

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOTECNOLOGIA
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia

FERNANDA BLAUTH DE LIMA

MACROINVERTEBRADOS BIOINDICADORES EM LAGOAS COSTEIRAS DO
RIO GRANDE DO SUL

Caxias do Sul
2009

FERNANDA BLAUTH DE LIMA

**MACROINVERTEBRADOS BIOINDICADORES EM LAGOAS COSTEIRAS DO
RIO GRANDE DO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biotecnologia da Universidade de Caxias do Sul,
visando à obtenção de grau de Mestre em Biotecnologia.
Orientador: Prof. Dr. Alois Schäfer.

Caxias do Sul

2009

FERNANDA BLAUTH DE LIMA

**MACROINVERTEBRADOS BIOINDICADORES EM LAGOAS COSTEIRAS DO
RIO GRANDE DO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biotecnologia da Universidade de Caxias do Sul,
visando à obtenção de grau de Mestre em Biotecnologia.
Orientador: Prof. Dr. Alois Schäfer.

PROJETO DE DISSERTAÇÃO APROVADO EM ____ / 12 / 2009.

BANCA EXAMINADORA:

Orientador: Prof. Dr. Alois Schäfer

Prof. Dr. Eduardo Mendes da Silva

Prof. Dr^a Cecilia Volkmer Ribeiro

Prof. Dr. Alexandre Specht

Àqueles que estiveram ao meu lado,
em todos os momentos de minha vida, pelo
incentivo, apoio e compreensão durante esta caminhada
meus familiares,
em especial meu pai Gilberto Ferreira de Lima,
minha mãe Olga Maria Blauth de Lima e
meus avós João Carlos Coutinho de Lima *in memoriam* e
Adélia Ferreira de Lima.

AGRADECIMENTOS

Quando chegamos ao final de uma caminhada, começamos a lembrar do início dela, ou o que nos levou a fazê-la. Paramos e olhamos para trás e conseguimos visualizar momentos e pessoas que contribuíram para que tudo isso se tornasse realidade. Desta forma o que nos resta é agradecer a tudo e a todos que através de palavras, gestos e atitudes fizeram deste um sonho possível.

Talvez a parte mais difícil seja agradecer a todos àqueles que, no horizonte que abrange uma vida, tiveram papel decisivo para que este dia chegasse. Devo agradecer a muitas pessoas, cada qual representando uma peça importante em minha trajetória.

Agradeço primeiramente Àquele que em todos os momentos de minha vida, me escutou, acolheu e deu forças para continuar sempre em frente, mesmo quando tudo parecia perdido, Deus. Permitiu que as realizações e alegrias sobrepujassem as frustrações e tristezas, fazendo com que esta jornada tenha sido compensatória e gratificante.

Às pessoas mais especiais de minha vida e com certeza as que foram fundamentais para que concretizasse este sonho, minha família, em especial meus pais, **Olga Maria Blauth de Lima** e **Gilberto Ferreira de Lima**, e meus avós paternos, **João Carlos Coutinho de Lima** e **Adélia Ferreira de Lima**, que foram a mola propulsora de meus estudos e os lapidadores de meus ideais, os grandes mestres da vida, onde aprendi meus valores e tronei-me o que sou. Sempre me apoiaram, incentivaram, mesmo de longe. É por eles que cheguei até o fim, pois quando muitas vezes pensei em desistir, era através de suas palavras de conforto que buscava ânimo para continuar. Agradeço por terem me ensinado que o que realmente importa é o que somos não o que temos, onde a humildade, o respeito ao próximo e a honestidade, fazem a diferença neste mundo de adversidades. E peço desculpas por fazer de meu sonho, um castigo, onde os momentos em família se tornaram raros.

Às duas pessoas que são muito especiais em minha vida, meus irmãos **Jonathan Blauth de Lima** e **Fabiana Blauth de Lima**, pois foi neles que busquei a força para seguir em frente mesmo querendo desistir, foi por eles que lutei.

À todos os meus familiares, onde pude aprender que a união faz a força, e com certeza seremos unidos assim, para sempre.

Ao **Clóvis Pinheiro Junior**, por hoje fazer parte de minha vida, sendo mais que um companheiro de jornada, mas um amigo, cujo ombro sempre me estendeu, cujas minhas lágrimas e nervosismo, ele soube entender, me ajudando a superar todos os obstáculos com muito amor e carinho.

Aos meus orientadores, professor Dr. **Alois Schäfer** e professora Dr^a **Rosane Lanzer** pelo acolhimento na equipe Lagoas Costeiras, pelo apoio durante a escolha do projeto, coletas dos macroinvertebrados e execução de todo o estudo. Obrigada por acreditarem que eu pudesse fazer parte desta equipe, mesmo sem nunca terem trabalhado comigo.

À **equipe Lagoas Costeiras**, pois cada um contribuiu um pouco para que meu trabalho tivesse sucesso, cada grão de areia que juntos formaram uma grande duna em meu trabalho.

À Universidade de Caxias do Sul e ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, pelo espaço e apoio técnico, que contribuíram para que meu trabalho fosse realizado.

Às minhas colegas de trabalho, **Daiane Marcolin, Greice Rotta Adami, Ivana Rech, Luciane Martini, Patrícia Buffon, Thaiane Weinert da Silva e Taísa Maffazzioli**, pelos momentos de descontração e amizade que foi se construindo durante todo este tempo, onde através da cumplicidade pudemos compartilhar momentos de que sentirei falta e que ficarão eternizados em nossas memórias.

Às minhas eternas amigadas, que persistem à distância, **Maria del Carmen Braccini e Antônio Carlos Guimarães**, com palavras de carinho, sempre demonstraram acreditar em mim, e a eles devo a base profissional que tenho, pois, durante a graduação se propuseram a ensinar não os conceitos que devemos aprender sobre esta grande Ciência, mas que por trás dela, somos seres humanos em busca de conhecimentos sobre a Vida.

Meus mais sinceros agradecimentos a todos que de algum modo fizeram parte desta conquista e realização pessoal. Muito obrigada.

RESUMO

O presente estudo visou analisar a estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, associados ao teor de matéria orgânica do sedimento, a morfologia (profundidade, volume e área) e ao estado trófico (TSI), determinando táxons que possam ser utilizados como indicadores do estado trófico. A importância do estudo agora concluído reside não apenas na comparação com os levantamentos já feitos em outros locais, mas, sobretudo, na oportunidade de compararem-se comunidades de invertebrados bentônicos de lagoas de água doce de duas áreas costeiras situadas em contexto diferenciado em relação ao oceano, possibilitando a verificação do estado ecológico a partir dos macroinvertebrados bentônicos. Este estudo foi realizado no período de janeiro de 2008 à janeiro de 2009, na Lagoa do Marcelino, Lagoa Caconde e Lagoa do Peixoto, pertencentes ao município de Osório, situado no Litoral Norte, Lagoa Barro Velho, Lagoa da Figueira, Lagoa de São Simão, Lagoa do Fundo, pertencentes ao município de Mostardas e Lagoa Paurá, pertencente ao município de São José do Norte, situadas no Litoral Médio. As amostras de sedimento foram realizadas com auxílio de uma draga tipo Eckmann-Birge (área de 225 cm²) seguindo o *fetch* de cada lagoa, realizando-se três replicatas em cada ponto de coleta. As lagoas costeiras estudadas apresentam características peculiares devido a sua morfologia e localização geográfica (próximas ao oceano), apresentam uma constante oxigenação de toda a coluna de água até o sedimento, diferente das lagoas do interior do continente, que não apresentam influência dos ventos oceânicos, possibilitando a abundância de táxons nesses ecossistemas, diferente dos padrões de lagoas não polimíticas. Com exceção da Lagoa Paurá, as lagoas costeiras estudadas apresentam correlação entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a profundidade. Nas lagoas estudadas, o número de táxons não apresentou correlação significativa ($r = 0,237$; $r^2 = 0,058$ e $p = 0,288$) com o teor de matéria orgânica e a profundidade das lagoas, sendo a Lagoa Paurá a única que apresenta correlação entre o número de táxons e a profundidade. Os principais táxons registrados (Diptera, Oligochaeta e alguns Mollusca) assemelham-se àqueles amostrados em diversas regiões lacustres do Brasil. A comunidade bentônica foi mais rica na Lagoa da Figueira, onde foram registrados 18 táxons de macroinvertebrados, sendo a Lagoa do Marcelino a mais pobre em número de táxons, com apenas quatro encontrados. A utilização da estrutura da comunidade de Chironomidae,

baseado na distribuição dos gêneros, mostrou-se bastante eficiente na determinação do estado trófico das lagoas costeiras estudadas, apresentando organismos tolerantes a ambientes eutrofizados, como as lagoas do Litoral Norte, podendo desta maneira servir como indicadores biológicos destes ecossistemas límnicos, como os gêneros *Nimbocera* sp3, *Kiefferulus* sp, *Gênero A* sp2, *Larsia* sp, *Cryptochironomus* sp, *Tanytarsus* sp e *Bardius* sp.

ABSTRACT

This study aims to analyze the structure and distribution of benthic macroinvertebrate community associated with the organic matter content of the sediment, morphology (depth, volume and size) and the trophic state index (TSI), determining which taxa can be used as indicators of trophic state. The importance of the study is now completed not only in comparison with the surveys already made elsewhere, but especially the opportunity to compare themselves communities of benthic invertebrates in freshwater ponds in two coastal areas located in different context in relation to ocean conditions and to assess the status from the benthic macroinvertebrates. This study was performed from January 2008 to January 2009, in Marcelino Pond, Caconde Pond and Peixoto Pond, belonging to the municipality of Osório, located on the North Coast, Barro Velho Pond, Figueira Pond, São Simão Pond, Fundo Pond, belonging to the city of Mostardas and Paura Pond, in the city of São José do Norte, located in the East Coast. The sediment samples were performed with a dredge type Eckmann-Birge (225 cm² of area) following the fetch of each pond, performing three replicates at each collection point. The coastal lagoons studied exhibit unique characteristics due to their morphology and location (near the ocean) have a constant oxygen throughout the water column to the sediment of different lakes in the interior of the continent, which have no influence of ocean winds, allowing the abundance of taxa in these ecosystems, different patterns of ponds not polymict. With the exception of Paura Pond, the studied coastal lagoons present correlation between organic matter content of sediment and depth. In the ponds studied, the number of taxa was not significantly correlated ($r = 0.237$, $r^2 = 0.058$ $p = 0.288$) with organic matter content and depth of the ponds, and Paura Pond the only that shows correlation between the number of taxa and depth. The main taxa recorded (Diptera, Oligochaeta and some Mollusca) are similar to those sampled in different lake regions of Brazil. The benthic community was richer in Figueira Pond, where they were recorded 18 taxa of macroinvertebrates, and the Marcelino Pond was the less abundant in number of taxa, with only four matches. The use of the community structure of Chironomidae, based on the distribution of genera, was quite efficient in determining the trophic status of coastal lagoons studied, with organisms tolerant of eutrophic environments, such as the ponds of the North Coast, which can then serve as indicators biology of limnic ecosystems, such as gender

Nimbocera sp3, *Kiefferulus* sp, *Gênero A* sp2, *Larsia* sp, *Cryptochironomus* sp, *Tanytarsus* sp and *Bardius* sp.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Áreas de abrangência do estudo, Município de Osório, no Litoral Norte (1) e Município de Mostardas (2) e São José do Norte (3), no Litoral Médio do Rio Grande do Sul	31
Figura 2 - Localização da Lagoa do Marcelino (A), Lagoa do Peixoto (B) e Lagoa Caconde (C), Município de Osório, Litoral Norte do Rio Grande do Sul	32
Figura 3 - Lagoa Barro Velho (A), Lagoa da Figueira (B), Lagoa de São Simão (C) e Lagoa do Fundo (D), Município de Mostardas, Litoral Médio do Rio Grande do Sul	33
Figura 4 - Imagens aéreas das lagoas Barro Velho (A), da Figueira (B), de São Simão (C) e do Fundo (D), Município de Mostardas, Litoral Médio do Rio Grande do Sul	34
Figura 5 - Lagoa Paurá (A), Município de São José do Norte, Litoral Médio do Rio Grande do Sul	35
Figura 6 - Imagem aérea da Lagoa Paurá, Município de São José do Norte, Litoral Médio, Rio Grande do Sul	36
Figura 7 - Draga tipo Ekman-Birge, utilizada para coleta de macroinvertebrados de sedimento de fundo de lagoas	40
Figura 8 - Relação entre o perfil vertical de temperatura da água (°C) e a resistência térmica relativa (RTR) na Lagoa da Figueira, em janeiro de 2008	48
Figura 9 - Distribuição vertical da saturação de oxigênio (%) e a resistência térmica (RTR), na Lagoa da Figueira, em janeiro de 2008	49
Figura 10 - Condutividade em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul) do Rio Grande do Sul, verão de 2008	50
Figura 11 - Os valores de pH em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul) do Rio Grande do Sul, verão de 2008	51
Figura 12 - Transparência em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul) do Rio Grande do Sul, verão de 2008	52
Figura 13 - Concentração de fósforo solúvel reativo (P-PO ₄) em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul) do Rio Grande do Sul, verão de 2008	53
Figura 14 - Esquema ilustrado dos espaços de vida em um lago e representantes de suas comunidades	56

Figura 15 - Densidade de Oligochaeta em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul) do Rio Grande do Sul	58
Figura 16 - Número de táxons de macroinvertebrados bentônicos em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul), do Rio Grande do Sul	62
Figura 17 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa Caconde	64
Figura 18 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa do Marcelino	65
Figura 19 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa do Peixoto.....	66
Figura 20 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa de São Simão.....	68
Figura 21 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa Barro Velho em todos os pontos amostrais	69
Figura 22 - Tribos do Chironomidae da Lagoa Barro Velho	69
Figura 23 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa do Fundo.....	70
Figura 24 - Tribos de Chironomidae da Lagoa do Fundo	71
Figura 25 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa Paurá em todos os pontos amostrais.....	72
Figura 26 - Tribos de Chironomidae da Lagoa Paurá	72
Figura 27 - Perfil vertical dos grupos do fitoplâncton, teor de ácidos húmicos e clorofila-a na Lagoa da Figueira em janeiro de 2008	73
Figura 28 - Perfil vertical dos grupos do fitoplâncton, teor de ácidos húmicos e clorofila-a na Lagoa da Figueira em abril de 2008	74
Figura 29 - Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa da Figueira.....	74
Figura 30 - Tribos de Chironomidae da Lagoa da Figueira	75
Figura 31 - Número de táxons de Chironomidae na Lagoa da Figueira em diferentes estações do ano	76
Figura 32 - Relação entre o número de táxons com o teor de matéria orgânica (A), relação do número de táxons com a profundidade (B) e relação da profundidade com a matéria orgânica (C) da Lagoa da Figueira.....	79
Figura 33 - Dendograma de agrupamento dos gêneros de Chironomidae em relação às diferentes profundidades da Lagoa da Figueira através do algoritmo de Cosine, (A) gêneros em profundidades de no mínimo 8 m, (B) gêneros entre 8 m e 11 m, (C) gêneros em profundidade de 2,5 à 8 m , (D) e (E) gêneros que não possuem predileção por nenhuma profundidade, (F) e (G) gêneros em profundidades de 1m a 9m respectivamente. O grupo H	

está composto apenas pelo Gênero X que é encontrado apenas em profundidades de até 1 m	81
Figura 34 - Correlação entre o número de táxons com a área, TSI e volume em lagoa costeiras	83
Figura 35 - Relação do número de táxons observados e esperados pela área das lagoas costeiras estudadas	85
Figura 36 - Análise de Cluster em lagoas Costeiras, segundo as características limnológicas que apresentaram maior correlação com o número de táxons, utilizando o algoritmo de Cosine. Agrupamento A, lagoas com índice de estado trófico superiores a 59, agrupamento B, Lagoas com índice de estado trófico de 53 e 59, respectivamente, agrupamento C, lagoas com índice de estado trófico de 47 a 57, mas com área maior, e a Lagoa da Figueira representando o agrupamento D, onde apresenta uma área e número de táxons superiores às outras lagoas estudadas	86
Figura 37 - Análise de agrupamento das lagoas costeiras e padrões de distribuição através de classes de abundância dos macroinvertebrados bentônicos amostrados no verão de 2008 e 2009. O Algoritmo utilizado para similaridade foi o Cosine	87
Figura 38 - Análise de agrupamento das lagoas costeiras através de classes de abundância dos táxons de Chironomidae amostrados no verão de 2008 através do algoritmo de Cosine	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, considerando o tamanho e a profundidade máxima dos corpos hídricos proposta por Schäfer (1988)	27
Tabela 2 - Relação do Índice do estado Trófico proposto por Carlson (1977)	39
Tabela 3 - Classes de abundância proposta por Ludwig (1989)	42
Tabela 4 - Padrões de densidade de Oligochaeta/m ² para determinação do enriquecimento orgânico proposto por Wright & Tidd (1933)	43
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul	47
Tabela 6 - Teor de matéria orgânica e profundidade das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul	54
Tabela 7 - Táxons de macroinvertebrados e sua abundância relativa (%) em oito lagoas costeiras do Rio Grande do Sul	57
Tabela 8 - Largura do nicho (LN) dos táxons de macroinvertebrados das lagoas costeiras estudadas	59
Tabela 9 - Largura do nicho (LN) dos táxons de Chironomidae das lagoas costeiras estudadas	60
Tabela 10 - Número de táxons de macroinvertebrados bentônicos (S), Número total de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos (N ₀ , Número de Diversidade de táxons (H _s), Equitabilidade dos táxons (E) e Diversidade máxima dos táxons (H _{max}) nas lagoas costeiras estudadas	61
Tabela 11 - Número de táxons de Chironomidae (S), Número total de indivíduos de Chironomidae (N), Diversidade de táxons de Chironomidae (H _s), Equitabilidade dos táxons (E) e Diversidade máxima dos táxons (H _{max}) nas lagoas costeiras estudadas	61
Tabela 12 - Distribuição sazonal de Chironomidae na Lagoa da Figueira, Litoral Médio do Rio Grande do Sul	77
Tabela 13 - Variáveis morfométricas das lagoas costeiras utilizados para correlação	82
Tabela 14 - Relação de variáveis morfométricas das lagoas e o TSI com o número de táxons em oito lagoas costeiras do Rio Grande do Sul	84

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo Geral.....	19
2.2 Objetivos Específicos	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1 Recursos Hídricos	20
3.2 Biomonitoramento	20
3.3 Bioindicadores	21
3.4 Macroinvertebrados	21
3.5 Macroinvertebrados como bioindicadores.....	22
3.6 Estudos sobre a comunidade bentônica em lagoas	23
3.7 Distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em lagoas	24
3.8 Lagoas costeiras do Rio Grande do Sul	25
3.9 Caracterização dos macroinvertebrados bentônicos e suas comunidades nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.....	28
4 MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1 Área de Estudo.....	31
4.2 Morfometria das lagoas	36
4.3 Análise da Água.....	38
4.4 Teor de matéria orgânica no sedimento	39
4.5 Coleta dos macroinvertebrados bentônicos	40
4.6 Triagem dos macroinvertebrados bentônicos	41
4.7 Análise da Fauna bentônica	41
4.7.1 Abundância relativa (%)	41
4.7.2 Classes de abundância	42
4.7.3 Densidade de Oligochaeta	42
4.7.4 Largura do Nicho	43

4.7.5 Índice de diversidade e equitabilidade.....	44
4.7.6 Relação Espécie-Área	45
4.8 Análise estatística	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1 Caracterização Ecológica das lagoas costeiras	47
5.1.1 Análise da Água.....	48
5.1.1.1 Estratificação térmica e o teor de oxigênio.....	48
5.1.1.2 Condutividade	49
5.1.1.3 pH.....	50
5.1.1.4 Transparência.....	51
5.1.1.5 Fósforo solúvel reativo	52
5.2 Teor de matéria orgânica no sedimento	53
5.3 Macroinvertebrados bentônicos	55
5.3.1 Abundância relativa	56
5.3.2 Densidade de Oligochaeta	57
5.3.3 Largura do Nicho	58
5.3.4 Índice de diversidade	60
5.3.5 Lagoa Caconde	63
5.3.6 Lagoa do Marcelino	65
5.3.7 Lagoa do Peixoto	66
5.3.8 Lagoa de São Simão	67
5.3.9 Lagoa Barro Velho.....	68
5.3.10 Lagoa do Fundo	70
5.3.11 Lagoa Paurá	71
5.3.12 Lagoa da Figueira	73
5.4 Padrões de distribuição dos táxons de Chironomidae na Lagoa da Figueira.....	80
5.5 Relação da macrofauna bentônica com o estado trófico e a morfologia nas lagoas costeiras estudadas	82
5.6 Relação Espécie-Área	84
5.7 Agrupamento das lagoas costeiras pelas suas características limnológicas	85
5.8 Análise de padrões de distribuição para identificação de táxons bioindicadores	86

5.9 Análise de padrões de distribuição para identificação de táxons de Chironomidae bioindicadores	88
6 CONCLUSÕES.....	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

1 INTRODUÇÃO

Desde o início dos estudos dos lagos como espaço de vida, organismos bentônicos são utilizados como indicadores do estado ecológico, ou trófico. Thienemann (1925,1931) no início do século XX foi o pioneiro na classificação de Lagos, utilizando a presença ou ausência de diferentes táxons de macroinvertebrados no sedimento, como critério de avaliação, diferenciando lagos oligotróficos de eutróficos. Chamando lagos oligotróficos de “Lagos de *Tanytarsus*” e lagos eutróficos de “Lagos de *Chironomus*”. Entretanto somente nos últimos anos tem sido enfatizado no Brasil.

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos consistem numa importante ferramenta para inferir as condições ecológicas, uma vez que se observam diferenças entre os táxons existentes em águas limpas e em águas impactadas.

Guereschi & Melão (1997) definem bioindicadores, como organismos ou comunidades que respondem à poluição ambiental, alterando suas funções vitais ou acumulando toxinas. Esta definição pode ser ampliada ao se considerar que bioindicadores são organismos ou comunidades que reagem a alterações ambientais modificando suas funções vitais e/ou sua composição química e com isso fornecem informações sobre a situação ambiental.

Bioindicadores têm sido bastante utilizados na avaliação de impactos em ecossistemas, refletindo a integridade ecológica total dos ecossistemas, apresentando a vantagem de oferecer informações de efeitos ambientais prolongados, enquanto que métodos físico-químicos permitem apenas um conhecimento instantâneo.

Geralmente as avaliações de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são feitas somente por meio de análise das variáveis físicas e químicas. Entretanto, constata-se algumas limitações, como a descontinuidade espacial e temporal das amostragens, que retratam uma situação momentânea e pontual num corpo d'água. Desta forma torna-se importante aliar parâmetros físico-químicos às avaliações biológicas, pois estas representam as condições ecológicas do corpo d'água de maneira contínua ao longo de um determinado tempo.

A planície costeira do Rio Grande do Sul possui uma grande quantidade de corpos de água, na sua maioria de água doce. A região representa um sistema ecológico costeiro único no mundo devido as suas dimensões e heterogeneidade dos seus ecossistemas terrestres e

límnicos. Enquanto o Litoral Norte foi alvo de muitas pesquisas sobre a vegetação, fauna terrestre e as lagoas nele inseridas, as lagoas do Litoral Médio e Sul da planície costeira rio-grandense não foram estudadas desde os trabalhos pioneiros nos anos 80.

Estudos realizados nas lagoas costeiras do litoral do Rio Grande do Sul, envolvendo as comunidades bentônicas, têm sido efetuados com mais frequência na região do Litoral Norte. O pouco conhecimento sobre a biodiversidade dos macroinvertebrados ocorrentes na região centro-sul das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul e, especialmente, de sua valência ecológica, torna estudos mais detalhados sobre distribuição destas comunidades bentônicas em diferentes condições espaciais muito importantes, como subsídios para posteriores monitoramentos da qualidade ambiental destes ecossistemas límnicos.

A região costeira rio-grandense abrange uma superfície de aproximadamente 22.740 km² de terras emersas e 14.260 km² de superfícies de lagos e lagunas, com maior importância, pela sua superfície, a Lagoa dos Patos com 9.280 km², a Laguna Mirim com 3.520 km² (incluindo território uruguaio) e a Lagoa Mangueira com 802 km², enquanto que as demais somam 660 km². Embora os ecossistemas lênticos sejam bastante representativos no Rio Grande do Sul, ainda, os estudos de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores tem sido frequentemente direcionados à ambientes lóticos.

Neste contexto, o estudo visa determinar a distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, identificando os táxons que poderão auxiliar no monitoramento do estado trófico das lagoas do Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul, como bioindicadores, ampliando os estudos destas comunidades como ferramenta na classificação de ecossistemas lênticos. A importância do estudo agora concluído consiste não apenas na comparação com os levantamentos já feitos em outros locais, mas, sobretudo, na oportunidade de compararem-se comunidades de invertebrados bentônicos de lagoas de água doce de duas áreas costeiras situadas em contexto diferenciado em relação ao oceano, possibilitando a verificação do estado ecológico a partir dos macroinvertebrados bentônicos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Relacionar a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos com o estado trófico em lagoas costeiras do Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul, identificando táxons que possam ser utilizados como indicadores.

2.2 Objetivos Específicos

- Inventariar os macroinvertebrados bentônicos de lagoas costeiras do Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul.
- Relacionar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos com o teor de matéria orgânica do sedimento.
- Relacionar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos com o Índice de Estado Trófico (TSI) e a morfometria (Área, profundidade, e volume) das lagoas costeiras.
- Identificar macroinvertebrados bentônicos com características que permitam sua utilização como bioindicadores do estado ecológico das lagoas costeiras do Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Recursos Hídricos

Está previsto na legislação brasileira (CONAMA, Resolução nº 3031 de 2002) que banhados e margens de corpos hídricos são áreas de proteção permanente, tendo seu uso restrito. No entanto, o que é constatado é que os ambientes aquáticos têm sido os mais degradados (Santamaría, 2002), sendo que mais da metade dos ecossistemas de banhado e áreas úmidas do mundo desapareceram no último século devido à expansão das cidades e das áreas para produção agrícola (Shine & Klemm, 1999).

Segundo Seeliger & Costa (2003) a importância do uso de água doce para as lagoas e o estuário é frequentemente ignorada na costa sul brasileira devido à pressuposição de que a água doce é um recurso ilimitado para a agricultura, indústria e uso doméstico, entretanto, esses corpos lacunares estão sujeitos a diversos tipos de impactos ambientais.

No contexto da proteção e conservação ambiental, utiliza-se desde a tipificação de áreas úmidas com base na vegetação aquática, avaliações rápidas de hábitat até o desenvolvimento de metodologias para monitoramento de impactos ambientais com base na fauna de macroinvertebrados aquáticos (Callisto *et al.*, 2002).

3.2 Biomonitoramento

Índices bióticos têm sido importantes ferramentas em estudos de monitoramento de condições ecológicas, em geral considerando a composição taxonômica e dominância de alguns grupos tolerantes à poluição (Lino, 2003).

