

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA

**DINÂMICA DE CURTO PRAZO DA MACROFAUNA
BENTÔNICA EM UMA ENSEADA ESTUARINA DA
LAGOA DOS PATOS: EFEITOS ANTRÓPICOS E
MECANISMOS DE PERSISTÊNCIA E RESILIÊNCIA.**

LUCIANA GARCIA ANGONESI

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação
em Oceanografia Biológica da Fundação
Universidade Federal do Rio Grande, como
requisito parcial à obtenção do título de
DOUTOR.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Emílio Bemvenuti

RIO GRANDE
Setembro, 2005

AGRADECIMENTOS

À CAPES e a COMCUR de Oceanografia Biológica pelo apoio financeiro através das bolsas de doutorado e de doutorado sanduíche.

Ao IBAMA pela licença para a realização dos arrastos com rede de pesca de camarão na região estuarina da Lagoa dos Patos.

Ao PELD – Programas Ecológicos Longa Duração, Site 8 – FURG, pela disponibilização de dados ambientais.

À Praticagem da Barra de Rio Grande, através do Prático Oceanólogo Alcione Barros, pela disponibilização de dados ambientais e meteorológicos.

À amiga Vera, secretária da COMCUR em Oceanografia Biológica, sempre prestativa em todas as ocasiões.

Ao Dr. Michael Elliott por me receber tão amigavelmente no Institute of Estuarine and Coastal Studies na University of Hull. Obrigada pela ajuda nas análises estatísticas e pelas discussões enriquecedoras.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Invertebrados Bentônicos, André Colling, Aline Martinez, Frederico das Neves, Leonardo Rosa, Luciano P. das Neves, Michel Gandra, Raphael Pinotti, Taciana Kramer, Pedro Rodrigues e Washington Ferreira, pela ajuda durante os experimentos de campo e por tornarem o nosso ambiente de trabalho tão prazeroso quanto a nossa casa.

Aos amigos Ramon Benedet, Cristiane Noguez, André Colling, Cláudia Parise, Simone Kapusta, Leonardo Ferreira, Juliana Ferreira, Ana Cláudia Friedrich, Isaac, Marina Garcia, Alexandre Grafulha, Charles Gorri, Alexandre Oliveira, Taciana Kramer, Rony Vieira, Roberta Barutot, Douglas Ganaça, Lisiane Barcelos, Renato Lopes (Scooby), Jeison de Paiva, e outros tantos amigos, pela amizade, conversas, churrascos e as boas risadas que fizeram de Rio Grande e do Cassino o melhor lugar do mundo pra se morar!

Ao Dr. Ricardo Capitoli pela amizade e pela ajuda nos mapas da Lagoa dos Patos.

Ao Nilton Araújo de Abreu (Niltão), que mais que o técnico de laboratório, é um profundo conhecedor da ecologia e biologia da fauna da Lagoa dos Patos. Pela ajuda nos procedimentos de campo e laboratório, pelas discussões e, principalmente pela amizade e por aquele abraço tão reconfortante!

Ao amigo Leonir André Colling pela disponibilização de dados ambientais, bibliografia e pela paciência em discutir comigo processos meteorológicos e biológicos.

Aos Profs. Dr. Sérgio Netto, Fernando D’Incao, Luiz Felipe H. Niencheski e Paulo R. Taglini pelas valorosas contribuições, críticas e sugestões à esta tese.

Ao Michel, pelo amor, apoio, companheirismo em todas as horas. Nada teria sido igual sem você. Obrigada pelas discussões, ajuda nas triagens e contagens intermináveis... Sei que te dei trabalho, mas uma declaração pública do meu amor por você... não tem preço!

À minha família tão amada. Meus pais (João e Maria Aparecida) e irmãos (Márcio, Maurinho e Isinha), vocês são a razão do meu viver! Obrigada pelo amor e pelo apoio incondicional! Estar em casa, ou na casa de vocês (Mauro e Sue), foi sempre uma injeção de ânimo e energia. Apesar de um pouco (Mãe, Pai e Luísa) ou muito distantes (Márcio e Mauro), vocês estão sempre no meu coração e nos meus pensamentos. Pai e Mãe, obrigada também pela casa do Cassino!

Meu especial agradecimento ao Dr. Carlos E. Bemvenuti cuja amizade e orientação nesses mais de sete anos de convivência foram de fundamental importância ao meu crescimento acadêmico e pessoal. Agradeço por todas as oportunidades oferecidas, ao incentivo e à confiança que depositastes em mim.

ÍNDICE

RESUMO	6
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14

CAPÍTULO 1 - EFEITOS DE REDES DE ARRASTO DE CAMARÃO SOBRE OS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NUMA ENSEADA ESTUARINA DA LAGOA DOS PATOS, RS.

1.1. INTRODUÇÃO	17
1.2. MATERIAL E MÉTODOS	20
1.2.1. REDES DE ARRASTO UTILIZADAS	20
1.2.2. ÁREA DE ESTUDO E DESENHO AMOSTRAL	21
1.2.3. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	23
1.2.4. VARIÁVEIS AMBIENTAIS	24
1.2.5. ANÁLISE DOS DADOS	25
1.3. RESULTADOS	28
1.3.1. VARIÁVEIS AMBIENTAIS	28
1.3.2. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	30
1.3.2.1. Algas e Gramíneas Submersas	30
1.3.2.2. Densidade Total de Organismos Bentônicos	30
1.3.2.3. Densidade por Espécie	31
1.3.2.4. Composição Específica, Riqueza, Diversidade e Equitatividade da Macrofauna Bentônica	32
1.3.3. ANÁLISES DE AGRUPAMENTO E ANOSIM	33
1.3.4. INTERAÇÕES ENTRE PARÂMETROS BIOLÓGICOS E AMBIENTAIS	34
1.3.4.1. Análise de Correspondência Canônica	34
1.3.4.2. Relações entre Etapas, Tratamentos e Parâmetros Ambientais.	35
1.3.4.3 Relações entre Espécies e Parâmetros Ambientais.	36
1.4. DISCUSSÃO	37
1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
TABELAS	55
FIGURAS	59

