variações hidrológicas (Maltchik et al.  
10 2007; Rolon et al. 2008), as seguintes questões foram levantadas: 1) A riqueza e a  
11 composição de macrófitas aquáticas da planície de inundação da Lagoa do Peixe variam  
12 temporalmente com a abertura e fechamento da barra? 2) O padrão de alterações na  
13 comunidade de macrófitas varia com a abertura e fechamento da barra?

14

## 15 **Materiais e métodos**

16

### 17 *Área de estudo*

18 A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é uma região com alta concentração de  
19 áreas úmidas (Maltchik 2003) e alta diversidade de macrófitas aquáticas (Irgang &  
20 Gastal 1996). A área de estudo localiza-se no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, único  
21 sítio Ramsar da região sul do Brasil (Figura 1). O parque foi criado em 1986, com uma  
22 área de 34.400 ha protegendo ambientes estuarinos e dulciaquícolas, além de ambientes  
23 terrestres (*e.g.* dunas, campos e restinga). A abertura da barra é realizada artificialmente  
24 no final do inverno (agosto/setembro) e o fechamento da conexão ocorre naturalmente  
25 pela ação dos ventos e maré entre os meses de fevereiro e março. A abertura artificial da



1 barra foi iniciada antes da criação do parque e ainda é realizada em virtude de interesses  
2 dos pecuaristas e pescadores artesanais residentes na área do parque, uma vez que,  
3 menos de 9% do parque foi desapropriado (Perello et al., 2010). Esse manejo é efetuado  
4 conjuntamente pelo ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da  
5 Biodiversidade e pelas Prefeituras dos municípios de Mostardas e Tavares. A abertura  
6 da barra é feita mecanicamente, com o uso de retro-escavadeira (200 metros de  
7 comprimento e 40 m largura, 1,5 metros de profundidade) e esse processo ocorre  
8 geralmente ao longo de 2 dias.

9 O clima na região é subtropical úmido com temperatura média anual de 17,5 °C,  
10 variando entre 13 °C, no inverno, e 24 °C, no verão. A precipitação média anual varia  
11 entre 1200 e 1500 mm.ano<sup>-1</sup> (Tagliani 1995). As direções predominantes dos ventos  
12 são: nordeste (5 m.s<sup>-1</sup>) – de setembro a abril – e sudoeste (8 m.s<sup>-1</sup>) – de maio a outubro  
13 (Klein 1998).

14

#### 15 *Delineamento amostral*

16 Um total de oito coletas foi realizado entre novembro de 2007 e outubro de 2009  
17 em quatro áreas úmidas localizadas na planície de inundação da Lagoa do Peixe que  
18 recebiam influência da abertura artificial da barra e em quatro áreas úmidas sem a  
19 influência da abertura da barra. O período amostral iniciou em um ano no qual a barra  
20 não fechou. Em 2008, a abertura artificial da barra ocorreu em 27 de agosto e, em 2009,  
21 a abertura ocorreu em 01 de outubro. A localização das áreas úmidas foi determinada  
22 usando GPS (Garmin, GPS III Plus). A variação da salinidade da água ao longo do  
23 período estudado foi mensurada com sonda (HORIBA U-22 Water Quality Checker). A  
24 hidrodinâmica das áreas estudadas foi classificada em quatro categorias: 0 – áreas  
25 úmidas sem água superficial; 1 – poucas áreas úmidas com água superficial; 2 –

1 diversas áreas úmidas com presença de lâmina de água; 3 – a planície de inundação  
2 totalmente inundada.

3 A amostragem de macrófitas aquáticas foi realizada por busca visual, que consiste  
4 na análise qualitativa das espécies presentes no local (Convention on Biological  
5 Diversity 2003). O esforço amostral foi de 30 minutos em cada uma das áreas  
6 estudadas. Nós utilizamos a definição ampla de macrófitas aquáticas, a qual inclui  
7 plantas submersas, flutuantes e emergentes (ervas, arbustos e árvores) e abrange uma  
8 ampla variação taxonômica (algas, briófitas, pteridófitas e angiospermas).

9

#### 10 *Análise dos dados*

11 A variação na riqueza de espécies ao longo dos dois anos de estudo nas áreas  
12 úmidas com e sem a influência da abertura da barra foi testada por meio de ANOVA  
13 para medidas repetidas, por meio do programa SPSS (2002). A homogeneidade da  
14 variância foi verificada pelo teste de Levene e a premissa de esfericidade - a  
15 proporcionalidade entre a matriz de covariância e a matriz identidade – foi testada pelo  
16 teste de esfericidade de Mauchy. Devido à ausência de esfericidade, foi aplicada a  
17 correção Greenhouse-Geisser para o teste F (von Ende 1993).

18 A variação temporal da composição de espécies nas áreas com e sem influência da  
19 abertura da barra foi avaliada pela Análise de Correspondência Destendenciada (DCA).  
20 A análise de ordenação foi realizada utilizando os valores de frequência de ocorrência  
21 das espécies nas quatro áreas sujeitas à abertura barra e nas quatro áreas sem a  
22 influência da abertura em cada um dos períodos amostrais (n=8). A frequência de  
23 ocorrência variou de zero (ausente) a quatro (presente em todas as áreas úmidas do  
24 grupo). Posteriormente foi realizada uma Análise de Correspondência Destendenciada  
25 (DCA) para as quatro áreas sob influência da abertura da barra. Para essa análise foi

1 considerada a presença e a ausência das espécies em cada uma das áreas ao longo dos  
2 dois anos de coleta (n=8). As análises foram realizadas utilizando o pacote vegan  
3 (Oksanen et al. 2009) no programa estatístico R versão 2.9.0 (R Development Core  
4 Team 2009).