O termo biomonitoramento, ou monitoramento biológico, pode ser definido como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais, geralmente associadas a fontes antropogênicas, com o objetivo de utilizar esta informação em programas

de controle de qualidade ambiental, através de organismos ou parte de uma comunidade capazes de fornecer informações sobre a qualidade do ecossistema (Callisto *et al.*, 2001).

O biomonitoramento é extremamente importante, pois não reflete apenas o ecossistema como um espaço físico, mas como os organismos estão se adaptando as mudanças ao longo do tempo.

3.3 Bioindicadores

Várias definições sobre bioindicadores vem sido feitas, como, organismos ou comunidades que respondem à poluição ambiental, alterando suas funções vitais ou acumulando toxinas e/ou sua composição química e com isso fornecem informações sobre a situação ambiental (Guereschi & Melão, 1997), organismos ou comunidades que se correlacionam tão estreitamente com determinados fatores ambientais, que podem ser empregados como indicadores na avaliação de determinada área (Goulart & Callisto, 2003), o que acaba ressaltando a importância da sua utilização em estudos de monitoramento de ecossistemas para melhor definição de estratégias de preservação destes ecossistemas.

Bubinas & Jagminiené (2001) são uns dos autores que afirmam esta utilização principalmente na avaliação de impactos ambientais, provocados pela má administração do ambiente.

3.4 Macroinvertebrados

Macroinvertebrados bentônicos são organismos com tamanho superior a 0,25 mm, que habitam o sedimento de ecossistemas aquáticos continentais, que colonizam substratos como restos de troncos, acúmulos de folhas, pedras, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, durante parte ou por todo o seu ciclo de vida (Callisto *et al.*, 2000), de fácil coleta e identificação taxonômica elevada e possuem abundância populacional, fazendo com que a coleta de indivíduos para análises não interfira, significativamente, em sua dinâmica populacional (Hellawell, 1986; Rosemberg & Resh, 1993; Stark *et al.*, 2001).

Macroinvertebrados são utilizados para inferir as condições ecológicas, uma vez que se observam diferenças entre os táxons existentes em águas limpas e em águas impactadas (Callisto & Esteves, 1995); de acordo com Fusari (2006) são utilizados por apresentarem as seguintes características:

- a) Ciclos de vida longos (podendo viver entre semanas, meses e até mesmo mais de um ano), enquanto que os organismos planctônicos, em geral tem ciclos de vida em torno de horas, dias, uma ou duas semanas;
- b) Em geral, são organismos grandes, sésseis ou de pouca mobilidade;
- c) Fácil amostragem, com custos relativamente baixos;
- d) Elevada diversidade taxonômica e de identificação relativamente fácil (ao nível de família e alguns gêneros);
- e) Possuem hábito sedentário, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados;
- f) Vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a se acumular;

A importância da presença de macroinvertebrados para os ecossistemas aquáticos, no que se refere ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, é dada ao fato que estes participam no processo de decomposição da matéria orgânica, reduzindo o tamanho das partículas, e por serem uma importante fonte de alimento para níveis tróficos superiores, como os peixes e aves (Krull, 1970; Esteves, 1998; Rodrigues & Hartz, 2001).

3.5 Macroinvertebrados como bioindicadores

Os macroinvertebrados bentônicos são amplamente empregados em avaliações de impacto e recomendados nos monitoramentos ambientais (Fonseca-Gessner & Guereshi, 2000) por apresentarem algumas qualidades que os destacam como eficientes indicadores biológicos (Hellowell, 1986; Rosemberg & Resh, 1993).

Schäfer (1985), baseado nos trabalhos de Thienemann (1925, 1931) no início do século XX, estabelece uma relação entre habitats extremos (como águas eutrofizadas) e comunidades pobres, caracterizadas por um número reduzido de espécies adaptadas e uma

grande dominância destas. Ao contrário, nos habitats em condições equilibradas, encontra-se uma biocenose rica em número de espécies e com distribuição uniforme dos indivíduos nestas.

Para Rosemberg & Resh (1993), atualmente no Brasil, muitos órgãos responsáveis pela fiscalização ambiental, como a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB – SP) e Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM – RS), exigem a avaliação da fauna de macroinvertebrados bentônicos em diagnósticos e programas de monitoramento da qualidade das águas. Esta exigência é produto da reconhecida eficiência dos macroinvertebrados como indicadores naturais.

A estrutura do sedimento e a disponibilidade de recursos afetam diretamente a estrutura das comunidades aquáticas (Tikkanen *et al.*, 2000), assim como condições físico-químicas da água (Ward, 1998). De acordo com Rodrigues (1996) além de todos estes fatores, em ambientes lagunares, a presença da vegetação também é considerada importante na estruturação da comunidade de macroinvertebrados.

Com relação aos macroinvertebrados bentônicos, os dados da literatura indicam que a eutrofização e/ou enriquecimento orgânico de um sistema aquático causa o aumento da densidade ou da biomassa de alguns grupos taxonômicos mais tolerantes, especialmente Oligochaeta (Widerholm, 1980), larvas de algumas espécies de Chironomidae, com destaque para as espécies de *Chironomus* (Johnson *et al.*, 1993), a diminuição da diversidade de espécies da comunidade (Barton & Metcalfe-Smith, 1992; Resh & Jackson, 1993), a reestruturação da comunidade com o desaparecimento de espécies sensíveis e domínio por espécies tolerantes às condições adversas (Benke, 1984; Cairns & Pratt, 1993), entre outros efeitos.

Desta forma, a identificação de bioindicadores para um posterior monitoramento biológico constitui importante ferramenta na avaliação destas comunidades frente às modificações nas condições ambientais naturais (Buss *et al.*, 2003; Fusari, 2006).

3.6 Estudos sobre a comunidade bentônica em lagoas

No Brasil, a maioria dos trabalhos existentes sobre inventários da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais está relacionada com estudos faunísticos locais,

descrições de novas espécies, ou revisões sistemáticas de pequenos grupos de macroinvertebrados. Entre as exceções, estudos realizados sobre a fauna de macroinvertebrados bentônicos do rio São Francisco (Callisto & Gonçalves-Junior, 2005), de crustáceos do Rio Grande do Sul (Bond-Buckup & Buckup, 1999) e da família Chironomidae, em São Paulo (Trivinho-Strixino & Strixino, 1995), no Rio de Janeiro (Callisto *et al.*, 2002; Nessimian *et al.*, 2003), e em planícies de inundação da Amazônia (Fonseca *et al.*, 2004).

Entretanto, o conhecimento sobre invertebrados de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul ainda é muito fragmentado, considerando suas características próprias (de uma determinada lagoa), fatores ambientais e as comunidades bentônicas (Lanzer & Schäfer, 1985, 1987; Lanzer, 2001; Ártico, 2003; Gruber *et al.*, 2003; Seeliger & Costa, 2003; Silva, 2003; Silva & Veitenheimer-Mendes, 2004; Dillenburg *et al.*, 2005; Tomazelli & Villwock, 2005; Silveira, 2007).

A maior parte dos estudos com macroinvertebrados bentônicos na Planície Costeira do Rio Grande do Sul tem sido realizados com mais frequência na região do Litoral Norte. Para a comunidade bentônica estuarina nesta região, citam-se os estudos de Almada (1998), nas lagoas Tramandaí e Armazém, e o primeiro estudo sobre a meiofauna estuarina por Kapusta *et al.* (2002) e Freitas (2003).

A utilização de macroinvertebrados bentônicos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul foi mais intensificada, a partir de estudos como os de Lanzer & Schäfer (1985, 1987) e Lanzer (1989), visando a determinação do estado trófico usando somente a comunidade de moluscos, especialmente Gastropoda, além de Würdig *et al.* (1990), que propõe o emprego de macroinvertebrados aquáticos para o monitoramento de qualidade ambiental nas Lagoas do Litoral Norte (do Marcelino, do Peixoto e Pinguela), avaliando a eficiência da Estação de Tratamento de esgotos implantada na cidade de Osório, e o trabalho de Silveira (2007) na determinação do impacto do corte de *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* usado no artesanato local sobre a comunidade de invertebrados bentônicos.

3.7 Distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em lagoas

Na maioria dos ambientes aquáticos continentais a distribuição do zoobentos é frequentemente, heterogênea (Silveira, 2007).

Na região litorânea observa-se uma maior diversidade de cadeias alimentares de organismos, ao passo, que, na região profunda de lagoas observa-se uma menor diversidade (Esteves, 1998).

Segundo Weatherhead & James (2001) e McAbendroth *et al.* (2005), a distribuição da comunidade de macroinvertebrados está relacionada ao tipo de sedimento orgânico (arenoso, argiloso), substrato (pedra, madeira), temperatura do meio e oxigênio dissolvido. Além de existir uma forte ligação entre diversidade e biomassa de macroinvertebrados em relação à vegetação aquática (Dvorák, 1996; Olson *et al.*, 1999; Szalay *et al.*, 2001; Weatherhead & James 2001), onde estes consomem parte do material vegetal provido pelas plantas aquáticas (Albertoni *et al.*, 2001; Gonçalves Jr. *et al.*, 2004)

3.8 Lagoas costeiras do Rio Grande do Sul

A região costeira do Rio Grande do Sul é constituída por um conjunto complexo de ambientes e sub ambientes deposicionais, que incluem corpos aquosos costeiros (lagos, lagoas e lagunas), sistemas aluviais (rios meandantes e canais interlagunares), sistemas deltaicos (deltas flúvio-lagunares e de maré lagunar) e sistemas paludais (pântanos, alagadiços e turfeiras) (Tomazelli & Villwock, 1991).

Considerando as características geomorfológicas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, são criadas condições para existência de diversos banhados lacustres e palustres associados às lagoas e lagunas costeiras (Rambo, 2000). Atualmente, as áreas úmidas da Planície Costeira rio-grandense estão sobre alta pressão antrópica. As principais atividades da região são as de empreendimentos imobiliários e agrícolas, principalmente o cultivo de arroz, e segundo a estimativa de alguns pesquisadores, aproximadamente 90% dos banhados da região foram destruídos (Panatta *et al.*, 2006). Devido à transição de ambientes apresentada na Planície Costeira, juntamente com fatores abióticos, que a região está sujeita, cria-se um ambiente complexo e sensível, com alto grau de interferência humana (Villwock, 1986).

A costa do Rio Grande do Sul foi formada através de quatro sistemas de barreiras costeiras, sendo três originais durante o Pleistoceno e uma no Holoceno (Dillenburg *et al.*, 2004). Apesar de uma aparente homogeneidade de seus depósitos, a costa apresenta um variado espectro de barreiras, sendo temporalmente coexistentes barreiras de natureza

transgressiva e regressiva, formadas nos últimos 7 mil anos, através das alternâncias de condições de balanço positivo e negativo de sedimentos ao longo da costa, aos quais se relacionam, respectivamente, com embaiamentos costeiros (barreira regressiva) e projeções costeiras (barreiras transgressivas) (Dillemburg *et al.*, 2005). O fechamento das lagoas e a transformação em ambientes límnicos ocorreram em etapas diferentes (Lanzer, 2001). As lagoas mais jovens formadas são as Lagoas do Bojurú Velho, das Flores, Nicola, Jacaré e Mangueira, com idade entre 3600-2600 ano B.P.; as mais antigas são a Lagoa do Barros e a Lagoa Caiubá, com idade aproximada de 14000 anos B.P.; as demais têm idade entre 6500-5100 anos B.P. (Schwarzbold & Schäfer, 1984, Villwock, 1984).

Segundo a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Cfa ou temperado úmido. As temperaturas médias do mês mais quente superam os 22°C e as do mês mais frio situam-se entre -3°C e 18°C (Hasenack & Ferraro, 1989). O vento de direção predominante Nordeste é um agente de grande relevância na formação da paisagem geomorfológica da área, atuando significativamente no arejamento das águas e na distribuição de macrófitas nas lagoas (Schwarzbold, 1982), durante o ano todo, devido a fenômenos de alta e baixa pressão (Schäfer & Sbersi, 2009).

Num período de maior precipitação pode ocorrer um aumento na turbidez em função do grande aporte de material que é carregado pelas chuvas para o corpo d'água em questão. O vento por sua vez pode provocar mistura na água, ocasionando ressuspensão de nutrientes das partes mais profundas.

O Litoral Norte é formado por corpos hídricos que drenam para a calha fluvial do rio Tramandaí, iniciando na Lagoa Cerquinha ao Sul até a Lagoa Itapeva ao Norte, sendo uma sequência de lagoas que estão dispostas paralelamente às praias oceânicas apresentando-se de forma isolada ou interligadas por pequenos canais fluviais e rios naturais (Freitas, 2003).

Fusari (2006) afirma que, nos ecossistemas aquáticos continentais, a quase totalidade da propagação do calor ocorre por transporte de massa d'água, sendo a eficiência deste em função da ausência ou presença de camadas de diferentes densidades. Em lagos que apresentam temperaturas uniformes em toda a coluna, a propagação do calor através de toda a massa líquida pode ocorrer de maneira bastante eficiente, uma vez que a densidade da água nessas condições é praticamente igual em todas as profundidades, sendo o vento o agente fornecedor da energia indispensável para a mistura dessas massas d'água. Por outro lado, segundo Odum (1988) quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, impedindo que se misturem, e

se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente, criando a condição de estabilidade térmica. Quando ocorre este fenômeno, o ecossistema aquático está estratificado termicamente.

O Rio Grande do Sul possui uma linha de costa com 620 km de extensão e cuja continuidade é interrompida apenas pelos canais de conexão da Laguna dos Patos e Tramandaí com o oceano Atlântico (Dillenburg *et al.*, 2005). Nesses locais, há uma grande influência da salinidade na quais diversos trabalhos afirmam ser um dos fatores limitantes na distribuição de macroinvertebrados (Chomenko & Schäfer, 1984; Lanzer & Schäfer, 1985; Lanzer, 2001; Möller *et al.*, 2001, Darrigran & Lagreca, 2005). Já a condutividade também é um outro fator limitante da distribuição de macroinvertebrados como afirmam Chomenko & Schäfer (1984) que constataram claramente que determinados grupos de moluscos ocorrem somente em condições, bastante limitadas em termos de condutividade. Nos locais onde se constata influência do mar (direta ou indireta) verifica-se a presença de *Heleobia australis*, sendo, sua presença reduzida a zero nos locais onde a salinidade é permanentemente elevada, bem como aqueles onde a condutividade é inferior a 1000 $\mu\text{S/cm}$. De acordo com Darrigran & Lagreca (2005), a riqueza de espécies de moluscos diminui com o aumento da salinidade como observado no litoral argentino do Rio da Plata.

Schäfer (1988) estabeleceu uma tipificação ecológica para os lagos costeiros do Rio Grande do Sul, com base em quatorze características morfológicas. Considerando o tamanho e as profundidades máximas dos corpos hídricos, observa-se a seguinte classificação indicada na tabela 1:

Tabela 1- Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, considerando o tamanho e a profundidade máxima dos corpos hídricos proposta por Schäfer (1988)

Área	Profundidade máxima
Pequeno < 10 km ²	< 3 m
Média 10 km ² a 20 km ²	3 m a 5 m
Grande > 20 km ²	5 m a 11 m

Tipo 1 - Lagoa do Litoral Central: lagoas relativamente profundas, de tamanho pequeno a médio, caracterizadas principalmente pelas baixas cargas de nutrientes. Isolamento

e conexão temporárias com o oceano (inundação durante o inverno). Transparentes do tipo óptico W, isto é, lagoas livres de material em suspensão, oligotróficas.

Tipo 2 - Lagoas conectadas na porção norte e sul. Variam de profundidade rasa à média, características ópticas entre o tipo 1 e 3.

Tipo 3 - Lagoas paludosas do litoral sul e lagoas eutróficas, na porção norte da planície costeira. Lagoas eutróficas com alta concentração de fósforo. O estoque de oxigênio é principalmente determinado pela produção e consumo biológico. Tipo óptico A, atenuação principal da luz pela densidade do fitoplâncton.

Tipo 4 - Lagoas grandes, medianamente profundas, na porção norte do litoral. Com baixa transparência, causada pelo alto conteúdo de minerais em suspensão.

Tipo 5 - Lagoas com características especiais. Estas lagoas podem ser distintas das demais, apresentando outros tipos de características morfológicas e ópticas, físicas e químicas (principalmente em razão da sua origem).

3.9 Caracterização dos macroinvertebrados bentônicos e suas comunidades nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul

Lanzer & Schäfer (1988), estudando os moluscos da região costeira do Rio Grande do Sul, observaram três tipos de hábitat que se repetem ao longo do sistema lagunar litorâneo: 1) regiões sem vegetação – neste hábitat os gastrópodes são pouco comuns, sendo de preferência os bivalves predominantes. Encontra-se, algumas vezes, *Helobia* spp. e *Pomacea canaliculata*. A escassez de alimento nestas margens é fator limitante à sobrevivência de Gastropoda; 2) regiões expostas à ação do vento – são ocupadas principalmente por macrófitas adaptadas à ação das ondas. Neste hábitat são típicos *Gundlachia moricandi*, *P. canaliculata*, *Heleobia* spp. e *Chilina fluminea parva*; 3) região ao abrigo da ação do vento: local onde há maior predominância de macrófitas. São estes os nichos preferidos de *Eupera Klappenbachi*, *G. concêntrica*, *Gundlachia* sp., *Biomphalaria* sp., *Drepanotrema* sp., *Heleobia* spp., *G. moricandi* e *P. canaliculata* (jovem).

A pequena distância entre os corpos da água, a comunicação por áreas de banhados ou inundadas nos períodos de maior precipitação, e os canais de irrigação formam um sistema que interliga muitas lagoas entre si, facilitando a dispersão passiva das espécies, como afirma

Lanzer (2001). As aves são consideradas agentes primários de dispersão passiva de moluscos dulceaquícolas por sua capacidade de migrar a longas distâncias (Malone, 1965). São poucas na região do litoral rio-grandense, tornando-se abundantes no extremo sul, junto ao banhado do Taim, onde é registrado o maior número de espécies (ou taxa) de moluscos por lagoa (Lanzer & Schäfer, 1987).

Pode-se observar que as lagoas ao Litoral Norte (dos Quadros, Pinguela, do Peixoto e do Marcelino) e as do Litoral Sul (Nicola, Jacaré e Mangueira), possuem as comunidades mais ricas, enquanto que as pequenas lagoas isoladas de Osório (Caconde até Veados), originadas a partir da segmentação de antigos rios que desaguarão no Atlântico, apresentam uma malacofauna pobre (Lanzer, 2001).

Do ponto de vista quantitativo, os Chironomidae e Oligochaeta são os grupos mais abundantes em ambientes lagunares e apresentam uma grande variedade de espécies que requerem diferenças ecológicas (Hutchinson, 1993), alterando consideravelmente as condições físicas e químicas das camadas superficiais de depósitos de fundo, estimulando assim a decomposição (Wetzel & Corners, 1979).

Dévai (1990) observou as alterações na composição da fauna de Chironomidae em águas abertas e no fundo do Lago Balaton, mostrando que eles desempenham um papel importante na preservação da qualidade dos sedimentos e representam um essencial elemento na circulação da matéria orgânica em ambientes lagunares. Os Chironomidae são importantes por possuírem atributos necessários para a formulação de índices de integridades bióticas (Kerans & Karr, 1994), sendo também empregados como estimativas da maturidade de ecossistemas lagunares (Warwick, 1992).

Segundo Rodrigues (1996), no sistema lagunar do Rio Grande do Sul há pouca informação relacionada à sedimentação da matéria orgânica, nutrientes e substâncias húmicas do sedimento e sua influência na estruturação da comunidade bentônica. A macrofauna bentônica é representada por grupos de organismos de expressiva diversidade, abundância e riqueza de espécies, desempenhando um papel importante no metabolismo dos corpos lagunares.

Os Oligochaeta têm sido freqüentemente correlacionados com os níveis de enriquecimento orgânico (Robbins *et al.*, 1989), sendo considerados, então, indicadores de condições tróficas, aumentando suas densidades em ambientes sujeitos à poluição orgânica (Rosso *et al.*, 1994)

Inúmeros estudos procuram avaliar a resposta de macroinvertebrados aquáticos a diferentes distúrbios em banhados, apresentando um amplo espectro de respostas nas áreas avaliadas (Martin & Neely, 2001; Szalay & Cassidy, 2001; Kostecke *et al.*, 2005; Schimdt *et al.*, 2005; Rehage & Trexler, 2006).

Em geral se aceita a existência de duas regiões distintas de distribuição da macrofauna aquática; a região litoral e a profunda (Horne & Goldman, 1994).

A região profunda, em geral, apresenta certa homogeneidade ambiental, com pouca variação da temperatura e baixa diversidade de cadeias alimentares, resultando numa comunidade bentônica menos diversificada, que pode, no entanto, apresentar número elevado de indivíduos, ao contrário, na região litoral, a elevada diversidade é atribuída à heterogeneidade ambiental, pois nesta zona, a presença de macrófitas e muitos outros tipos de substratos favorecem a presença de uma riqueza de táxons (Street & Titmus, 1982). Lanzer (1989) demonstra estas variações na composição das comunidades de moluscos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Entretanto, segundo Oliveira (2006) a diferenciação e a delimitação das zonas em lagos raso, podem ser pouco nítidas, pois os detritos da região litoral e profunda nesses lagos, não se diferenciam, visto que o transporte destes entre as duas regiões é intermitente, resultando numa distribuição homogênea dos sedimentos entre todas as regiões.

Tendo em vista tais problemas, Würdig *et al.* (1990), conduziram estudos visando fornecer bases ecológicas para a tomada de medidas de saneamento para a proteção deste sistema lagunar de Osório.

Como ressalta Freitas (2003) estudos da estrutura da comunidade bentônica e de interação dos organismos com variáveis abióticas são relevantes para o estabelecimento de estratégias de manejo, monitoramento, conservação e saneamento, uma vez que o componente antropogênico tem se intensificado na região da costa do Rio Grande do Sul.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na Lagoa do Marcelino, Lagoa Caconde e Lagoa do Peixoto localizadas no Litoral Norte (Fig. 1 e 2) e Lagoa Barro Velho, Lagoa da Figueira, Lagoa de São Simão, Lagoa do Fundo e Lagoa Paurá situadas no Litoral Médio (Fig. 1, 3, 4, 5 e 6) do Rio Grande do Sul, entre novembro de 2007 e janeiro de 2009. A localização geográfica foi determinada por meio de um aparelho de Sistema de Posicionamento Global (GPS) modelo Interface Garmin Vista versão 3,70.

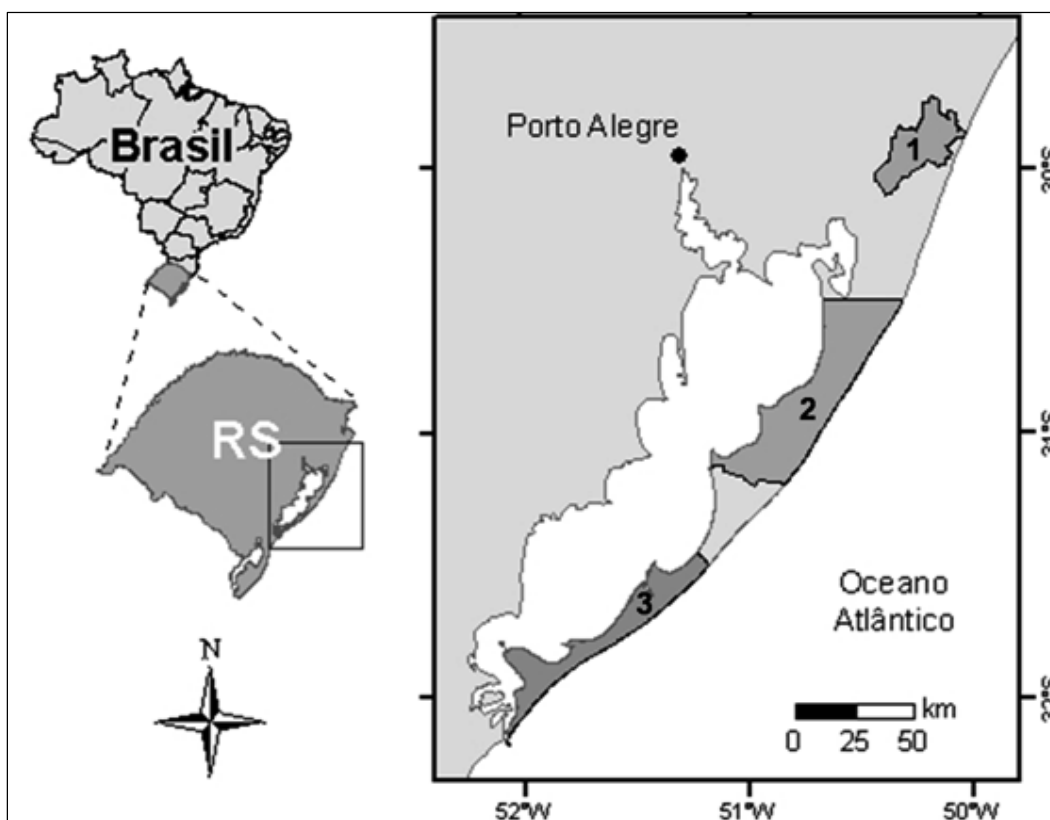


Fig. 1: Áreas de abrangência do estudo, Município de Osório, no Litoral Norte (1) e Municípios de Mostardas (2) e São José do Norte (3), no Litoral Médio do Rio Grande do Sul

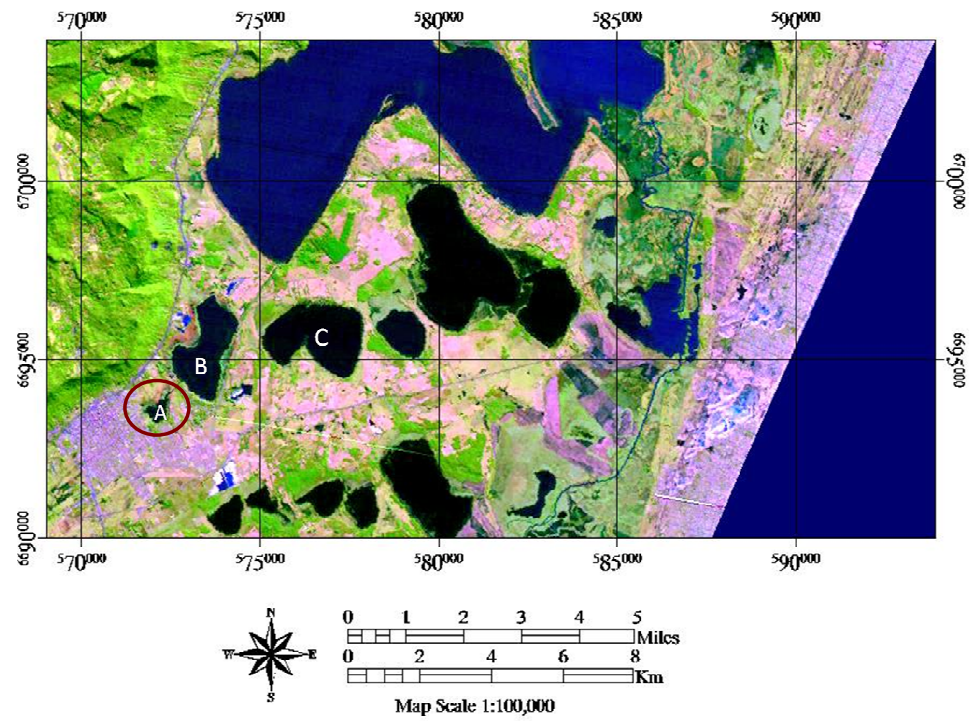


Fig. 2: Localização da Lagoa do Marcelino (A), Lagoa do Peixoto (B) e Lagoa Caconde (C), Município de Osório, Litoral Norte do Rio Grande do Sul

