

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE
MESTRADO

EDISON MARTINS DOS SANTOS

**DINÂMICA DE MACROINVERTEBRADOS EM UM LAGO COSTEIRO DO SUL
DO BRASIL (LAGOA DA RESERVA, MOSTARDAS – RS).**

São Leopoldo

2008

EDISON MARTINS DOS SANTOS

**DINÂMICA DE MACROINVERTEBRADOS EM UM LAGO COSTEIRO DO SUL
DO BRASIL (LAGOA DA RESERVA, MOSTARDAS – RS).**

Monografia de dissertação apresentada à UNISINOS
como requisito parcial para obtenção do título de
MESTRE EM BIOLOGIA, área de concentração:
Conservação e Manejo de Ecossistemas e da Vida
Silvestre.

Orientador: Dr. Leonardo Maltchik Garcia

São Leopoldo
2008

EDISON MARTINS DOS SANTOS

**DINÂMICA DE MACROINVERTEBRADOS EM UM LAGO COSTEIRO DO SUL
DO BRASIL (LAGOA DA RESERVA, MOSTARDAS – RS).**

A dissertação intitulada “Dinâmica de Macroinvertebrados em um Lago Costeiro do Sul do Brasil (Lagoa da Reserva, Mostardas –RS)”, elaborada pelo aluno Edison Martins dos Santos, foi julgada adequada e aprovada por todos os membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de **MESTRE EM BIOLOGIA, área de concentração: Conservação e Manejo de Ecossistemas e da Vida Silvestre.**

Aprovado em 21 de fevereiro de 2008.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia - UNISINOS

Prof. Dra. Edélti Faria Albertone - UFPel

Prof. Dr. Milton Norberto Strieder - UNISINOS

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Santos, Edison Martins dos
Dinâmica de Macroinvertebrados em um Lago Costeiro do Sul
do Brasil, RS - Brasil / Edison Martins dos Santos.— 2008.

70 f.; enc.; 30 cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2008.

**1. Dinâmica – Áreas Úmidas. 2. Macroinvertebrados – Áreas Úmidas. 3. Rio Grande
do Sul – Áreas Úmidas. I. Título**

APRESENTAÇÃO

A referida dissertação está construída de forma a facilitar a publicação dos resultados obtidos através deste estudo. Primeiramente, apresenta-se uma longa introdução sobre as áreas úmidas e sobre a comunidade de macroinvertebrados, destacando aspectos relevantes destes ecossistemas, e as principais características desta comunidade. A introdução apresenta informações que sustentam a urgente necessidade de se realizarem estudos ecológicos em grandes lagos e lagoas relacionados à comunidade de macroinvertebrados. O capítulo subsequente da dissertação destaca os principais resultados deste estudo, e o mesmo encontra-se sob a forma de artigo científico que será publicado em revista especializada após a banca examinadora apresentar suas sugestões. O capítulo teve como objetivo analisar a dinâmica de macroinvertebrados em um lago da planície costeira, onde as perturbações hidrológicas, secas e inundações, não fazem parte do estresse da comunidade. Neste sentido, da forma em que a dissertação está estruturada, faz-se necessário salientar que muitas informações referentes à área de estudo e metodologia repetir-se-ão no transcorrer da introdução e do capítulo. As considerações finais da dissertação estão fundamentadas nos resultados encontrados e discutidos no capítulo, que poderão fornecer subsídios ecológicos importantes e adicionais para trabalhos sobre a dinâmica de macroinvertebrados em lagos e lagoas na Planície Costeira do Rio Grande do Sul.

***DEDICO ESTE TRABALHO A TODOS
AQUELES QUE FAZEM PARTE DA MINHA
VIDA, MINHA FAMÍLIA, MEUS AMIGOS E
MEUS ALUNOS, QUE ME ENTENDERAM E
DERAM FORÇA ACREDITANDO SEMPRE
NESTE IMPORTANTE PASSO.***

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu orientador e amigo Leonardo Maltchik, por todo apoio, confiança e amizade dedicados nestes anos em que trabalho ao seu lado e por sempre incentivar e acreditar em meu potencial e no meu trabalho, e acima de tudo, no potencial humano que nos faz concretizar sonhos. “Mestre é aquele que caminha com o tempo, propondo paz, fazendo comunhão, despertando sabedoria. Mestre é aquele que estende a mão, inicia o diálogo e encaminha para a aventura da vida. Não é o que ensina fórmulas, regras ou raciocínios, mas que questiona e desperta para a realidade” (Darcy Ribeiro).

Agradeço a minha família, esposa Regina, meus filhos Bianca, Gabriela e Edison meu porto seguro, por todo apoio, por todo amor, e por estarem sempre do meu lado, apesar das adversidades, acreditando e apostando no caminho que escolhi profissionalmente.

Agradeço as minhas amigas tão especiais Cristina Stenert e Ana Silvia Rolon, pelos inúmeros momentos felizes em nossas saídas a campo ou nas infinitas triagens em nosso laboratório. Nos momentos de grandes descobertas estatísticas e divagações intelectuais, me certifiquei que a união realmente faz a força.

Agradeço a Roberta, Tiago, Taís, Leonardo (sapos), Iberê a Carla e a todo pessoal do Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos da Unisinos, o “L.E.C.E.A.”, pelo carinho e amizade, e pelo caminho trilhado juntos.

Agradeço, em especial, a Gelson Luiz Fiorentin, pela amizade e as dicas de identificação.

Agradeço a Fernanda Fraga, secretária do PPG de Biologia pela atenção.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por ter me possibilitado a realização desta dissertação de mestrado através da concessão de uma bolsa, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Agradeço a Deus, por me dar energia e força espiritual para a realização desta importante etapa da minha vida.

RESUMO

Em vista de sua grande diversidade biológica e produtividade, além de suas inúmeras funções e valores, as áreas úmidas são ecossistemas prioritários para a conservação. A falta de informações a respeito da biodiversidade é a principal limitação para sua conservação. Além disso, a identificação dos fatores ambientais responsáveis pela estrutura das comunidades biológicas em áreas úmidas permanece ainda como um grande desafio para a ecologia. O presente estudo teve como objetivos: i) o levantamento da diversidade de macroinvertebrados de um lago costeiro do Sul do Brasil, e ii) analisar os efeitos dos parâmetros ambientais da água (condutividade e concentrações de nitrato e ortofosfato) e do sedimento (percentual de matéria orgânica) na riqueza, abundância e composição de macroinvertebrados ao longo de um ano. Um total de 1.346 indivíduos distribuídos em 30 táxons de macroinvertebrados foi encontrado na Lagoa da Reserva ao longo do período estudado. O Filo Arthropoda representou 71% dos táxons amostrados no estudo. Os táxons mais representativos foram Chironomidae, Tanaidae (*Sinelobus stanfordi*) e Hydrobiidae. Do total de táxons encontrados, 14 foram classificados como coletores, quatro como predadores, quatro como raspadores, três como fragmentadores, dois como generalistas e dois como parasitas. A riqueza e abundância de macroinvertebrados variaram ao longo do período estudado, e foram maiores na primeira (junho de 2005) e quinta coletas (março de 2006) em relação às outras coletas realizadas no período estudado. A condutividade da água influenciou positivamente a riqueza e a abundância de macroinvertebrados. Os três primeiros eixos da análise de ordenação canônica explicaram 80,7% da variação da composição de macroinvertebrados ao longo do período estudado. A composição foi influenciada principalmente pela condutividade da água, concentração de nitrato e percentual de matéria orgânica do sedimento. Nossos resultados destacaram a importância de variáveis químicas da água e do sedimento na estrutura e dinâmica de macroinvertebrados em uma lagoa costeira do RS. Além disso, o estudo constitui um levantamento da diversidade de macroinvertebrados, preocupando-se em descrever aspectos relacionados à riqueza, abundância, composição e frequência de macroinvertebrados em ecossistemas lacustres do Sul do Brasil.