CAPÍTULO 2 - DINÂMICA DE CURTO PRAZO DA ASSOCIAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA REGIÃO ESTUARINA DA LAGOA DOS PATOS E SUA RELAÇÃO COM PARÂMETROS AMBIENTAIS

2.1. INTRODUÇÃO	67
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS	69
2.2.1. ÁREA DE ESTUDO	69
2.2.2. DESENHO AMOSTRAL	71
2.2.3. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	72
2.2.4. VARIÁVEIS AMBIENTAIS	73

2.2.5. ANÁLISE DOS DADOS	74
2.2.5.1. Dinâmica de Curto Prazo	74
2.2.5.2. Variação Interanual	75
2.3. RESULTADOS	76
2.3.1. DINÂMICA DE CURTO PRAZO	76
2.3.1.1. Variáveis Ambientais	76
2.3.1.2. Estrutura das Comunidades Macrobentônicas	81
Estrutura da Associação Macrozoobentônica: Verão 2002	82
Estrutura da Associação Macrozoobentônica: Primeiro Período Amostral de 2004	83
Estrutura da Associação Macrozoobentônica: Segundo Período Amostral de 2004	84
2.3.2. VARIAÇÃO INTERANUAL	85
2.3.2.1. Variáveis Ambientais	85
2.3.2.2. Variáveis Biológicas	86
2.4. DISCUSSÃO	89
2.4.1. DINÂMICA DE CURTO PRAZO	89
2.4.2 VARIAÇÃO INTERANUAL	95
1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99
TABELAS	107
FIGURAS	112

CAPÍTULO 3 - PERSISTÊNCIA E RESILIÊNCIA DE ESPÉCIES MACROBENTÔNICAS EM UM AMBIENTE ESTUARINO. **124**

3.1. INTRODUÇÃO	124
3.2. O AMBIENTE DA LAGOA DOS PATOS	126
3.3. OS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA LAGOA DOS PATOS	128
LAEONEREIS ACUTA	129
ERODONA MACTROIDES	132
HELEOBIA AUSTRALIS	135
KALLIAPSEUDES SCHUBARTII	139
MELITA MANGROVI	142
3.4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	147
TABELA E FIGURAS	156
ANEXO	161

CONSIDERAÇÕES FINAIS **161**

RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar a estrutura e dinâmica de curto prazo da associação de macroinvertebrados bentônicos estuarinos da Lagoa dos Patos frente a perturbações antrópicas e naturais, bem como avaliar os mecanismos de persistência e resiliência da população de algumas espécies estuarinas. No capítulo I, através de um experimento de campo, foi avaliado o efeito de duas redes de arrasto de pesca artesanal de camarão (Rede de Coca e Rede de Berimbau) sobre a associação de macroinvertebrados bentônicos de fundos moles. O experimento, realizado com dois tratamentos (arrastos com Rede de Coca e Berimbau) e um Controle, onde não foram efetuados arrastos, foi desenvolvido em 7 etapas, nas quais amostras da macrofauna bentônica (seis réplicas por tratamento), foram tomadas em diferentes intervalos de tempo após os arrastos com as redes (cinco arrastos em cada etapa). Os resultados das diferentes análises estatísticas empregadas não foram conclusivos devido à dificuldade em se identificar efeitos diretos das redes sobre a macrofauna. Durante o período de estudo, aproximadamente 3 meses, foi possível a identificação de mudanças temporais na estrutura das associações bentônicas, as quais foram melhor analisadas no Capítulo 2. Este capítulo objetivou acompanhar a dinâmica de curto-prazo das associações de invertebrados bentônicos durante o período de verão-outono (quando ocorrem os principais processos de recrutamento da macrofauna bentônica na região), relacionando-os às variações de curto prazo da salinidade, precipitação pluviométrica, profundidade da coluna d'água, intensidade e direção do vento e variações na granulometria e matéria orgânica do sedimento. A variabilidade temporal de curto prazo

da macrofauna bentônica foi acompanhada: 1) durante um período no verão de 2002; 2) durante dois períodos entre o verão e início do outono de 2004; e 3) entre estes três períodos realizados em anos distintos (período amostral de 2002 e os dois períodos amostrais de 2004). O acompanhamento temporal de curto prazo, em cada um dos períodos, foi realizado em 7 etapas, através de amostragens em intervalos de 1, 2, 4, 8, 16 e 32 dias após a amostragem inicial (dia 0 = Etapa 1). Seis amostras da macrofauna bentônica foram tomadas em cada uma das etapas nos três períodos de amostragem. Os resultados mostraram diferenças significativas na estrutura dessas associações a partir de um período de 15 dias e que as variáveis ambientais medidas, reflexo de fatores meteorológicos, são de grande importância na determinação das variações temporais das associações. No Capítulo 3, objetivou-se reunir as informações publicadas e inéditas sobre as estratégias de adaptação de algumas espécies de macroinvertebrados bentônicos residentes na região estuarina da Lagoa dos Patos, relacionando-as aos seus mecanismos de persistência e resiliência frente a perturbações naturais e antrópicas. Informações sobre as estratégias de adaptação de *Erodona mactroides* (molusco bivalvo), *Heleobia australis* (molusco gastrópode), *Laeonereis acuta* (poliqueta), *Kalliapseudes schubartii* (crustáceo tanaidáceo) e *Melita mangrovi* (crustáceo anfípode) indicaram evidentes mecanismos de persistência e resiliência destes organismos, tais como proteção à desova, recrutamentos massivos, várias coortes ao ano, ocupação e assentamento em uma diversidade de habitats que ofereçam alimento e abrigo contra a ação de predadores e mecanismos de escape frente à situações desfavoráveis.