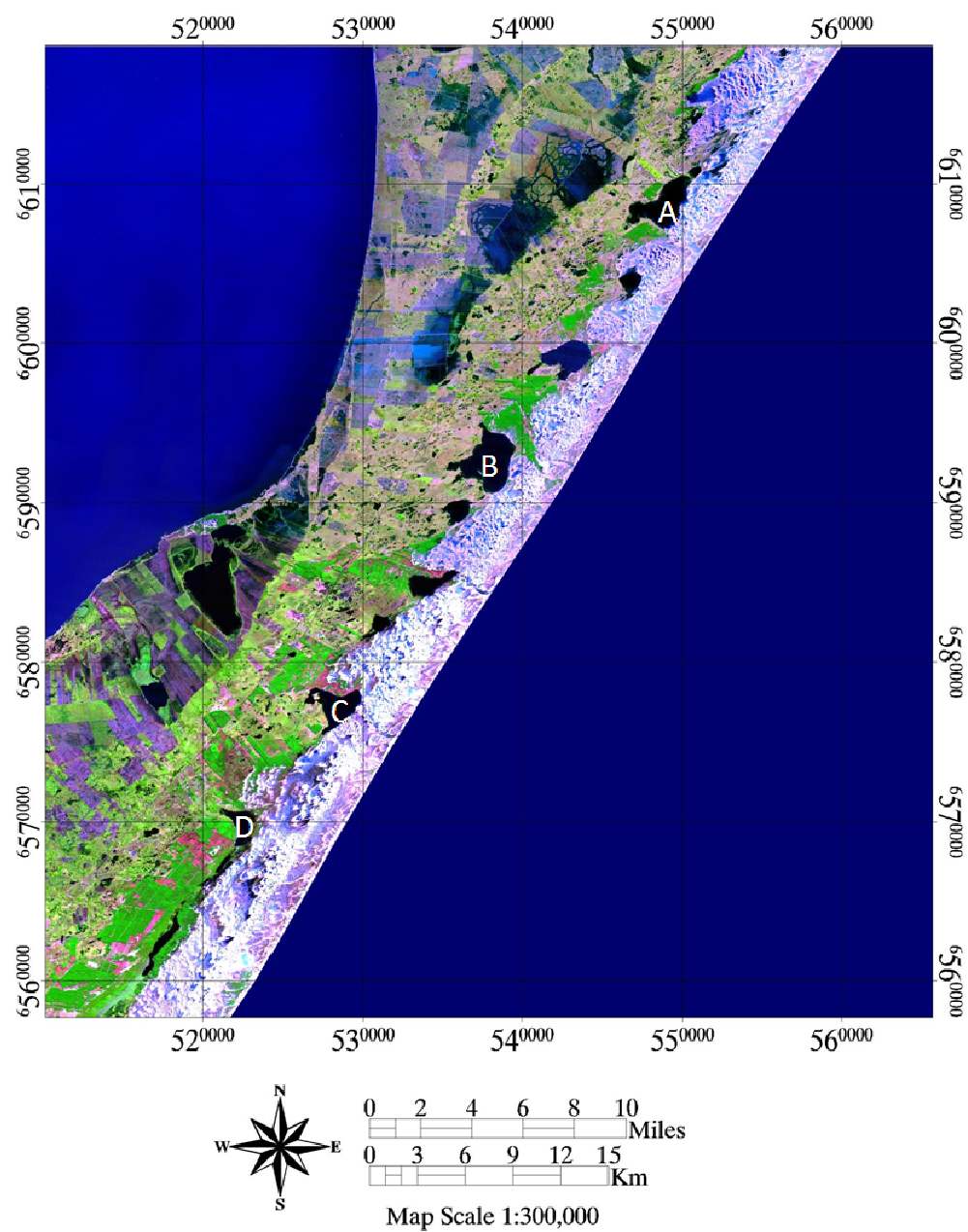


Fig. 3: Lagoa Barro Velho (A), Lagoa da Figueira (B), Lagoa de São Simão (C) e Lagoa do Fundo (D), Município de Mostardas, Litoral Médio do Rio Grande do Sul



Fig. 4: Imagens aéreas das lagoas Barro Velho (A), da Figueira (B), de São Simão (C) e do Fundo (D), Município de Mostardas, Litoral Médio do Rio Grande do Sul
 Fonte: Schäfer *et al.* (2009c).

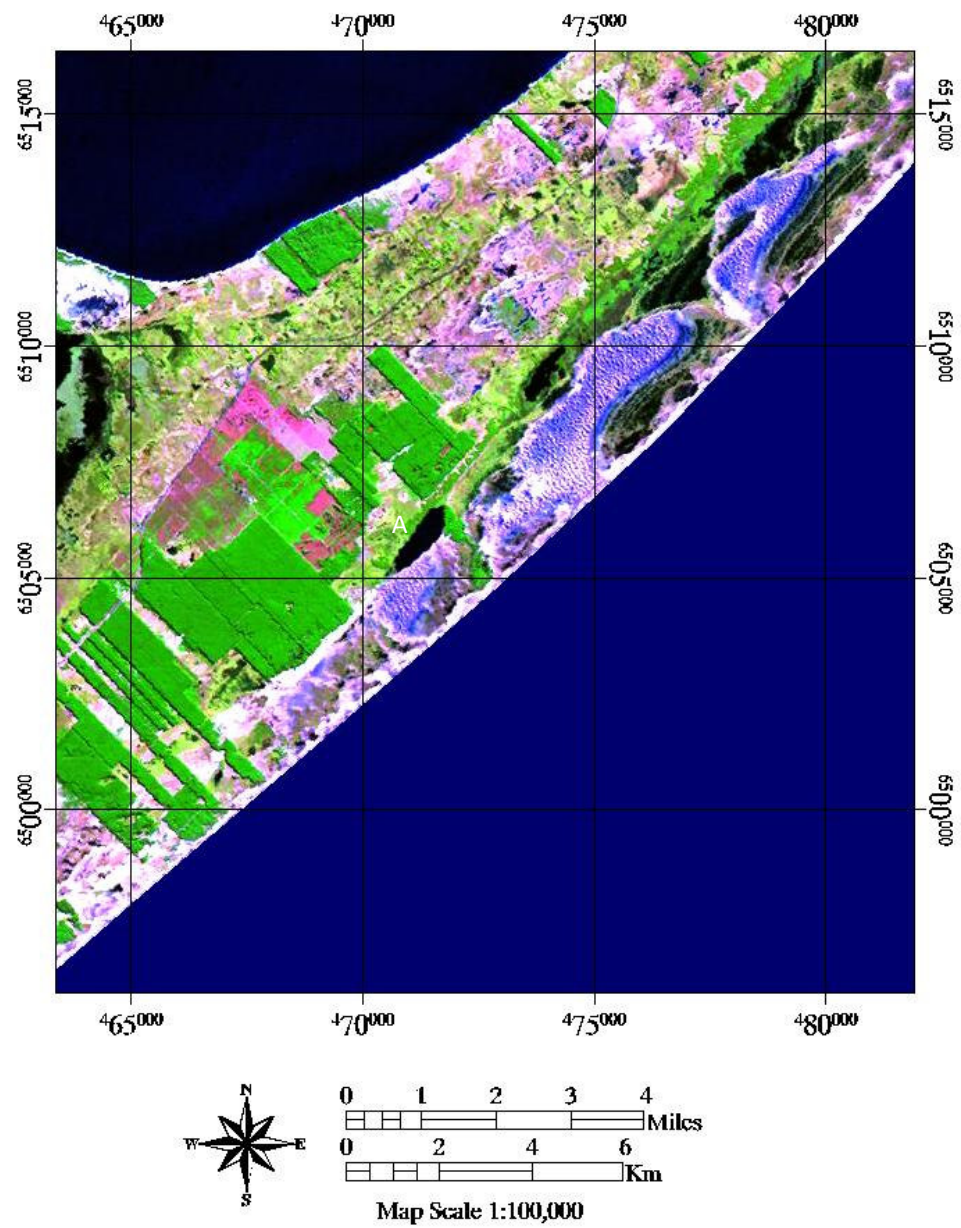


Fig. 5: Lagoa Paurá (A), Município de São José do Norte, Litoral Médio do Rio Grande do Sul



Fig. 6: Imagem aérea da Lagoa Paurá, Município de São José do Norte, Litoral Médio, Rio Grande do Sul
Fonte: Schäfer *et al.* (2009c).

4.2 Morfometria das lagoas

A quantificação e a medição das formas e dos elementos que formam as lagoas foram obtidas através de um ecobatímetro EAGLE FISH ELITE 500, percorrendo-se diferentes pontos de cada lagoa estudada. Este equipamento é capaz de realizar medições precisas e georreferenciadas de profundidade e aliado aos recursos disponibilizados pelo SIG, torna-se possível determinar o volume, a área dos corpos de água e a partir destes os demais parâmetros para a caracterização morfológica das lagoas.

A caracterização morfométrica das lagoas costeiras considerou os seguintes parâmetros:

- *Profundidade máxima* ($z_{\max}$) em m: é o ponto de maior profundidade do lago.
- *Profundidade média* (z_{med}) em m: é o parâmetro mais útil para descrever a produtividade e o estado trófico de lagos, se calcula da seguinte maneira, sendo a relação entre o volume e a área de um lago:

$$z_{\text{med}} = \frac{V}{A}$$

Onde:

V= volume (km³)

A= superfície (km²)

Desta forma, seria a profundidade máxima se o lago tivesse um fundo raso e margens verticais.

- *Profundidade relativa* (z_{rel}) em m: a importância deste valor morfométrico está na indicação do grau de estabilidade do corpo de água. Lagos com pequena profundidade relativa não mostram estratificações térmicas, uma menor transparência e muito efeito do vento na circulação da água. Os valores da z_{rel} são menores de 2%; lagoas com grandes profundidades e pequenas superfícies mostram resistência à mistura e $z_{rel} \geq 4\%$. Sendo a relação entre a profundidade máxima e a área do lago.

$$Z_{rel} = \frac{\sqrt{A}}{50 z_{m\acute{a}x} \sqrt{\pi}}$$

Onde:

$Z_{m\acute{a}x}$ = profundidade máxima

A= área

- *Volume* em m³x10⁶: o volume do corpo de água é calculado através de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), onde baseados nos ecogramas foram gerados modelos tridimensionais das lagoas através dos softwares ARC GIS e SURFER[®] 8.0 sendo a interpolação dos pontos realizada através da Kriegagem. Os modelos foram gerados e comparados com imagens de satélite LANDSAT TM 5 e GEOCOVER a fim de obter as áreas dos corpos de água.

- *Área (km²), Comprimento (km) e Largura (km)*: A área, o comprimento e a largura das lagoas foram medidos pelo software ARCVIEW através da interpretação de imagens de satélite georreferenciadas. A área é a superfície total do lago; o comprimento é a maior distância linear entre dois pontos de margem opostos, sem passar por terra, e a largura é a maior distância entre dois pontos da margem em direção perpendicular ao comprimento.

4.3 Análises da Água

As análises da água foram realizadas juntamente com as coletas de sedimento. Para melhor homogeneidade serão utilizados apenas os resultados obtidos no período do verão de 2008, época amostral para todas as lagoas estudadas.

- *Oxigênio dissolvido O_2 (%) e temperatura:* para avaliação da estratificação térmica e do teor de oxigênio, tanto na superfície quanto nas camadas mais profundas dos corpos de água, foram realizados perfis verticais de oxigênio e temperatura, com auxílio de um oxímetro WTW 197i de cabo de 25m.

- *Resistência térmica:* a estabilidade de um corpo de água é geralmente medida através de sua Resistência Térmica Relativa (RTR). A RTR é a relação da diferença de densidade entre duas temperaturas adjacentes com a diferença de densidade entre 4 e 5°C, que é a mínima da água na fase líquida (Schäfer, 1985).

$$RTR = \frac{DD_{T1 - T2}}{DD_{4^\circ - 5^\circ}}$$

Onde:

T1= temperatura inferior

T2= temperatura superior;

$$DD_{4^\circ - 5^\circ} = 0,81 \cdot 10^{-5} \text{ g/cm}^3$$

- *Condutividade elétrica:* a condutividade é uma variável importante, pois permite diferenciar os corpos de água doce dos de água salobra. Foi medida através do condutímetro da WTW 315.

- *pH:* foi obtido através de um pH-metro WTW 315. A alcalinidade foi analisada através da titulometria de HCL 0,01N em 100 mL de amostra. Após os valores foram calculados e interpretados segundo uma escala de dureza de carbonatos (APHA, 1998).

- *Transparência:* foi obtida com o disco de Secchi e a camada eufótica foi obtida multiplicando o valor da transparência de Secchi pelo fator de conversão 2,71.

- *Fósforo solúvel reativo:* foi quantificado através do método do ácido ascórbico, com espectrofotômetro HACH, conforme a APHA (1998).

- *Índice de Estado trófico (TSI):* para a avaliação do estado trófico foi utilizado o

Índice de Estado Trófico de Carlson (1977), conforme a tabela 2, modificado por Schäfer (2009b), sendo determinado por:

$$TSI(\text{clorofila-a}) = 10(6 - (1,641 - 0,60 \ln \text{Clo-a}) / \ln 2)$$

Tabela 2 – Relação do Índice do estado Trófico proposto por Carlson (1977)

Índice	Classificação
Ultraoligotrófico	0-20
Oligotrófico	20 - 40
Mesotrófico	40 - 50
Eutrófico	50 - 60
Hipertrófico	60-100

4.4 Teor de matéria orgânica no sedimento

Para as análises do teor de matéria orgânica, amostras de sedimentos foram coletadas juntamente com as amostras de macroinvertebrados bentônicos por meio de uma draga tipo Ekman-Birge (Welch, 1948) 225 cm² de área, foram armazenadas em frascos e mantidas em refrigeração.

Em laboratório as amostras foram secas em estufa, à temperatura de 60° C, durante 72 horas. Logo foi retirada uma subamostra com peso entre 15 g e 40 g.

A determinação do teor de matéria orgânica do sedimento foi realizada por perda através de ignição. As subamostras foram pesadas em cadinhos de porcelana em uma balança analítica de precisão e após queimadas em Mufla, à temperatura constante de 550°C, durante 4 horas. As subamostras foram pesadas novamente, após queima, sendo então, aferido o teor de matéria orgânica do sedimento em porcentagem.

O percentual do teor matéria orgânica de cada ponto amostral foi determinado utilizando-se a seguinte equação:

$$MO = \frac{P_i - P_f}{P_i} * 100$$

Onde:

MO = Matéria Orgânica do sedimento.

Pi = Peso inicial da subamostra de sedimento.

Pf = Peso final após a queima por ignição.

4.5 Coleta dos macroinvertebrados bentônicos

Para obter a distribuição e abundância de táxons em cada lagoa costeira estudada, foram realizadas coletas da comunidade bentônica, com auxílio de uma draga tipo Ekman-Birge, com 225 cm² de área amostral (Fig. 7), indicada para fundos lodosos ou composta por sedimentos finos, em zonas profundas (Merritt & Cummins 1996; Merritt et al. 2005). Os transectos seguiram o sentido do *fetch* de cada lagoa, realizando-se três replicatas em cada ponto de coleta. Os sedimentos coletados foram armazenados em frascos de vidro com formol tamponado 4%.

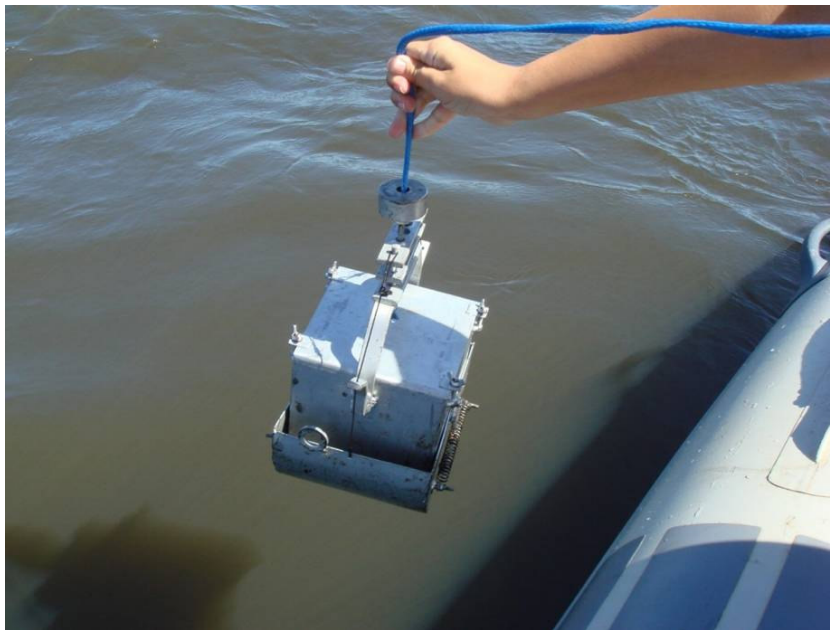


Fig. 7: Draga tipo Ekman-Birge, utilizada para coleta de macroinvertebrados de sedimento de fundo das lagoas

Embora todas as lagoas estudadas seguiram um mesmo padrão de amostragem em termos de metodologia tanto do sedimento para obter-se o teor de matéria orgânica quanto para análise da macrofauna bentônica, a Lagoa da Figueira foi a única amostrada no período de um ano, para melhor compreender a dinâmica espaço-temporal da comunidade bentônica

em relação à mudança do estado trófico que esta lagoa apresenta em distintas épocas do ano, onde, no verão ela é classificada como mesotrófica e no outono passa a ser hipertrófica, devido ao aumento da taxa de produção primária evidenciado pelos perfis verticais de clorofila-a.

Para as análises realizadas, com intuito de comparar todas as lagoas costeiras estudadas, foram utilizados os parâmetros e valores encontrados para o período de verão de 2008, mesma época amostral para todos os ecossistemas límnicos estudados.

4.6 Triagem dos macroinvertebrados bentônicos

Em laboratório, as amostras do sedimento foram triadas com auxílio de um microscópio estereoscópico, Leica – MS5 e ZEISS – Stemi DV4, sendo os organismos preservados em frascos de vidro contendo álcool 70%.

Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se chaves e guias de identificação (Bond-Bockup & Buckup, 1999; Bond-Bockup, 2008; Epler, 1992, 2009; Lopretto & Tell, 1995; Merritt & Cummins, 1996; Pennak, 1978; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995, entre outras).

4.7 Análise da Fauna Bentônica

4.7.1 Abundância relativa (%)

Para determinar o táxon predominante de cada lagoa, bem como as ocorrências eventuais, foi obtida a abundância relativa dos organismos, onde se calculou a partir da contagem total dos organismos nas amostras, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{Abundância relativa (\%)} = n/N * 100$$

Onde:

n = O número de indivíduos do grupo taxonômico,

N = O número de indivíduos total da amostra

4.7.2 Classes de abundância

Para determinação dos táxons que poderão servir como bioindicadores foi realizado um agrupamento com a utilização de classes de abundância dos táxons coletados no período do verão, onde foram atribuídos valores propostos por Ludwig (1989), para melhor homogeneidade dos resultados obtidos, como observado na tabela 3.

Tabela 3- Classes de abundância proposto por Ludwig (1989)

Classes de abundância	Número de indivíduos
1	1-2
2	3-10
3	11-30
4	31-60
5	61-100
6	101-150
7	> 150

4.7.3 Densidade de Oligochaeta

A densidade de Oligochaeta por metro quadrado indica o grau de enriquecimento orgânico, método proposto por Wright & Tid (1933) *apud* Myslinsk & Ginburg (1977), onde considera o ambiente com moderado enriquecimento orgânico onde há ocorrência de 1.000 a 5.000 Oligochaeta/m² e com forte enriquecimento orgânico, onde, o número de indivíduos é maior que 5.000, como pode ser observado na tabela4.

Tabela 4 - Padrões de densidade de Oligochaeta/m² para determinação do enriquecimento orgânico proposto por Wright & Tidd (1933)

Moderado enriquecimento orgânico	entre 1.000 a 5.000 Oligochaeta/ m ²
Forte enriquecimento orgânico	> de 5.000 oligochaeta/ m ²

A densidade de Oligochaeta é calculada através da equação (Pamplim, 2004):

$$D=(N/A*R*)10000$$

Onde:

D = O número de indivíduos por m²

N = O número de organismos encontrados na amostra

A = A área do amostrador em cm²

R = O número de amostras obtidas

4.7.4 Largura do Nicho

Utilizou-se a determinação da largura do nicho, onde foi possível obter a amplitude de ocorrência dos táxons em relação às lagoas costeiras estudadas, tanto para a comunidade bentônica, quanto para os táxons de Chironomidae, pela seguinte equação proposta por Colwell & Futuyma (1971):

$$LN = \frac{Y_i^2}{\sum N_i^2 j}$$

Onde:

Y_i² = O quadrado da soma total dos indivíduos

N_i² = O quadrado da soma dos indivíduos do táxon *i*

i = espécie

j = lagoa

4.7.5 Índice de diversidade e equitabilidade

A diversidade de táxons foi calculada segundo índice de Shannon (1948). A vantagem deste índice é que ele leva em consideração o número das espécies e a espécies dominantes.

$$H's = \sum p_i \ln p_i$$

Onde:

H' = O índice de diversidade de Shannon

S = O número total de táxons

p_i = Abundância relativa da espécie i.

A base logarítmica, segundo Margalef (1983) comprime a frequência de espécies que apresentam grande número de indivíduos, dando uma menor importância às espécies raras.

O índice de equitabilidade refere-se ao padrão de distribuição de indivíduos, entre espécies (Schäfer, 1985). Foi utilizado juntamente com a determinação da diversidade para obter o padrão de distribuição tanto dos táxons de macroinvertebrados como dos táxons de Chironomidae em cada lagoa estudada, através da seguinte equação:

$$E = H_s / H_{\max}$$

Onde:

H_s = Diversidade específica de táxons

H_{max} = ln S: no qual S é o número de táxons presentes na amostra. Este índice varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior é a uniformidade entre os táxons.

4.7.6 Relação Espécie-Área

McArthur e Wilson (1963) *apud* Brown & Lomilo (2006), desenvolveram uma teoria para explicar dois padrões gerais na biogeografia de ilhas: a tendência do número de gêneros aumentarem com a área da ilha e diminuírem com o isolamento. Reconheceram os temas comuns que estavam por trás das observações (as relações espécie-área, espécie-isolamento e retorno) e utilizaram uma expressão, em seus modelos matemáticos:

$$S = (IP)/(E+I)$$

Onde S é o número de equilíbrio das espécies, I é a taxa de imigração inicial se a ilha estava sem nenhuma espécie, P é o número de espécies no conjunto de espécies disponíveis para colonizar e E é a taxa de extinção se P são as espécies que estavam na ilha.

Schoener (1976) *apud* Brown & Lomilo (2006), descreveu a relação espécies-área como “uma das poucas leis ecológicas da comunidade”. Elas constituem um dos padrões mais gerais e bem documentados na natureza, onde, independente do grupo taxonômico ou do tipo de ecossistemas considerado, o número de espécies tende a aumentar com o aumento da área.

Em 1920, Arrhenius adaptou a equação alométrica (utilizada como escala da morfologia e dos processos metabólicos) para descrever a relação espécie-área, conhecida como modelo de expoente expressada como:

$$S = cA^z$$

Onde S é o número de espécies (ou riqueza), c é uma constante ajustada, A é a área da ilha, e z é outro parâmetro fixo, que representa a inclinação quando S e A são representados em uma escala logarítmica.

A relação espécie-área também foi utilizada no presente estudo, para verificar se esta teoria pode ser utilizada para estimar a riqueza esperada das comunidades de macroinvertebrados bentônicos nas lagoas costeiras estudadas.

4.8 Análise estatística

Utilizando o programa SPSS 16, foi analisada a correlação entre as variáveis bióticas (número de táxons) e abióticas (matéria orgânica e profundidade). Uma análise de agrupamento (Análise de Cluster) pelo índice de Cosine foi utilizada para interpretar a similaridade entre os diferentes grupos de macroinvertebrados bentônicos e os táxons de Chironomidae em cada profundidade amostrada em cada lagoa estudada.

Foram realizados cálculos de correlação não paramétrica, do conjunto dos parâmetros, tendo como objetivo identificar o grau de associação das diferentes variáveis morfométricas (profundidade relativa, profundidade média, profundidade máxima, área, volume), físico-químicas, Índice de estado trófico (TSI) com a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pelo método de Kruskal Wallis.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização Ecológica das lagoas costeiras

As lagoas costeiras estudadas apresentam características peculiares devido a sua morfologia e localização geográfica (próximas ao oceano), apresentam uma constante oxigenação de toda a coluna de água até o sedimento, diferente das lagoas do interior do continente, que não apresentam influência dos ventos oceânicos.

Na tabela 5 encontram-se os parâmetros físico-químicos avaliados para todas as lagoas costeiras estudadas, onde se evidencia uma maior condutividade nas lagoas do Litoral Médio, bem como a transparência pode ser aferida em maiores profundidades nestas lagoas.

Tabela 5- Parâmetros físico-químicos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul

	Lagoas	pH	Condutividade (μ S/cm)	Ortofosfato (mg/L)	Transparência (m)
Litoral Norte	Lagoa Caconde	5.4	55	0.02	0.8
	Lagoa do Marcelino	5.8	50	0.03	0.5
	Lagoa do Peixoto	5	40	0.04	0.5
Litoral Médio*	Lagoa Barro Velho	6.3	139	0.046	2.8
	Lagoa da Figueira	6	152	0.017	3
	Lagoa de São Simão	6.1	123	0.022	1.1
	Lagoa do Fundo	6	108.4	0.027	1.2
	Lagoa Paurá	7	203	0.044	0.9

*Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

5.1.1 Análises da Água

5.1.1.1 Estratificação térmica e o teor de oxigênio

As lagoas costeiras do Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul são rasas, caracterizadas pela sua exposição aos ventos oceânicos, ocorrendo uma mistura permanente do corpo de água, não havendo estagnações duradouras. Com isso, o oxigênio está presente da superfície até o fundo da lagoa.

Independentemente da época do ano, estes corpos de água mostram isoterмия, ou seja, a mesma temperatura é encontrada da superfície até o fundo (Schäfer *et al.*, 2009a) (Fig. 8).