Palavras chaves: Áreas úmidas - Dinâmica - Macroinvertebrados

ABSTRACT

In view of its great biological diversity and productivity, in addition to its many functions and values, the wetlands ecosystems are priority for conservation. The lack of information about biodiversity is the main limitation for their conservation. Moreover, the identification of the environmental factors responsible for the structure of biological communities in wetlands still remains as a major challenge to the ecology. This study aimed to: i) the lifting of the diversity of macroinvertebrates of a coastal lake in southern Brazil, and ii) examine the effects of environmental parameters of water (conductivity and concentrations of nitrate and orthophosphate) and the sediment (percentage of organic matter) in wealth, abundance and composition of macroinvertebrates over a year. A total of 1,346 individuals distributed on 30 taxa of macroinvertebrates as found in the Lagoa da Reserva over the period studied. The phylum Arthropoda represented 71% of taxa sampled in the study. The most representative taxa were Chironomidae, *Sinelobus stanfordi* and Hydrobiidae. Of the taxa found, 14 were classified as collectors, four as predators, four as scrapers, three as shredders, two as a generalist and two as parasites. The richness and abundance of macroinvertebrates varied during the period studied, and were higher in the first (June 2005) and fifth collections (March 2006) compared to the other collections made during the studied period. The conductivity waterelectric has positively influenced the richness and abundance of macroinvertebrates. The first three axes of the canonical of correspondence analysis explained 80.7% of the variation in the composition of macroinvertebrates over the studied period. The composition was influenced mainly by the electric of water, concentration of nitrate and percentage of organic matter of the sediment. Our results highlighted the importance of chemical variables of water and sediment in the structure and dynamics of macroinvertebrates in a coastal lagoon of Rio Grande do Sul. Moreover, the study is a survey of the diversity macroinvertebrates, concern themselves in describing aspects of wealth, abundance, composition and frequency of macroinvertebrates lake ecosystems in southern Brazil.

Keywords: Wetlands – Dynamics - Macroinvertebrates

LISTA DE TABELAS

TABELA I – Atributos, funções e valores das áreas úmidas	15
--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 ECOLOGIA DE ÁREAS ÚMIDAS	12
1.1.1 Importância, Definição e Classificação de Áreas Úmidas	12
1.2 ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	20
2 CAPÍTULO 1 - DINÂMICA DE MACROINVERTEBRADOS EM UM LAGO DO SUL DO BRASIL (LAGOA DA RESERVA, MOSTARDAS - RS)	24
2.1 RESUMO	24
2.2 ABSTRACT	25
2.3 INTRODUÇÃO	25
2.4 MATERIAL E MÉTODOS	27
2.4.1 Área de Estudo	27
2.4.2 Amostragens	28
2.4.3 Análise de Dados	29
2.5 RESULTADOS	31
2.6 DISCUSSÃO	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
ANEXO A – Lista descritiva dos táxons de macroinvertebrados encontrados na Lagoa da Reserva, Planície Costeira do Rio Grande do Sul	52
ANEXO B – Abundância dos táxons mais representativos na Lagoa da Reserva, Planície Costeira do RS	54
ANEXO C - Valores das variáveis químicas utilizadas para caracterização da área de estudo..	56
ANEXO D - Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica em relação aos três primeiros eixos da ordenação	58
ANEXO E – Área de estudo.....	60
ANEXO F – Percentagem de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados encontrados ao longo do período estudado na lagoa da Reserva, Planície Costeira do RS	
ANEXO G - Riqueza média de macroinvertebrados ao longo do período estudado	64
ANEXO H - Variações na riqueza e abundância de macroinvertebrados em função da condutividade da água na lagoa estudada.....	66
ANEXO I - Diagrama da ordenação gerado pela Análise de Correspondência Canônica.....	68

1. INTRODUÇÃO

1.1 ECOLOGIA DE ÁREAS ÚMIDAS

1.1.1 Importância, definição e classificação de áreas úmidas

As áreas úmidas são importantes ecossistemas para proteção da biodiversidade (GETZNER, 2002), pois apresentam grande riqueza de espécies de aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados, e altos níveis de endemismo, especialmente para as comunidades de peixes e invertebrados. Além disso, são fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo (BARBIER et al., 1997). A alta produtividade das áreas úmidas tem proporcionado o estabelecimento de uma rica biota exclusiva destes ecossistemas (GIBBS, 2000). Em vista de sua grande diversidade biológica e produtividade, além de suas inúmeras funções e valores, as áreas úmidas são ecossistemas prioritários para a conservação (DAVIS et al., 1996; SMART, 1996).

As áreas úmidas são ecossistemas complexos, e sua definição não é consensual no meio científico. Não existe uma única definição formal utilizada pelos ecólogos, gestores e organizações governamentais. Muitas vezes, as definições de áreas úmidas refletem os objetivos para as quais foram propostas (e.g. regulação, investigação científica ou conservação). Existem mais de 50 definições federais e estaduais propostas nos E.U.A. para áreas úmidas (WILLARD & REED, 1990). A diversidade de definições surgiu pelas variações ambientais entre regiões (clima, relevo, solos, vegetação etc) e devido à própria natureza destes ecossistemas, que variam em suas características e funções (BERRY, 1993).

A definição de áreas úmidas mais aceita internacionalmente foi proposta na Convenção de Ramsar em 1971: “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”. Muitos países elaboraram definições mais complexas para incluir características próprias de suas regiões, como, por

exemplo, Canadá (TARNOCAI, 1988), nos Estados Unidos (CORWARDIN et al., 1979), Austrália (PAIJMANS et al., 1985), Grécia (ZALIDIS & MANTZAVELAS, 1996) e África do Sul (TAYLOR et al., 1995).

O Comitê de Caracterização de Áreas Úmidas dos E.U.A. (“Committee on Wetlands Characterization”), formado por pesquisadores de vários estados americanos, desenvolveu a seguinte definição para áreas úmidas: “é um ecossistema que depende permanente ou periodicamente de inundações rasas ou de saturação próxima à superfície do substrato”. O diagnóstico do que é ou não é uma área úmida está relacionado com a presença de três critérios: hidrologia, plantas aquáticas e solos hidromórficos (“National Research Council”, 1995).

Hidrologia: A água recebe especial atenção dentro dos três critérios fundamentais na caracterização das áreas úmidas porque a eliminação da característica hidrológica significa a eliminação da própria área úmida, enquanto que a ausência temporária dos organismos ou do substrato não compromete as condições hidrológicas específicas.

Plantas aquáticas: São definidas como todas as “plantas de vida macrofítica que crescem em água ou em substrato periodicamente deficiente em oxigênio resultante da excessiva quantidade de água” (Corpo de Engenheiros das Forças Armadas dos E.U.A. - “USACE”, 1987). Dentre as mais de 20.000 espécies de plantas que se encontram nos E.U.A., cerca de 6.728 espécies (1/3) têm sido observadas em áreas úmidas. Nas 146 áreas úmidas do RS foram identificadas 170 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídos entre 50 famílias pertencentes às divisões: Charophyta (1); Briophyta (2); Pteridophyta (4) e Magnoliophyta (43), na qual, 16 famílias pertencem à classe Liliopsida e 27 pertencem à classe Magnoliopsida (ROLON et al. 2004).

Solos hidromórficos: Solo hidromórfico é o solo que está saturado ou inundado durante um tempo suficiente para desenvolver condições anaeróbias em sua parte superior (Serviço de Conservação do Solo dos E.U.A. – “Soil Conservation Service - SCS”, 1994). O tempo de inundação necessário para caracterizar um solo hidromórfico é de no mínimo uma semana de inundação ou 15 dias de saturação.

Por não possuírem uma definição consensual, a classificação de áreas úmidas é particularmente importante para a identificação das diferentes classes existentes. Além disso, a classificação é particularmente importante para a elaboração de inventários, e de

biodiversidade, planejamento de bacias hidrográficas, programas de manejo e conservação e reconhecimento das funções desempenhadas pelas áreas úmidas.

A classificação é uma ferramenta útil para a conservação de áreas úmidas e deve ter como metas: 1. agrupamento de habitats de forma que permita comparar funções e valores das diferentes classes de áreas úmidas, 2. estabelecimento de unidades para a elaboração de mapas ecológicos; e 3. uniformização de terminologias usadas na região. Entretanto, várias classificações propostas são apenas tipológicas, partindo de denominações regionais consagradas pelo uso local. Por exemplo, enquanto que algumas áreas úmidas são agrupadas pela composição florística (“salt marshes”, “meadows”), outras são agrupadas pela combinação de tipos de solos, vegetação e água (“peatlands” e “bogs”) ou ainda por tipos de vegetação e duração do período de inundação (“swamps”).