5 Uma Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) foi  
6 usada para comparar diferenças na composição de espécies entre os períodos de barra  
7 aberta e fechada nas quatro áreas sob a influência do manejo. Para avaliar a diferença na  
8 composição entre as áreas úmidas foi utilizada a matriz de distância euclidiana e 9999  
9 permutações para validar a significância do modelo. As análises foram realizadas  
10 utilizando o pacote vegan (Oksanen et al. 2009) no programa estatístico R versão 2.9.0  
11 (R Development Core Team 2009).

12

### 13 **Resultados**

14

15 A salinidade nas áreas úmidas mais próximas à abertura da barra (B1 e B2) variou  
16 de 0 a 0,23% (média=0,05%) ao longo do período estudado e nas áreas úmidas mais  
17 distantes da abertura da barra (B3 e B4) a salinidade variou de 0 a 0,16%  
18 (média=0,03%). A salinidade variou de 0 a 0,01% (média=0,002%) nas áreas sem a  
19 influência da abertura da barra. A condição hidrológica nas áreas úmidas mais próximas  
20 à abertura da barra variou entre as categorias 0 e 2 (Tabela 1) e nas áreas úmidas mais  
21 distantes da abertura da barra variou entre 1 a 3 (Tabela 1). A hidrologia manteve-se na  
22 categoria 2 nas áreas úmidas sem influência da abertura da barra (Tabela 1).

23 Um total de 84 espécies de macrófitas aquáticas foi registrado nas quatro áreas  
24 úmidas sujeitas à abertura da barra ao longo dos dois anos estudados e 82 espécies  
25 foram observadas nas áreas úmidas sem a influência da abertura da barra. Cerca de 40%

1 das espécies registradas nas áreas úmidas sujeitas à abertura da barra foram encontradas  
2 em todos os períodos amostrais, enquanto que, 21% das espécies ocorreram em apenas  
3 um dos períodos amostrais. Já nas áreas sem influência da abertura da barra, 49% das  
4 espécies foram encontradas em todos os períodos amostrais e 17% das espécies ocorreu  
5 em apenas um período amostral.

6 A riqueza total nas áreas úmidas sujeitas à abertura da barra variou de 44 (maio de  
7 2008) a 57 espécies (outubro de 2008) ao longo do período estudado. A riqueza média  
8 de macrófitas aquáticas não variou temporalmente ( $F_{3,272;19,631} = 1,164$ ;  $P=0,351$ ; Figura  
9 2) e não houve interação entre o tempo e o tipo de área úmida (com e sem a influência  
10 do manejo) na riqueza de espécies ( $F_{3,272;19,631} = 0,933$ ;  $P=0,450$ ; Figura 2).

11 Os dois primeiros eixos da ordenação das áreas úmidas com e sem a influência da  
12 abertura da barra ao longo do período estudado explicaram 48,9% da variação na  
13 composição de macrófitas. O primeiro eixo explicou 40,5% da variação e separou as  
14 áreas úmidas com e sem a influência da abertura da barra (Figura 3). O segundo eixo da  
15 ordenação explicou 8,4% da variação na composição e delineou a mudança das espécies  
16 ao longo dos dois anos estudados (Figura 3). As áreas úmidas sujeitas à abertura da  
17 barra estiveram sujeitas a uma mudança contínua na composição de espécies ao longo  
18 do período estudado, enquanto que, nas áreas úmidas sem a influência da abertura da  
19 barra, a mudança na composição de espécie seguiu um padrão cíclico (Figura 3). Além  
20 disso, a dispersão dos pontos indicou que a substituição de espécies ao longo do período  
21 estudado foi maior nas áreas úmidas que tinham influência da abertura barra (Figura 3).

22 Os dois primeiros eixos da ordenação da composição de espécies nas quatro áreas  
23 úmidas sob a influência da abertura da barra explicaram 24,7% da variação na  
24 composição ao longo do período estudado. O primeiro eixo explicou 15% e o segundo  
25 explicou 9,7% da variação na composição de macrófitas aquáticas, e esses dois eixos

1 separaram as quatro áreas úmidas sob influência da abertura da barra (Figura 4). Com  
2 base na dispersão dos pontos, representando as amostragens temporais, verificou-se que  
3 a substituição de espécies nas duas áreas mais próximas à abertura da barra (B1 e B2)  
4 foi maior do que nas demais (Figura 4). Além disso, a mudança na composição de  
5 espécies correspondeu a um padrão contínuo nas áreas úmidas mais próximas à abertura  
6 da barra (B1 e B2), isto é, com pouca similaridade entre a primeira e a última  
7 amostragem temporal (Figura 4). Entretanto, a composição de macrófitas aquáticas foi  
8 similar entre os períodos antes e após a abertura da barra ( $F_{1,6}=0,85979$ ;  $P<0,6279$ ).