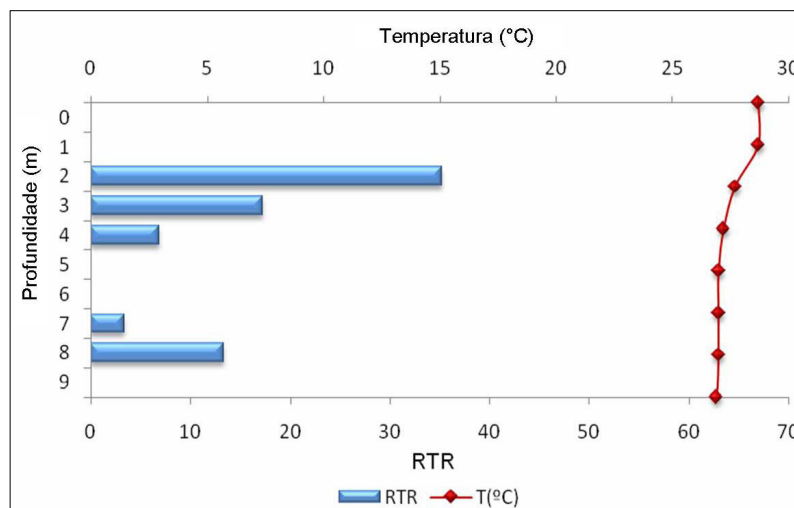


Fig. 8: Relação entre o perfil vertical da temperatura da água (°C) e a resistência térmica relativa (RTR) na Lagoa da Figueira, em janeiro de 2008
Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

Uma das consequências da isoterмия é a pequena resistência térmica contra as circulações da água nas lagoas costeiras (Fig. 8 e 9). Os valores da RTR (Resistência Térmica Relativa) são muito inferiores aos valores observados em lagos do interior do continente. Na maioria dos casos existem diferenças de densidade da água, devido às distintas temperaturas, mas sem interferir na oxigenação completa do corpo de água. Isso ocorre perto da superfície e nas camadas próximas ao sedimento nas lagoas com maior profundidade (Schäfer *et al.*, 2009b).

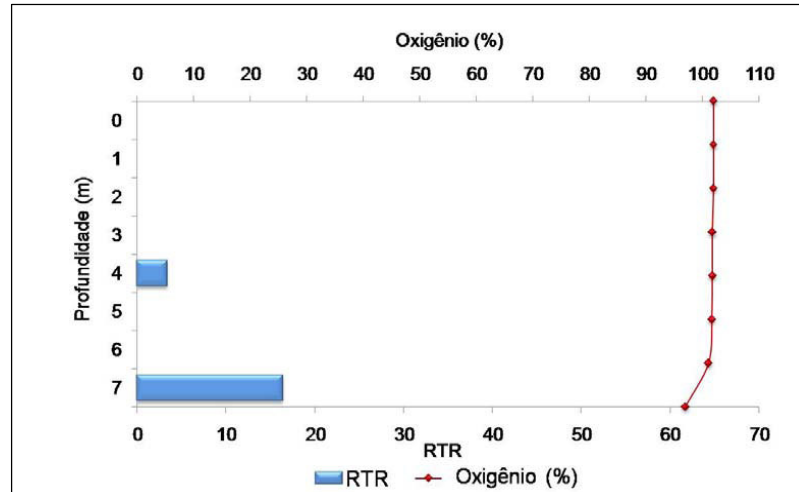


Fig. 9: Distribuição vertical da saturação de oxigênio (%) e a resistência térmica relativa (RTR), na Lagoa da Figueira, em janeiro de 2008
Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

5.1.1.2 Condutividade

Os valores de condutividade das lagoas do Litoral Médio variaram de 108,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na Lagoa do Fundo até 152 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na Lagoa da Figueira (Fig. 10). Esses valores mais elevados para as lagoas do Litoral Médio do Rio Grande do Sul devem-se a distância ao oceano, tendo em vista que existe uma tendência de um leve aumento dos teores de NaCl na água, nas lagoas mais próximas do mar (Schäfer, 1992).

A ausência da salinidade nas lagoas torna-as recursos hídricos importantes para o consumo doméstico e para a agricultura. No entanto, as lagoas são utilizadas somente para irrigação das extensas plantações de arroz, principalmente no município de Mostardas (Schäfer *et al.*, 2009a). Os valores de condutividade de até 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são aceitáveis para a classificação de águas doces e indicam um baixo risco de salinização do solo em áreas de irrigação.

As lagoas do Litoral Norte apresentaram valores mais baixos de condutividade, entre 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$, resultados semelhantes aos verificados por Tedesco (1995) e Leite (1994) para as mesmas lagoas.

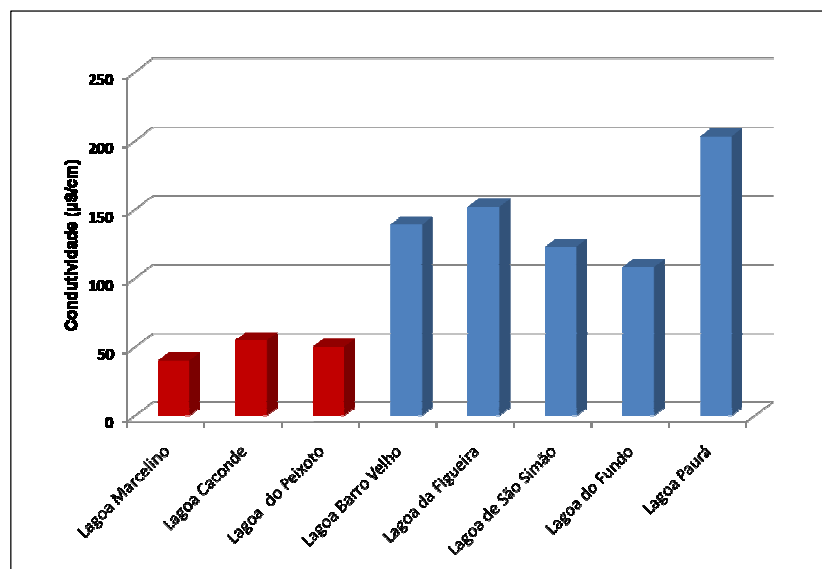


Fig. 10: Condutividade em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul)* do Rio Grande do Sul, no verão de 2008

*Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

5.1.1.3 pH

Nas lagoas do Litoral Norte os valores do pH variam de 5 a 5,8 enquanto que nas lagoas do Litoral Médio mantiveram-se próximos a 6,5 (Fig. 11). Valores elevados foram encontrados no final do verão na Lagoa da Figueira, consequência do aumento da atividade fotossintética do fitoplâncton, demonstrada pelos elevados valores de clorofila-a (acima de 100 mg/m³).

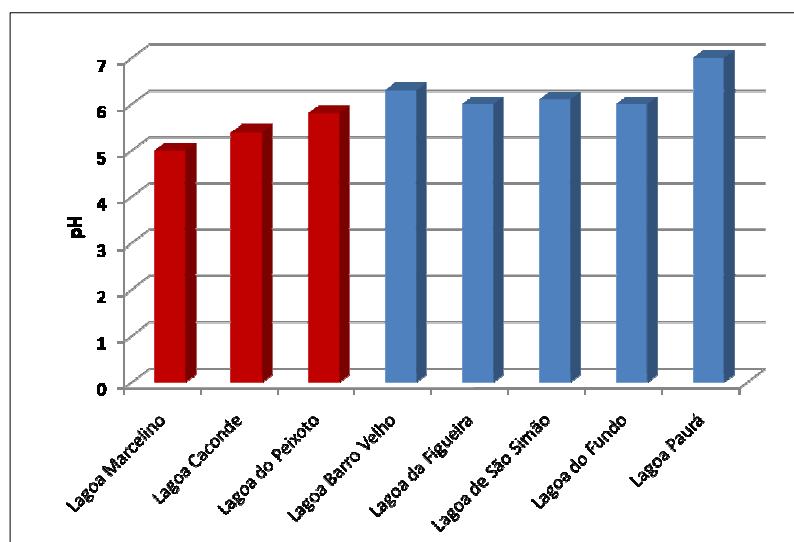


Fig. 11: Os valores de pH em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul)* do Rio Grande do Sul, verão de 2008
 *Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

5.1.1.4 Transparência

A transparência nas lagoas do Marcelino, Caconde e do Peixoto foi aferida a 1 m, por apresentarem material sólido em suspensão (turbidez), enquanto nas lagoas Barro Velho e da Figueira a 2,5 e 3,0 m, respectivamente (Fig. 12). Os resultados atuais suportam as observações de Schäfer (1988) para as lagoas do Litoral Médio classificadas como tipo ótico A, onde a atenuação da luz deve-se principalmente à densidade do fitoplâncton. Já as lagoas do Litoral Norte pertencem ao tipo ótico T, onde a atenuação da luz deve-se à turbidez mineral.

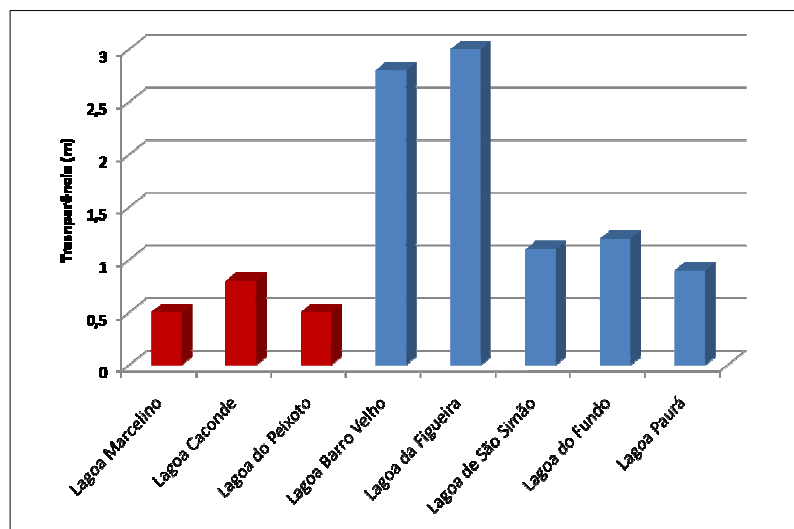


Fig. 12: Transparência em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul)* do Rio Grande do Sul, no verão de 2008

*Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

Schäfer *et al.* (2009b) constataram hipertrofia no outono para a Lagoa da Figueira, que apresentou floração de cianobactérias e baixa transparência da água, mas, devido à circulação permanente, não houve déficit de oxigênio no corpo de água, o que possibilitou uma recuperação rápida para o estado mesotrófico. Então, de acordo com o balanço de O₂, as lagoas são consideradas oligotróficas, tendo em vista que um dos critérios da oligotrofia é a presença permanente de altas concentrações de oxigênio da superfície até o fundo. Mais uma vez, evidencia-se a peculiaridade das lagoas costeiras, apresentando características ecológicas distintas em relação a corpos de água localizados no interior do continente. A presença permanente de oxigênio em toda coluna de água é uma propriedade das lagoas, o que reduz a velocidade de envelhecimento ou eutrofização natural.

5.1.1.5 Fósforo solúvel reativo

O principal nutriente avaliado para o balanço de substâncias das lagoas foi o fósforo solúvel reativo. As análises de fósforo solúvel reativo mostraram baixas concentrações, com valores variando de 0,017 mg/L na Lagoa da Figueira até 0,046 mg/L na Lagoa Barro Velho, no verão, onde há uma alta transparência e uma baixa quantidade de clorofila-a (Schäfer *et al.*, 2009b) (Fig. 13).

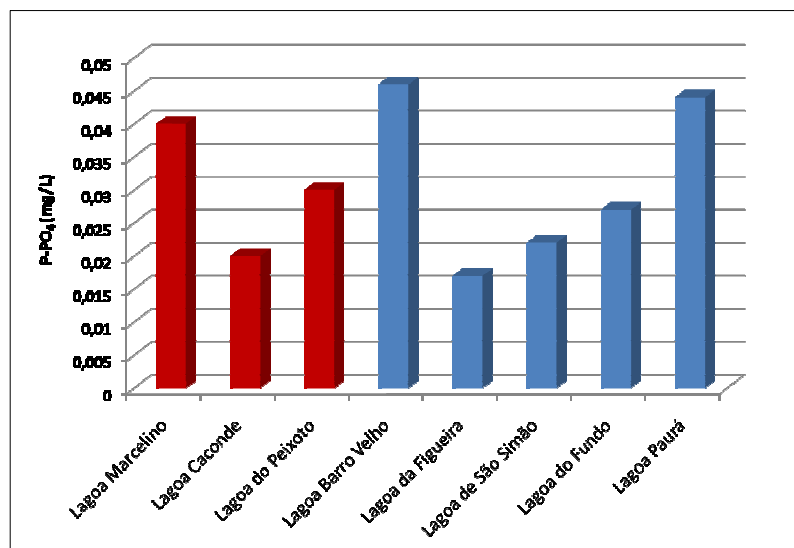


Fig. 13: Concentração de fósforo solúvel reativo (P-PO₄) em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul)* do Rio Grande do Sul, no verão de 2008

*Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

5.2 Teor de matéria orgânica no sedimento

Com exceção da Lagoa Paurá, as lagoas costeiras estudadas apresentam correlação entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a profundidade. De acordo com a tabela 6, as lagoas do Litoral Médio tendem a apresentar uma maior percentual do teor de matéria orgânica do sedimento em profundidades elevadas, devido ao fato destas estarem diretamente influenciadas pela constante circulação da coluna de água decorrente da influência dos ventos oceânicos, enquanto que as lagoas do Litoral Norte, um pouco mais distantes do oceano, apresentam altos percentuais do teor de matéria orgânica em qualquer profundidade amostrada.

Tabela 6 - Teor de matéria orgânica e profundidade das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul

Lagoas	Coletas	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4		Ponto 5	
		Prof (m)	MO (%)	Prof (m)	MO (%)	Prof (m)	MO (%)	Prof (m)	MO (%)	Prof (m)	MO (%)
Lagoa do Marcelino	1	4	31.7	-	-	-	-	-	-	-	-
Lagoa Caconde	1	2.5	0.5	3.8	94.6	4	87.5	3	1.1	-	-
Lagoa do Peixoto	1	6	70.1	4	48.8	8	81.1	5	43.8	-	-
Lagoa Barro Velho	1	4	31.7	8.5	54	7	55.3	4.5	45.2	3	24.7
	2	2.5	33.3	5	72.7	4.5	56	9	70.2	8.2	52.5
Lagoa da Figueira	1	4.5	16.5	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	8	41	11	59.3	4	90.8	3	60.1	-	-
	3	6.7	38.1	0.71	1.7	0.42	1.5	-	-	-	-
	4	7	25.7	9.6	46.6	10.5	50.4	4	7.8	2.2	2.9
	5	10	84.9	8	9.6	9	56.6	3.5	6.9	4	6.6
		2.5	3.4	6	21.6	8.5	50.4	3.5	5.9	2	1.9
Lagoa de São Simão	1	7	73.1	5	38.7	60.5	70.8	30.5	26.1	7	62.7
Lagoa do Fundo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	1	10.3	6	49.7	3	23	-	-	-	-
Lagoa Paurá	1	10.5	51.3	10.5	50.5	1	44.2	10.1	20.7	0.9	36.2

A Lagoa do Marcelino recebe um constante aporte de detritos, oriundos dos esgotos domésticos da cidade de Osório, assoreando a lagoa, contaminando as águas com coliformes fecais e aumentando a concentração de nutrientes (Schäfer, 1990; Bruschi *et al.*, 1999; Pedrozo, 2000). Isso afeta diretamente a Lagoa do Peixoto, por estarem ligadas por um canal, implicando em condições de qualidade muito similares, como afirma Freitas (2003).

Por meio de correlações não paramétricas, há uma relação significativa entre a profundidade e o teor de matéria orgânica das lagoas costeiras estudadas ($r = 0,637$; $r^2 =$

0,405 e $p < 0,001$). No litoral Médio verifica-se que a matéria orgânica tende a se acumular em maiores profundidades, enquanto que as lagoas do litoral Norte apresentam um teor de matéria orgânica relativamente altos em qualquer profundidade.

A situação específica das lagoas estudadas é a sua polimixia, ou seja, uma circulação permanente do corpo de água até a superfície do sedimento, promovendo uma oxigenação em toda coluna de água até maiores profundidades e na superfície do sedimento, proporcionando um ambiente favorável à abundância de diferentes táxons de macroinvertebrados bentônicos, diferente dos padrões de lagoas não polimíticas onde se observa, geralmente, uma relação negativa entre o teor matéria orgânica e riqueza das comunidades de macroinvertebrados, diferentemente do observado por Würdig *et al.* (1998) e Volkmer-Ribeiro *et al.* (2004).

5.3 Macroinvertebrados bentônicos

Nas lagoas estudadas, com exceção da Lagoa Paurá o número de táxons não apresentou correlação significativa ($r = 0,237$; $r^2 = 0,058$ e $p = 0,288$) com a profundidade e o teor de matéria orgânica do sedimento das lagoas costeiras estudadas, o que também foi observado por Widenbrug (1993), estudando os aspectos da estrutura espacial da macrofauna bentônica da Lagoa Emboaba, também localizada no Litoral Norte.

Segundo Schäfer *et al.* (2009b) e Lanzer *et al.* (2009), a composição das comunidades em um lago relaciona-se aos distintos habitats existentes e às condições ambientais específicas de cada um. As lagoas costeiras, em dependência da sua morfologia, fornecem diferentes locais de vida, onde macroinvertebrados podem ser encontrados. Nas margens a Oeste, na maior parte das lagoas costeiras, encontra-se um cinturão de juncos (*Scirpus californicus*), associado à soldanela d'água ou estrela-branca (*Nymphoides indica*) e gramíneas (*Paspalidium paludivagum*). Nessas margens, há maior disponibilidade de alimentos e proteção, proporcionados pelas plantas aquáticas. Outro ambiente de vida para os macroinvertebrados nas lagoas é o sedimento de fundo e as plantas submersas existentes no corpo livre de água (Pelagial). Na comunidade bentônica do Profundal podem-se encontrar, principalmente, larvas de efemérides (Ephemeroptera), anelídeos (Oligochaeta) e bivalvos (Corbiculidae) (Fig. 14).

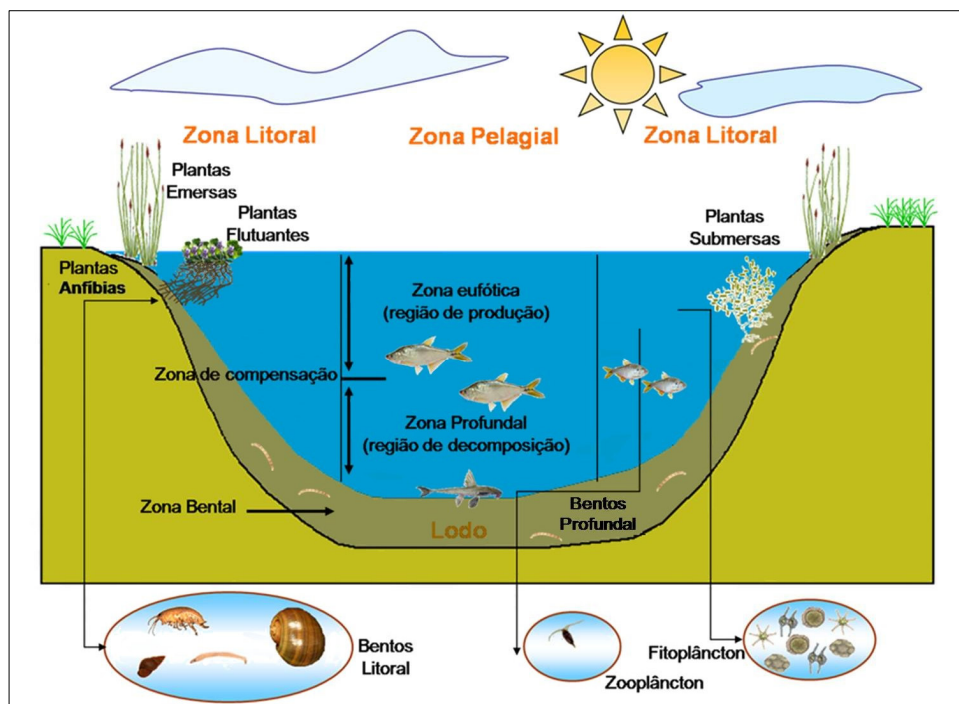


Fig. 14: Esquema ilustrado dos espaços de vida em um lago e representantes de suas comunidades

5.3.1 Abundância relativa

Os principais táxons registrados (Diptera, Oligochaeta e alguns Mollusca) assemelham-se àqueles amostrados em diversas regiões lacustres do Brasil (Strayer, 1985; Callisto *et al.*, 1998; Rodrigues & Hartz, 2001 e Volkmer-Ribeiro *et al.*, 2006) assim como em lagos de várzea e terra firme da Amazônia como Jarí (Marlier, 1967), Cabalina (Fittkau *et al.*, 1975) e Redondo (Nessimian *et al.*, 1998) sendo estes grupos citados como dominantes no bentos como pode ser observado na tabela 7.

Tabela 7 - Táxons de macroinvertebrados e sua abundância relativa (%) em oito lagoas costeiras do Rio Grande do Sul

Classificação Taxonômica			Litoral Norte			Litoral Médio				
Filo	Classe	Táxons	Lagoa do Marcelino	Lagoa Caconde	Lagoa do Peixoto	Lagoa Barro Velho	Lagoa da Figueira	Lagoa de São Simão	Lagoa do Fundo	Lagoa Paurá
Nematoda		Nematoda	-	-	-	-	0,26	-	-	-
Mollusca	Gastropoda	Ampullaridae	-	-	-	-	0,05	-	-	-
		Hydrobiidae	-	-	33,33	0,28	34,17		1,69	1,35
	Bivalvia	Corbiculidae	-	-	1,85	4,55	0,84	2,56	22,03	-
		Hyriidae	-	-	-	0,28	-	-	1,69	2,7
		Sphaeriidae	-	-	-	-	-	6,41	3,39	2,7
Anellida	Oligochaeta	Oligochaeta	60,81	11,54	33,33	68,18	3,81	29,49	27,12	9,46
	Hirudinoidea	Hirudinoidea	1,35	-	-	-	0,31	2,56	-	-
Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea	-	-	-	-	6,95	-	-	-
		Dogielinotidae	-	-	-	-	9,72	-	-	-
		Sphaeromatidae	-	-	-	-	7,94	-	-	-
	Ostracoda	Cyprididae	35,14	44,23	12,96	7,39	0,26	1,28	-	9,46
		Cytheridae	-	1	1,85	0,57	2,93	3,85	-	-
		Ephemeridae	-	-	3,7	1,42	0,1	10,26	1,69	27,03
		Leptphlebiidae	-	-	-	-	-	-	-	1,35
	Insecta	Leptoceridae	-	41,35	7,41	7,39	8,15	2,56	16,95	16,22
		Chironomidae	2,7	0,96	5,56	7,67	23,77	29,49	22,03	25,68
		Chaoboridae	-	0,96	-	2,27	0,05	10,26	3,39	4,05
	Arachnida	Prostigmata	-	-	-	-	0,05	1,28	-	
	Maxilopoda	Copepoda	-	-	-	-	0,1	-	-	-
		Foraminiferos	-	-	-	-	0,52	-	-	-

5.3.2 Densidade de Oligochaeta

Os Oligochaeta não apenas toleram, mas se desenvolvem muito bem sob grandes cargas de matéria orgânica. Tais organismos têm sido amplamente usados como indicadores de poluição por esgotos domésticos (Chapman *et al.*, 1982; Hall *et al.*, 1997; Amaral *et al.*, 1998).

Através da densidade de *Oligochaeta*, constatou-se um forte enriquecimento orgânico do sedimento da Lagoa Barro Velho (5333 espécimes por área amostral), enquanto que as lagoas da Figueira e do Marcelino apresentaram um moderado enriquecimento orgânico do sedimento (1093 e 2000 indivíduos, respectivamente), favorecendo o predomínio de *Oligochaeta* (Fig.15).

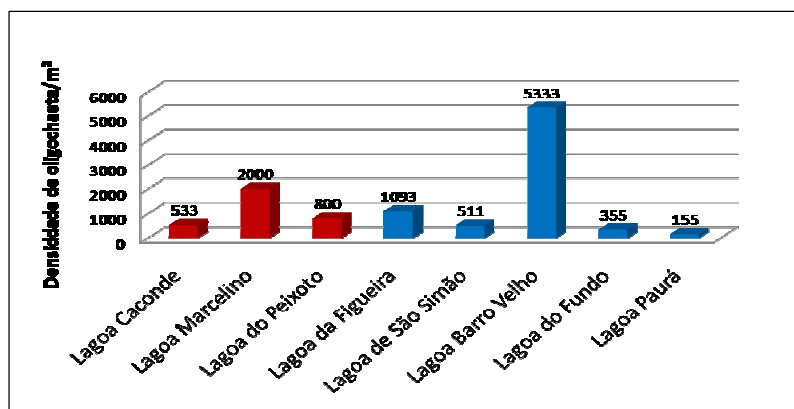


Fig. 15: Densidade de *Oligochaeta* em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul) do Rio Grande do Sul

5.3.3 Largura do Nicho

A largura do nicho foi determinada pelas abundâncias relativas dos táxons a fim de verificar a amplitude de ocorrências dos macroinvertebrados bentônicos nas lagoas costeiras estudadas.

Há uma tendência de alguns táxons de macroinvertebrados serem muito generalistas, ocorrendo em todas as lagoas, sem predileção por nenhum habitat, enquanto que outros táxons apresentam uma distribuição restrita a algumas lagoas o que pode ser observado na tabela 8.

Tabela 8 – Largura do Nicho (LN) dos táxons de macroinvertebrados das lagoas costeiras estudadas

Filo	Classe	Táxons	LN
Mollusca	Gastropoda	Ampullaridae	1
		Hydrobiidae	1,2
	Bivalvia	Corbiculidae	3,3
		Hyriidae	2,67
		Sphaeriidae	3
Anellida	Oligochaeta	Oligochaeta	2,7
	Hirudinoidea	Hirudinoidea	1
Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea	1
		Dogielinotidae	1
		Sphaeromatidae	1
	Ostracoda	Cyprididae	4,2
		Cytheridae	1,2
	Insecta	Ephemeridae	2,6
		Leptphlebiidae	1
		Leptoceridae	2,3
		Chironomidae	1,2
		Chaoboridae	1,3
	Arachnida	Prostigmata	1
	Maxilopoda	Copepoda	1
Foraminíferos			1

A família Chironomidae apresenta uma ampla distribuição dos táxons, como observado na tabela 9, onde a maioria dos gêneros não apresenta uma predileção por determinado habitat. Os táxons com maior amplitude de distribuição nas lagoas costeiras estudadas são *Kiefferulus* sp, *Polypedilum* sp2, *Larsia* sp, *Nimbocera* sp3, *Nimbocera rhabdomantis*, Gênero A sp2, *Cryptochironomus* sp1, Gênero B, *Polypedilum* sp1, *Nilothauma* sp1, *Dicrotendipes* sp3 e *Tanytarsini* gênero C, os outros táxons apresentam distribuição restrita a apenas uma lagoa.