A classificação de áreas úmidas pode ser realizada empregando diferentes categorias de dados (biológicos, físico-químicos, hidrológicos, etc), que variam de acordo com as necessidades identificadas pelos gestores, ou pelos objetivos dos inventários ou pelas informações disponíveis (TINER, 1999). O tipo de vegetação tem sido um dos critérios mais usados em sistemas de classificação de áreas úmidas (TINER, 1999).

Numerosas classificações foram propostas nos Estados Unidos (WILLEN & BATES, 1995). As primeiras classificações eram regionais e estavam associadas ao uso da terra, principalmente ligadas a interesses agrícolas e de conversão de áreas úmidas em áreas de cultivo. A primeira classificação em nível nacional realizada nos Estados Unidos foi proposta por MARTIN et al. (1953), com a finalidade de agrupar importantes habitats para as aves aquáticas. Em 1974, a “U.S. Fish and Wildlife Service” (“FWS”) elaborou a primeira classificação hierárquica no país. Posteriormente, Canadá (ZOLTAI et al., 1975; TARNOCAI, 1980), Austrália (PAIJMANS et al., 1985) e a Convenção de Ramsar (RAMSAR CONVENTION BUREAU, 1997) elaboraram outras classificações hierárquicas para suas áreas úmidas.

Na região Neotropical, o inventário e a classificação desenvolvida por SCOTT & CARBONELL (1986) foi bastante amplo e tinha três expectativas: 1. elaborar bases para a conservação de áreas úmidas e aves aquáticas, 2. expandir o número de países da América do Sul signatários da Convenção de Ramsar, 3. criar uma rede de pessoas e instituições responsáveis pelo monitoramento das áreas úmidas. Entretanto, este estudo inventariou apenas as chamadas áreas úmidas de grande extensão (“large wetlands”), e concluiu que aproximadamente 95% destes ecossistemas estavam distribuídos em seis países, sendo que 50% estavam concentrados no Brasil (NARANJO, 1995). Além disso, este inventário não

sofreu atualizações, permanecendo com um pequeno número de áreas úmidas inventariadas (368 áreas), quando comparado com alguns inventários desenvolvidos mais recentemente no Brasil (MALTCHIK et al. 1999; MALTCHIK et al. 2003 a,b).

No Brasil, as classificações adotadas na maioria dos mapas (por exemplo, os do Ministério do Exército, SUDENE e IBGE) necessitam de critérios ecológicos que diferenciem as inúmeras classes de áreas úmidas, evitando a utilização de terminologias confusas como as de “pântanos” e “brejos”. MALTCHIK et al. (2004) propuseram um sistema de classificação hierárquica para as áreas úmidas do Rio Grande do Sul baseado na comunidade de plantas aquáticas a fim de suprir a extrema carência de pesquisas relacionadas à classificação de áreas úmidas no Brasil.

Em 1975, o Corpo de Engenheiros das Forças Armadas Americanas (“U.S. Army Corps of Engineers - USACE”) fez a primeira tentativa em regularizar as funções das áreas úmidas de interesse público, incluindo educação e recreação, redução nos danos causados pelas inundações, purificação da água e manutenção da diversidade biológica. Em 1979, o “USACE” desenvolveu um manual intitulado “Wetland Values: Concepts and Methods for Wetlands Evaluation” (Valores das Áreas Úmidas: Conceitos e Métodos para sua Avaliação), que reuniu diretrizes técnicas sobre as características físicas, biológicas e culturais das áreas úmidas. Este manual permitiu fazer uma aproximação qualitativa da eficiência funcional das áreas úmidas (“National Research Council”, 1995).

Em nível internacional, a Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Hábitat para Aves Aquáticas ou simplesmente, Convenção de Ramsar, destacou a importância das áreas úmidas, que pode ser vista sob a forma de atributos, funções e valores.

Tabela I. Atributos, funções e valores das áreas úmidas (Convenção de Ramsar, 1975).

Atributos	Funções	Valores das áreas úmidas
Diversidade biológica	Armazenamento de água	Produtos
Produtividade	Purificação da água	Recreação
	Controle de grandes inundações	Valor cultural
	Recarga de aquíferos subterrâneos	
	Mitigação da mudança climática global	

Ações conservacionistas crescem em escala global à medida que a ameaça à biodiversidade é reconhecida. O volume de informação sobre a conservação da biodiversidade tem aumentado enormemente nos últimos 10-20 anos, e isso se evidencia através do crescente

número de publicações que tratam desse assunto em diversos periódicos e revistas científicas do mundo todo. Entretanto, a seleção de áreas prioritárias para a conservação é baseada, na maioria das vezes, em critérios sem cientificidade, devido principalmente à falta de um sistema de suporte apropriado para os tomadores de decisão, onde as informações científicas estejam facilmente acessíveis (PULLIN et al., 2004).

O estabelecimento de áreas protegidas para a conservação é um requisito básico para Convenções Internacionais, como a Convenção em Diversidade Biológica (“Convention on Biological Diversity”), a Convenção “Berne” (“Berne Convention”), cujo enfoque é a vida silvestre e os habitats naturais da Europa, e a Convenção de Ramsar em Áreas Úmidas de Importância Internacional (“Ramsar Convention on Wetlands of International Importance”) (JACKSON et al., 2004).

Os ecossistemas aquáticos mantêm uma considerável biodiversidade e, especialmente os de água doce, estão entre os habitats mais ameaçados do mundo (SAUNDERS et al., 2002). A “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Habitat de Aves Aquáticas” foi um dos primeiros tratados de caráter intergovernamental global sobre a conservação e o uso racional dos recursos naturais e provavelmente um dos mais importantes, principalmente para os ambientes naturais aquáticos. Esta convenção foi realizada em 1971 na cidade iraniana de Ramsar (FRAZIER, 1996; DAVIS et al., 1996; BARBIER et al., 1997).

A Convenção sobre Áreas Úmidas ou simplesmente Convenção de Ramsar passou a vigorar oficialmente em 1975 e hoje conta com 138 “Partes Contratantes” ou “Estados Membros”, distribuídos em diversas regiões do mundo. Segundo o Informativo de Ramsar, atualmente um total de 1.368 áreas úmidas de importância internacional, representando 119,6 milhões de hectares de área, se encontram sob a custódia da Convenção, como parte integrante da “Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional de Ramsar” (<http://www.ramsar.org>).

Uma das motivações originais para o estabelecimento da Convenção de Ramsar foi a preocupação que surgiu no início da década de 1960 em relação ao declínio das populações de aves aquáticas e de seus habitats, juntamente com um reconhecimento do valor das áreas úmidas para todas as formas de vida (DAVIS et al., 1996). Sua missão consistia em fomentar a conservação e o uso sustentável das áreas úmidas por meio de ações nacionais e cooperação internacional, para atingir o desenvolvimento sustentável no mundo (DAVIS et al., 1996).

O Brasil ratificou a Convenção de Ramsar em 24 de setembro de 1993, tendo sido promulgada pelo Decreto nº 1.905 de 16 de maio de 1996. A Diretoria de Áreas Protegidas do

Ministério do Meio Ambiente atua como ponto focal desta Convenção no País e tem como compromisso coordenar, nacionalmente, a sua implementação. Até agora foram instituídos oito sítios no Brasil que integram a “Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional” (Artigo 2.1 da Convenção de Ramsar).

A seleção de áreas úmidas prioritárias é um grande desafio para a conservação da biodiversidade. Em vista disso, são necessários levantamentos da biodiversidade em áreas úmidas para dar sustentação a programas de manejo e conservação destes ecossistemas. Entretanto, a difícil conexão entre conservação de áreas úmidas e desenvolvimento econômico, principalmente relacionado com a agricultura e urbanização, é uma questão conflituosa e precisa ser solucionada através de políticas públicas impulsionadas por esforços multidisciplinares de tomadores de decisão, ambientalistas, pesquisadores e outros interessados (GETZNER, 2002).

Embora as áreas úmidas ainda sejam vistas por muitas pessoas como ambientes improdutivos e insalubres, nos últimos 30 anos, instituições governamentais e científicas foram responsáveis pela crescente valorização destes ecossistemas em nível mundial. Esta mudança foi devido a uma melhor compreensão não apenas de sua importância biológica, mas também de suas funções sociais, econômicas e culturais (DE GROOT, 1992). Entretanto, estes ecossistemas encontram-se ainda entre os ambientes mais degradados e vulneráveis do planeta sob o ponto de vista da conservação (AMENZAGA et al., 2002). Quase 50% das áreas úmidas do mundo desapareceram no último século devido à agricultura e desenvolvimento urbano, estando hoje entre os ecossistemas mais degradados e vulneráveis do planeta (AMENZAGA et al., 2002; SAUNDERS et al. 2002), incluindo um grande número de espécies ameaçadas. No Rio Grande do Sul a estimativa de perdas das áreas úmidas é de, aproximadamente, 90%. Este padrão é consequência da forte fragmentação imposta pela expansão da agricultura, especialmente das lavouras de arroz. Existem aproximadamente 3.400 áreas úmidas remanescentes, sendo que cerca de 70% são menores que 1 Km² (MALTCHIK et al., 2003).