9

## 10 **Discussão**

11

12 A conexão entre lagoas costeiras e o mar vem sendo realizada artificialmente em  
13 muitas regiões do mundo visando incrementar recursos pesqueiros e controlar  
14 inundações (Aguiaro & Caramaschi 1995; Saad et al. 2002; Suzuki et al. 2002). A  
15 maioria dos estudos realizados em lagoas costeiras destaca a mudança na composição  
16 das espécies de peixes após a abertura da barra (Griffiths1999; Saad et al. 2002).  
17 Contudo, o efeito do manejo nas comunidades aquáticas da planície de inundação das  
18 lagoas costeiras é desconhecido. A abertura artificial da barra da Lagoa do Peixe é  
19 realizada há mais de 150 anos com o objetivo de reduzir o volume de água na planície  
20 de inundação da lagoa e aumentar a área de pasto (Knak 2004). Entretanto, os efeitos  
21 desse manejo nas comunidades aquáticas do parque ainda são desconhecidos.

22 Os resultados verificados nesse estudo indicaram que a riqueza de plantas  
23 aquáticas não variou temporalmente na planície de inundação da Lagoa do Peixe ao  
24 longo dos dois anos de estudo. A abertura da barra não alterou significativamente a  
25 dinâmica temporal da riqueza de macrófitas. A dinâmica temporal de macrófitas nas

1 áreas sob a influência da abertura da barra foi similar à dinâmica observada nas áreas  
2 úmidas sem a influência da abertura da barra. A porcentagem de espécies constantes ao  
3 longo dos dois anos foi similar entre as áreas úmidas com e sem influência da abertura  
4 da barra (40 e 49% das espécies, respectivamente). A ausência de variação na riqueza de  
5 macroinvertebrados antes e após a abertura da barreira também foi verificada em  
6 estuários australianos (Gladstone et al. 2006).

7         Diversos estudos salientam o efeito da salinidade na estrutura da comunidade de  
8 macrófitas aquáticas em áreas úmidas (Nielsen 2008). Apesar de a salinidade ter variado  
9 entre 0 e 0,23‰ nas áreas úmidas da planície de inundação da Lagoa do Peixe, a  
10 composição de espécies de macrófitas foi caracterizada por espécies de ambientes  
11 dulceaquícolas, similar ao encontrado em outros estudos realizados em áreas palustres e  
12 lacustres do sul do Brasil (Rolon et al. 2010). Todavia, a abertura da barra afetou a  
13 dinâmica da composição de macrófitas aquáticas nas áreas influenciadas pela abertura  
14 da barra. A avaliação temporal da composição de macrófitas indicou a existência de um  
15 processo sucessional nas áreas úmidas sujeitas à abertura da barra. A mudança na  
16 composição de espécies nas áreas úmidas sujeitas à abertura da barra foi contínua ao  
17 longo dos dois anos, por outro lado, a mudança na composição de espécies nas áreas  
18 úmidas sem a influência da abertura da barra seguiu um padrão mais estável ao longo do  
19 estudo. As respostas dos organismos às mudanças nas condições ambientais podem  
20 variar desde mudanças direcionais na composição de espécies ao longo de tempo ou  
21 flutuações temporais devido à perda do equilíbrio (De-Angelis et al. 1985; DeAngelis &  
22 Waterhouse 1987). Nas áreas úmidas sem a influência da abertura da barra, a  
23 composição de espécies exibiu pequenas variações ao longo dos dois anos de estudo e a  
24 similaridade das espécies foi alta entre os oito eventos amostrais. Esse resultado revelou  
25 que a composição de macrófitas foi estável temporalmente nessas áreas úmidas.

1 Entretanto, a composição de espécies apresentou uma maior beta-diversidade entre os  
2 eventos amostrais nas áreas úmidas com influência da abertura da barra e também  
3 apresentou um padrão sucessional na variação da composição de espécies. Esse  
4 resultado sugeriu que a contínua substituição de espécies ao longo do período estudado  
5 pode ser uma resposta à abertura da barra realizada anualmente na Lagoa do Peixe.

6 O padrão sucessional tornou-se mais evidente quando analisamos separadamente  
7 as quatro áreas úmidas com influência da abertura da barra. Nas áreas úmidas mais  
8 próximas à abertura da barra verificou-se uma mudança gradual na composição de  
9 espécies entre o primeiro e o último evento amostral. Nas áreas úmidas mais distantes  
10 da abertura da barra, a comunidade de macrófitas apresentou um padrão temporal mais  
11 estável na variação da composição. Essa diferença na dinâmica temporal da composição  
12 de macrófitas pode estar relacionada à variação nas condições hidrológicas dos quatro  
13 pontos amostrais. A variação das condições hidrológicas pode afetar o estabelecimento,  
14 crescimento e sobrevivência das plantas aquáticas (Blanch et al. 1999; Seabloom et al.  
15 2001). A alternância entre períodos inundados e secos de uma planície de inundação  
16 alterou a composição de espécies de macrófitas aquáticas nas áreas úmidas da Planície  
17 Costeira do sul do Brasil (Schott et al. 2005; Maltchik et al. 2007). Nas áreas úmidas  
18 mais distantes da abertura da barra, a presença de água superficial foi constante durante  
19 todo o período estudado. Entretanto, nas áreas úmidas mais próximas à abertura da  
20 barra, a redução na disponibilidade de água (áreas úmidas sem água superficial ou  
21 poucas áreas inundadas) em metade dos períodos amostrais pode ter determinado essa  
22 menor estabilidade na comunidade de macrófitas aquáticas.