Tabela 9 – Largura do Nicho (LN) dos táxons de Chironomidae das lagoas costeiras estudadas

Subfamília	Tribo	Gêneros	LN
Tanypodinae	Coelotanypodini	<i>Clinotanypus</i> sp	1
		<i>Coelotanypus</i> sp	1
	Macropelopini	<i>Brudiniella</i> sp	1
	Pentaneurini	<i>Labrudinia</i> sp	1
		<i>Larsia</i> sp	2,2
	Procladini	<i>Procladius</i> sp	1
Chironominae	Chironomini	<i>Axaurus</i> sp	1
		<i>Beardius</i> sp	1
		<i>Cladopelma</i> sp	1
		<i>Cryptochironomus</i> sp1	1,17
		<i>Dicrotendipes</i> sp2	1
		<i>Dicrotendipes</i> sp3	1,04
		<i>Goeldichironomus xiborena</i>	1
		<i>Harnischia</i> sp1	1
		<i>Kiefferulus</i> sp	2,57
		<i>Nilothauma</i> sp1	1,05
		<i>Polypedilum</i> sp1	1,8
		<i>Polypedilum</i> sp2	2,6
		<i>Tribelos</i> sp1	1
		<i>Xenochironomus</i> sp	1
		Gênero A sp2	1,28
		Gênero A sp4	1
		Gênero B	1,11
	Tanytarsini	<i>Nimbocera rhabdomantis</i>	1,47
		<i>Nimbocera</i> sp3	1,47
		<i>Tanytarsini</i> gênero C	1,4
		<i>Tanytarsini</i> gênero B	1
		<i>Tanytarsus</i> sp	1

5.3.4 Índice de diversidade

Observa-se na tabela 10, por meio de testes estatísticos, que embora a Lagoa da Figueira se destaque um pouco pelo maior número de táxons, em sua maioria, as lagoas costeiras estudadas apresentam baixa abundância de táxons, o que também faz com que os valores de equitabilidade sejam baixos. A Lagoa do Peixoto e a Lagoa de São Simão apresentam valores de equitabilidade maiores por haver melhor distribuição do número total de indivíduos nos táxons amostrados.

Tabela 10 – Número de táxons de macroinvertebrados bentônicos (S), Número total de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos (N), Número de Diversidade de táxons (H_s), Equitabilidade dos táxons (E) e Diversidade máxima dos táxons (H_{max}) nas lagoas costeiras estudadas

	Lagoa	S	N	H_s	E	H_{max}
Litoral	Lagoa do Marcelino	4	112	1,10	0,683	1,609
	Lagoa Caconde	6	66	1,21	0,752	2,3
Norte	Lagoa do Peixoto	8	55	1,82	0,875	2,079
Litoral Médio	Lagoa Barro Velho	10	371	1,33	0,57	2,3
	Lagoa da Figueira	18	2795	1,977	0,62	3,178
	Lagoa de São Simão	11	57	1,86	0,894	2,079
	Lagoa do Fundo	9	59	1,66	0,721	2,3
	Lagoa Paurá	10	68	1,74	0,792	2,197

De acordo com o índice de equitabilidade houve uma maior uniformidade entre os táxons de Chironomidae na Lagoa do Fundo e do Peixoto. O mesmo padrão foi observado para os outros táxons de macroinvertebrados. As Lagoas do Marcelino e Caconde apresentaram valores com zero de diversidade por possuírem apenas uma espécie, reflexo da eutrofização destes ecossistemas, como observado na tabela 11.

Tabela 11 - Número de táxons de Chironomidae (S), Número total de indivíduos de Chironomidae (N), Diversidade de táxons de Chironomidae (H_s), Equitabilidade dos táxons (E) e Diversidade máxima dos táxons (H_{max}) nas lagoas costeiras estudadas

	Lagoa	S	N	H_s	E	H_{max}
Litoral	Lagoa do Marcelino	1	1	0	0	0
	Lagoa Caconde	1	1	0	0	0
Norte	Lagoa do Peixoto	3	4	1,04	0,75	1,38
Litoral Médio	Lagoa Barro Velho	9	18	1,91	0,66	2,89
	Lagoa da Figueira	14	1037	1,64	4,21	6,92
	Lagoa de São Simão	4	13	0,91	2,81	2,56
	Lagoa do Fundo	8	14	2,01	1,31	2,64
	Lagoa Paurá	9	22	1,93	1,60	3,09

De acordo com Thienemann (1920) *apud* Schäfer (1985), em habitats extremos, por exemplo, águas poluídas (Lagoa do Marcelino), através de elevadas cargas de esgotos, ou

extremamente pobres em nutrientes, são habitadas por comunidades muito pobres em táxons. A atuação decisiva de poucos fatores ambientais, por exemplo, substâncias orgânicas na forma de esgotos domésticos, causam o empobrecimento das biocenoses, manifestando-se em um desenvolvimento de organismos melhor adaptados a essas condições, enquanto que os demais ficam reduzidos, desta forma, este tipo de lagoa, classificada como eutrófica, apresenta um pequeno número de táxons implicado em uma grande abundância. Ao contrário, nos habitats com condições equilibradas, ocorre uma biocenose rica em táxons e com distribuição mais uniforme do número de indivíduos em cada táxon.

A comunidade bentônica foi mais rica na Lagoa da Figueira, onde foram registrados 18 táxons de macroinvertebrados, sendo a Lagoa do Marcelino a mais pobre em número de táxons, com apenas quatro encontrados (Fig. 16).

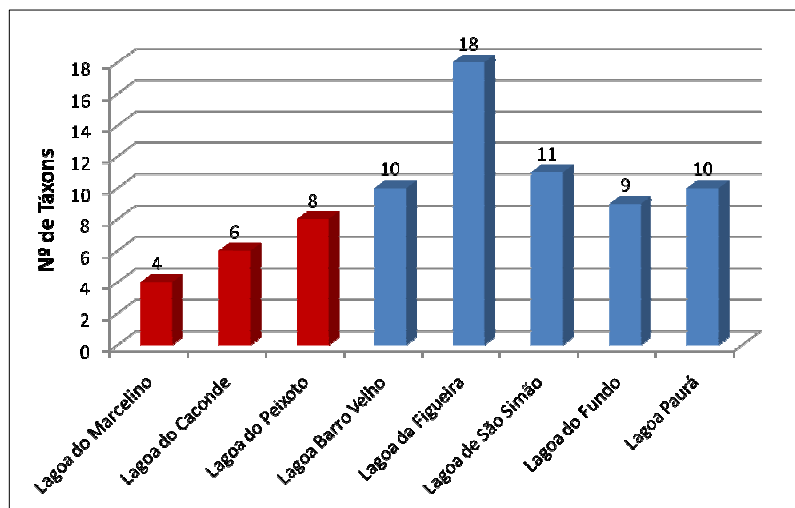


Fig. 16: Número de táxons de macroinvertebrados bentônicos em lagoas costeiras do Litoral Norte (em vermelho) e Médio (em azul), do Rio Grande do Sul

Widenbrug (1997) encontrou 95 táxons em lagoas do litoral Norte do rio grande do Sul; Rodrigues (1996) encontrou 47 táxons; Cezano & Würdig (2006) encontraram 54 táxons em 13 famílias e Volkmer-Ribeiro *et al.* (2006) 45 táxons na região da Lagoa do casamento e na região dos Butiazais e de Tapes.

Entre os grupos amostrados, na maioria das lagoas estudadas, a família Chironomidae foi a que apresentou maior diversidade. Resultados semelhantes foram observados por Nessimian (1995a,b) estudando as lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e do Rio

Grande do Sul, Wiedenbrug *et al.* (1997), em estudos da comunidade bentônica da lagoa Emboaba (RS), Rodrigues & Hartz (2001) na Lagoa Caconde (RS).

A família Chironomidae é considerada geralmente o táxon mais abundante em ambientes lênticos (Desmet, 1982; Cohen, 1986; Brandimarte, 1991 e Correia, 1999). A supremacia desta família deve-se, provavelmente, ao elevado poder adaptativo de suas larvas (Bass, 1986) às condições adversas do ambiente (Oliver, 1971) e à plasticidade alimentar (Roback, 1969 e Tokeshi, 1986).

Marques *et al.* (1999) também observaram um predomínio da família Chironomidae nas lagoas Carioca e da Barra, em Minas Gerais, tendo encontrado apenas organismos da tribo Chironomini, pertencente à subfamília Chironominae. No presente estudo, observou-se um número maior de subfamílias, tribos e gêneros. Estes resultados mostraram-se semelhantes aos mencionados por Callisto & Esteves (1996), estudando a Lagoa Batata no Pará, no interior do continente.

A família Chironomidae apresenta-se como dominante, tanto em ambientes lóticos como lênticos, devido à sua tolerância a situações extremas como hipóxia e grande capacidade competitiva (Di Giovanni *et al.*, 1996). De acordo com Dévai (1990), a dominância de organismos coletores, principalmente Chironomidae, indica um enriquecimento de matéria orgânica no sedimento.

Esta comunidade bentônica tem sido considerada importante indicadora de qualidade de água em lagos, levando a um acréscimo na sua aplicação como bioindicadores (Fonseca *et al.*, 2004; Heiri, 2004). Alguns grupos e/ou gêneros são conhecidos por habitar somente águas com boa qualidade, ao passo que outros são considerados extremamente resistentes a ambientes altamente poluídos (Epler, 1992).

5.3.5 Lagoa Caconde

Entre os seis táxons encontrados no sedimento da Lagoa Caconde, Cyprididae (Ostracoda) apresentou-se mais abundante (44,23%) e Chironomidae inclui-se entre os organismos menos abundantes com 0,96% e com menor diversidade quando comparados com os de outras lagoas estudadas (Fig. 17). Como representante da família Chironomidae, identificou-se apenas a presença de *Larsia* sp, pertencente à tribo Pentaneurini da subfamília

Chironominae. Estes resultados diferem aos de Rodrigues & Hartz (2001) onde detectaram 45 táxons na Lagoa Caconde, sendo Diptera o grupo mais comum, seguido por Crustacea, Annelida e Mollusca.

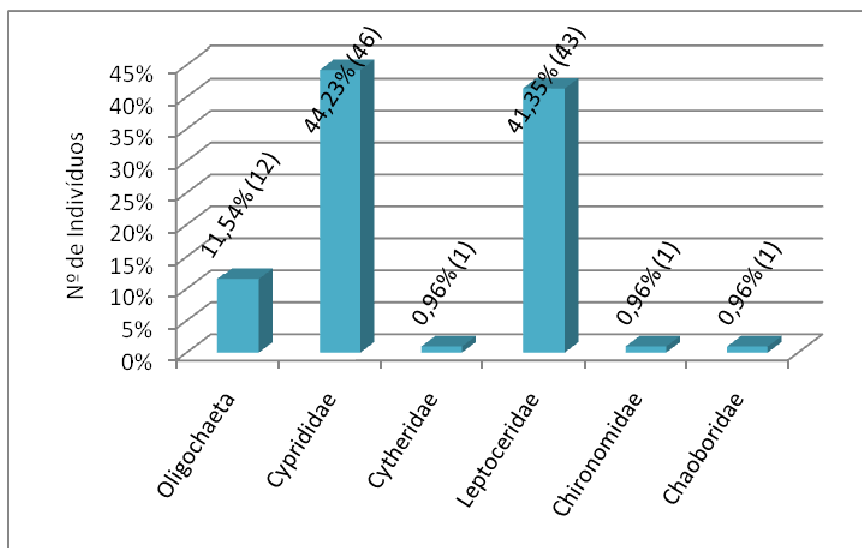


Fig. 17: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa Caconde

A caracterização desta lagoa com a presença de apenas Oligochaeta, Cyprididae, Cytheridae (Ostracoda), Leptoceridae (Trichoptera), Chaoboridae (Diptera) e Chironomidae, deve-se ao fato da mesma possuir um alto teor de matéria orgânica do sedimento em qualquer profundidade amostrada, com 63,12% em 4 m e 94% em 6 m.

A lagoa possui concentrações de fósforo solúvel reativo de 0,02 mg/L, valor que já foi constatado por Schäfer (1992) e permite a sua classificação como lagoa eutrófica. Esta situação vai ao encontro dos resultados faunísticos obtidos, registrando nestas condições uma comunidade bentônica extremamente pobre.

De acordo com o cálculo de correlação não paramétrica, o número de táxons não apresentou relação com o teor de matéria orgânica do sedimento ($r = 0,107$; $r^2 = 0,011$ e $p = 0,864$) e com a profundidade ($r = 0,283$; $r^2 = 0,080$ e $p = 0,644$), enquanto que o teor de matéria orgânica do sedimento e a profundidade apresentaram correlação significativa ($r = 0,907$; $r^2 = 0,822$ e $p = 0,034$).

A correlação entre o teor de matéria orgânica e a profundidade, apresentam-se semelhantes aos resultados encontrados por Rodrigues (1996), o qual ressalta que a medida que aumenta a profundidade da coluna d'água desta lagoa, ocorre o aumento do teor de

matéria orgânica e, consequentemente, aumento da concentração de substâncias húmicas do sedimento. O autor também verificou que não houve relação significativa entre o teor de matéria orgânica do sedimento, a profundidade e o número de táxons.

5.3.6 Lagoa do Marcelino

A Lagoa do Marcelino, entre todas as lagoas estudadas, foi a que apresentou menor número de táxons, apenas quatro, tendo um predomínio de Oligochaeta (60,81%), enquanto Chironomidae compreende 2,7% do total de espécimes amostrados (Fig. 18).

Os altos percentuais de Oligochaeta e a baixa riqueza taxonômica confirmam os estudos anteriores, feitos por Freitas (2003), estudando as lagoas do Marcelino, Caconde e Pinguela, observando uma maior eutrofização na Lagoa do Marcelino, reflexo do lançamento de esgoto do município de Osório. Segundo Fusari (2006), Oligochaeta são grupos com predileção a sistemas hipertróficos.

O predomínio desta comunidade bentônica é favorecido pelo alto teor de matéria orgânica do sedimento (62,73% em apenas 2 m de profundidade), com alta disponibilidade de fósforo solúvel reativo (0,04 mg/L).

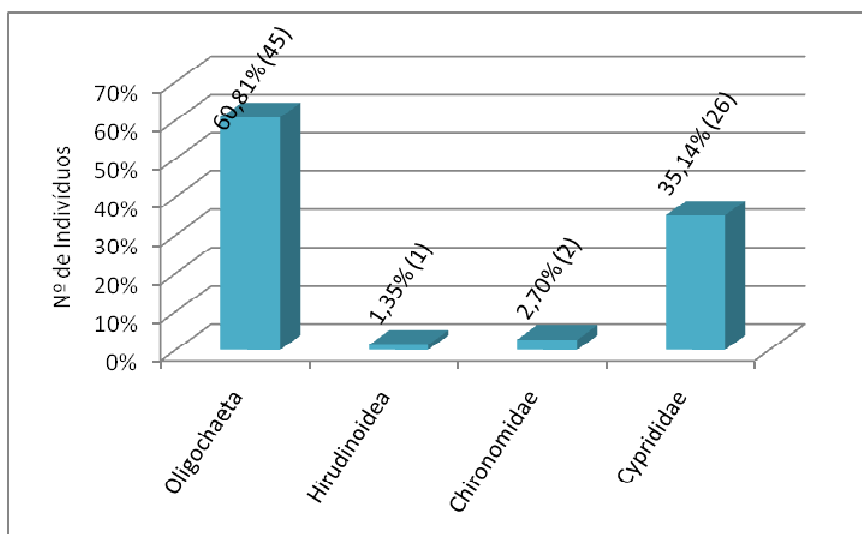


Fig. 18: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa do Marcelino

A família Chironomidae foi representada apenas por *Larsia* sp, pertencente à tribo Pentaneurini da subfamília Chironominae. Freitas (2003) encontrou como gêneros mais frequentes e abundantes da Lagoa do Marcelino e do Peixoto, além deste, *Chironomus* sp, *Aedokritus* sp e *Polypedilum* sp.

A Lagoa do Marcelino vem sofrendo um constante aporte de material orgânico oriundo dos esgotos domésticos não tratado da cidade de Osório (Schäfer *et al.*, 1990), o que acaba influenciando no predomínio de organismos pertencentes à Oligochaeta e Chironomidae mesmo em profundidades baixas, assemelhando-se aos resultados observados por Freitas (2003) na mesma lagoa.

5.3.7 Lagoa do Peixoto

Das lagoas do Litoral Norte, a Lagoa do Peixoto apresentou maior número de táxons (oito), onde Hydrobiidae e Oligochaeta (33,33%) foram os mais abundantes quando analisado o número de indivíduos amostrados (Fig.19).

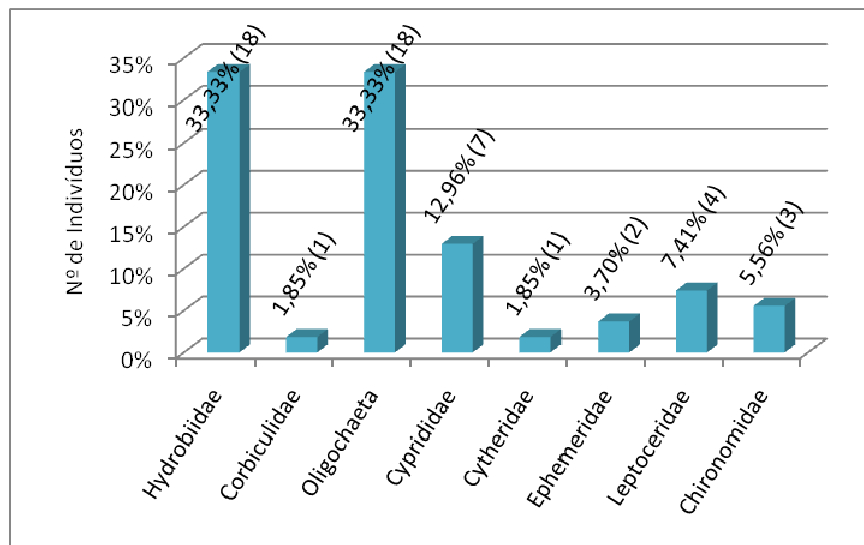


Fig. 19: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa do Peixoto

A família Hydrobiidae foi representada pela espécie *Heleobia* sp. A família Chironomidae apresentou 5,56% dos táxons amostrados e entre as lagoas do Litoral Norte é a

que detém a maior diversidade, constatando-se três táxons, *Gênero B*, *Cryptochironomus* sp1 e *Larsia* sp, todas pertencentes à subfamília Chironominae. A tribo Chironomini, apresentou 75% do total de indivíduos coletados e a tribo Pentaneurini 25%.

O *Gênero B*, também foi observado por Rodrigues (1996), na Lagoa Caconde, apresentando uma ampla valência ecológica, ocorrendo tanto em substratos arenosos, como em substratos formados por sedimentos finos.

Heleobia sp também encontra-se distribuída em diversos tipos de substratos, desde sedimentos arenosos até sedimentos mais finos além da vegetação macrofítica (Lanzer 1989). *Cryptochironomus* sp1, é um predador por excelência (Loden, 1974; Särkka, 1983) e tem sido mencionado como predador de Oligochaeta (Loden, 1974), sendo um táxon bastante representativo nos estudos realizados por Rodrigues (1996).

A partir do cálculo de correlação há uma relação não significativa entre a matéria orgânica e o número de táxons e entre a profundidade e o número de táxons ($r = -0,848$; $r^2 = 0,719$; $p = 0,152$ e $r = -0,620$; $r^2 = 0,385$; $p = 0,380$, respectivamente). A relação entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a profundidade apresentou uma correlação não significativa ($r = 0,905$; $r^2 = 0,820$ e $p = 0,095$). A falta de significância deve-se ao pequeno número de casos.

A Lagoa do Peixoto mesmo apresentando profundidades menores e teor de matéria orgânica do sedimento maiores em relação às lagoas do Litoral Médio, também apresenta uma correlação não significativa entre o teor de matéria orgânica e a profundidade. Os resultados obtidos no presente estudo se assemelham aos de Freitas (2003) que constatou relação significativa entre teor de matéria do sedimento e a profundidade.

5.3.8 Lagoa de São Simão

A Lagoa de São Simão apresentou 12 táxons, sendo Oligochaeta os organismos mais abundantes, no período amostral, compreendendo 29,49% do número de espécimes coletados. A família Chironomidae representou 12,82% do total de organismos amostrados (Fig.20).

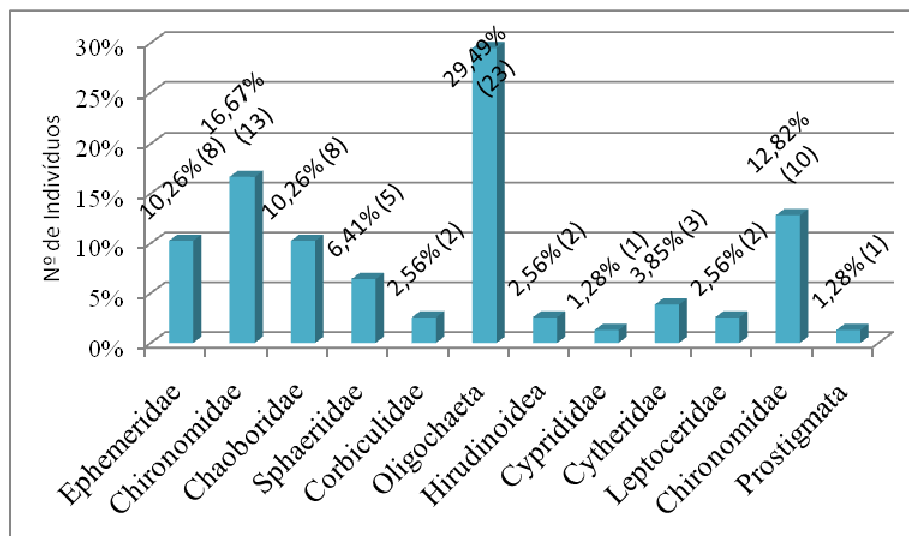


Fig. 20: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa de São Simão

A família Chironomidae foi representada por quatro táxons integrantes da subfamília Chironominae com as tribos Chironomini (92,31%) e Tanytarsini (7,69%).

A espécie *Nimbocera* sp3 pertencente à tribo Tanytarsini foi registrada somente nesta lagoa.

De acordo com o cálculo de regressão não paramétrica, a Lagoa de São Simão não apresenta correlação entre o número de táxons com a profundidade ($r = -0,394$; $r^2 = 0,156$ e $p = 0,511$), sendo o mesmo observado em relação à matéria orgânica ($r = -0,230$; $r^2 = 0,053$ e $p = 0,710$). O teor de matéria orgânica do sedimento apresentou uma correlação altamente significativa com a profundidade da coluna d'água ($r = 0,956$; $r^2 = 0,913$ e $p = 0,011$).

5.3.9 Lagoa Barro Velho

Na Lagoa Barro Velho dos dez táxons amostrados, Oligochaeta apresentou-se mais abundante compreendendo 68,18% do número total de espécimes coletadas, enquanto que a família Chironomidae apresentou apenas 7,67% (Fig. 21).

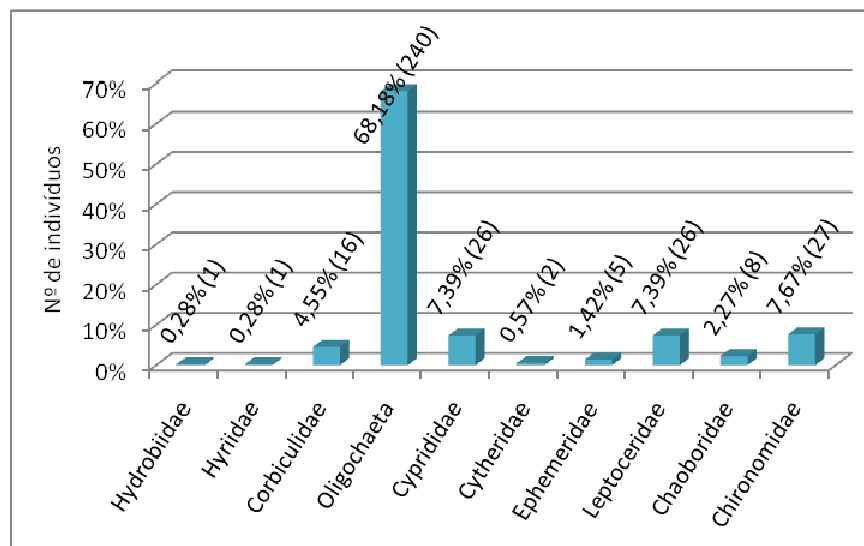


Fig. 21: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados bentônicos na Lagoa Barro Velho em todos os pontos amostrais

A família Chironomidae foi representada por nove táxons integrantes de: Chironominae e Tanypodinae. A subfamília Chironominae apresentou organismos pertencentes às tribos Chironomini e Tanytarsini. A subfamília Tanypodinae foi a mais abundante, composta pelas tribos Coelotanypodini (4,35%) e Pentaneurini (47,83%) (Fig.22).

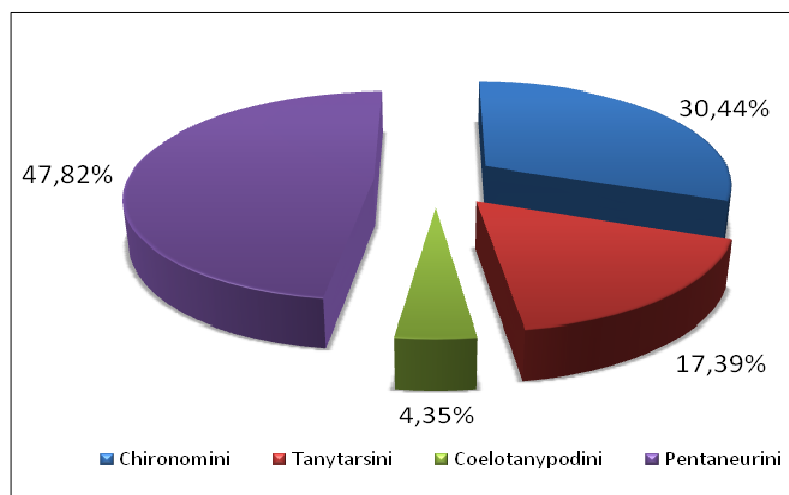


Fig. 22: Tribos de Chironomidae da Lagoa Barro Velho

A presença e abundância de Tanypodinae ressaltam a alta oxigenação constatada por Schäfer *et al.* (2009b), pois como afirmam Merrit & Cummins (1996), estes indivíduos são encontrados em ambientes com oxigenação de toda a coluna d'água até o sedimento.

Ocorreram gêneros característicos apenas da Lagoa Barro Velho como *Tribelos* sp1, *Gênero A* sp4 e *Clinotanypus* sp.