Na zona costeira do Rio Grande do Sul, as áreas úmidas apresentam grande variação estrutural e de regime hidrológico (SCHWARZBOLD et al., 1984), correspondendo à região com a maior riqueza de aves (BELTON, 1994) e macrófitas aquáticas (IRGANG et al., 1996).

Uma discussão conceitual sobre áreas úmidas é o fato de que alguns pesquisadores consideram esses sistemas como ‘comunidades ecotonais’, provavelmente porque: (1) muitas áreas úmidas ocorrem entre terra seca e corpos d’água permanentes com o substrato ou solo

no mínimo exposto periodicamente; (2) as comunidades vegetais de áreas úmidas apresentam uma composição específica de áreas transição contendo espécies de ambos sistemas, e (3) a crença de que a vegetação de áreas úmidas seria substituída pela comunidade vegetal de terra firme ao longo do tempo (TINER, 1993).

Entretanto, muitas áreas úmidas não são encontradas entre sistemas terrestres e grandes corpos d'água. Em vez disso, elas estão inseridas em cubetas rodeadas por terras firmes, em que a composição de plantas aquáticas apresenta-se diferente da composição encontrada nos corpos d'água permanentes e nas terras secas, apresentando espécies tolerantes à grande variação d'água. Desse modo, tornam-se ambientes caracterizados por espécies vegetais obrigatórias e/ou facultativas sem afinidade por habitats de áreas úmidas ou terras superficiais (TINER, 1993).

Segundo NEIFF (1999), a identidade própria das grandes áreas úmidas da América do Sul impede a caracterização desse sistema como ecótono, cuja utilização deste termo tem sido fortemente questionada, pois essas áreas não seriam, funcionalmente, “sistemas de transição entre terra e água”, o que implicaria num erro conceitual perigoso, não somente para o diagnóstico destes sistemas complexos, como também para as análises do impacto de qualquer intervenção antrópica.

Portanto, há algo mais que uma questão de semântica ao denominar-se de ecótono um local de área úmida, mas significa que é uma área de tensão muito instável sem padrões próprios de variabilidade e cuja estrutura depende inteiramente das tensões que impõem duas comunidades adjacentes (NEIFF, 2003).

Além disso, os ecótonos apresentam uma dimensão temporal, podendo ser observadas alterações estruturais dependendo da escala de tempo utilizada (dias, meses, anos, época do ano, décadas), assim como, modificações métricas em função do ciclo sazonal, como visto entre sistemas terrestres e aquáticos devido às variações no nível da água durante o ano ou nas planícies de inundação em função dos pulsos hidrológicos (HENRY, 2003). Desse modo, os estudos de uma planície de inundação constituída por classes diferentes, proporcionam o reconhecimento do funcionamento destas classes como ecossistemas independentes ou não, tornando-se um importante passo para a compreensão e classificação destes ambientes.

A importância das interações, entre os rios e suas planícies de inundação foi ressaltada nos trópicos, conforme BONETTO (1975); BAYLEY (1980, 1983) e JUNK (1980). JUNK et al. (1989), pela formulação do conceito de pulso de inundação (“Flood Pulse Concept”) como base teórica para a compreensão dos processos ecológicos em planícies de inundação, sustentaram ser este o elemento mais importante na organização das comunidades aquáticas.

Desse modo, a composição de macroinvertebrados em planícies de inundação é influenciada pelo diferentes atributos da inundação (duração, período de ocorrência, frequência e intensidade) e conectividade com o canal principal do rio (BOULTON & JENKINS, 1998).

Junto à definição do pulso de inundação, associa-se o conceito de perturbação hidrológica, que está diretamente relacionado ao conceito de estabilidade do ecossistema que compreendem os processos de resistência e resiliência da comunidade (SILVA-FILHO, 1999). A resiliência foi introduzida em contraste à estabilidade para indicar a conduta dos sistemas dinâmicos longe de um equilíbrio. O conceito ecológico de resiliência presume a existência de estabilidade múltipla dominante e uma tolerância do sistema às perturbações que facilitam a transição entre os estados estáveis (GUNDERSON, 2000).

Desse modo, a perturbação é geralmente descrita pela combinação de causa e efeito, cujo conceito é controverso, pois as inundações podem ser eventos catastróficos em ambientes lóticos, entretanto em rios de baixo declive, as inundações são o impulso para importantes interações ecológicas (BENKE, 2000). Em rios, é observado que as inundações têm um papel determinante na estrutura das comunidades aquáticas, reduzindo a abundância de macroinvertebrados bentônicos (KORSU, 2004). As inundações ocorrem quando forças potencialmente prejudiciais são aplicadas a um hábitat ocupado por uma população, comunidade ou ecossistema, cuja magnitude pode variar desde a redução e degradação do hábitat até a morte ou desaparecimento dos recursos (espaço, alimento). Por fim, as perturbações são caracterizadas por sua intensidade, período de ocorrência, extensão, padrão, frequência e tipo (LAKE, 2000).

A inundação e a seca são eventos imprescindíveis, sendo que seus atributos de magnitude e duração influenciam a estabilidade hidrológica dos ambientes aquáticos (MALTCHIK et al., 2001). Nos sistemas lóticos as cheias exercem influencia sobre a comunidade de macroinvertebrados (GRIMM et al., 1989; LAKE, 1990), sendo que rios sujeitos a cheias apresentam menor diversidade e abundância de macroinvertebrados, comparando-se com rios hidrológicamente mais estáveis (HYNES, 1970; SIEGRYFIED et al., 1977). Do mesmo modo, estudos mostram que a redução do fluxo de água diminui a densidade de alguns grupos (espécies de áreas com forte correnteza e filtradores passivos), enquanto que outros táxons aumentam (outros filtradores, detritívoros) (EXTENSE, 1981; PEARSON, 1984).

No Brasil, nas regiões de inundação do Alto Rio Paraná, foram desenvolvidos trabalhos quanto às variações de composição, biomassa e distribuição espaço-temporal das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica (ZALOCAR DE DOMITROVIC, 1992;

TRAIN et al., 1997; TRAIN et al., 2004; RODRIGUES et al., 2004; AZEVEDO et al., 2004; LANSAC-TÔHA et al., 2004), da composição, abundância e distribuição espaço-temporal da comunidade zoobentônica (THOMAZ et al., 1992; TAKEDA et al., 1997; PEREIRA et al., 2004; TAKEDA et al., 2004) e ictiofauna (AGOSTINHO et al., 1997), quanto à ecologia e estrutura trófica (HAHN et al., 1997; AGOSTINHO et al., 1997a), sobre a vegetação e levantamento florístico (CAMPOS et al., 1997; SOUZA et al., 1997).

1.2 ECOLOGIA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

A comunidade de macroinvertebrados é um importante componente em ecossistemas aquáticos continentais, sendo fundamental para a dinâmica de nutrientes, para a transformação da matéria e para o fluxo de energia (CALLISTO et al., 1995). Entre as diferentes funções desempenhadas pelos macroinvertebrados, podemos citar (ESTEVEZ, 1998; BOULTON et al., 1998):

- os macroinvertebrados filtram, fragmentam e raspam o alimento no sedimento, na vegetação ou na coluna d'água, assimilando e convertendo microorganismos e tecido vegetal em biomassa disponível para outros organismos aquáticos;

- fragmentam as partículas de matéria orgânica suspensa na água, auxiliando o processo de decomposição;

- são responsáveis pelo biorrevolvimento, processo pelo qual o sedimento é remexido pelos macroinvertebrados bentônicos, liberando nutrientes para a coluna d'água, e assim, acelerando a ciclagem de nutrientes;

- podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade da água, já que alguns grupos respondem de forma diferente ao grau de contaminação dos ecossistemas aquáticos. Os gêneros *Baetis* (Ephemeroptera) e *Hydroptila* (Trichoptera) são organismos que tendem a desaparecer à medida que os ecossistemas ficam poluídos. Entretanto, larvas do gênero *Chironomus* (Diptera) e representantes das classes Oligochaeta e Hirudinea são mais resistentes à poluição.