Palavras-chave: *Macroinvertebrados Bentônicos, Impacto Antrópico, Dinâmica de Curto-Prazo, Pesca de Arrasto, Resiliência.*

ABSTRACT

The present study aims to analyze the short-term dynamics of the Patos Lagoon estuarine soft-bottom macrobenthic community subjected to natural and anthropogenic disturbances, as well as to assess the mechanisms of persistence and resilience of some estuarine species. Chapter 1 aims at evaluating the effects of two different shrimp artisanal trawling nets (Coca and Berimbau nets) upon the soft-bottom macrobenthic associations, through a field experiment conducted in the estuarine region of Patos Lagoon. The experiment, performed with two treatments (Coca and Berimbau net trawling) and a control, where no trawling was performed, was conducted in seven stages, where benthic samples (six replicates in each treatment) were taken in different times after trawling. The results of the distinct statistical analysis used were not conclusive due the difficulty in showing clear effects on the soft bottom community. During the study period, about 3 months, were identified temporal changes on the structure of benthic associations, which were better analyzed in the Chapter 2. This chapter aimed to assess short-term macrobenthic dynamics during summer-fall period (when the main benthic recruitment processes occur), relating it to the short-term changes in: salinity, precipitation, water column depth, wind intensity, direction and changes in sediment granulometry and organic matter. The short-term benthic macrofauna variability was studied: 1) during summer of 2002; 2) during two periods between summer and beginning of fall of 2004; and 3) between these three periods carried out in different years. Short-term variability, in each period, was carried out in seven stages, through samples in different time scales (1, 2, 4, 8, 16 and 32

days) after the initial sampling (day 0 = stage 1). Six macrobenthic samples were taken in each stage and sampling periods. The results showed significant differences in the benthic macrofauna structure starting from 15 days, and the environmental variables measured, reflecting meteorological factors, are of great importance for determining temporal benthic fauna fluctuations. The Chapter 3 aimed at joining published and unpublished information about adaptation strategies of some macrobenthic estuarine resident species from Patos Lagoon, assessing the relationships between its persistence and resilience mechanisms and natural and anthropogenic disturbances. Data about *Erodona mactroides* (bivalvia), *Heleobia australis* (gastropoda), *Laeonereis acuta* (polychaeta), *Kalliapseudes schubartii* (tanaid) and *Melita mangrovi* (amphipod) adaptation strategies showed evident persistence and resilience mechanisms, such as spawn protection, massive recruitments, many cohorts a year, settlement in many habitats which offer food and shelter against predators, escape mechanisms in unfavorable situations, among others.

Key-Words: *Benthic Macroinvertebrates; Anthropogenic Impact; Short-Term Dynamic; Fishing Trawling; Resilience.*

INTRODUÇÃO GERAL

Os macroinvertebrados bentônicos, macrozoobentos ou macrofauna bentônica compreendem um grupo de organismos aquáticos com tamanhos a partir de 1mm, que apresentam uma relação direta com o fundo, o que resulta numa certa uniformidade de modos de vida, apesar das suas distintas origens filogenéticas (Day *et al.* 1989). Populações de macroinvertebrados bentônicos, coexistindo e interagindo entre si e com o meio ambiente num determinado hábitat, irão constituir associações de organismos. A estrutura destas associações inclui atributos ou descritores como composição específica, riqueza de espécies, densidade, biomassa, diversidade e as relações tróficas dos organismos que as integram (Levinton 1995). Enquanto que a dinâmica relaciona-se com a organização temporal dessas associações, em função de flutuações nos recrutamentos, na abundância dos organismos ou da eficiência na recolonização do substrato após perturbações naturais ou artificiais.

Uma clara distinção entre o meio marinho de maior profundidade e os ambientes estuarino-lagunares, é a ocorrência, nestes últimos, de uma interação muito mais forte entre o meio bentônico e a coluna d'água. A necessidade de caracterizar a estrutura e a dinâmica das associações de macroinvertebrados bentônicos de fundos moles e dos processos que as condicionam, mostra-se de grande relevância na medida em que o meio bentônico apresenta um forte efeito estruturador, regulando ou modificando a maioria dos processos físicos, químicos e biológicos em sistemas estuarinos (Day *et al.* 1989).

As associações de macroinvertebrados bentônicos são entidades biológicas que têm sofrido adaptações aos seus ambientes e apresentam uma estrutura dinâmica que é controlada por fatores abióticos naturais (como as características do substrato, hidrodinâmica, salinidade, temperatura, dentre outros), processos bióticos (como competição, predação e interações adultos-juvenis) e os efeitos introduzidos pelo homem (como o enriquecimento orgânico e a contaminação por compostos tóxicos) (Woodin 1982, Brault & Bourget 1985, Clark *et al.* 1997); atuando estes fatores em diferentes escalas espaço-temporais (Wolff 1983).

A Lagoa dos Patos e seus entornos, particularmente o estuário e águas adjacentes, destacam-se pela sua importância ecológica (zona de produção biológica e biodiversidade) e sócio-econômica (atividades portuárias, industriais, agrícolas, pesqueiras e turísticas) (Asmus & Tagliani 1998). Historicamente, as demandas sócio-econômicas tendem a colidir com os interesses de preservação ecológica e o incremento das atividades humanas ameaça a qualidade da Lagoa dos Patos, região estuarina e ambiente costeiro adjacente (Seeliger & Costa 1998).

A pesca é uma parte importante nas atividades humanas nas regiões costeiras e estuarinas e isto cria múltiplas interações e reforça a necessidade de um gerenciamento integrado da zona costeira. No entanto, um dos principais desafios é separar os efeitos da pesca de tantos outros efeitos, tanto naturais como outros efeitos antrópicos aos quais estão submetidas regiões estuarinas. (Blaber *et al.*, 2000).

O camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*, Pérez Farfante 1967) é um importante recurso pesqueiro para boa parte da população em torno da cidade de Rio Grande e cidades vizinhas, onde é alvo de dois tipos de pesca, a pesca artesanal, que é realizada dentro da

região estuarina sobre os indivíduos juvenis; e a pesca industrial praticada por barcos pesqueiros da frota comercial sobre o estoque adulto no oceano (Valentini *et al.*, 1991).