A partir do cálculo de correlação não paramétrica, o número de táxons não se mostrou correlacionado com a profundidade e com a matéria orgânica ($r = -0,464$; $r^2 = 0,215$; $p = 0,177$ e $r = -0,270$; $r^2 = 0,073$ e $p = 0,451$ respectivamente), resultados semelhantes à Lagoa da Figueira. Entretanto, o teor de matéria orgânica do sedimento apresenta uma correlação positiva com a profundidade da coluna d'água ($r = 0,632$; $r^2 = 0,4$ e $p = 0,05$).

5.3.10 Lagoa do Fundo

Na Lagoa do Fundo foram coletados nove táxons, Oligochaeta foi o mais abundante (12,5%) e Chironomidae compreende 10,16% dos organismos coletados (Fig. 23).

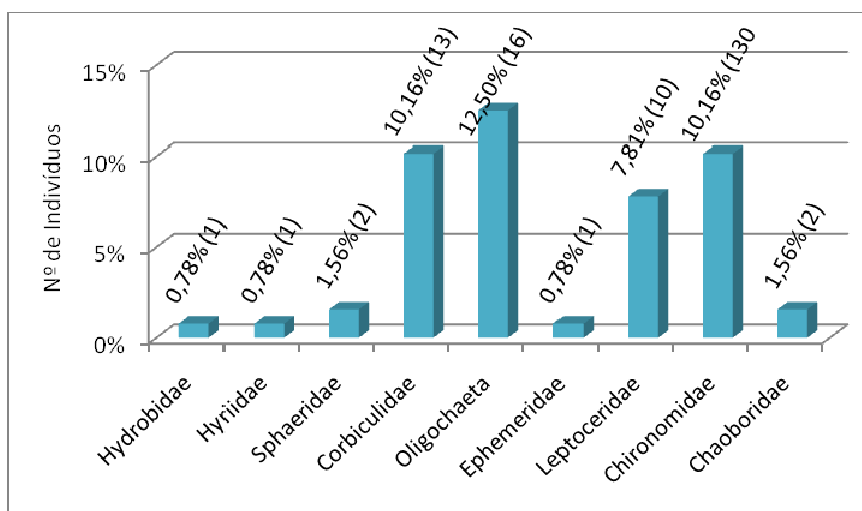


Fig. 23: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa do Fundo

A família Chironomidae foi representada por oito táxons, todos pertencentes à subfamília Chironominae, apresentando duas tribos: Chironomini (87,70%) e Tanytarsini (14,30%).

Tanytarsini destaca-se pela presença de apenas uma espécie, *Tanytarsus* sp (Fig. 24) considerado um bioindicador de sedimento de lagoas oligotróficas desde o início do século XX por Thienemann, e que segundo Amorim *et al.* (2004), encontra-se, preferencialmente, em depósitos de folhiços. *Beardius* sp, juntamente com *Tanytarsus* sp, são característicos apenas da Lagoa do Fundo.

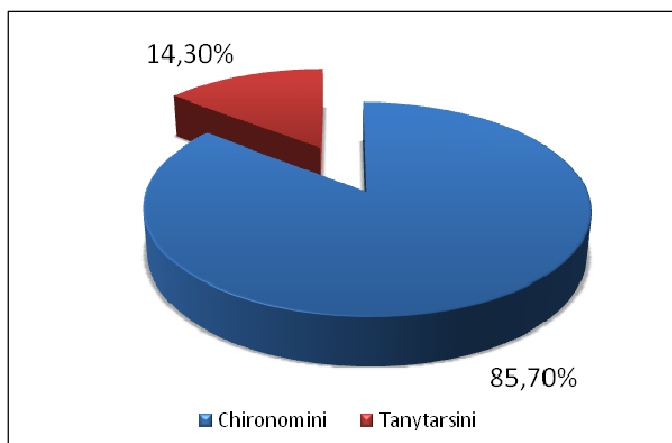


Fig. 24: Tribos de Chironominae da Lagoa do Fundo

De acordo com o cálculo de correlação não paramétrica, a Lagoa do Fundo também demonstrou uma tendência de não haver relação entre o teor de matéria orgânica do sedimento e o número de táxons ($r = -0,185$; $r^2 = 0,034$ e $p = 0,766$) e a profundidade e o número de táxons ($r = -0,382$; $r^2 = 0,131$ e $p = 0,549$), enquanto que o teor de matéria orgânica aumenta com a profundidade, tendo uma correlação altamente significativa positiva ($r = 0,960$; $r^2 = 0,922$ e $p = 0,01$).

5.3.11 Lagoa Paurá

A Lagoa Paurá apresentou dez táxons, onde, Epheméridae foi a família mais abundante, no período amostral, compreendendo 27,03%, seguida de Chironomidae com 25,68% e Oligochaeta com 9,46% (Fig. 25).

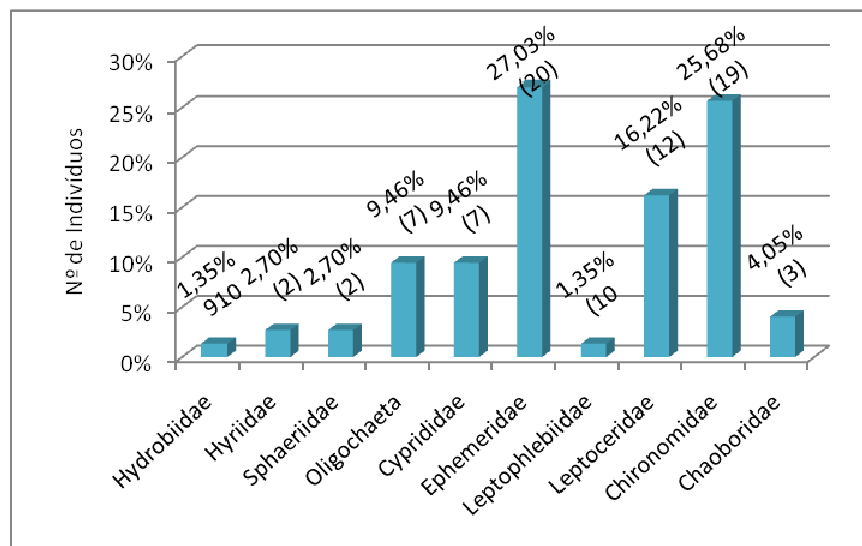


Fig. 25: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados na Lagoa Paurá em todos os pontos amostrais

A família Chironomidae foi representada por 9 táxons integrantes das subfamílias Chironominae e Tanypodinae. Chironominae abrange as tribos Chironomini (49,97%), e Tanytarsini (18,18%), enquanto que a subfamília Tanypodinae compreende apenas a tribo Pentaneurini (31,81%) (Fig.26).

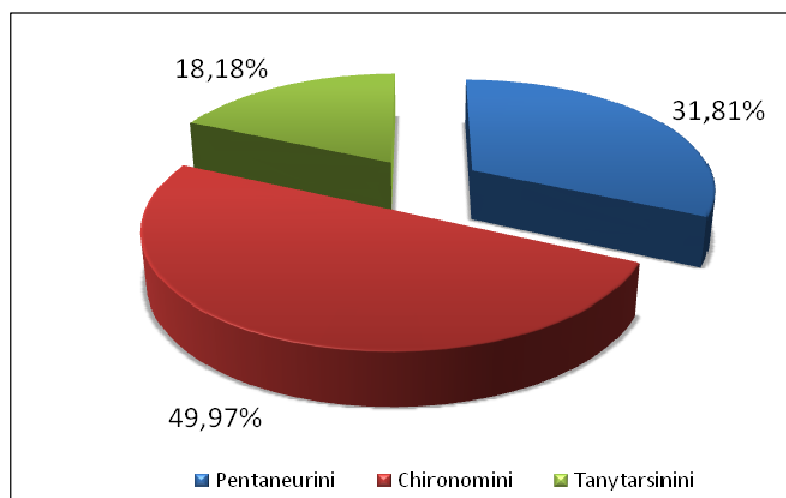


Fig. 26: Tribos de Chironominae e Tanypodinae da Lagoa Paurá

Na Lagoa Paurá observa-se a presença da espécie *Harnischia* sp1, que não foi encontrada nas outras lagoas do presente estudo.

A partir do cálculo de correlação não paramétrica, a Lagoa Paurá foi a única lagoa costeira estudada que apresentou uma relação do número de táxons com a profundidade ($r = -0,930$; $r^2 = 0,865$ e $p = 0,022$) e nenhuma relação entre o número de táxons e o teor de matéria orgânica ($r = -0,340$; $r^2 = 0,116$ e $p = 0,575$). E consequentemente o teor de matéria orgânica também não se mostrou relacionado com a profundidade ($r = 0,613$; $r^2 = 0,376$ e $p = 0,272$).

5.3.12 Lagoa da Figueira

A Lagoa da Figueira, no verão é classificada como mesotrófica e no outono passa a ser hipertrófica, devido ao aumento da taxa de produção primária evidenciado pelos perfis verticais de clorofila-a. As diferenças no teor de clorofila-a entre as duas medições são de 4 mg/m³ em janeiro para mais de 100 mg/m³ em abril de 2008 (Fig.27 e Fig. 28).

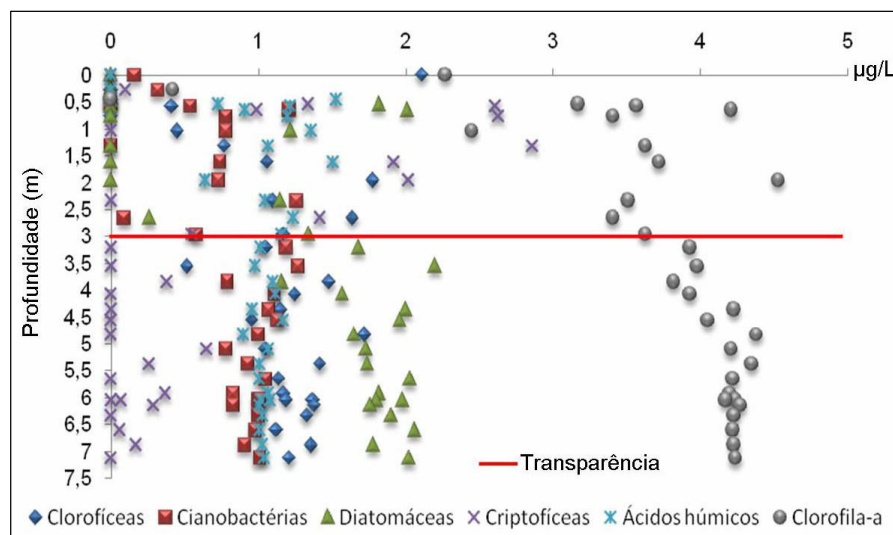


Fig. 27: Perfil vertical dos grupos do fitoplâncton, teor de ácidos húmicos e clorofila-a na Lagoa da Figueira em janeiro de 2008
Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

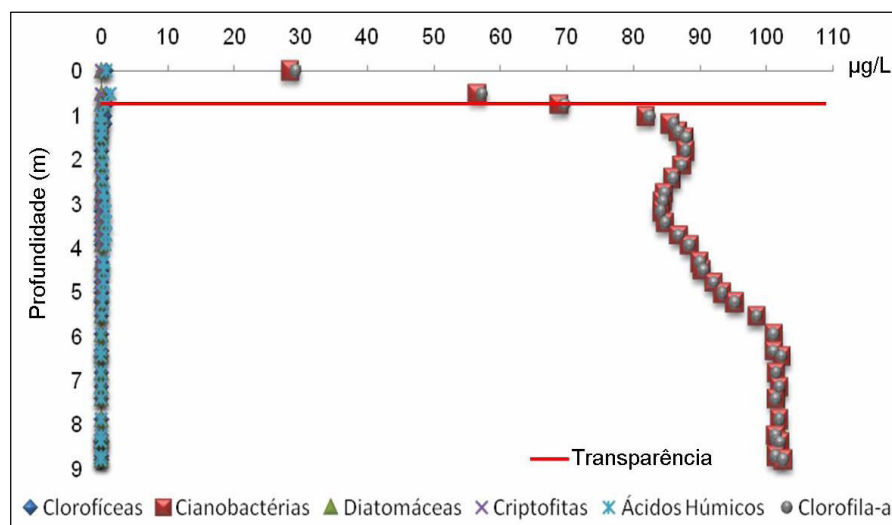


Fig. 28: Perfil vertical dos grupos do fitoplâncton, teor de ácidos húmicos e clorofila-a na Lagoa da Figueira em abril de 2008
 Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

Dos 23 táxons encontrados na Lagoa da Figueira, a família Chironomidae foi a que apresentou maior abundância com 31,08% do número de organismos amostrados, seguidos de Hydrobiidae com 25,97% (Fig. 29).

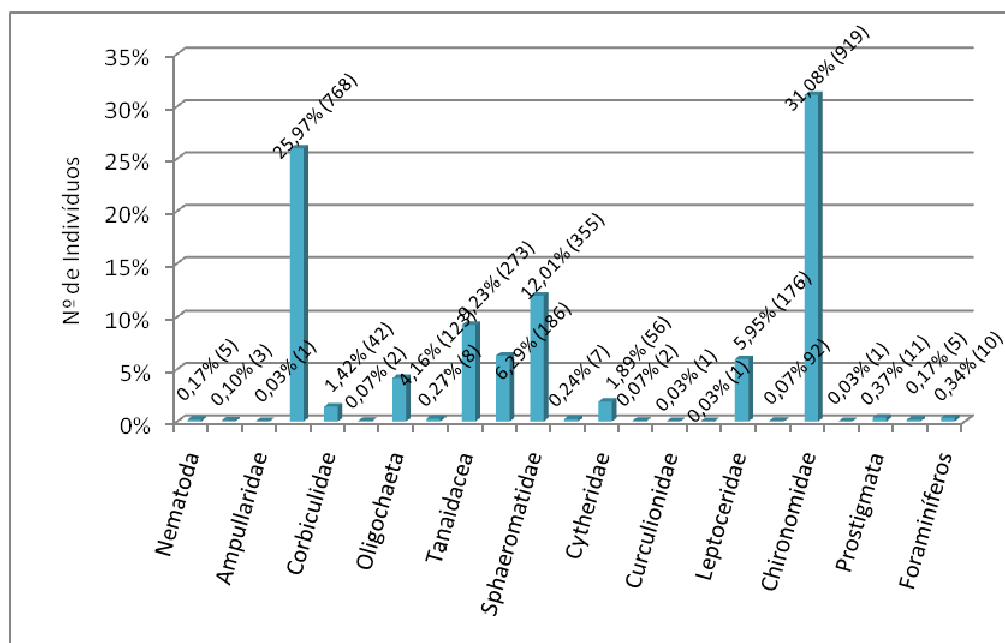


Fig. 29: Abundância relativa dos táxons de macroinvertebrados bentônicos na Lagoa da Figueira

Oligochaeta (4,16%), Tanaidacea (9,23%), Dogielinotidae (6,29%), Sphaeromatidae (12,01%), Leptoceridae (5,95%), embora tenham apresentado uma abundância relativa baixa, foram encontrados em todos os pontos amostrais.

A família Chironomidae foi representada por 30 táxons integrantes de três subfamílias: Chironominae, Tanypodinae e Orthocladinae. A subfamília Chironominae apresentou-se mais abundante (95,1%) com gêneros pertencentes às tribos Chironomini (81,69%) e Tanytarsini (13,41%). A subfamília Tanypodinae foi composta por organismos das tribos Coelotanypodini, Macropelopini, Pentaneurini e Procladini, e a subfamília Orthocladinae foi composta pela tribo Orthocladini (Fig. 30).

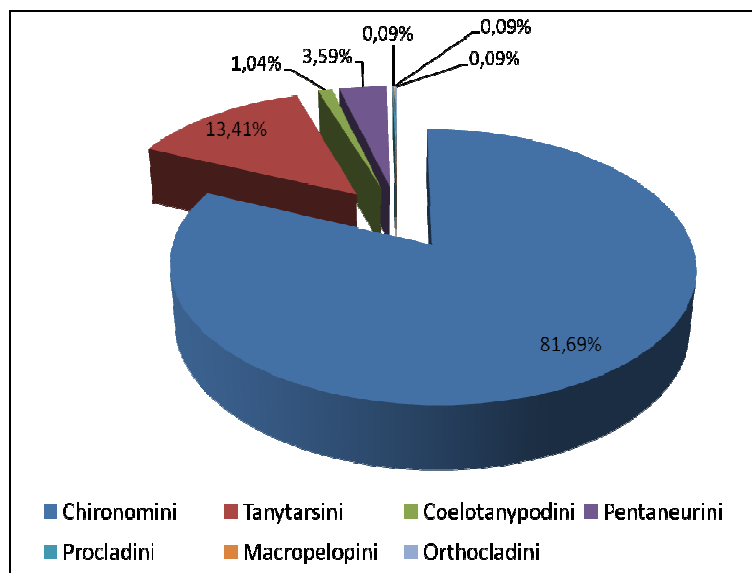


Fig. 30: Tribos de Chironomidae na Lagoa da Figueira em todas as coletas

A estação com maior diversidade de gêneros de Chironomidae foi o outono com 18 táxons (Fig.31)

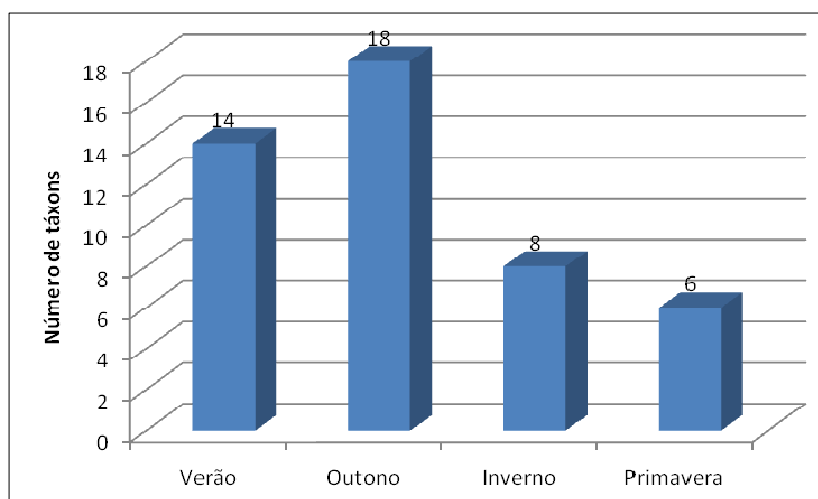


Fig. 31: Número de táxons de Chironomidae na Lagoa da Figueira em diferentes estações do ano

Por meio da tabela 12 é possível observar a distribuição dos táxons de Chironomidae nas estações do ano, onde há uma maior abundância de táxons no período do outono e menor diversidade na primavera.

Tabela 12 - Distribuição sazonal de Chironomidae na Lagoa da Figueira, Litoral Médio do Rio Grande do Sul.

Subfamília	Tribo	Gêneros	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Tanypodinae	Coelotanypodini	<i>Coelotanypus</i> sp	4,42	0,18	-	-
	Macropelopini	<i>Brudiniella</i> sp	0,44	-	-	-
	Pentaneurini	<i>Ablabesmyia (karelia)</i>	-	0,18	0,61	-
		<i>Labrudinia</i> sp	0,88	-	-	-
		<i>Larsia</i> sp	9,29	-	2,44	7,59
		<i>Pentaneura</i> sp	-	-	0,61	-
	Procladini	<i>Procladius</i> sp	0,44	-	-	-
Chironominac	Chironomini	<i>Asheum</i> sp	-	2,28	-	-
		<i>Axaurus</i> sp	0,44	0,53	-	-
		<i>Cladopelma</i> sp	3,98	43,68	-	-
		<i>Cryptochironomus</i> sp1	-	11,75	-	-
		<i>Demicryptochironomus</i> sp	-	0,88	-	-
		<i>Dicrotendipes</i> sp1	-	0,18	-	-
		<i>Dicrotendipes</i> sp3	3,98	4,39	-	-
		<i>Goeldichironomus gr. Pictus</i>	-	-	2,44	1,27
		<i>Goeldichironomus xiborena</i>	-	2,28	-	-
		<i>Kiefferulus</i> sp	-	0,35	-	-
		<i>Nilothauma</i> sp1	-	6,32	-	-
		<i>Nilothauma</i> sp2	-	0,53	-	-
		<i>Parachironomus</i> sp3	-	0,35	-	-
		<i>Polypedilum</i> sp1	-	0,35	-	-
		<i>Polypedilum</i> sp2	-	0,18	-	-
		<i>Xenochironomus</i> sp	-	-	29,27	62,03
		Gênero A sp2	2,65	0,18	-	-
		Gênero B	57,96	25,44	-	16,46
		Gênero X	-	-	0,61	-
	Tanytarsini	<i>Nimbocera rhabdomantis</i>	-	-	2,44	-
		Tanytarsini gênero C	13,27	-	59,76	12,66
		Tanytarsini gênero B	1,77	-	-	-
Orthoclaadiinae	Orthocladini	<i>Cricotopus</i> sp1	-	0,18	1,83	-

De acordo com a tabela 12 observa-se que além de ocorrer um maior número de táxons no outono, houve gêneros predominantes apenas nesta estação, como, *Nilothauma* sp1 e *Nilothauma* sp2, *Polypedilum* sp1 e *Polypedilum* sp2, *Goeldichironomus xiborena*, *Dicrotendipes* sp1, *Demicryptochironomus* sp, *Cricotopus* sp1, *Asheum* sp, *Kiefferulus* sp e *Parachironomus* sp3. No outono, houve ainda, a presença de *Cladopelma* sp, Gênero A sp2, *Dicrotendipes* sp3, *Axaurus* sp, Gênero B, *Kiefferulus* sp, *Parachironomus* sp3, *Coelotanypus* sp, *Ablabesmyia* sp.

Polypedilum sp é considerado um táxon tolerante ao enriquecimento orgânico (Fusari, 2006). Callisto *et al.* (1998) ressaltam que este gênero pertence a um grupo de organismos que toleram condições adversas, como a eutrofização. No presente estudo pode ser observado um

aumento no teor de clorofila-a e fósforo solúvel reativo, o que pode explicar a redução da transparência e a consequente alteração no estado trófico da lagoa, favorecendo a presença desta espécie.

No inverno houve um decréscimo no número de táxons, mas também foi possível registrar a presença de gêneros característicos desta estação, como: *Nimbocera rhabdomantis*, *Pentaneura* sp e *Gênero X*, observado a tabela 12. A primavera foi a estação com menor número de táxons. Já no verão ocorreu um reaparecimento de gêneros encontradas no outono e inverno, e a presença de *Cladopelma* sp, *Tanytarsini Gênero C*, *Tanytarsini Gênero D*, *Brudiniella* sp, *Labrudinia* sp e *Procladius* sp, amostradas apenas nesta estação. Resultados semelhantes também foram observados por Strixino & Trivinho-Strixino (1998), estudando diferentes reservatórios em áreas de cerrado em São Paulo (Reservatório Fazari, R. Quinta, R. do Lobo, R. Mata Canchim, Lagoa Boa Vista, R. Colônia Canchim, R. Pasto Canchim, R. Monjolinho e R. Jacaré-Pepira).

Larvas de *Procladius* sp, segundo Vodopichi & Cowell (1984) são favorecidas pelos elevados teores de matéria orgânica no sedimento e sedimentos compostos de partículas finas. Por meio de cálculos de correlação não paramétrica, o número de táxons não mostrou relação significativa com a profundidade e com a matéria orgânica ($r = -0,309$; $r^2 = 0,095$; $p = 0,162$ e $r = -0,237$; $r^2 = 0,056$ e $p = 0,288$ respectivamente). Há uma correlação significativa positiva entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a profundidade da coluna d'água ($r = 0,933$; $r^2 = 0,870$ e $p < 0,001$) (Fig. 32).

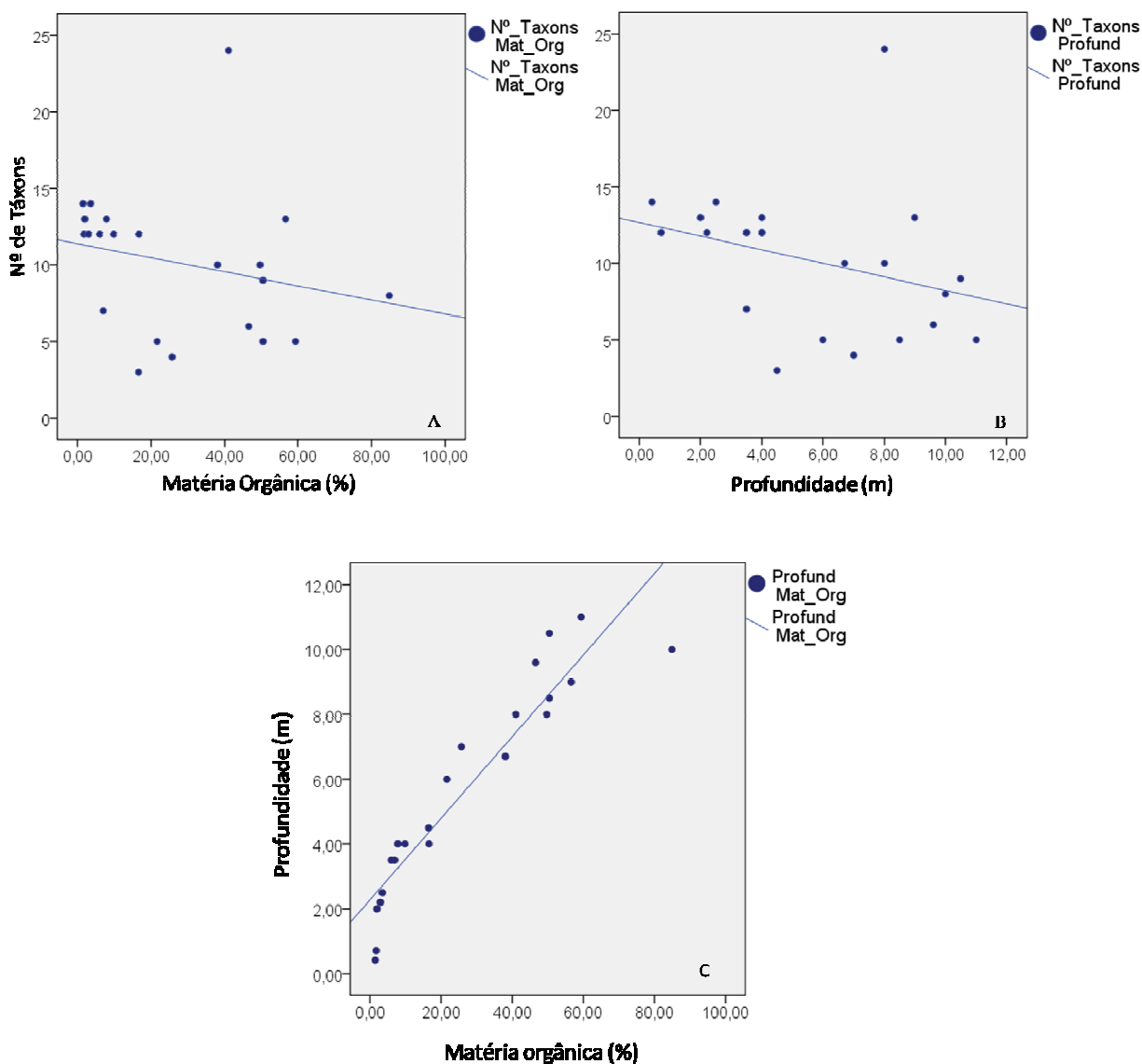


Fig. 32: Relação entre número de táxons com o teor de matéria orgânica (A), relação do número de táxons com a profundidade (B) e relação da profundidade com a matéria orgânica (C) da Lagoa da Figueira

A Lagoa da Figueira mostrou uma dinâmica sazonal da composição da fauna bentônica, não apresentando correlação significativa tanto com a matéria orgânica do sedimento quanto com a profundidade. Já a matéria orgânica apresenta uma correlação altamente significativa com a profundidade.