Um importante enfoque tem sido dado à comunidade de macroinvertebrados, em seu papel como bioindicadores da qualidade de água. A maioria dos estudos foi realizada em ecossistemas aquáticos lóticos, na avaliação da poluição química e alteração física de rios em vários países (TIMM et al., 2001; BIS et al., 2000), inclusive no Brasil (GOULART &

CALLISTO, 2003; COTA et al, 2002; CALLISTO et al, 2001; CALLISTO & ESTEVES, 1998).

Os macroinvertebrados aquáticos têm sido tradicionalmente estudados na descrição de aspectos estruturais e funcionais de ecossistemas aquáticos lóticos (*e.g.* CUMMINS, 1974; CUMMINS et al, 1984; VANNOTE et al, 1980), porém, muito pouco estudados em áreas úmidas. Apenas com a recente preocupação em torno da perda dramática das áreas úmidas e de suas funções, juntamente com uma maior compreensão da importância ecológica dos macroinvertebrados e de seu papel como bioindicadores da qualidade dos ecossistemas aquáticos, os estudos sobre esta comunidade em áreas úmidas vêm aumentando no mundo todo (GROWNS et al, 1992; LILLIE, 2003; BATZER et al., 2004). Em áreas úmidas, sabe-se que a comunidade de macroinvertebrados é influenciada por parâmetros ambientais físico-químicos como hidroperíodo, geomorfologia, vegetação (BATZER et al., 2004); temperatura da água, profundidade, nitrato, condutividade, pH, quantidade de matéria orgânica e oxigênio disponível (BATZER & WISSINGER, 1996), e biológicos, como competição e predação (PAUKERT & WILLIS, 2003; BATZER et al., 2004).

No Rio Grande do Sul, a comunidade de macroinvertebrados vem sendo estudada funcionalmente, em pesquisas relacionadas à influência das inundações na riqueza, abundância e composição em lagoas associadas a planícies de inundação (STENERT et al., 2003a; SANTOS et al, 2003); bem como em trabalhos relacionados a levantamentos biológicos rápidos realizados em áreas úmidas em nível de bacia hidrográfica (STENERT et al., 2002; STENERT et al, 2003b).

Macroinvertebrados aquáticos constituem um termo operacional que reúne invertebrados (Insecta, Oligochaeta, Cuscuta, Mollusca) geralmente maiores que 0,22 mm de diâmetro e que habitam o sedimento, a coluna d'água, as raízes de plantas aquáticas, pedras, galhos e folhas em ecossistemas aquáticos de água doce, salobra e marinha durante todo ou parte do seu ciclo de vida (APHA, 1989; ROQUE et al, 2003). O grupo vem sendo amplamente estudado no mundo, e este interesse, em parte, se deve ao papel relevante que os macroinvertebrados desempenham no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Na maioria dos estudos, os macroinvertebrados aquáticos são identificados em níveis taxonômicos maiores (ordem e família) devido às dificuldades na identificação pela ausência de manuais regionais específicos (ROQUE et al, 2003).

A análise trófica funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos é baseada em mecanismos morfo-comportamentais dos organismos e foi descrita primeiramente por CUMMINS (1973), tendo sido modificada em alguns detalhes desde então (*e.g.* CUMMINS,

1974; CUMMINS & KLUG, 1979; WALLACE & MERRIT, 1980; MERRITT & CUMMINS, 1984). Um mesmo mecanismo morfo-comportamental (herbívoros, detritívoros ou carnívoros) pode proporcionar a ingestão de uma ampla variedade de itens alimentares.

As principais categorias alimentares em ecossistemas aquáticos lóticos são: 1) matéria orgânica particulada grossa – “MOPG”, formada por fragmentos vegetais; 2) matéria orgânica particulada fina – “MOPF”, geralmente composta por nutrientes dissolvidos na água, detritos, incluindo aqueles criados pela redução física e biológica da matéria orgânica particulada grossa; 3) perfiton, formado por algas aderidas em algum substrato ou material orgânico/inorgânico e; 4) presas, que constituem todos aqueles organismos que servem de alimento aos predadores (MERRITT & CUMMINS, 1996; CALLISTO et al., 2002). Em áreas úmidas, assume-se que a base das redes alimentares está na cadeia de detritos, embora poucas pesquisas tenham sido feitas para testar esta hipótese (TEAL 1962).

Portanto, os mecanismos alimentares determinam os recursos que serão processados pelos macroinvertebrados aquáticos, que podem ser genericamente classificados nos seguintes grupos tróficos funcionais (MERRITT & CUMMINS, 1996; ALLAN, 1995):

- Fragmentadores: alimentam-se de tecido vegetal, podendo ser herbívoros ou detritívoros. As famílias Curculionidae (Coleoptera) e Tipulidae (Diptera) são exemplos deste grupo trófico;

- Coletores: alimentam-se de matéria orgânica particulada fina, podendo ser detritívoros ou filtradores. As classes Oligochaeta e Bivalvia são exemplos deste grupo trófico;

- Raspadores: alimentam-se de perifíton aderido à superfície orgânica ou mineral, sendo a Classe Gastropoda e a família Thaumaleidae (Diptera) representantes deste grupo trófico;

- Predadores: alimentam-se de outros invertebrados aquáticos ou de pequenos vertebrados (peixes e anfíbios), engolindo a presa inteira ou aos pedaços. As Ordens Odonata e Hemiptera e algumas famílias de Coleoptera (Dytiscidae, Gyrinidae) são exemplos representativos deste grupo trófico.

- Parasitas: alimentam-se interna ou externamente no corpo de outros organismos vivos. Os representantes da Classe Hirudinea são exemplos de parasitas.

Algumas famílias de macroinvertebrados podem ter representantes de diferentes grupos tróficos, como é o caso das larvas da família Chironomidae (Diptera), que apresentam ampla variedade de guildas alimentares, podendo ser coletores, raspadores, fragmentadores e predadores e consumindo uma ampla variedade de recursos (algas, detritos, macrófitas,

animais, etc) (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995; ROQUE et al., 2003) e da família Leptoceridae (Trichoptera), que tem representantes coletores, fragmentadores e predadores (MERRITT & CUMMINS 1996).

A comunidade de macroinvertebrados é diretamente influenciada por uma série de parâmetros (tipo de substrato, condutividade, quantidade e tipo de detrito, vegetação aquática e cobertura vegetal) e indiretamente afetada por mudanças na concentração de nutrientes e alterações na produtividade primária (WÜRDIG et al., 1998; STEWART, et al. 2000; DE SZALAY & RESH, 2000; ZIMMER et al., 2001; KORSU, 2004).

Na região sul, a maioria dos trabalhos com a comunidade de macroinvertebrados aquáticos foi realizada em lagoas costeiras e lagoas associadas a planícies de inundação, relacionando a influência das inundações na riqueza, abundância e composição da comunidade de macroinvertebrados (ALBERTONI, 2001; WÜRDIG, 1998; MALTCHIK, 2003c; STENERT, 2003; SANTOS et al. 2003; STENERT et al., 2002; STENERT et al. 2003). Nas áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos, estão sendo desenvolvidos estudos das comunidades de macroinvertebrados, cujos resultados indicam que estes organismos apresentam uma alta diversidade de táxons, sendo a grande maioria constituída por insetos aquáticos (STENERT et al., 2002).

O conhecimento sobre a fauna e a flora de sistemas lacustres e ambientes estuarinos da Planície Costeira do RS é bastante heterogêneo. A Lagoa dos Patos é um dos ecossistemas aquáticos costeiros melhor estudados, quanto a seus aspectos físicos, químicos e biológicos (SEELIGER et al., 1998). A estrutura da meiofauna e macrofauna bentônica vem sendo estudada na Lagoa dos Patos (PINTO & BEMVENUTI, 2003; ROSA & BEMVENUTI, 2005). Variações espaciais e temporais da macrofauna bentônica também foram estudadas em sistemas lacustres do Litoral Norte da Planície Costeira do RS (LANZER et al., 1984; CENZANO et al., 2006). Estudos sobre a dinâmica e estrutura de macroinvertebrados em ecossistemas lacustres da região da Península de Mostardas são escassos, considerando-se a importância ecológica e econômica desses sistemas para a região e para o mundo, dada a presença do único sítio Ramsar do Sul do Brasil (PARNA da Lagoa do Peixe).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997a.