Apesar do uso de redes de arrasto ser proibido na Lagoa dos Patos (Portaria n°.04 de 14/01/1986), é comum observar a prática dessa atividade na região estuarina em períodos de safra do camarão (D’Incao, 1991, Valentini, *et al.*, 1991). De acordo com D’Incao (1991) as redes de arrasto, além de destruírem o habitat do camarão, atuam sobre o camarão pequeno. A rede de arrasto de “Coca” tem sido utilizada a bastante tempo na região, enquanto que a rede “Berimbau” é uma nova técnica que vem sendo introduzida na atividade de pesca do camarão.

A pesca do camarão-rosa, na região estuarina da Lagoa dos Patos ocorre no verão, principalmente entre os meses de Janeiro e Abril (D’Incao, 1991; Valentini *et al.*, 1991), onde a captura e os arrastos são muito intensos, o que pode causar um impacto agudo no ecossistema. Também no verão ocorre a intensificação dos processos de reprodução e recrutamento da maioria dos macroinvertebrados bentônicos da região (Bemvenuti, 1998b), e eventuais perturbações neste período poderiam ocasionar sérios reflexos na estrutura das associações bentônicas.

A despeito das potenciais implicações ecológicas da atividade pesqueira de arrasto do camarão sobre os organismos de fundo, nenhum estudo foi ainda desenvolvido visando identificar e caracterizar os eventuais distúrbios dessa atividade sobre as associações bentônicas de fundos moles nas enseadas estuarinas da Lagoa dos Patos.

A utilização de experimentos de campo tem se mostrado uma importante ferramenta para estudos ecológicos de ambientes aquáticos costeiros (Reise, 1985). Nestes estudos, a

partir de manipulações experimentais provocadas pelo pesquisador é possível avaliar como espécies ou uma comunidade respondem a determinadas perturbações. Este tipo de estudo tem sido utilizado na área estuarina da Lagoa dos Patos para avaliar o impacto de peixes e decápodes predadores sobre a comunidade bentônica (Bemvenuti 1987a), as interações entre os organismos no interior do sedimento e como se processa a recolonização do substrato após sua defaunação artificial (Bemvenuti 1992, 1998a).

A escassez de informações relativas a variabilidade temporal das associações de invertebrados bentônicos pode ser considerada a principal limitação metodológica para a realização de diagnósticos ambientais, uma vez que o desconhecimento das flutuações "naturais" do macrobentos impede a correta discriminação da variabilidade eventualmente induzida por perturbações (Lana 1994). Este problema agrava-se em regiões estuarino-lagunares, que apresentam flutuações das variáveis ambientais com elevada variabilidade e baixo grau de previsibilidade (Kennish 1990), o que caracteriza a maioria destes sistemas como ambientes naturalmente estressados (Wilson & Jeffrey 1994).

Análises da variabilidade temporal da macrofauna bentônica da Lagoa dos Patos são citadas nos estudos de Bemvenuti (1987b), Bemvenuti & Netto (1998) e Rosa (2003) onde marcadas flutuações sazonais e/ou interanuais na abundância dos organismos e das variáveis físico-químicas são descritas. As rápidas taxas de recolonização do sedimento de algumas espécies do macrozoobentos (Niencheski & Almeida, 1984; Bemvenuti, 1998a) indicaram que combinações complexas de fatores bióticos e abióticos controlam os mecanismos de resiliência e persistência das populações, e reforçam a importância da variação de curto-prazo na estrutura da associação macrobentônica na região estuarina. Entretanto, pouco se conhece sobre a dinâmica de curto prazo e as estratégias de resiliência

e persistência da associação de macroinvertebrados bentônicos da Lagoa dos Patos frente as perturbações físicas.

Diante destas considerações, o presente estudo objetiva avaliar os efeitos de artefatos de pesca de arrasto de camarão (rede de Coca e rede Berimbau) sobre as associações de macroinvertebrados bentônicos de fundos moles (Capítulo 1), bem como, acompanhar a dinâmica de curto-prazo das associações de invertebrados bentônicos durante o período de verão outono (quando ocorrem os principais processos de recrutamento da macrofauna bentônica na região), relacionando-os às variações de curto prazo de alguns parâmetros ambientais (Capítulo 2) e discutir os mecanismos de persistência e resiliência das principais espécies de invertebrados bentônicos estuarinos da Lagoa dos Patos (Capítulo 3).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Asmus, M.L. Tagliani, P.R. 1998. Considerações sobre Manejo Ambiental. **In:** Seeliger, U.K.; Odebrecht, C. & Castello, J.P. (Eds.) Os Ecossistemas Marinho e Costeiro do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande, 326p.
- Bemvenuti, C.E. 1987a. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* **9** (1): 5-32.
- Bemvenuti, C.E. 1987b. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Anais do Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*. Publicação ACIESP 54-1, Cananéia, SP, Brasil, 1: 428-459.
- Bemvenuti, C.E. 1992. Interações biológicas da macrofauna bentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil. 206p.

- Bemvenuti, C.E.; Netto, S.A. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (South Brazil). *Rev. Bras. de Biol.* **58**(2), 211-221.
- Bemvenuti, C.E. 1998a. Invertebrados Bentônicos. **In:** Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 46-51.
- Bemvenuti, C.E. 1998b. Estrutura Trófica. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 79-82.
- Blaber, S.J.M.; Cyrus, D.P.; Albaret, J.J.; Ching, C.V.; Day, J.W.; Elliot, M.; Fonseca, M.S.; Hoss, D.E.; Orensanz, J; Potter, I.C.; Silvert, W. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* **57**: 590-602.
- Braul T.S.; Bourget, E. 1985. Structural changes in an estuarine subtidal epibenthic community: biotic and physical causes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **21**: 63-73.
- Clarck, R.B.; C. Frid & M. Attrill. 1997. *Marine Pollution*. Oxford. Clarendon Press. 161p.
- Day Jr. J.W.; Hall, C.A.S.; Kemp, V.M.; Yáñez-Arancibia A. 1989. *Estuarine Ecology*. New York. John Wiley & Sons. 558p.
- D'Incao F. 1991. Pesca e Biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* **13**(1): 159-169.
- Kennish, M.J. 1990. *Ecology of estuaries*. Vol. II, Biological Aspects. CRC Press, Florida, 391p.
- Lana, P.C. 1994. Organismos bênticos e atividades de monitoramento. **In:** Oceanografia Biológica Bentos, Vol. VI, Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil, Convênio PETROBRÁS-FUNDESPA. Coordenador: Ikeda, I, pp 10-21.
- Levinton, J.S. 1995. *Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology*. Oxford Univ. Press, Inc., New York, 420p.
- Niencheski, L.F.; Almeida, M.T. 1984. Autodepuração de um sedimento poluído. *I Seminário sobre Pesquisa da Lagoa dos Patos*. Porto Alegre, RS. pp. 209-213.
- Perez Farfante, I. 1967. A new species and two new subspecies of shrimp of the genus *Penaeus* from western Atlantic. *Proc. Biol. Soc. Washington*. **80**: 83-100.