23 Embora a mudança temporal na composição da comunidade de macrófitas  
24 aquáticas sugira o efeito indireto da abertura da barra na dinâmica dessas espécies, a  
25 composição nos períodos de barra aberta e a composição nos períodos de barra fechada

1 não diferiram significativamente entre si. Essa ausência de diferença entre os dois  
2 períodos pode estar relacionada à alta variação na composição dentre de cada um dos  
3 dois períodos estudados. Essa alta variação na composição de espécies de macrófitas e  
4 ausência de diferenças significativas entre os períodos de barra aberta e fechada  
5 indicaram que não existe uma composição de espécies associada a cada um dos  
6 períodos do ciclo de manejo.

7       Ações que visem a conservação das espécies aquáticas do sul do Brasil são  
8 urgentes, considerando a intensa degradação das áreas úmidas nessa região. A adoção  
9 de manejo sem conhecimentos prévios em áreas destinadas à proteção da diversidade  
10 pode ter severos impactos na conservação das espécies. Os resultados obtidos nesse  
11 estudo indicam que apesar de a abertura artificial da barra não alterar a riqueza de  
12 espécies de macrófitas na planície de inundação da Lagoa do Peixe, a abertura afeta a  
13 dinâmica da composição de espécies de macrófitas aquáticas. A variação hidrológica  
14 relacionada a esse manejo pode ser o fator responsável pela mudança contínua na  
15 composição de espécies da planície de inundação, especialmente na sua porção  
16 meridional. Diante de tais informações a abertura artificial da barra deve ser  
17 considerada com cautela, principalmente em anos de estiagem. Essa decisão deve ser  
18 levada em conta, já que a área de estudo é uma das mais importantes unidades de  
19 conservação da região sul do Brasil.

20

## 21 **Referências**

22

23 Aguiaro T, Caramaschi EP (1995) Ichthyofauna composition of three coastal lagoons in  
24 the north of the State of Rio de Janeiro (Brazil). *Arquivos de Biologia e*  
25 *Tecnologia* 38:1181-1189



- 1 Bally R (1987) Conservation problems and management options in estuaries: the Bot  
2 River estuary, South Africa, as a case-history for management of closed estuaries.  
3 *Environmental Conservation* 14:45-51
- 4 Barbosa FAR, Scarano FR, Sabará MG, Esteves FA (2004) Brazilian LTER: Ecosystem  
5 and Biodiversity of Brazilian LTER. *Environmental Monitoring and Assessment*  
6 90:121-133
- 7 Blanch SJ, Ganf GG, Walker KF (1999) Tolerance of riverine plants to flooding and  
8 exposure by water regime. *Regulated Rivers: Research & Management* 15:43–62.
- 9 Convention on Biological Diversity (2003) Report of the expert meeting on methods  
10 and guidelines for the rapid assessment of biological diversity of inland water  
11 ecosystems. Eighth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on  
12 Biological Diversity, Montreal, CA. URL:  
13 [http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-  
14 en.pdf](http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-08/information/sbstta-08-inf-05-<br/>14 en.pdf)
- 15 DeAngelis DL, Waterhouse JC (1987) Equilibrium and nonequilibrium concepts in  
16 ecological models. *Ecological Monographs* 57:1-21
- 17 DeAngelis, DL, Waterhouse JC, Post WM, O'Neill RV (1985) Ecological modelling  
18 and disturbance evaluation. *Ecological Modelling* 29:399-419.
- 19 Diegues AC (1999) Human populations and coastal wetlands: conservation and  
20 management in Brazil. *Ocean & Coastal Management* 42:187-210
- 21 Esteves FA, Caliman A, Santangelo JM, Guariento RD, Farjalla VF, Bozelli RL (2008)  
22 Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity functioning, threats  
23 and conservation management. *Brazilian Journal of Biology* 68:967-981

- 1 Gladstone W, Hacking N, Owen V (2006) Effects of artificial openings of intermittently  
2 opening estuaries on macroinvertebrate assemblages of the entrance barrier.  
3 Estuarine, Coastal and Shelf Science 67:708-720
- 4 Gönenç IE, Wolflin JP (2004) Coastal lagoons: ecosystem processes and modelling for  
5 sustainable use and development. CRC Press, New York
- 6 Griffiths SP (1999) Consequences of artificially opening coastal lagoons on their fish  
7 assemblages. International Journal of Salt Lake Research 8:307-327
- 8 Hoozemans FMJ, Marchand M, Pennekamp HA (1993) A Global Vulnerability  
9 Analysis: Vulnerability Assessment for Population, Coastal Wetlands and Rice  
10 Production on a Global Scale. Delft Hydraulics, the Netherlands.
- 11 Irgang BE, Gastal Jr CVS (1996) Aquatic macrophytes of Coastal Plain of RS. UFRGS,  
12 Porto Alegre
- 13 Kennish MJ (2002) Environmental threats and environmental future of estuaries.  
14 Environmental Conservation 29:78-107.
- 15 Klein AHF (1998) Clima regional. In: Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP (eds) Os  
16 ecossistemas costeiro e marinho do extemo sul do Brasil. Ecoscentia, Rio Grande,  
17 pp 5-7
- 18 Knak RB (org) (2004) Plano de manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe.  
19 IBAMA/FNMA/FURG/NEMA/UFPel. Brasília DF, Brasil: Portaria 012/2004.
- 20 Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidewell SM,  
21 Kirby MX, Peterson CH & Jackosn JBC (2006) Depletion, degradation, and  
22 recovery potential of estuaries and coastal seas. Science 312:1806-1809
- 23 Maltchik L (2003) Three new wetlands inventories in Brazil. Interciencia 28:421-423