AGOSTINHO, A.A. et al. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997.

ALBERTONI, E. **Contribuição ao estudo da comunidade fital de zonas litorâneas da Lagoa do Gentil, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Porto Alegre**. 1990. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1990.

ALBERTONI, E.F.; C. PALMA-SILVA; F.A.; ESTEVES. Macroinvertebrates associated with *Chara* in a tropical coastal lagoon (Brazil). **Hydrobiologia**, Dordrecht, 457 (1/3): 215-224. 2001.

ALLAN, J.D. **Stream ecology. Structure and function of running waters**. London: Chapman & Hall, 1995. London.

AMENZAGA, J.M.; SANTAMARÍA, L.; GREEN, A.J. Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. **Acta Oecologica**, Paris, 23: 213-222. 2002.

ANTAS, P.T.Z. et al. **Migração de *Netta peposaca* entre o sul do Brasil e a Argentina**. In: VI Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, 1990. Pelotas: Universidade Católica de Pelotas. 1990.

APHA, AWWA, WPCF. **Standart methods for the examination of water and waste water**. Madrid; APHA 1989. 1740p

ÁVILA, I.R. **Diversidade e estabilidade de fitoplâncton em uma lagoa associada a uma planície de inundação do Rio dos Sinos, RS.** 2002. 67 f. Dissertação (Mestrado) Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, 2002.

AZEVEDO, F. & BONECKER, C.C. Spatial and temporal fluctuation of zooplankton body size in isolated lagoons of the Upper Paraná River floodplain. Brazil. In: AGOSTINHO, A.A. et al. (ed.). **Structure and of the Paraná River and its Floodplain: LTER-Site 6 – (PELD – Sítio 6).** Maringá: EDUEM, 2004.

BARBIER, E.B.; AKERMAN, M.C.; KNOWLER D. **Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners.** Gland, Ramsar Convention Bureau. 1997. 127p.

BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO M. Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the Upper and Middle Paraguay River using the Aqua-Rap approach. **Verhan. Internat. Verein. Limnol**, 27: 2688-2692. 2000.

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

BATZER, D.P.; PALIK, B.J.; BUECH, R. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 23(1): 50-68. 2004.

BAYLEY, P.B. The limits of limnological theory and approaches as applied to river-floodplain systems and their fish production. In: FURTADO, J.I. (ed.): Tropical ecology and development. Proceedings of the Vth International Symposium of Tropical Ecology. **International Society of Tropical Ecology**, Kuala Lumpur, 1980. p.739-746.

BAYLEY, P.B. **Central Amazon fish populations: biomass, production and some dynamic characteristics.** 1983. 330 f. Ph.D. thesis, Dalhousie Univ., Nova Scotia, Canadá, 1983.

BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia.** São Leopoldo: Unisinos. 1994. 584p.

BEMVENUTI, C. E.; ROSA FILHO, J.S. Estrutura e dinâmica das associações de macroinvertebrados bentônicos dos ambientes estuários do Rio Grande do Sul: um estudo de

caso. In: Workshop: **Avaliação e Ações Prioritárias para a Zona Costeira e Marinha, Projeto PROBIO (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira)**. Porto Seguro: 2000, p. 01-49. Disponível em: <<http://www.bdt.org.br/workshop/costa/macro>> 2006

BEMVENUTI, C. E. ; ANGONESI, L. G.; GANDRA, M. S. Effects of dredging operations upon soft bottom macrofauna on a harbor area, Patos Lagoon estuarine region, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 65, n. 4, p. 573-581. 2005.

BENKE, A.C.; CHAUBEY, G.; WARD, M; DUNN, E.L. Flood pulse dynamics of an unregulated river floodplain in the southeastern U.S. Coastal Plain. **Ecology**, 81(10): 2730-2741. 2000.

BERRY, J.F. Ecological principles of wetland ecosystems. In: Dennison, M.S.; Berry J.F. (eds.). **Wetlands: Guide to science, law, and technology**. New Jersey: Noyes Publications, 1993.

BIS, B., ZDANOWICZ, A.; ZALEWSKI, M. Effects of atchmente properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community a lowland river. **Hydrobiologia**, 422:369-387. 2000.

BONETTO, A.A. Hydrologic regime of the Paraná river and its influence of ecosystems. In: **Landscapes of river basins (South America)**. New York: Springer Verlag, 1975. p.175-197.

BOULTON, A.J.; JENKINS, K.M. Flood regimes and invertebrate communities in floodplain wetlands. In: Williams, W.D. (ed). **Wetlands in a Dry Land: Understanding for Management**. Canberra: Biodiversity Group, 1998. p. 137-146

BRINKHURST, R.O.; MARCHESE M.R. **Guia para la indentificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Santa Fé: Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 1989. 207p.

BURGER, M.I. **Situação e Ações Prioritárias para a Conservação de Banhados e Áreas Úmidas da Zona Costeira**. Trabalho técnico, 2000.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, (1): 335-348. 1995.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro/RJ, 5: 223-234. 1998.

CALLISTO, M. et al. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in a impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro. **Brazil. Brazilian J. Biol.** São Carlos, 62(1):77-84. 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramentas para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, (6): 71-82. 2001.

CAMPEAU, S., MURKIN, H.R.; TITMAN, R.D. Relative importance of algae and emergent plant litter to freshwater marsh invertebrates. **Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science**, Toronto/Canada 51:681-692. 1994.

CAMPOS, J.B.; SOUZA, M.C. Vegetação. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997.

CARDOSO, P.R. et al. The effect of different primary producers on *Hydrobia ulvae* population dynamics: A case study in a temperate intertidal estuary. **J. exp. Mar. Biol. Ecol.**, 277(2): 173-195. 2002.

CENZANO, C.S.S.; WÜRDIG, N.L. Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 18(2):153-163. 2006.

CENZANO, C.S.S.; WÜRDIG, N.L. Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 18(2):153-163, 2006

CONVENÇÃO DE RAMSAR. 1971. Disponível em: <<http://www.ramsar.org>> Acesso em: 22/11/2006

CORWARDIN, L.M. et al. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States U.S.** Washington: Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1979. 140p.

COTA, L. R. et al. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 28 (1). 2002.

CRANSTON, P.; HILLMAN, T. Rapid Assessment of Biodiversity using “Biological Diversity Technicians”. **Aust. Biolog.**, 5: 144-154. 1992.

CUMMINS, K. W., Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, 18: 183-206. 1973

CUMMINS, K. W. Structure and functions of stream ecosystems. **Bioscience**, 24: 631-641. 1974.

CUMMINS, K. W. et al Stream ecosystem theory. **Verhandelingen der Internationale Vereinigte Limnologie**, v. 22, p. 1818-1827. 1984.

CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** 10: 147-172. 1979.

DAVIS, T. J.; BLASCO, D.; CARBONELL, M. **Manual de la Convencion de Ramsar. Una guia a la Convencion sobre los humedales de importancia internacional.** Gland: Oficina de la Convencion de Ramsar, 1996. 221p.

DE GROOT, R.S. **Functions of Nature. Evaluation of Nature in environmental planning, management and decision making.** 1992. 315p.

DE SZALAY, F.; RESH, V.H. Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. **Freshwater Biology**, 45: 295-308. 2000.

DE SZALAY, F.A.; RESH, V.H. Spatial and temporal variability of trophic relationships among aquatic macroinvertebrates in a seasonal marsh. **Wetlands**, 16:458-466. 1996.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EXTENSE, C.A. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. **Hydrobiologia**, 82:217-224. 1981.

FERNÁNDEZ, H.R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina. 2001.

FRAZIER, S. **Directory of wetlands of international importance – an update**. Sixth meeting of the conference of the contracting parties to the Ramsar Convention. Birsbane, Austrália. 1996.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL Henrique Luiz Roessler– RS
Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/>> Acesso em: 17 de outubro de 2006

GETZNER, M. Investigating public decisions about protecting wetlands. **J. Environm. Manag.** 64: 237-246. 2002.

GIBBS, J.P. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. **Conserv. Biol.** 14: 314-317. 2000.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n^o 1. 2003.