- Reise, K. 1985. *Tidal flat ecology: an experimental approach to species interactions*. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 191p.
- Rosa, L.C. 2003. Variabilidade temporal da estrutura das associações da macrofauna bêntica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. (Dissertação de Mestrado). Rio Grande, FURG. 70p.
- Seeliger, U.K.; Costa, C. S. B. 1998. Impactos Naturais e Humanos, Cap. 10, **In:** Seeliger, U.K.; Odebrecht, C. & Castello, J.P. (Eds.) Os Ecossistemas Marinho e Costeiro do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande, 326p.
- Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues, L.F., Rebelo Neto, L.F., Rahn, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica* **13**(1): 143-157.
- Wilson, J.G; Jeffrey, D.W. 1994. Benthic biological pollution indices in estuaries. **In:** Biomonitoring of coastal waters and estuaries. Boca Raton. CRC Press: 311-327 p.
- Wolff, W.J. 1983. Estuarine benthos. **In:** Ketchum, B.H. (Ed.). Ecosystems of the world. Estuaries and enclosed seas. New York. Elsevier. p. 151-182.
- Woodin, S. 1982. Browsing: importance in marine sedimentary environments? Spionid polychaete examples. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **60**: 35-45.

CAPÍTULO 1 - EFEITOS DE REDES DE ARRASTO DE CAMARÃO SOBRE OS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NUMA ENSEADA ESTUARINA DA LAGOA DOS PATOS, RS.

1.1. INTRODUÇÃO

Para o desenvolvimento de atividades humanas ecologicamente sustentáveis, além do reconhecimento dos fatores bióticos e abióticos que compõem o ecossistema, é fundamental descrever quali-quantitativamente as alterações que estas atividades podem causar no ambiente físico e biológico; e a pesca é uma das atividades humanas mais antigas, que explora diretamente os recursos naturais (Sahrhage & Lundbeck, 1991).

Tradicionalmente, as pesquisas sobre o impacto da pesca de fundo, se concentravam principalmente sobre as espécies-alvo (Hall-Spencer *et al.*, 1999). O estudo de suas conseqüências sobre o bentos iniciou-se através da análise dos organismos capturados pelos aparatos pesqueiros (e.g. Graham, 1955). Porém, para o desenvolvimento de atividades pesqueiras sustentáveis, é preciso reconhecer os efeitos da pesca para o ecossistema como um todo (Collie *et al.*, 1997). Isto exige, entre outros, estudos sobre o impacto da perturbação física decorrente da pesca na estrutura das comunidades bentônicas, incluindo as espécies não capturadas pelos aparatos pesqueiros. Como enfatizado por Collie *et al.* (1997), o ideal é que estes estudos envolvam abordagens experimentais. Neste sentido, diversos experimentos de campo têm sido desenvolvidos, principalmente no hemisfério norte, a fim de investigar os efeitos dos diferentes tipos de pescarias que utilizam dragas e

redes de arrasto (Bergman & Hup, 1992; Trush *et al.*, 1995; Currie & Parry, 1996; Tuck *et al.*, 1998; Lindegarth *et al.*, 2000; Sanchez *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2000).

As informações provenientes destes estudos indicam que a pesca de arrasto pode alterar o substrato e trazer prejuízos para as espécies bentônicas (Gray, 2000). Na revisão da literatura constatou-se que, a maioria dos estudos foram realizados considerando a pesca comercial marítima em grandes profundidades, não abordando áreas de grande importância ecológica como os estuários.

Em uma revisão recente sobre o valor econômico dos ecossistemas mundiais, os estuários foram classificados como os de maior valor total por hectare (Costanza *et al.*, 1997). Estuários e águas costeiras suportam numerosos tipos de pesca, mas os estuários em particular, estão entre os ambientes aquáticos mais modificados e ameaçados. Quase todos têm sido afetados pelo homem de alguma maneira (Blaber *et al.*, 2000). Por isso, um dos principais desafios de estudos sobre impactos antrópicos é separar os efeitos da pesca de tantos outros efeitos, incluindo a variabilidade natural (espaço-temporal) desses ecossistemas.

Algumas vezes, demonstrar o impacto de redes de arrasto sobre organismos bentônicos não é uma tarefa fácil por várias razões (Drabsch, *et al.* 2001). A severidade do impacto causado varia dependendo do regime de arrastos, da rede utilizada (tipo, configuração e peso), o tipo de sedimento e da biota, do regime de distúrbios naturais, época do ano e a capacidade intrínseca da população ou associação de persistir ou de recolonizar após o distúrbio (Underwood, 1989; Jones, 1992; Kaiser & Spencer, 1996; Kaiser *et al.*, 1998). Em adição, o bentos é altamente variável, tanto no espaço quanto no

tempo, o que pode confundir os desenhos amostrais que objetivam detectar os efeitos das redes de arrasto (Lindegarth *et al.*, 2000).