5.4 Padrões de distribuição dos táxons de Chironomidae na Lagoa da Figueira

A Lagoa da Figueira por compreender um maior número de táxons amostrados num período de um ano, com amostras sazonais, foi escolhida para realizar a análise de similaridade dos padrões de distribuição dos gêneros de Chironomidae em diferentes profundidades e épocas do ano.

De um modo geral, os agrupamentos mostram uma relação com a sazonalidade bem marcada para a maioria dos pontos amostrais onde há uma predominância de determinados gêneros de Chironomidae, em oito grupos de distribuição.

No agrupamento A, é possível observar táxons que habitam predominantemente profundidades de 8 metros, já o agrupamento B é representado apenas por *Nilothauma* sp que se encontra em uma amplitude de profundidade de 8 a 11 m. No agrupamento C encontram-se os gêneros de *Cladopelma* sp, *Axaurus* sp e *Procladius* sp, que conseguem habitar uma amplitude maior de profundidade, compreendida entre 2,5 m a 8 m. Os agrupamentos D e E são compostos por Chironomidae que não apresentaram predileções por nenhuma profundidade, sendo estes muito generalistas não podendo servir como bioindicadores do teor de matéria orgânica do sedimento deste ecossistema. Nos agrupamentos F e G só foram incluídos táxons encontrados no verão e inverno, respectivamente, e habitantes de profundidades entre 1 m a 9 m. Já o Gênero X mostra-se isolado no agrupamento H e encontra-se apenas em profundidade de até 1m (Fig. 33).

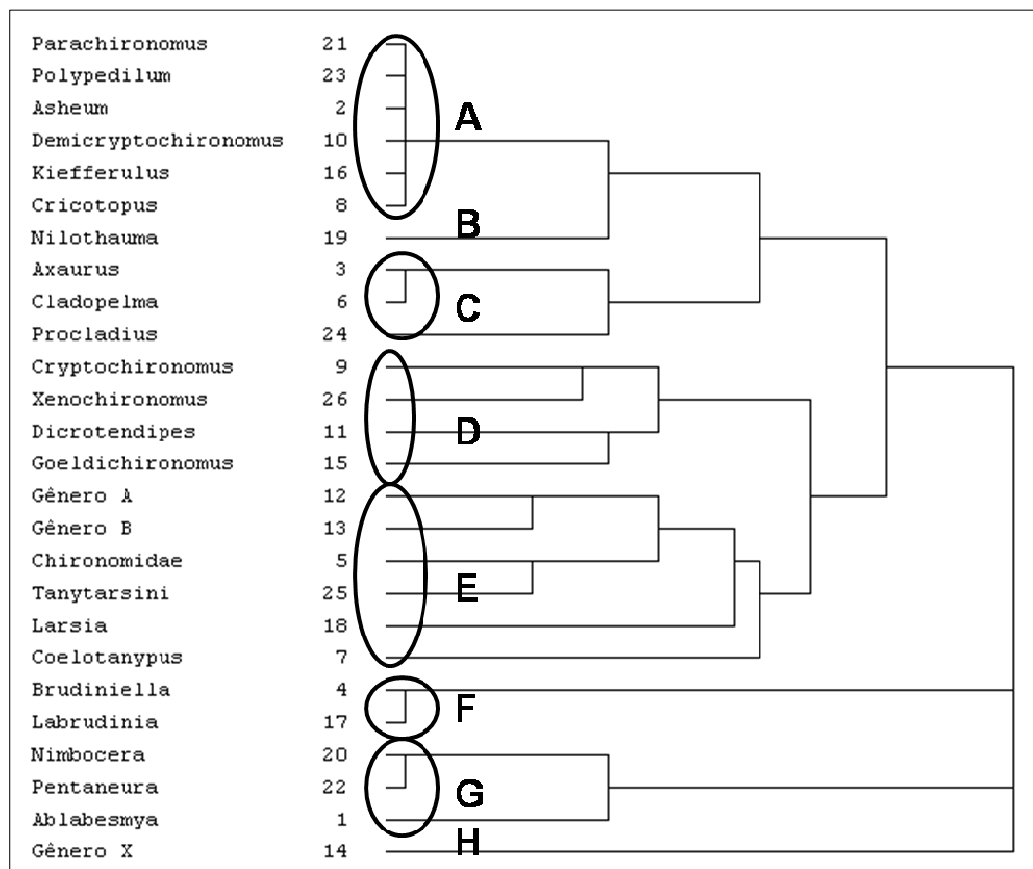


Fig. 33: Dendrograma de agrupamento dos gêneros de Chironomidae em relação às diferentes profundidades da Lagoa da Figueira através do algoritmo de Cosine, (A) gêneros em profundidades de no mínimo 8 m, (B) gêneros entre 8 m e 11 m, (C) gêneros em profundidade de 2,5 à 8 m, (D) e (E) gêneros que não possuem predileção por nenhuma profundidade, (F) e (G) gêneros em profundidades de 1m a 9m respectivamente. O grupo H está composto apenas pelo *Gênero X* que é encontrado apenas em profundidades de até 1 m

Alguns gêneros podem servir como indicadores do teor de matéria orgânica na Lagoa da Figueira tendo em vista que esta se apresenta altamente correlacionada com a profundidade ($r = 0,933$; $r^2 = 0,870$ e $p < 0,001$), como visto anteriormente.

Onde *Cladopelma* sp, *Axaurus* sp e *Procladius* sp conseguem habitar uma amplitude compreendida entre 2,5 m a 8 m de profundidade, *Nilothauma* sp predomina sobre ambientes com teor de matéria orgânica do sedimento maior e em profundidade de 8 m à 11 m e o *Gênero X* encontra-se apenas em profundidades de até 1 m.

5.5 Relação da macrofauna bentônica com o estado trófico e a morfologia nas lagoas costeiras estudadas

Na tabela 13 constata-se os resultados morfométricos (área, profundidade relativa, profundidade máxima, profundidade média e volume) e índice de estado trófico (TSI) utilizados para a análise de correlação não paramétrica, para verificar a relação entre a riqueza das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e estes parâmetros limnológicos das lagoas costeiras estudadas. É possível observar que as lagoas do Litoral Norte são classificadas como eutróficas de acordo com o índice de estado trófico, diferentemente das lagoas do Litoral Médio que são classificadas de oligotróficas à mesotróficas, além da área e profundidade máxima apresentar-se maior nas lagoas do Litoral Médio em relação ao Litoral Norte.

Tabela 13 – Variáveis morfométricas das lagoas costeiras utilizados para correlação

	Lagoas	Área (A - km ²)	(TSI)	Volume (V- m ³ .10 ⁶)	Profundidade relativa (Zr- %)	Profundidade Máxima (Z _{max} - m)	Profundidade média (Z _{med} - m)
Litoral Norte	Lagoa Caconde	4,06	83,88	7,59	0,37	9,35	4
	Lagoa do Peixoto	3,26	79,63	5,182	0,34	11,1	4,34
	Lagoa do Marcelino	0,42	79,72	0,57	0,34	7,79	4,01
Litoral Médio *	Lagoa Barro Velho	4,9	47	19,691	0,25	4,89	2,14
	Lagoa da Figueira	8,2	48	35,808	0,16	1,61	0,77
	Lagoa de São Simão	3,9	57	15,822	0,172	3,9	1,87
	Lagoa do Fundo	2,9	53	6,26	0,128	2,6	1,59
	Lagoa Paurá	0,7	59	0,593	0,27	2,2	1,333

*Fonte: Schäfer *et al.* (2009b).

O número de táxons apresenta uma maior correlação com a área, volume e TSI, como apresentado na tabela 13 e observado na Fig. 34.

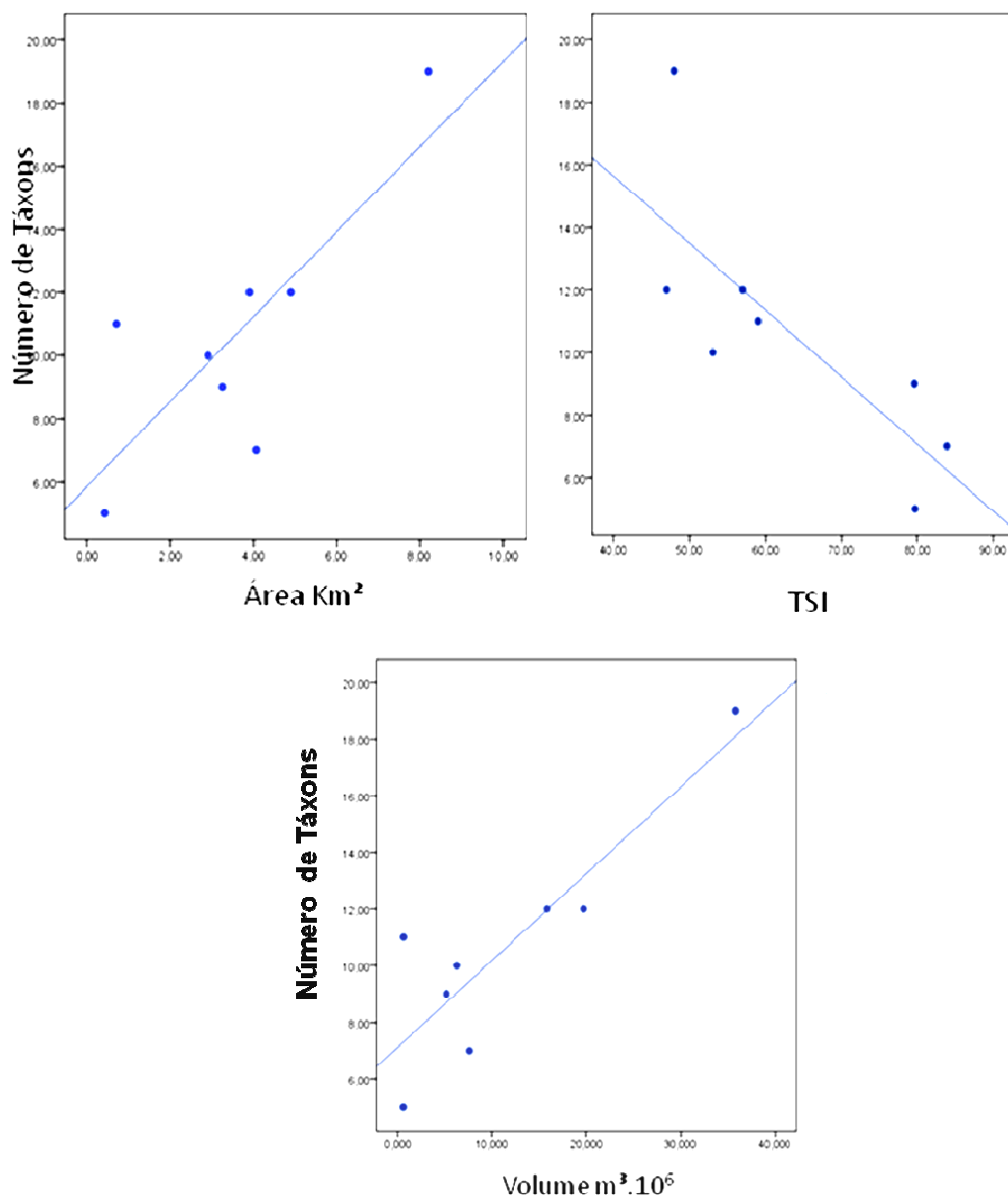


Fig. 34: Correlação entre número de táxons com a área, TSI e volume em lagoas costeiras

Na tabela 14, observa-se um alto nível de significância da relação entre número de táxons e características ecológicas das lagoas, sendo que em áreas maiores e menos eutrofizadas há predominância de um maior número de gêneros, como as lagoas Barro Velho, da Figueira e de São Simão. O contrário é observado nas lagoas Caconde, do Marcelino e do Peixoto. Evidenciou-se que a relação do número de táxons e os valores de profundidade relativa e média não são significativos.

Tabela 14 - Relação de variáveis morfométricas das lagoas e o TSI com o número de táxons em 8 lagoas costeiras do Rio Grande do Sul

Variável	r	r²	p	Significância
Área	0,817	0,668	0,013	Sim
TSI	- 0,796	0,634	0,018	Sim
Profundidade relativa	0,490	0,24	0,218	Não
Profundidade máxima	0,786	0,618	0,021	Não
Profundidade média	0,694	0,481	0,056	Não
Volume	0,898	0,806	0,002	Sim

A área, volume e TSI mostraram-se fatores importantes que influenciam na abundância de táxons de macroinvertebrados nas lagoas costeiras estudadas.

5.6 Relação Espécie-Área

No presente trabalho, a melhor relação entre número de táxons e a área das lagoas foi linear, conforme equação abaixo:

$$S = 5,86 + 1,345 A$$

$$(r = 0,792; r^2 = 0,634; p = 0,019)$$

Isto significa que, nas lagoas estudadas, o tamanho da lagoa pode ser utilizado para estimar a riqueza esperada das comunidades de macrozoobentos (Fig. 35).

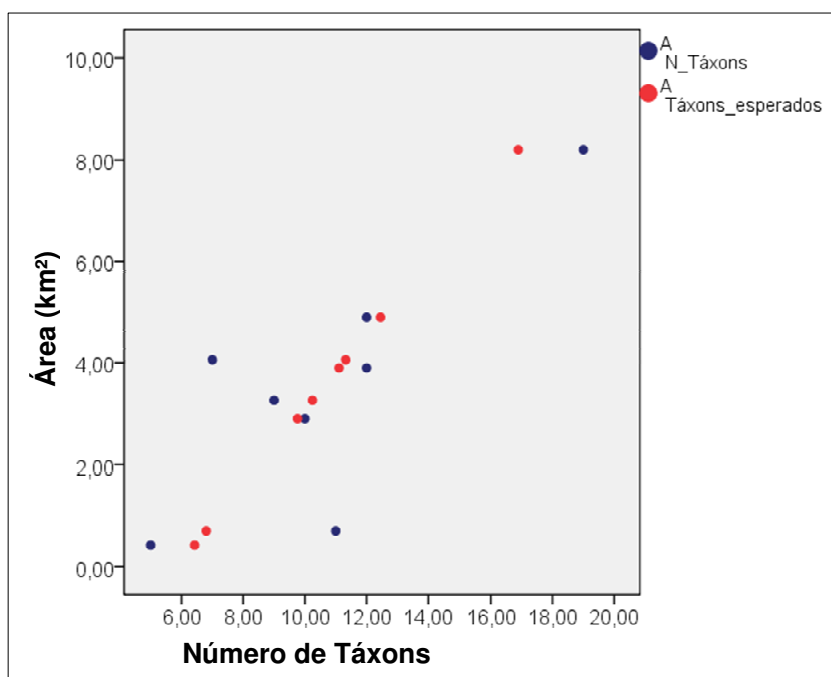


Fig. 35: Relação do número de táxons observados e esperados pela área das lagoas costeiras estudadas

5.7 Agrupamento das lagoas costeiras pelas suas características limnológicas

Após a verificação das variáveis com maior correlação entre o número de táxons, como a área, volume e TSI, foi feita uma análise de cluster para agrupar as lagoas similares de acordo com suas características limnológicas, desta maneira é possível compreender melhor a distribuição dos táxons em relação a estes ecossistemas límnicos.

Pela análise de agrupamento evidenciam-se quatro agrupamentos limnológicos das lagoas, utilizando as variáveis com maior correlação entre o número de táxons (área, volume e TSI) (Fig. 36). No primeiro agrupamento (A) estão reunidas as lagoas do Litoral Norte, por apresentarem principalmente valores altos de TSI, entre 79,63 até 83,88, além de serem lagoas rasas e com área reduzida, quando comparadas às outras lagoas estudadas. As lagoas do Litoral Médio apresentam valores do TSI baixos, sendo o máximo de 59, encontrado para a Lagoa Paurá.

O segundo agrupamento (B) corresponde às lagoas do Fundo e Paurá que também apresentam uma área pequena, mas com TSI de 53 e 59 inferiores aos constatados nas lagoas do Litoral Norte.

O terceiro agrupamento (C) reúne as lagoas Barro Velho e de São Simão, as quais apresentam uma área maior, com o TSI de 47 e 57, respectivamente, além de um volume maior que as demais lagoas.

A Lagoa da Figueira separa-se das demais, representando o agrupamento D, pois embora apresente o TSI de 48, possui a maior área e número de táxons entre as lagoas estudadas.

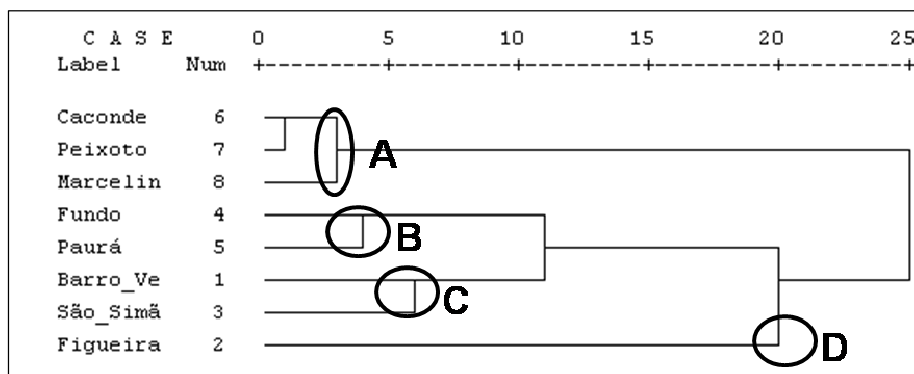


Fig. 36: Análise de Cluster em lagoas Costeiras, segundo as características limnológicas que apresentaram maior correlação com o número de táxons, utilizando o algoritmo de Cosine. Agrupamento A, lagoas com índice de estado trófico superiores a 59, agrupamento B, Lagoas com índice de estado trófico de 53 e 59, respectivamente, agrupamento C, lagoas com índice de estado trófico de 47 a 57, mas com área maior, e a Lagoa da Figueira representando o agrupamento D, onde apresenta uma área e número de táxons superiores às outras lagoas estudadas

De acordo com a morfologia e o TSI das lagoas estudadas é possível observar um nítido agrupamento entre as lagoas do Litoral Norte e outro das lagoas do Litoral Médio do Rio Grande do Sul, onde a Lagoa da Figueira mostrou-se um ecossistema distinto das demais, pois possui uma área maior e consequentemente maior volume.

5.8 Análise de padrões de distribuição para identificação de táxons bioindicadores

A partir da atribuição de classes de abundância para os táxons amostrados e da verificação do agrupamento das características limnológicas das lagoas estudadas foi

elaborado um cluster de coincidência para verificação da distribuição dos táxons de macroinvertebrados bentônicos e determinação dos organismos bioindicadores do estado trófico destas lagoas.

Através de análise de agrupamento (Fig. 37), da abundância dos táxons nas lagoas, observa-se uma tendência de os grupos taxonômicos serem muito generalistas, onde Chironomidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Cytheridae, Chaoboridae, Corbiculidae, Ephemeridae e Oligochaeta não apresentam preferência por um determinado ambiente, resultados semelhantes aos de Ramos (2008), estudando as lagoas do Vale do Médio Rio Doce (MG), onde estes grupos de macroinvertebrados bentônicos foram abundantes em todas as lagoas estudadas.

Tanaidacea, Sphaeromatidae, Nematoda, Dogielinotidae, Copepoda e Ampullaridae aparecem apenas na Lagoa da Figueira.

As outras famílias são consideradas ocorrentes eventuais, não podendo servir como indicadoras do estado trófico em lagoas costeiras.

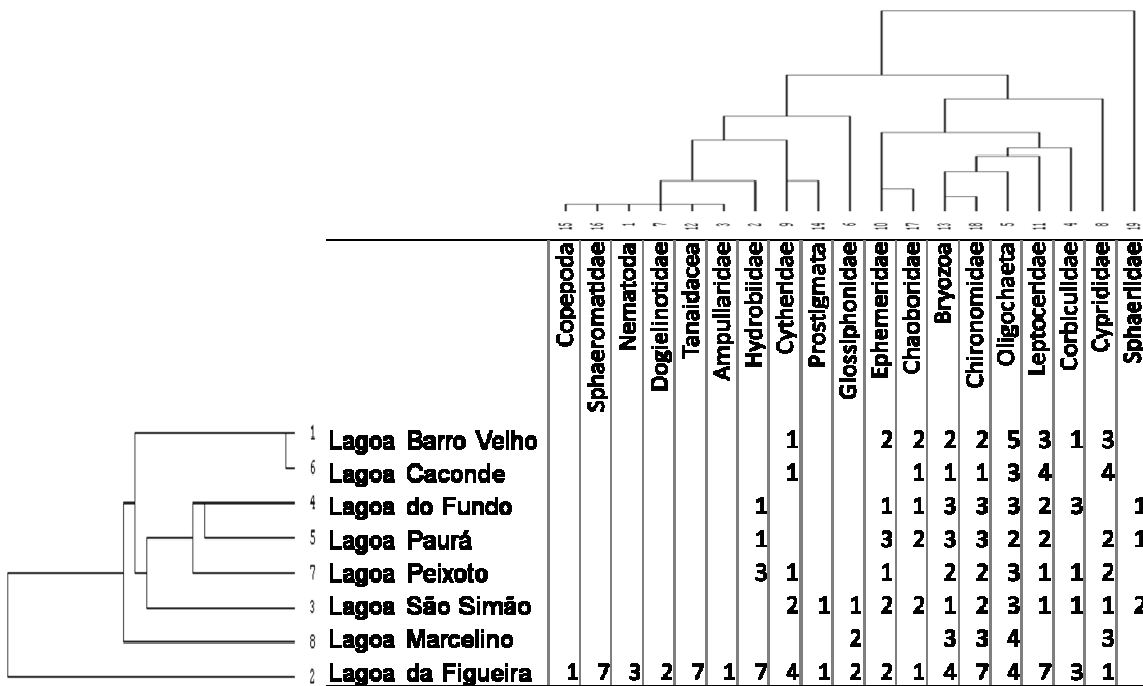


Fig. 37: Análise de agrupamento das lagoas costeiras e padrões de distribuição através de classes de abundância dos macroinvertebrados bentônicos amostrados no verão de 2008 e 2009. O Algoritmo utilizado para similaridade foi o Cosine

A distribuição dos táxons de macroinvertebrados bentônicos frente às características limnológicas das lagoas costeiras estudadas demonstra uma tendência destes organismos

bentônicos serem generalistas, não podendo servir como indicadores do estado trófico, isso se deve à oxigenação constante em toda coluna de água até o sedimento, que possibilita a abundância de táxons nesses ecossistemas, diferente dos padrões de lagoas não polimíticas.

5.9 Análise de padrões de distribuição para identificação de táxons de Chironomidae bioindicadores

Como os Chironomidae, dentre os táxons amostrados nas lagoas costeiras estudadas, apresentaram-se com uma ampla distribuição, e por serem bastante utilizados em programas de monitoramento ambiental da qualidade da água, foram analisados separadamente, atribuindo classes de abundância para cada gênero determinado, verificando-se, desta maneira, os táxons que poderão ser utilizados como bioindicadores destes ecossistemas límnicos.

Evidenciam-se três agrupamentos dos gêneros de Chironomidae (Fig. 38), amostrados no verão. No agrupamento A, encontram-se os organismos com ocorrência eventual nas lagoas, com destaque para o gênero *Tanytarsus* sp que, embora tenham apresentado ocorrência eventual, já é considerado indicador de ambientes oligotróficos determinado por Thienemann (1925, 1931) no início do século XX.

O agrupamento B corresponde aos gêneros generalistas, não demonstrando preferência por nenhum tipo de ambiente, desta forma não podem ser utilizados em monitoramento da qualidade da água destes ecossistemas.

No agrupamento C, destacam-se os gêneros *Nimbocera* sp3 e *Kiefferulus* sp, os quais habitam dentre as lagoas do Litoral Médio, aquelas que apresentaram valores maiores de TSI (de 57 para a Lagoa de São Simão e 59 para a Lagoa Paurá). Considerando esses como importantes para monitoramentos, por serem gêneros tolerantes a ambientes com grau de trofia moderado (mesotróficos), o restante dos gêneros deste agrupamento apresentam uma ocorrência eventual, ou seja, não apresentam uma abundância considerável para que possam ser assim utilizados como indicadores deste estado trófico.

É importante destacar os táxons *Gênero A* sp2, *Larsia* sp e *Cryptochironomus* sp1, que mesmo apresentando ocorrência eventual, são os únicos representantes do Litoral Norte, ou

seja, em lagoas mais eutróficas. Estudos anteriores realizados nestas lagoas por Rodrigues (1996) e Freitas (2003) apresentavam maior número de táxons.

Outro táxon em destaque é o *Bardius* sp encontrado juntamente com *Tanytarsus* sp apenas na Lagoa do Fundo.