- 1 Maltchik L, Rolon AS, Schott P (2007) Effects of hydrological variation on the aquatic  
2 plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. *Limnology*  
3 8: 23-28
- 4 Mitsch WJ, Gosselink JG (2000) *Wetlands*. John Wiley & Sons, New York
- 5 Nascimento ILS (1995) *As aves do Parque Nacional da Lagoa do Peixe*. IBAMA,  
6 Brasília
- 7 Nielsen DL (2008) From fresh to saline: a comparison of zooplankton and plant  
8 communities developing under a gradient of salinity with communities developing  
9 under constant salinity levels. *Marine and Freshwater Research* 59:549-559
- 10 Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O'Hara B, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH,  
11 Wagner H (2009) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.15-2.  
12 <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- 13 Perello LFC, Guadagnin DL, Maltchik L, Menezes RB, Stranz A, Santos JE (2010) Os  
14 desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS. In:  
15 Santos JE, Zanin EM, Moschini LE (Org.) *Faces da Posissemia da Paisagem -*  
16 *Ecologia, Planejamento e Percepção*. Vol. III.. São Carlos, Rima, pp135-151
- 17 R Development Core Team (2009) *R: A language and environment for statistical*  
18 *computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Austria. ISBN 3-  
19 900051-07-0. <http://www.R-project.org>
- 20 Rolon AS, Homem HF, Maltchik L (2010) Aquatic macrophytes in natural and  
21 managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnologica*  
22 *Brasiliensia* 22:133-146
- 23 Rolon AS, Lacerda T, Maltchik L, Guadagnin DL (2008) The influence of area, habitat  
24 and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in  
25 southern Brazil wetlands. *Journal of Vegetation Science* 19:221-228

- 1 Saad AM, Beaumont AC, Caramaschi EP (2002) Effects of artificial canal openings on  
2 fish community structure of Imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro, Brazil.  
3 Journal of Coastal Research 36:634-639
- 4 Saint-Hilaire A (1987) Viagem ao Rio Grande do Sul (1820-1821). Martins Livreiro,  
5 Porto Alegre
- 6 Santangelo JM, Rocha AM, Bozelli,RL, Carneiro LS, Esteves FA (2007) Zooplankton  
7 responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. Estuarine,  
8 Coastal and Shelf Science 71:657-668
- 9 Schott P, Rolon AS, Maltchik L (2005) The dynamics of macrophytes in a oxbow lake  
10 of the Sinos River basin in south Brazil. Verhandlungen der Internationalen  
11 Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 29:815-820.
- 12 Seabloom EW, Maloney KA, Van der Valk AG (2001) Constraints on the establishment  
13 of plants along a fluctuating water-depth gradient. Ecology 82:2216-2232
- 14 Shine C, Klemm C (1999) Wetlands, water and the law: Using law to advance wetland  
15 conservation and wise use. IUCN, Gland.
- 16 SPSS (Statistical Package for Social Sciences) (2002). Software package. SPSS,  
17 Chicago
- 18 Suzuki MS, Figueiredo RO, Castro SC, Silva CF, Pereira EA, Silva JA, Aragon GT  
19 (2002) Sand bar opening in a coastal lagoon (Iguipari) in the northern region of  
20 Rio de Janeiro state: hydrological and hydrochemical changes. Brazilian Journal  
21 of Biology 62:51-62
- 22 Suzuki MS, Ovalle ARC, Pereira EA (1998) Effects of sand bar openings on some  
23 limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon, Brazil.  
24 Hydrobiologia 368:111-122

- 1 Tagliani PRA (1995) Estratégia de planificação ambiental para o sistema ecológico da  
2 Restinga da Lagoa dos Patos-Planície Costeira do Rio Grande do Sul. São Carlos  
3 University (PhD Thesis), São Carlos.
- 4 Von Ende CN (1993). Repeated-measures analysis: Growth and other time dependent  
5 measures. In: Scheiner S, Gurevitch I (eds) The Design and Analysis of Ecological  
6 Experiments. Chapman and Hall, New York, pp 113-137

1 **Tabela 1** – Hidrodinâmica das áreas úmidas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe  
 2 entre 2007-2009. A hidrodinâmica foi classificada nas seguintes categorias: 0 – áreas  
 3 úmidas sem água superficial; 1 – poucas áreas úmidas com água superficial; 2 –  
 4 diversas áreas úmidas com presença de lâmina de água; 3 – a planície de inundação  
 5 totalmente inundada.