Áreas estuarinas, como a região sul da Lagoa dos Patos, são de grande importância ecológica como áreas de criação, alimentação e refúgio para muitas espécies de peixes e invertebrados de relevância ecológica e econômica (Day, *et al.*, 1989). Apesar do uso de redes de arrasto ser proibido na Lagoa dos Patos (Portaria nº.04 de 14/01/1986), é comum observar a prática dessa atividade na região estuarina em períodos de safra do camarão (D’Incao, 1991, Valentini, *et al.*, 1991). De acordo com D’Incao (1991) as redes de arrasto, além de atuarem sobre os camarões, destroem o hábitat destes.

A pesca do camarão-rosa, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante 1967), na região estuarina da Lagoa dos Patos ocorre no verão, principalmente entre os meses de Janeiro e Abril (D’Incao, 1991; Valentini *et al.*, 1991), onde a captura e os arrastos são muito intensos, o que pode causar um impacto agudo no ecossistema. Também no verão ocorre a intensificação dos processos de reprodução e recrutamento da maioria dos macroinvertebrados bentônicos da região (Bemvenuti, 1998b), e eventuais perturbações neste período poderiam ocasionar relevantes reflexos na estrutura das associações bentônicas.

A despeito das potenciais implicações ecológicas da atividade pesqueira de arrasto do camarão sobre os organismos de fundo, nenhum estudo foi ainda desenvolvido visando identificar e caracterizar os eventuais distúrbios dessa atividade sobre as associações bentônicas de fundos moles nas enseadas estuarinas da Lagoa dos Patos.

O presente estudo objetivou a avaliação do efeito de dois artefatos de pesca de arrasto (rede de Coca e rede Berimbau) sobre as associações de macroinvertebrados bentônicos de fundos moles numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos.

1.2. MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1. Redes de Arrasto Utilizadas

As redes utilizadas para a pesca do camarão abordadas por este estudo (rede de Coca e rede de Berimbau) são redes de arrasto artesanais utilizadas com frequência nas enseadas rasas estuarinas da Lagoa dos Patos. A rede de Coca (Figura 2) é uma adaptação da antiga rede de Calão, muito utilizada no passado na região. A principal diferença é que a rede de Coca possui um ensacador (rabicho) por onde é realizada a despesca (Benedet, 2004).

Vista de frente, a rede tem um formato retangular (sem mangas) com o corpo prolongando-se em formato cônico até o rabicho. A abertura horizontal (boca) da rede varia de 2,7 a 5,4 m, com altura média de 1,2 m. O comprimento do corpo, da tralha até o rabicho, é de 5,4 a 7,5 m. Na tralha inferior são colocados chumbos e, na superior, o uso de bóias é facultativo. Em cada extremidade da boca da rede é amarrado um calão (bambu) pelo qual ela é puxada. Atua em profundidades entre 0,6 a 1,5 m, sendo mais usada em 1,2 m (Benedet, 2004).

A rede de Berimbau (Figura 3) é também uma arte de arrasto manual. Sua forma lembra uma tarrafa. Na tralha inferior, parte do pano sofre um corte onde é inserido um pedaço de madeira ou de cano PVC, que tem por função deixar essa área mais acima do restante da tralha inferior. Nas extremidades dessa haste são dispostos pesos para que a rede mantenha-se esticada. Esta barra fica de 30 a 40 cm do fundo, assemelhando-se sua boca a um *beam-trawl* por onde os camarões entram (Gamba, 1994).

Na parte superior da rede, existe um ensacador denominado de rabicho, onde os camarões ficam aprisionados e são despescados. A ligação do ensacador com o corpo da rede é feita por uma abertura em forma de funil, que impossibilita a fuga dos indivíduos retidos no ensacador. Profundidade, período de uso e perfil são os mesmos descritos anteriormente para a rede de coca. Essa prática tem crescido muito no estuário nos últimos 4 anos devido à facilidade de operação e aos baixos custos envolvidos (Benedet, 2004).

1.2.2. Área de Estudo e Desenho Amostral

O experimento foi realizado nas proximidades da Ilha das Pombas, no Saco do Rio Grande (Figura 1), onde a pesca artesanal de arrasto é bastante comum na época de safra do camarão. O Saco do Rio Grande é uma enseada rasa protegida, sendo o sedimento composto principalmente por areia fina, indicando dinâmica moderada (Colling *et al.* 2005). É a maior enseada estuarina da Lagoa dos Patos, apresentando uma alta diversidade de habitats, como fundos de gramíneas, macroalgas e fundos não vegetados, sendo considerada uma área de criação, alimentação e proteção de variadas espécies de peixes e

invertebrados de importância ecológica e econômica (Garcia *et al.* 1996; Garcia & Vieira, 1997; Kapusta & Bemvenuti, 1998).

O estudo foi realizado entre os meses de Janeiro e Março de 2002, período em que ocorre a safra do camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*). O experimento foi constituído por dois tratamentos: 1) Arrastos com rede de Coca; 2) Arrastos com rede de Berimbau; e um Controle, onde não foram efetuados arrastos. Os arrastos foram efetuados à pé, sem ajuda de embarcações. A rede de Coca foi arrastada por duas pessoas e a de Berimbau por apenas uma. Os tratamentos e o controle possuíram 6 réplicas cada. Todas as réplicas ocuparam Blocos de 4 x 8 metros (totalizando 18 blocos), os quais foram aleatoriamente distribuídos próximo à Ilha das Pombas (Figura 1). Cada bloco foi dividido internamente em 08 quadrados de 2 x 2 metros (Figura 4). O acompanhamento temporal do macrozoobentos foi efetuado simultaneamente nos tratamentos e no controle, durante 7 etapas. A decisão sobre qual quadrado de 2 x 2 metros seria amostrado numa determinada etapa foi feita por sorteio, sem reposição, sendo tomada uma amostra da macrofauna bentônica por quadrado. Foi aplicado um total de cinco arrastos por réplica.

As sete etapas do experimento foram definidas da seguinte forma:

Etapa 1): imediatamente após os arrastos com rede de Coca e rede de Berimbau, foram tomadas amostras biológicas e das variáveis ambientais sobre os tratamentos e o controle.