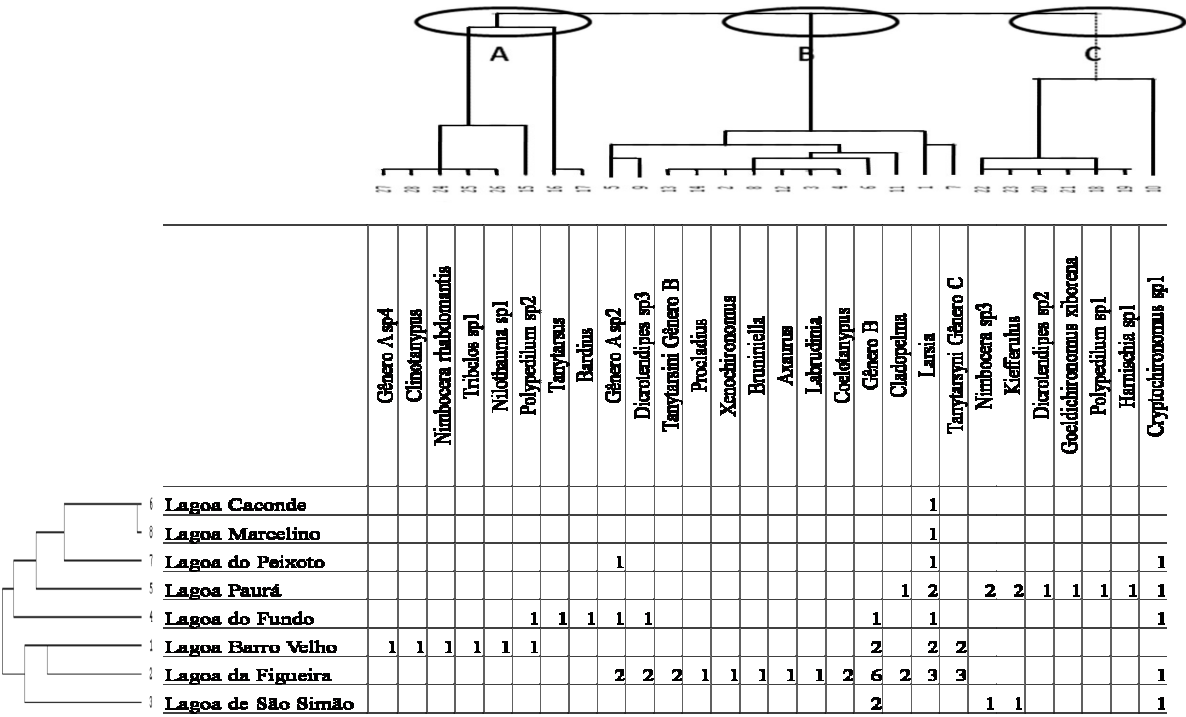


Fig. 38: Análise de agrupamento das lagoas costeiras através de classes de abundância dos táxons de Chironomidae amostrados no verão de 2008 através do algoritmo de Cosine

A utilização da estrutura da comunidade de Chironomidae, por meio da distribuição dos gêneros, mostrou-se bastante eficiente na determinação do estado trófico das lagoas costeiras estudadas, principalmente, por serem o grupo bentônico com ampla distribuição e apresentar maior diversidade de táxons, apresentando organismos tolerantes a ambientes eutrofizados, como as lagoas do Litoral Norte, podendo desta maneira servir como indicadores biológicos destes ecossistemas límnicos.

6 CONCLUSÕES

Na grande maioria dos casos, houve relação significativa entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a profundidade nas lagoas do Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul, entretanto, o número de táxons não apresentou relação com o teor da matéria orgânica, bem como a profundidade.

Nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, há uma circulação permanente do corpo de água até a superfície do sedimento, proporcionando um ambiente favorável à riqueza dos táxons de macroinvertebrados bentônicos, diferente dos lagos não polimíticos.

O número de táxons é influenciado pelas características ecológicas das lagoas, sendo que em áreas maiores e menos eutrofizadas há uma abundância maior de táxons como nas Lagoas da Figueira, Barro Velho e de São Simão.

A comunidade bentônica foi mais rica e abundante na Lagoa da Figueira, por ser classificada como mesotrófica, onde foram registrados 18 táxons de macroinvertebrados, sendo a Lagoa do Marcelino, classifica como eutrófica, a mais pobre em número de táxons com apenas quatro registrados.

Dentre todos os táxons predominantes, das Lagoas Costeiras estudadas (Chironomidae, Oligochaeta, Leptoceridae, Hydrobiidae, Cytheridae, Chaoboridae, Corbiculidae e Ephemeridae), apenas alguns da família Chironomidae (*Nimbocera* sp3, *Kiefferulus* sp, *Gênero A* sp2, *Larsia* sp, *Cryptochironomus* sp, *Tanytarsus* sp e *Bardius* sp) apresentaram características que permitem a sua utilização como bioindicadores do estado trófico destes ecossistemas límnicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; ESTEVES, F. de A. Macroinvertebrates associated with chara a atropical coastal lagoon (Imboassica Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil). **Hydrobiologia**, **457**: 215 – 224. 2001.

ALMADA, C. W. **Composição e distribuição dos macroinvertebrados bentônicos do estuário de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil**. Porto Alegre. UFRGS. (dissertação de Mestrado). 100 p. 1998.

AMARAL, A. C. Z.; MORGADO, E. H.; SALVADOR, L. B. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. **Rev. Brasil. Biol.** **58**: 307-316. 1998.

AMERICAN PUBLIC HLTH ASSOCIATION (APHA). **Standart methods for the examination of water and wastewater**. Washington, 19° ed. 1998.

ÁRTICO, L. de O. **Taxonomia e variabilidade de *Chilina gray* (1828) no Rio Grande do Sul com o uso de marcadores moleculares (RAPD)**. Monografia apresentada ao curso de Ciências Biológicas para obtenção do título de Bacharelado. 38 p. 2003.

BARTON, D. R.; METCALFE-SMITH, J. L. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Quebec, based on benthic macroinvertebrates. **Environmental monitoring and assessment**. **21**: 225-244. 1992.

BASS, D. Habitat ecology of Chironomidae of the Big Thicket streams. **Hydrobiologia**. **134**: 29-41. 1986.

BENKE, A. C. Secondary production of aquatic insects. In: Resh, V.H. & Rosemberg, D.M. (eds.) **The ecology of aquatic insects**. Praeger Publishers. 289-322 p.1984.

BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L. **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Editora da Universidade (UFRGS). 503 p. 1999.

BRANDIMARTE, A. L. **Macrofauna bentônica da zona litoral da represa de Paraibuna (Sp): a influência de diferentes ecossistemas terrestres perimetrais**. Dissertação (Mestrado). São Paulo – SP, USP, 161 p. 1991.

BROWN, J. H.e LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. Editora Funpec, 2ª Ed. 2006.

BRUSCHI Jr., W.; Et. Al.. Aplicação de um índice de qualidade de água para lagoas costeiras afetadas por despejos urbanos. **Pesquisa Biociências**, **6** (1): 55-66. 1999.

BUBINAS, A.; JAGMINIENÉ, I. Bioindication of ecotoxicity according to community structure of macrozoobenthic fauna. **Acta Zoologica Lituanica**, Vilnius, **v.11**, p. 90-99. 2001.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para avaliação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, **19**: 465-473. 2003.

CAIRNS Jr., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosemberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York. 11-27p. 1993.

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.

_____. Macroinvertebrados bentônicos em dois Lagos Amazônicos: Lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e Lago Mussurá (Brasil). **Acta Limnológica Brasiliensis**. **8**: 137-147. 1996.

CALLISTO, M. ; FONSECA, J. ; GONCALVES, J. . Benthic macroinvertebrate community structure in an Amazonian lake impacted by bauxite tailing (Pará, Brazil). **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, Alemanha, **26**: 2053-2055, 1998.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSAM, F. A. R. Habitat Diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Sipó, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, **61** (2): 259-266. 2000.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramentas para avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Vol. **6**, n.1. 2001.

CALLISTO, M.; Et. Al. Diversity and biomann of Chironomidae (Díptera) larvae in na impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, **62**: 77-84. 2002.

CALLISTO, M.; GONÇALVES Jr., J. F. Bioindicadores bentônicos. In: Fabio Roland, Dionéia César & Marcelo Marinho (Eds). **Lições de Limnologia**. São Carlos. Ed. Rima, p. 371-379. 2005.

CARLSON, R. E. A. Trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, n.22, p. 361-369. 1977.

CEZANO, 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 Limnologica Brasiliensia**, **18**: 153-163. 2006.

CHAPMAN, P. M.; FARRELL, M. A.; BRINKHURST, R. O. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. **Aquatic Toxicology**, v. **2**, n.1, 47-67. 1982

CHOMENKO, L.; SCHÄFER, A. Interpretação biogeográfica da distribuição do gênero *Littoridina* (Hydrobiidae) nas Lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Amazoniana**, **XI** (1); 127-146. 1984.

COHEN, A. S. Distribution and faunal associations of benthic invertebrates at Lake Turkuna, Kenya. **Hydrobiologia**, 141 (3): 179-197. 1986.

COLWELL, R. K.; FUTUYMA, D. J. On the measurement of niche breadth and overlap. **Ecology**, **52**: 561-576, 1971.

CONAMA. **Resolução nº 303 de 20/03/2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de áreas de Preservação Permanente**. Diário oficial da União, Brasília, 2002.

CORREIA, L. C. S. **Comparação entre as assembléias de macroinvertebrados associados a substratos naturais e artificiais na Represa do Monjolinho (São Paulo –SP)**. Dissertação (Mestrado). São Carlos-SP, UFSCar, 78 p. 1999.

DARRIGRAN G.; LaGRECA, M. Moluscos litorales del estuário del Rio de la Plata – Argentina. **Série Técnica Didáctica**, **0n. 8**, 41 p. 2005.

DESMET, W. H. O. Observation on the immature Chironomidae of a polluted lowland brook-pond system (Antwerp, Belgium), aerated by the Phallus process. **Hydrobiologia**, **87**: 171-189. 1982.
DÉVAL, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) in shallow Lake Balaton. **Hydrobiologia**, v. **191**, p. 189-198. 1990.

DI GIOVANNI, M. V.; GORETTI, E.; TAMANTI, V. Macrobenthos in Montedoglio Reservoir, central Italy. **Hydrobiologia**, **321**: 17-28. 1996.

DILLENBURG, S. R.; ESTEVES, L. S.; TOMAZELLI, L. J. A critical evaluation of coastal erosion in Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, **76** (3): 611-623. 2004.

DILLENBURG, S. R.; Et.Al. Modificações de longo período da linha de costa das barreiras costeiras do Rio Grande do Sul. **Gravel**, **3**: 9-14. 2005.

DVORÁK, J. An example of relationships between macrophytes, macroinvertebrates and their food resources in a shallow eutrophic lake. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **339**: 27-36. 1996.

EPLER, J. H. Biosystematics of the genus *Dicrotendipes* Kieffer, 1913 (Díptera: Chironomidae) of the world. **Memoirs of the American Entomological Society**. **36**: 1-21. 1992.

_____. **Identification Manual for the Larvae Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida**. Special Publication. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns river Water Management District, Palatka, FL. 526p. (Disponível no site: <http://www.esb.ener.state.nc.us/BAUwww/Chironomid.htm>). Acessado em 15/03/2009.

ESTEVES, F. de A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro, **Interciência**, 602 p. 1998.

FITTKAU, E. J., Et. Al. **Productivity, biomass and population dynamics in Amazonian water bodies**. In: F.B. GOLLEY & E. MEDINA (eds.), Tropical ecological systems, trends in terrestrial and aquatic research. Springer Verlag, Berlin/New York, 289-311.1975.

FONSECA-GESSNER, A. A.; GUERESCHI, R. M. **Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. Brasil**. In: Santos, J.E. dos & pires, J.S.R. (eds). Estudos Integrados em ecossistemas: Estação ecológica de Jataí, v. 2. São Carlos. Ed. Rima, 707-731. 2000.

FONSECA, J.; ESTEVES, F.; CALLISTO, M. Distribution of Chironomidae larvae in an Amazonian flood-plain lake impacted by bauxite tailings (Brazil). **Amazoniana**, **17**. 2004.

FREITAS, S. M. F. de. **Distribuição espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados ao sedimento, e uso na interpretação da qualidade das águas das lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, lagoas costeiras da bacia do rio Tramandaí, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de Mestrado em Ecologia da Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2003.

FUSARI, L. M. **Estudos das Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos das Represas do Monjolinho e do Fazzari no Campus da UFSCar, Município de São Carlos, SP**. Dissertação de Mestrado em Ecologia, São Carlos, São Paulo. 2006.

GONÇALVES JR, J. F.; SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. de A. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nynphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **527**: 125-137. 2004.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FEPAM**. **2**: 152-164. 2003.

GRUBER, N. L. S.; BARBOZA, E. G.; NICLODI, J. L. Geografia dos sistemas costeiros e oceanográficos: subsídios para gestão integrada das zonas costeiras. **Gravel**, **1**: 81-89. 2003.

GUERESCHI, R. M.; MELÃO, M. G. G.. Monitoramento Biológico da Bacia hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de Macroinvertebrados Bentônicos. **Anais do VII Seminário de Ecologia**. **V. III**: 61-76. 1997.

HALL, J. A.; FRID, C. L. J.; GILL, M. E. The responses of estuarine Fish and Benthos to an Increasing Discharge of Sewage Effluent. **Marine Pollution Bulletin**, **34** (7): 527-535. 1997.

HASENACK, H.; FERRARO, L. W. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. **Pesquisas**, **22**: 53-70. 1989.

HEIRI, O. Within-lake variability of subfossil chironomid assemblages in shallow Norwegian lakes. **Journal of Paleolimnology**, **00**: 1-18. 2004

HELLAWELL, J. M. Biological indicators of fresh water pollution and environment management. **Elsevier Applied Science publ.** London. 546 p. 1986.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology**. McCraw- Hill, Inc. New York, 2nd Edition, 576p. 1994.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology, the zoobenthos**. John Wiley & Sons, inc., v.4. 994 p. 1993.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSEMBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosemberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall. New York. 40-158p. 1993.

KAPUSTA, S. C.; WURDIG, N. L.; BEMVENUTTI, C. E. Distribuição vertical da meio fauna, inverno e verão, no estuário de Tramandaí-Armazém, RS- Brasil. **Acta Limnológica Brasiliensia**. **14** (1): 81-90. 2002.

KERANS, B. L.; KARR, J. R. A benthic index of biotic integrity (B-BI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**, **4** (4): 768-785. 1994.

KRULL, J. N. Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, **3** (34): 707-718. 1970.

KOSTECKE, R. M.; SMITH, L.M. N.; HANDS, H. M. Macroinvertebrate response to cattail management at Cheyenne Bottoms, Kansas, USA. **Wetlands** **25**: 758-763. 2005.

LANZER, R.M. **Verbreitungsbestimmende Faktoren und Systematik südbrasilianischer Süßwassermollusken**. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Philosophie der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes. Saarbrücken, 331p. 1989.

_____. Distribuição, fatores históricos e dispersão de moluscos límnicos em lagoas do Sul do Brasil. **Biociências**, **9** (2): 63-84. 2001.

LANZER, R. M.; SCHÄFER, A. Padrões de distribuição de moluscos dulceaquícolos nas lagoas costeiras do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, **45** (4): 535-545. 1985.

_____. Moluscos dulceaquícolos como indicadores de condições tróficas em lagoas costeiras do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, **47** (1/2): 47-56. 1987.

_____. Fatores determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. **Acta Limnológica Brasiliensia**, **11**: 649-675. 1988.

LANZER, R. M.; Et. Al. **Biodiversidade de invertebrados aquáticos**. In: Schäfer, A., Lanzer, R., Pereira, R.(eds). Atlas Socioambiental dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. EDUCS. Caxias do Sul, RS. 82-91, 2009.

LEITE, F. P. N. **Parâmetros ambientais e índices de qualidade como formas de avaliação ecológica da Lagoa Caconde, Osório, RS**. Porto Alegre, 102p. Dissertação (Mestrado). UFRGS. 1994.

LINO, L. C. B. **Bioindicadores de Qualidade Ambiental encontrados no Rio Meia Ponte –GO**. Monografia de Especialização da Universidade Católica de Goiás. Goiânia- GO. 46 p. 2003.

LODEN, M. Predation by chironomid (Díptera) larvae on Oligochaetes. **Limnology and Oceanography**. **19** (1): 156-159. 1974.

LOPRETTO, E. C.; TELL, G. **Ecossistemas de águas continentales: metodologias para su estudio**. La Plata: Ediciones Sur, 1995.

MALONE, C. R. Killder (*Charadrius vociferus* L.) as means of dispersal for aquatic gastropods. Ecology, **46** (4): 551-552. 1965. In: Lanzer, R.M. & Schäfer, A., Moluscos dulceaquícolos como indicadores de condições tróficas em lagoas costeiras do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, **47** (1/2): 47-56. 1987.

- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1010 p. 1983.
- MARLIER, G. Ecological studies on some lakes of the Amazon Valley. **Amazoniana**, v. 1, p. 91-115. 1967.
- MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A. Comunidade de Macroinvertebrados aquáticos e características Limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (2): 203-210. 1999.
- MARTIN, D. C.; NEELY, R. K. Benthic macroinvertebrate response to sedimentation in a *Typha angustifolia* L. wetland. **Wetlands ecology and Management**, 9: 441-454. 2001.
- McABENDROTH, L.; Et. Al. Does macrophytes fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions. Copenhagen, **Oikos**, 111: 279-290. 2005.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. An introduction to the aquatic insects of North America. 3 th Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862 p.
- MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Stud. Neotropical Fauna Environmental**, v. 40, n. 1, p. 71-90, 2005.
- MÖLLER, O. O.; Et. Al. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. **Estuaries**, 24 (2): 297-311. 2001.
- NESSIMIAN, J.L. Abundância e biomassa de macroinvertebrados bentônicos em um brejo entre dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, 55 (4): 661-683. 1995a.
- _____. Composição da fauna de invertebrados de um brejo entre dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro, **Acta Limnológica Brasiliensi**, 7: 41-59. 1995b.
- NESSIMIAN, J. L.; Et. Al. Chironomidae (Díptera) do estado do Rio de Janeiro. Levantamento dos Gêneros e habitats de ocorrência. **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, 98: 1-16. 2003.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro. Editora Guanabara, 432 p. 1988.
- OLIVER, D. R. Life history of the Chironomidae. **Annual Review of Entomology**. 16:211-230. 1971.

OLIVEIRA, H. R. N. **Macroinvertebrados Bentônicos dos Sistemas Aquáticos da estação de piscicultura do CEPTA/IBAMA, Pirassununga, SP.** Tese de PPG, Universidade de São Carlos, São Carlos-SP, 111p. 2006.

OLSON, E. J.; Et. Al. the abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in Swan Lake, Nicollet County, MN. **Conservation Biology Research Grants Program.** 1999.

PANATTA, P.; STENERT, C.; FREITAS, S. M. F. de; MALTCHIK, L. diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the coastal plain in the south of Brazil. **Limnology.** New York. **7:** 23-30. 2006.

PEDROZO, C. S. **Avaliação da qualidade ambiental das lagoas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul com ênfase na comunidade zooplânctônica.** Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. PPG em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, 241p. 2000.

PENAK, R. W. **Fresh-Water invertebrates of the United States.** Second edition. John Wiley & Sons. 803p. 1978.

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural.** 3ª ed. Unisinos. São Leopoldo. 173 p. 2000.

RAMOS, R. C.; LUCCA, J. V.; SILVA, F. L.; ROCHA, O. Análise da densidade e diversidade da Fauna de Macroinvertebrados bentônicos no Sistema de lagoas do Vale do Médio Rio Doce (MG). **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Lata Paulista. Vol. 3.** 2007.

REHAGE, J. S.; TREXLER, J. C. Assessing the net effect of antropogenic disturbance on aquatic communities in wetlands: community structure relative to distance from canals. **Hydrobiologia.** **569:** 359-373. 2006.

RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid Assessment to Biomonitoring using Benthic Macroinvertebrates. In: Rosemberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.** Chapman & Hall. New York. 1995-233p. 1993.

ROBACK, S. S. Notes on the food of the Tanypodinae larvae. **Entomological News.** 80: 13-18. 1969.

RODRIGUES, G. G. **Caracterização Dinâmico-estrutural da macrofauna bentônica da Lagoa Caconde, Osório, RS.** Dissertação de mestrado. PPG. Ecologia. UFRGS. 210p. 1996.

RODRIGUES, G. G.; HARTZ, S. M. Food dynamics of fish and the interaction with macroinvertebrates from a shallow lake from southern Brazil. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, **6** (27): 3309-3314. 2001.

ROSEMBERG, D. M.; RESH, V. H. **Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. P.1-10. In: ROSEMBERG, D.M. & RESH, V.H. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. 1993.

ROSSO, A.; LAFONT M.; EXINGER, E. Impact of heavy metals on benthic Oligochaeta communities in the River III and its tributaries. **Water Science Technology**, **29** (3): 241-248. 1994.

SANTAMARÍA, L., KLAASSEN, A. Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms: an introduction. **Acta Oecological**, **23**: 115-119. 2002.

SÄRKKA, J. A Quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of a oligotrophic Finnish lake. **Annales Zoologici Fennici**, **20**: 157-178. 1983.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Editora UFRGS, 533p. 1985.

_____. **Struktur und Funktion Südbrasilianischer Küstenseen als Indikatoren ökosystemarer Dynamik und Geschichte der Restinga**. Universität des Saarlandes. Habilitationsschrift. 491p. 1988.

_____. **Avaliação do impacto ambiental nas lagoas do Marcelino, do Peixoto e Pinguela baseado em levantamentos físicos e químicos**. In: Wurdig, N.L. et al. Bases ecológicas para medidas de saneamento das lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, Município de Osório, RS. Relatório Técnico. Porto Alegre, UFRGS, CECLIMAR, 1-39. 1990.

_____. **Die Küstenseen Südbrasilens: ein Beitrag zur biogeographischen Raumanalyse der Restinga**. Franz Steiner Verlag. Stuttgart: Steiner, 203p. 1992.

SCHÄFER, A.; LANZER, R. M.; SCHWARZBOLD, A. Die Küstenseen von Rio Grande do Sul, Brasilien; ökologische und biogeographische Aspekte. **Rev. Ges. Okol.**, Bremen, **13**: 41-48. 1985.

SCHÄFER, A.; LANZER, R.; STREHER, A. S. **Características ecológicas das lagoas costeiras**. In: Schäfer, A., Lanzer, R., Pereira, R. Atlas Socioambiental dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. EDUCS. Caxias do Sul, RS. 142-157, 2009b.

SCHÄFER, A.; LANZER, R.; PEREIRA, R. **As lagoas costeiras do litoral médio e sul do Rio Grande do Sul: um registro fotográfico**. EDUCS. Caxias do Sul, RS. 200p. 2009c.

SCHÄFER, A.; SBERSI, F. **Caracterização Climática.** In: Schäfer, A., Lanzer, R., Pereira, R.(eds). Atlas Socioambiental dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. EDUCS. Caxias do Sul, RS. 82-91, 2009.

SCHÄFER, A.; STREHER, A. S.; AGOSTINI, A. U. **Características morfológicas das lagoas costeiras.** In: Schäfer, A., Lanzer, R., Pereira, R. (eds.) Atlas Socioambiental dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. EDUCS. Caxias do Sul, RS. 112-137, 2009a.

SCHWARZBOLD, A. **A influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitas aquáticas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Mestrado em ecologia, Instituto de Biociências. 95 p. 1982.

SCHWARZBOLD, A.; SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul- Brasil. **Amazoniana**, IX (1): 87-104. 1984.

SEELIGER, U.; COSTA, C. S. B. **Alterações de habitats devido às atividades antrópicas na costa Sul do Brasil.** Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, 5p. 2003.

SHINE, C.; KLEMN, C. Wetlands, water and the law. **Using law to advance wetland conservation and wise use.** Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland. 332p. 1999.

SILVA, M. C. P. da. **Hydrobiidae (Gastropoda, Neotaenioglossa, Rissoidea) da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil.** Tese de doutorado PPG em Biologia Animal, Instituto de Biociências da UFRGS, Porto Alegre, 344p. 2003.

SILVA, M. C. P. da; VEITENHEIMER-MENDES, I. L. Redescrição de *Potamolithus catharinae* com base em tópicos (Gastropoda, Hydrobiidae), Rio Hercílio, santa Catarina, Brasil. **Iheringia, Serie Zoologia**, Porto Alegre, **94** (1): 83-88. 2004.

SILVEIRA, T. C. L. **Impacto do corte das macrófitas aquáticas *Schoenoplectus californicus* e *Typha domingensis* sobre a fauna dos macroinvertebrados; subsídios para o extrativismo sustentável.** Dissertação PPG em Biologia Animal, Instituto de Biociências da UFRGS, Porto Alegre, 122p. 2007.

STARK, J. D.; Et. Al. **Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams.** New Zealand Macroinvertebrate Working Group Report. Prepared for the Ministry for the Environment. Sustainable Management Fund Project. n.1. 2001.

STRAYER, D. The benthics micrometazoans of Mirrot Lake, New Hampshire. **Archive fur Hydrobiologie**, v. **3**, p. 287-426. 1985.

STREET, M.; TITMUS, G. A field experiment on the value of allochthonous straw as food and substratum for lake macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, **12**: 403-410. 1982.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Povoamento de Chironomidae (Diptera) em lagos artificiais**. In: Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. (eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis, vol.V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro. 1998.

SZALAY, F. A de; CASSIDY, W. Effects of Muskrat (*Ondatra zibethicus*) Lodges Construction on Invertebrate Communities in a Great Lakes Coastal Wetland. **The American Midland Naturalist**, **146**: 300-310. 2001.

TEDESCO, C. **Variação espacial e sazonal de microalgas perifíticas em substrato artificial na margem nordeste da Lagoa Caconde, Osório, Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 88p. 1995.

TIKKANEN, P.; HUHTA, A.; MUOTKA. Determinants of substrate selection in lotic mayfly larvae: is cryptic coloration important. **Archiv für Hydrobiologie**, **148** (1): 45-57. 2000.

TOKESHI, M. Resource utilization, overlap and temporal community dynamics: a null model analysis of an epiphytic Chironomidae community. **Journal of Animal Ecology**. **55**: 491-506. 1986.

TOMAZELLI, L. J.; VILWOCK, J. A. Geologia do sistema lagunar holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas*, **18** (1): 13-24. 1991. In: Tomazelli, L.J. & Villwock, J.A. (Eds) Mapeamento geológico de planícies costeiras: o exemplo da costa do Rio Grande do Sul. **Gravel**, **3**: 109-115. 2005.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo**. Guia de Identificação e diagnóstico dos gêneros. São Carlos, PPG-ERN, 229p. 1995.

VILLWOCK, J. A. Geology of the coastal province of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Pesquisas**, **16**: 5-49, 1984.

_____. Geology of the coastal province of Rio Grande do Sul, Southern Brazil, a Synthesis. **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula**. Ed. J. Rabassa. Rotterdam. 79-97. 1986.

VOLKMER-RIBEIRO, C.; Et. Al. **Macroinvertebrados bentônicos**. In: BECKER, F. G.; RAMOS R. A.; MOURA, L. DE A. (Eds) Biodiversidade, Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazaes de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul / Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/ SBF, p. 156-163. 2006.

WARD, J. V. Riverine Landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. **Biological Conservation**, **83** (3): 269-278. 1998.

WARWICK, W. F. The effect of trophic/contaminant interactions on Chironomid community structure and succession (Diptera: Chironomidae). **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, **26** (24): 563-575. 1992.

WEATHERHEAD, M. A.; JAMES, M. R. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, 462: 115-129. 2001.

WETZEL, R.G.; CORNERS, H. The role of the littoral zone and detritus in lake metabolism. **Archiv fur Hydrobiologie. Beiheft**, **13**: 145-161. 1979.

WIEDENBRUG, S. Macrozoobenthos of coastal lake in southern Brazil. *Achiv fur Hydrobiologie*. 140 (4): 533-548. 1997.

WURDIG, N. L.; Et. Al. **Bases ecológicas para as medidas de saneamento das lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, Município de Osório, RS**. Porto Alegre, UFRGS. Centro de estudos Costeiros Limnológicos e Marinhos, Relatório técnico. 149 p.1990.