Período	Condição da Barra	Próximas à abertura da barra (B1-B2)	Distante da abertura da barra (B3-B4)	Sem influência da barra (A1- A4)
Nov/07	Aberta	2	2	2
Fev/08	Fechada	0	1	2
Mai/08	Fechada	1	2	2
Ago/08	Fechada	2	3	2
Out/08	Aberta	1	2	2
Mar/09	Fechada	1	2	2
Ago/09	Fechada	2	3	2
Out/09	Aberta	2	2	2

1 **Legendas das figuras**

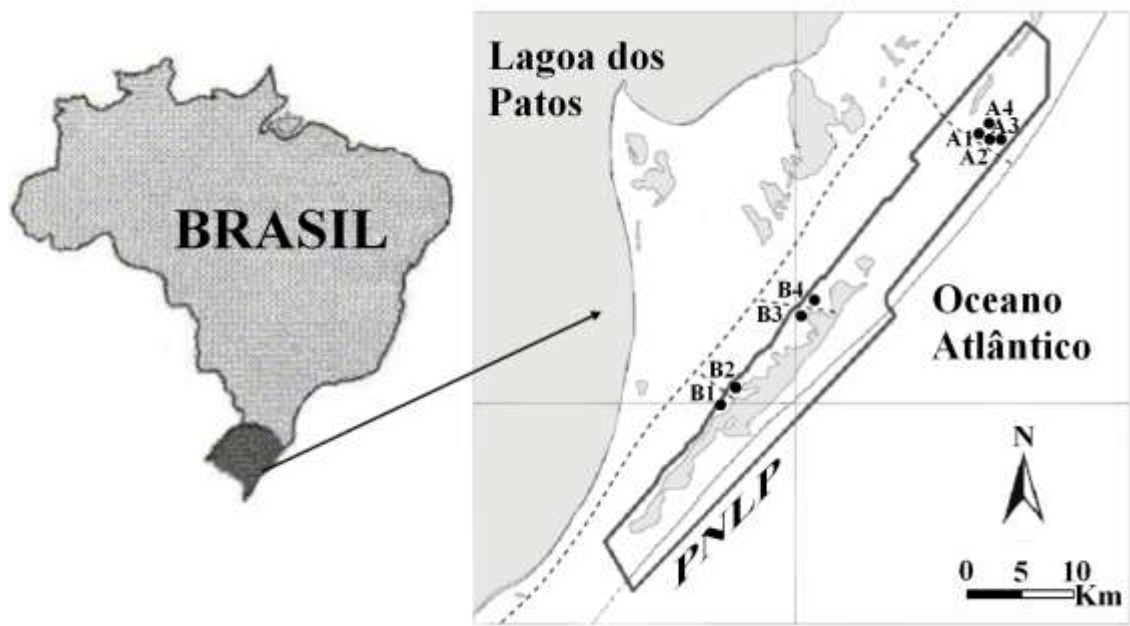
2

3 **Figura 1.** Localização das áreas úmidas sem a influência da abertura da barra (A1-A4) e  
4 das úmidas sob a influência da abertura da barra (B1-B4), o Parque Nacional da Lagoa  
5 do Peixe (PNLP).

6 **Figura 2.** Variação da riqueza das macrófitas aquáticas nas áreas com e sem a  
7 influência da abertura da barra ao longo dos dois anos de estudo (2007-2009).

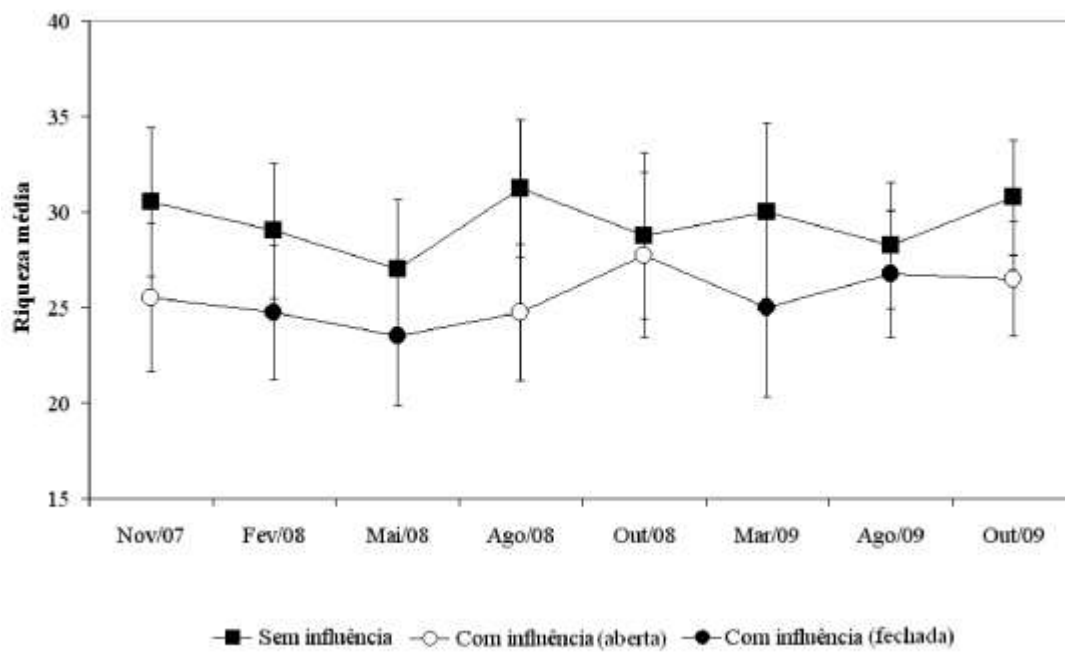
8 **Figura 3.** Ordenação temporal da composição de macrófitas aquáticas nas áreas com e  
9 sem a influência da abertura da barra ao longo dos dois anos de estudo (2007-2009).  
10 t1=Nov/07 (início da observação), t8=Out/09 (fim da observação).