Etapa 2): um dia após a etapa anterior, foram tomadas amostras biológicas e das variáveis ambientais sobre os tratamentos e o controle, efetuando-se a seguir arrastos sobre os tratamentos.

Etapa 3): dois dias após a etapa anterior, foram tomadas amostras biológicas e das variáveis ambientais sobre os tratamentos e o controle, efetuando-se a seguir os respectivos arrastos sobre os tratamentos.

Demais Etapas: Seguindo o mesmo procedimento, a etapa 4 foi realizada após 4 dias; a etapa 5 após 8 dias; a etapa 6 após 16 dias; e a etapa 7 após 32 dias.

1.2.3. Variáveis Biológicas

Em cada etapa, amostras biológicas foram tomadas nos primeiros 10 cm de sedimento nas áreas submetidas aos arrastos e Controles com um tubo extrator de PVC de 10cm de diâmetro (0.008m^2). O material coletado foi peneirado ainda em campo com malha de nylon de 0,3 mm de abertura dos poros, fixadas com formalina a 10% na água do próprio ambiente. No laboratório o material biológico foi corado com rosa de Bengala.

Com o auxílio de um microscópio estereoscópio, a vegetação macrófita e os macroinvertebrados foram separados do sedimento e preservados em etanol 70%.

Durante o processo de triagem, os indivíduos foram quantificados em densidade pelo número de indivíduos por $0.008/\text{m}^2$ e identificados de acordo com as classes de tamanho descritas no quadro a seguir:

Espécies	Classe 1	Classe 2
<i>Heteromastus similis</i>	>5mm	≤ 5mm
<i>Laeonereis acuta</i>	>6mm	≤ 6mm
<i>Nephtys fluviatilis</i>	>6mm	≤ 6mm
<i>Kalliapseudes schübartii</i>	>6mm	≤ 6mm
<i>Munna peterseni</i>	>1mm	≤ 1mm
<i>Sinelobus stanfordi</i>	>1mm	≤ 1mm
<i>Heleobia australis</i>	>2mm	≤ 2mm

O peso úmido das macrófitas foi obtido através da secagem do material em papel filtro (por duas horas) em ambiente natural e posterior pesagem em balança de precisão. Tanto os dados quantitativos (biomassa total) quanto dados categóricos (presença e ausência) foram utilizados na análise de correspondência canônica.

1.2.4. Variáveis Ambientais

Foram tomadas duas amostras do sedimento para análise granulométrica e de matéria orgânica em cada tratamento, dentro de cada etapa amostral. A determinação das proporções de areia, silte e argila no sedimento foi feita por peneiramento do material grosseiro (diâmetro > 0,062 mm) e pipetagem dos finos (diâmetro < 0,062 mm), como proposto por Suguio (1973). O teor de matéria orgânica foi determinado através do método de perda de peso após calcinação (Walkley & Black, 1934).

Dados diários de profundidade e salinidade da água superficial do Saco do Rio Grande foram obtidos através do projeto “Estuário da Lagoa dos Patos e Área Costeira Adjacente”, PELD – Programas Ecológicos Longa Duração, Site 8 – FURG. Também através deste projeto, foram obtidos dados sobre níveis topográficos mensais ao longo da Ilha das Pombas, na mesma região em que o presente estudo se desenvolveu. As medidas foram tomadas em três locais, ao redor de postes fixados e nivelados por teodolito em terra. Utilizando-se um equipamento denominado nível de mangueira, foram registradas quatro medidas ao redor de cada um dos três locais com o objetivo de avaliar os efeitos da hidrodinâmica sobre a erosão e/ou assoreamento do substrato.

A precipitação pluviométrica total diária foi obtida junto à estação meteorológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Dados horários de temperatura, velocidade e direção do vento foram fornecidos pela Praticagem da Barra de Rio Grande, através do Prático, Oceanólogo Alcione Barros.

1.2.5. Análise dos Dados

Os dados biológicos foram analisados através de técnicas univariadas e multivariadas. Para cada amostra biológica da macrofauna bentônica foi determinada a densidade, a riqueza de espécies (expressa em número de espécies), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (\log_e) e o índice de equitatividade de Pielou (J').

Para identificar os efeitos dos arrastos sobre a estrutura da associação macrobentônica nas diferentes etapas, as densidades totais e densidades das espécies por

classe de tamanho ($\text{ind.}0,008\text{m}^{-2}$) foram comparadas através de Análise de Variância Bifatorial (Etapas x Tratamentos) com Medidas Repetidas (7 níveis), visto que a densidade de cada etapa dependia diretamente dos arrastos realizados na etapa anterior. Os contrastes entre as densidades de organismos nos tratamentos foram realizados através de Comparações Planejadas com nível de significância de $p < 0,05$, onde as densidades encontradas em cada tratamento foram comparadas dentro de cada etapa do experimento, independentemente. Normalidade e homogeneidade das variâncias foram testadas através dos testes de Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente. Quando necessário os dados foram transformados.

Técnicas multivariadas de classificação foram aplicadas com o auxílio do programa PRIMER 5.0. Os dados biológicos foram transformados através de raiz quadrada antes das análises serem realizadas e o índice de similaridade de Bray-Curtis foi utilizado. As análises foram aplicadas dentro de cada etapa, utilizando-se as 6 réplicas da macrofauna bentônica por tratamento. A mesma análise de agrupamento também foi aplicada no conjunto de dados a fim de analisar a variação temporal vs. tratamentos nos dados biológicos. As densidades das espécies nas réplicas de cada etapa foram somadas. A técnica ANOSIM ($p < 0,05$) foi utilizada pra discriminar tratamentos, bem como as etapas. Espécies que contribuíram para a similaridade e dissimilaridade entre etapas e períodos amostrais foram determinadas através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER).