GRIMM, N.B.; FISHER, S.G. Stability of periphyton and phytoplankton in river-floodplain lake system (Parana River, Argentina). **Hidrobiol.**, 357:1-15. 1989.

GROOMBRIDGE, B. (ed.) **Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources**. London: Chapman & Hall, 1992. 585pp.

GROWNS, J.E. et al. Multivariate pattern analysis of wetland invertebrate communities and environmental variables in Western Australia. **Aust. J. Ecol.** 17: 275-288. 1992.

GUNDERSON, L.H. Ecological Resilience – In Theory and Application. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 31: 415-439. 2000.

HAHN, N.S. et al. Ecologia trófica. 1997. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 460p.

HENRY, R. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na Zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (coord.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. p. 1-28.

HYNES, H.B.N. **The ecology of running waters**. Toronto: University of Toronto Press, 1970.

IRGANG, B. E.; GASTAL C.V.S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Porto Alegre: URGs 1996. 290p.

JACKSON, S.F.; KERSHAW, M.; GASTON, K.J. The performance of procedures for selecting conservation areas: waterbirds in the UK. **Biol. Conservation**, 118: 261-270. 2004

JUNK, W.J. Áreas inundáveis – Um desafio para Limnologia. **Acta Amazônica**, 10:775-705. 1980.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P. (ed): Proceeding of the international Large River Symposium. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, 106: 110-127. 1989.

KENNISH, M.J. **Ecology of estuaries. Vol. II, Biological Aspects**. Florida: CRC Press, 1990. 391p

KORSU, K. Response of benthic invertebrates to disturbance from stream restoration the importance of bryophytes. **Hidrobiologia**, 523: 37-45. 2004.

LAKE, P.S. Disturbing hard and soft bottom communities: a comparison of marine and freshwater environments. **Australian Journal of Ecology**, 15: 477-488. 1990.

LAKE, P.S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **J.N. Am. Benthol. Soc.** 19(4): 573-592. 2000.

LANA, P.C. Organismos bênticos e atividades de monitoramento. 1994. In: IKEDA, I (coord.) **Oceanografia Biológica Bentos, Vol. VI, Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil, Convênio PETROBRÁS FUNDESPA.** p 10-21.

LANSAC-TÔHA, af.a.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M.; TAKAHASHI, E.M.; NAGAE, M.Y. Zooplankton in the Upper Paraná River Floodplain: Composition, Richness, Abundance and Relationships with the Hydrological Level and the Connetivity. In: AGOSTINHO, A.A. et al. (ed.). **Struture and of the Paraná River and its Floodplain: LTER-Site 6 – (PELD – Sítio 6).** Maringá: EDUEM, 2004. 275p.

LANZER,R.; SCHÄFER, A. Besonderheiten der Verbreitung von Süßwassermollusken in den Küstenseen von Rio Grande do Sul, Brasilien: Substratpräferenz und Nischenüberlappung. **Biogeographica, Saarbrücken**, v. 19, p. 145-160, 1984.

LILLIE, R. Macroinvertebrate community structure as a predictor of water duration in Wisconsin Wetlands. **Journal of the American Water Resources Association.** 39(2): 389-400. 2003.

LOPRETTO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio.** Tomos I-III. La Prata: Ediciones Sur, 1995.

MACEDO-FLÔRES, J.; BARBOSA-SHERER, S. Censo de aves migratórias neárticas na região costeira do Rio Grande do Sul. In: VII Congresso Brasileiro de Ornitologia. 1998, Rio de Janeiro. **Resumos.** Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 12-17 de Julho de 1998. 149.

MALTCHIK, L; PEDRO, F. Responses of aquactic macrophytes to disturbance by flash floods in a Brazilian semiarid intermittent stream. **Biotropica**, 33(4): 566-572. 2001.

MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E.S.F. Does hydrological stability influence biodiversity and community stability? A theoretical model for lotic ecosystems from the Brazilian semiarid region. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, Brasilia, 53(1): 44-48. 2001.

MALTCHIK, L.; STENERT, C. Áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos: diretrizes para programas de conservação. **Acta Biologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 25, p. 15-28. 2003c.

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

MALTCHIK, L.; BERTOLUCI, V.D.M.; ERBA, D.A.. Inventário de áreas úmidas do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas: Botânica**. 53: 79-88. 2003b

MALTCHIK, L.; COSTA, M.A.J.; DUARTE, M.D.C. Inventory of Brazilian semi-arid shallow lakes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 71: 801-808. 1999.

MALTCHIK, L. et al. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. **Acta Limnol. Bras.**, 16(2):137-151. 2004.

MARTIN, A.C. et al. **Classification of wetlands of the United States**. US Fish and Wildlife Service Special Scientific Report Wildlife. 1953.

MCCULLOUGH, J.D.; JACKSON, D.W. Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of subtropical reservoir. **Int. Ver. Gesamt. Hydrobiol.**, 70: 221-235. 1985.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data**. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design, 1997. 47p.

MERRIT, R. W., CUMMINS, R. W. ; BURTON, T. M., The role of Aquatic insects in the processing and cycling of nutrient. In: RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. (eds.), **The ecology of aquatic insects**. New York: Praeger Publishers, 1984. p: 134-163.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3^a ed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862p.

MURKIN, H. R. The basis for food chains in prairie wetlands. In A. G. Valk van der (ed.). **Northern prairie wetlands**, Iowa: Iowa State University Press. 1989. p. 316–338.

NARANJO, L.G. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. **Vegetatio**, 118: 125-129. 1995.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Wetlands: characteristics and boundaries**. Washington, D.C.: National Academy, 1995.

NEIFF, J.J. El regimen de pulsos en rios y grandes humedales de Sudamerica. In: MALVAREZ, A.I. **Temas sobre humedales subtropicales y templados de Sudamerica**. Buenos Aires: Ed. Univers. de Buenos Aires. 1999.

NEIFF, J.J. Planícies de inundação são ecótonos. In: HENRY, R. (coord.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. p. 29-45.

OZORIO, C., **Estrutura espacial e sazonal da macrofauna bentônica da Lagoa das Custódias, Tramandaí (RS), Brasil. Situações de verão e inverno**. 1993. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, 1993.

PAIJMANS, K. et al. **Aspects of Australian wetlands**. Melbourne: CSIRO, 1985.

PAUKERT, C.P; WILLIS, D.W. Aquatic invertebrate assemblages in shallow prairie lakes: fish and environmental influences. **J. Freshwat. Ecol.**, 18(4): 523-536. 2003.

PEARSON, R.G. Temporal changes in the composition and abundance of the macro-invertebrate communities of River Hull. **Archiv Hydrobiol.** 100:273-298. 1984.

PEREIRA, S.R.S.; BONECKER, C.C.; RODRIGUES, L. Composition and abundance of the periphytic meiofauna in lentic systems of the Upper Paraná River floodplain. In: AGOSTINHO, A.A. et al. (ed.). **Structure and of the Paraná River and its Floodplain: LTER-Site 6 – (PELD – Sítio 6)**. Maringá: EDUEM, 2004.

PINTO, T. K.; BEMVENUTI, C.E. Effects of burrowing macrofauna on meiofauna community structure. **Acta Limnologica Brasileira**, 15(3):41-51, 2003.

PULLIN, A.S. et al. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making. **Biological Conservation**, 119: 245-252. 2004.

RAMSAR CONVENTION BUREAU. **The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971)**. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Bureau, 1997.161p.

RESENDE, S.L.; LEEUWENBERG F. **Ecological studies of Lagoa do Peixe**. 1987. 52p

RODRIGUES, G.G. **Caracterização dinâmico estrutural da macrofauna bentônica da Lagoa Caconde, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil**. 1996. 205 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

RODRIGUES, L. et al. Structure of communities of periphytic algae in the upper Paraná river floodplain. In: AGOSTINHO, A.A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; MIRANDA, L.E. (ed.). **Structure and of the Paraná River and its Floodplain: LTER-Site 6 – (PELD – Sítio 6)**. Maringá: EDUEM, 2004.

ROLON, A. S., MALTCHIK, L.; IRGANG, B. Levantamento de Macrófitas Aquáticas em Áreas Úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 26, n. 1, p. 17-35. 2004.

ROQUE, F.O.; PEPINELLI, M.; FRAGOSO, E.N. Ecologia de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em Região do Cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). In: HENRY, R. (coord.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. p. 313-338.