11 **Figura 4.** Ordenação temporal da composição de macrófitas aquáticas nas quatro áreas  
12 com sob a influência da abertura da barra ao longo dos dois anos de estudo (2007-  
13 2009). t1=Nov/07 (início da observação), t8=Out/09 (fim da observação).

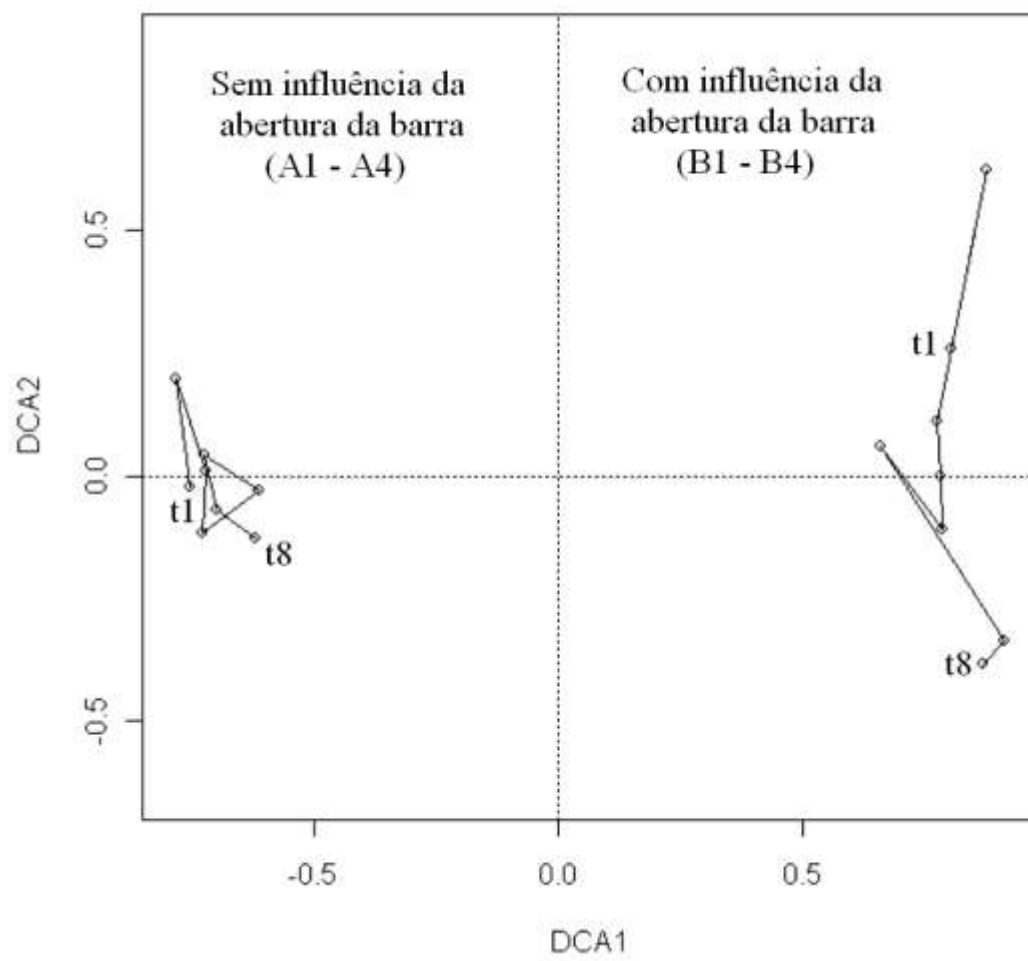


1

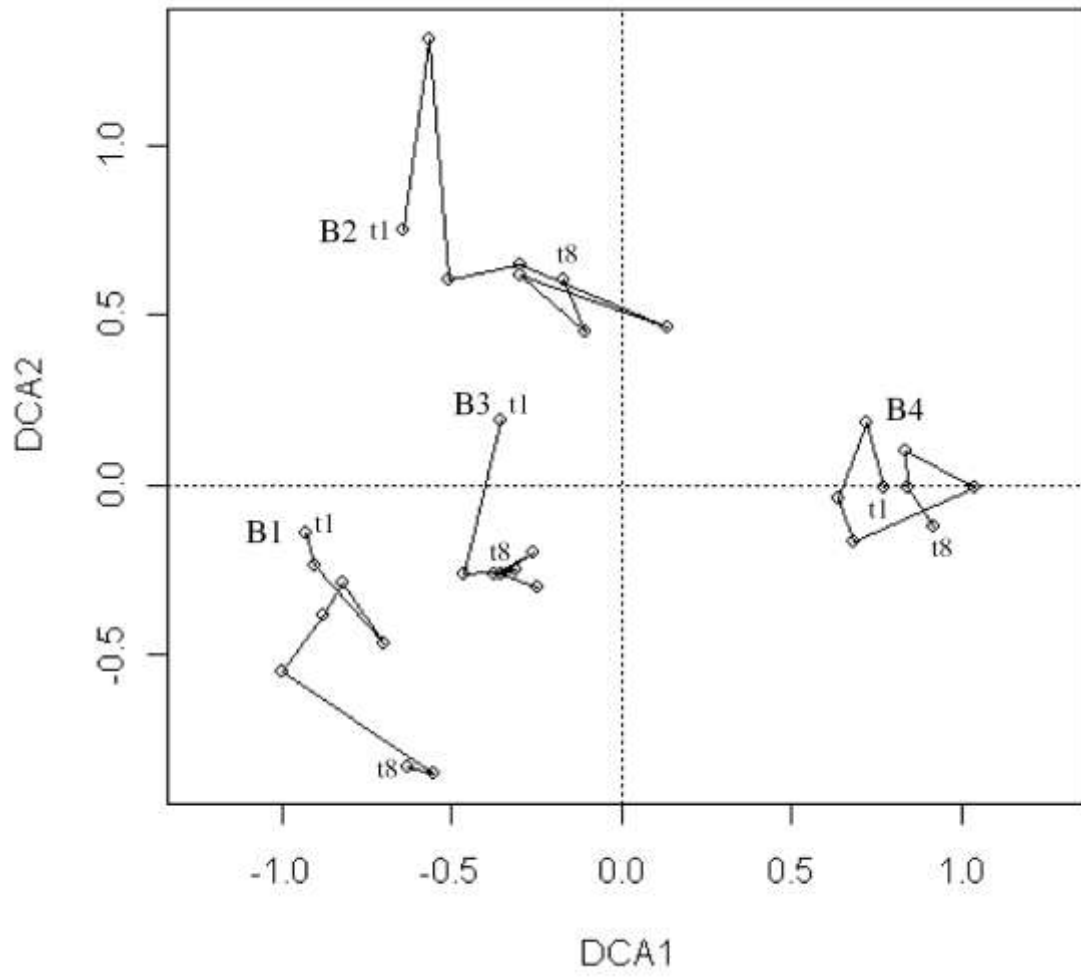




1



1



1

## 1 **5. CONCLUSÕES GERAIS**

2

3 O Parque Nacional da Lagoa do Peixe protege uma grande diversidade de áreas  
4 úmidas e macrófitas aquáticas. A conservação das áreas úmidas e das espécies que delas  
5 dependem tem sido considerada prioritária para proteção da biodiversidade global. As  
6 hipóteses inicialmente definidas nesse estudo tiveram tanto um enfoque teórico  
7 (biogeografia de ilhas), como práticos (invasão do pinus e abertura da barra) e tinham  
8 como principal objetivo gerar informações para a conservação de macrófitas aquáticas  
9 dentro e fora do parque.

10 Na avaliação da dinâmica espacial da comunidade de macrófitas aquáticas em  
11 áreas úmidas costeiras verificou-se que nessas áreas naturais o principal fator que  
12 determinou a organização da comunidade foi o isolamento. Além disso, outros fatores  
13 tais como diversidade de habitats e hidroperíodo também influenciaram a dinâmica da  
14 comunidade. Todavia, o grau de influência dessas características ambientais esteve  
15 relacionado aos diferentes grupos de macrófitas: hidrófitas, palustres e anfíbias. Esses  
16 resultados podem e deve ser comparados aos encontrados em áreas úmidas de paisagens  
17 fragmentadas, visando assim estabelecer propostas de conservação para as áreas úmidas  
18 remanescentes.

19 A invasão do pinus causou um significativo impacto na preservação das  
20 macrófitas do parque. Com base nos dados comparados entre áreas com e sem a invasão  
21 do pinus, verificou-se que a presença dessa espécie exótica na matriz ambiental resultou  
22 na diminuição da riqueza de macrófitas nas áreas invadidas. Além disso, a mudança na  
23 composição está relacionada à perda de algumas espécies menos tolerantes e enquanto  
24 que, espécies oportunistas permaneceram e tendem a compor quase que exclusivamente  
25 a composição da comunidade de macrófitas nas áreas invadidas pelo pinus. A

1 necessidade de erradicação do pinus das áreas do parque é urgente, visto que, esse é um  
2 fator que causa a perda da biodiversidade. O controle dessa espécie no entorno do  
3 parque e em outras áreas do estado também deve ser considerada no planejamento  
4 ambiental.

5 A abertura artificial da barra da Lagoa do Peixe não alterou a riqueza de  
6 macrófitas aquáticas ao longo dos dois anos estudados. Todavia a dinâmica temporal da  
7 composição de espécies foi diferenciada nas áreas com e sem a influência da abertura da  
8 barra. As áreas com influência do manejo exibiram uma mudança constante na  
9 composição de espécies, enquanto que, nas áreas sem a influência do manejo, a variação  
10 na composição da comunidade de macrófitas mostrou-se mais estável. A sucessão de  
11 espécies nas áreas úmidas da planície de inundação da Lagoa do Peixe foi evidente nas  
12 áreas mais próximas à barra. A variação hidrológica conseqüente da abertura da barra  
13 pode ter sido o fator responsável pela mudança contínua na composição de espécies da  
14 planície de inundação da Lagoa do Peixe. A perspectiva da gerência do parque é que  
15 essa atividade seja encerrada no futuro, no entanto, enquanto a abertura artificial da barra  
16 continuar, esse manejo deve ser visto com cautela em anos de estiagem, visto que, a  
17 manutenção da condição hidrológica é um fator importante para a composição de  
18 macrófitas aquáticas.

19 Esses resultados podem fundamentar as ações de manejo de áreas úmidas não  
20 somente protegidas por unidades de conservação, mas principalmente nas áreas não  
21 protegidas. Estudos ecológicos que visem responder quais fatores ambientais são  
22 determinantes para estrutura das comunidades biológicas, assim como levantamentos da  
23 biodiversidade são ferramentas essenciais para a elaboração de propostas de manejo e  
24 conservação dos recursos naturais.