ROSA FILHO, J.S.; C.E. BEMVENUTI. Caracterización de las comunidades macrobentónicas de fondos blandos en regiones estuarinas de Rio Grande do Sul (Brasil). **Thalassas**, 14, 43-56. 1998a.

ROSA, L.C.; BEMVENUTI, C.E. Meiofauna in the soft-bottom habitats of the Patos Lagoon estuary (south Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 17(2):115-122, 2005

SANTOS, E.M. et al. Estabilidade de macroinvertebrados em uma lagoa associada a uma planície de inundação do Rio dos Sinos (RS – Brasil). **Acta Biológica Leopoldensia**, São Leopoldo, 25(2): 205-219. 2003.

SANTOS, N. M. **Abundância sazonal e padrões de ocorrência de *Sinelobus stanfordi* (Richardson) (Malacostraca, Tanaidae) no sistema Lagunar de Tramandai, Rio Grande**

do Sul, Brasil. 2000. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, 2000.

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

SCHÄFFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia da águas Continentais.** Ed. Porto Alegre: Univ. Federal do Rio Grande do Sul, 1985. 532p.

SCHWARZBOLD A.; SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Amazoniana**, 9:87-104. 1984.

SCOTT, D.; CARBONELL, M. **Directorio de los Humedales de la Región Neotropical.** Gland: IWRB, Slimbridge; IUCN, 1986. 325p.

SEELIGER U.K., ODEBRECHT C.; CASTELLO, J.P. (eds.). **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil.** Rio Grande: Ecoscientia, 1998. 341p.

SEELIGER, U.K.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. (Eds.) **Subtropical convergence marine ecosystem. The coast and the sea in the warm temperate southwestern atlantic.** New York: Springer Verlag, Heidelberg, 1997. 308p.

SEELIGER, U.K.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. (Eds.) **Os ecossistemas Marinho e Costeiro do Extremo Sul do Brasil.** Rio Grande: Ecoscientia, 1998. 326p.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Sistema Estadual de Recursos Hídricos. 2002. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br>> Acesso em: 17 de outubro de 2006

SIEGRYFIED, C.A.; KNIGHT, A.W. The effect of washout in a Sierra foothill stream. **Amer. Midland Natur.** 98:200-207. 1977.

SILVA-FILHO, M.I. **Estabilidade de comunidade macroinvertebrados em rios intermitentes do semi-árido brasileiro (São João do Cariri, Paraíba).** 1999. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 1999.

SMART, M. The Ramsar Convention: Its role in conservation and wise use of wetland biodiversity. In: HAILS, A.J. (ed.). **Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention. The role of the Convention on Wetlands in the conservation and wise use of biodiversity.** Gland: Ramsar Convention Bureau, 1996. p. 18-31.

SOUZA, M.C.; CISLNSKI, J.; ROMAGNOLO, M.B. Levantamento florístico. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá: EDUEM, 1997.

SPIELES, D.J.; MITSCH, W.J., Macroinvertebrate community structure in high-and low nutrient constructed wetlands. **Wetlands**, p 716-729. 2000.

STENERT, C.; MALTCHIK, L. Levantamento da Diversidade de Macroinvertebrados em Áreas Úmidas do Rio Grande do Sul (Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 26, n. 2, p. 229-244. 2004.

STENERT, C. **Biodiversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas (sistemas palustres) do Rio Grande do Sul.** 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado Diversidade e Manejo de Vida Silvestre). Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, 2003.

STENERT, C., et al. Diversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas na bacia do rio dos Sinos, RS, Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**. São Leopoldo, 24(2): 157-172. 2002.

STENERT, C.; SANTOS, E.M.; MALTCHIK, L. Os efeitos do pulso de inundação na comunidade de macroinvertebrados em uma lagoa associada a uma planície de inundação do Sul do Brasil. In: Henry, R. (ed.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos.** São Carlos: Rima, 2003a. p. 49-62.

STEWART, P.M.; BUTCHER, J.T.; SWINFORD, T.O. Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 3: 179-189. 2000.

TAKEDA, A.M. et al. Influence of decreased water level on the Chironomidae community of the Upper Paraná River Alluvial Plain. In: AGOSTINHO, A.A. et al. (ed.). **Structure and of**

the Paraná River and its Floodplain: LTER-Site 6 – (PELD – Sítio 6). Maringá: EDUEM, 2004

TAKEDA, A.M.; SHIMIZU, G.Y.; HIGUTI, J. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá: EDUEM, 1997.

TARNOCAI C. Canadian wetland registry. In: RUBEC, C.D.A.; POLLETT, F.C. (eds.). **Workshop on Canadian Wetlands.** Ottawa: Lands directorate, Environment Canada, 1980.

TAYLOR, A.R.D.; HOWARD, G.W.; BEGG, G.W. Developing wetland inventories in Southern Africa: A review. **Vegetatio**, 118: 57-79. 1995.

TEAL, J. M. Energy flow in the salt marsh ecosystem of Georgia. **Ecology**, 43, 614-624. 1962.

TER BRAAK, C. J. F.; P. SMILAUER. **CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4).** Ithaca: Microcomputer Power, 1998. 352 p.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, p. 1167-1179. 1986.

THOMAZ, S.M. et al. Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima (PR- MS, Brasil). **Acta Limnol. Brasil.**, v.4, p.32-51. 1992.

TIMM, T., SEIRE, A.; PALL, P. Half a century of oligochaete research in Estonian running waters. In Aquatic Oligochaete Biology VIII (P. RODRIGUEZ & P.F.M. VERDONSCHOT, eds.). Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, **Hydrobiologia**, 463:223–234. 2001.

TINER, R.W. Wetlands are ecotones: reality ou myth? In: GOPAL, B. et al. (ed.). **Wetlands and ecotones: studies on land-water interactions.** New Delhi: National Institute of Ecology. 1993. p. 1-15.

TINER, R.W. **Wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping**. London: Lweis Publishers, 1999. 392p.

TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. In: VAZZOLER, A.F.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997.

TRAIN, S. et al. Phytoplankton composition and biomass in environments of the upper Paraná river floodplain. In: AGOSTINHO, A.A. et al (ed.). **Structure and of the Paraná River and its Floodplain: LTER-Site 6 – (PELD – Sítio 6)**. Maringá: EDUEM, 2004.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo – Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/UFSCAR 1995.

USINGER, R.L. **Aquatic Insects of California with keys to North American genera and California species**. Berkeley: California University Press, 1963. 508p.

VAN DEN BRINK, F.W.B.; VAN KATWIJK, M.M.; VAN DER VELDE, G. Impact of hydrology on phyto- and zooplankton community composition in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. **Journal of Plankton Research**, 16: 351-373. 1994.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of fisheries and aquatic science**, v37, n.1, p.130-137. 1980.

WALLACE, B. J; MERRITT, R. W. Filter-feeding ecology of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**. 25: 103-132. 1980.

WILLARD, D. L. M.; REED, R.B. **Defining and delineating wetlands**. In: Bingham G. Clark II E.H. Haygood L.V. & Leslie M. (eds.). **Issues in wetlands protection: background papers prepared for the National Wetlands Policy Forum**. Washington, D.C.: The Conservation Foundation, 1990.

WILLEN, B.O.; BATES, M.K. The US Fish and Wildlife Service's National Wetlands Inventory Project. **Vegetatio**, 118: 153-169. 1995.

WILSON, J.G.; JEFFREY, D.W.. Benthic biological pollution indices in estuaries. In: **Biomonitoring of coastal waters and estuaries**. Boca Raton: **CRC Press** 1994. 311-327p.

WÜRDIG, N.L. et al. The influence of environmental parameters in the structure of the benthic community in coastal lakes and lagoons of Rio Grande do Sul, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 26: 1514-1517. 1998.

ZALIDIS, G.C.; MANTZAVELAS, A.L. Inventory of Greek wetlands as natural resources. **Wetlands**, 16: 548-556. 1996.

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. Fitoplancton de ambientes inundables del río Paraná (Argentina). **Revue D'Hydrobiologie Tropicale**, 25(3):177-188. 1992.

ZIMMER, K.D. et al. Size distribution of aquatic invertebrates in two prairie wetlands, with and without fish, with implications for community production. **Freshwater Biology**, 46: 1373-1386. 2001.

ZOLTAI, S.C. et al. Developing a wetland classification in Canada, In: BERNIER, B.; WINGET, C.H. (eds.). 4th **N. Am. Forest Soils Conf.** Laval University Press, 1975. p. 497-511.