Relações estatísticas entre os padrões biológicos e as variáveis ambientais foram quantificadas via análise de correspondência canônica (CCA) (realizados com o auxílio do programa CANOCO (versão 4.5). Uma matriz de variáveis “explicativas”, incluindo

variáveis categóricas (*dummy variables*) foi construída para determinar a quantidade de variação nos dados biológicos relacionada às variações ambientais. Para a realização da análise, os valores absolutos de profundidade, peso de macrófitas, granulometria e matéria orgânica do sedimento mensurados em cada etapa do experimento foram utilizados. Os dados de salinidade, temperatura, precipitação pluviométrica e velocidade do vento, foram reduzidos à média dos três dias anteriores às amostragens devido ao tempo médio de residência das águas do estuário (Niencheski *et al*, 1994; Pereira & Niencheski, 2004). Para testar a significância de cada variável ambiental no modelo, utilizou-se os testes de permutação de Monte Carlo (permutações irrestritas) onde as variáveis ambientais foram adicionadas passo a passo (*forward selection*). Para remover quaisquer efeitos impróprios das espécies raras na análise de ordenação, espécies que ocorreram em abundâncias muito reduzidas foram excluídas da análise. Os dados biológicos e ambientais não foram transformados.

Para analisar diferenças entre tratamentos em relação ao peso úmido da vegetação macrófita, utilizou-se ANOVA unifatorial onde as médias foram contrastadas através do teste Tuckey. Diferenças entre proporções granulométricas do sedimento não puderam ser testadas, devido ao pequeno número de réplicas (duas réplicas por tratamento).

1.3. RESULTADOS

1.3.1. Variáveis Ambientais

As datas em que foram realizadas as etapas do experimento, assim como alguns dos parâmetros ambientais registrados no momento das amostragens, podem ser visualizados na Tabela 1.

Na Figura 5 observam-se os valores diários de pluviosidade durante o período amostral. Dos 15 dias anteriores à amostragem da Etapa 6 (do dia 31 de Janeiro ao dia 14 de fevereiro), registrou-se 9 dias consecutivos de chuva, totalizando 192 mm, sendo refletido na salinidade do período, a qual decresceu de 20 para 5 nos dias 14 e 15 de Fevereiro. Do período de 15 de fevereiro (etapa 6) ao dia 18 de março (etapa 7) registrou-se 17 dias chuvosos e precipitação pluviométrica total de 163 mm.

Os valores de temperatura da água registradas em Janeiro oscilaram entre 21 e 25 °C (media mensal = 23,5 °C), entre 20 e 29 °C no mês de Fevereiro (media mensal = 23 °C) e entre 19 e 30 °C no mês de Março(media mensal = 24 °C).

A variação dos registros de salinidade durante o período amostral estão representados na Figura 6. Os valores registrados durante Janeiro oscilaram entre 2 a 20, enquanto que os valores registrados nas amostragens de fevereiro e março variaram entre 4 e 25 e entre 2 e 20, respectivamente. Os valores de salinidade da água registrados no momento das amostragens estão representados na Tabela 1.

A porcentagem de areia no sedimento coletado durante as seis primeiras etapas do experimento variou entre 91 e 95% em todos os tratamentos embora, ao longo do experimento, menor porcentagem de areia fosse frequentemente observada nas áreas Controle comparadas às áreas submetidas aos arrastos (Figura 7a). Na última etapa (Etapa 7), a porcentagem de areia foi menor, sendo registrado 80% no tratamento com rede de Coca e 85% e 86% no Controle e no tratamento com rede de Berimbau, respectivamente (Figura 7a).

A porcentagem de sedimentos finos não variou muito durante o período amostral, com exceção da última amostragem (Etapa 7). Nas seis primeiras etapas a porcentagem de sedimentos finos (silte e argila) variou entre 5% e 9%. Assim como observado nas porções mais grosseiras, a porcentagem das frações finas do sedimento foram maiores nas áreas Controle comparadas às áreas submetidas aos arrastos, especialmente nas cinco primeiras etapas do experimento (Figura 7b). Registrou-se incremento na porcentagem de materiais finos no sedimento na última etapa do experimento (Etapa 7), sendo registrados valores entre 13.4 e 17.7% (Figura 7b).

Os teores de matéria orgânica no sedimento apresentaram maior variação em comparação aos parâmetros anteriormente apresentados. Nas cinco primeiras etapas do experimento foram registrados valores entre 0.46% e 0.83%; onde os menores valores desta variável foram sempre registrados no tratamento com rede de Coca (Figura 7b). Na etapa 6, os teores de matéria orgânica decresceram pronunciadamente, sendo registrados valores entre 0,11% (Controle) e 0,3% (Berimbau); enquanto que na última etapa (Etapa 7) registrou-se incremento de matéria orgânica no sedimento em comparação à etapa anterior, sendo observado valores entre 0.34% (Controle) e 0.61% (Coca).

Medidas mensais do nível do sedimento realizadas pelo programa PELD revelaram erosão de, pelo menos, 6 cm de sedimento entre o final de dezembro (28/12) e o final do mês de janeiro (29/01). Já as medidas efetuadas em fevereiro (25/02) evidenciaram elevada deposição de sedimentos, havendo acréscimo topográfico entre 6 e 10cm em relação ao mês anterior. De fevereiro a março, a diferença das medidas de nível indicou um assoreamento entre 2 e 3 cm.

1.3.2. Variáveis Biológicas

1.3.2.1. Algas e Gramíneas Submersas

A presença de algas filamentosas, especialmente *Enteromorpha sp.* e da fanerógama *Ruppia maritima* se deu durante todo o experimento em forma de pequenas manchas com alta variabilidade no padrão de distribuição na área delimitada pelo experimento e, portanto com alta variabilidade entre as réplicas amostradas. Diferenças significativas da biomassa de algas entre as etapas não foram identificadas. A biomassa total de macrófitas em cada etapa está representada na Tabela 1.

1.3.2.2. Densidade Total de Organismos Bentônicos

Os valores de densidade média (ind.0,008 m⁻²) de cada espécie por categoria de tamanho, dentro cada tratamento e etapa, estão representados na Tabela 2, juntamente com os respectivos valores de desvio padrão (DP).

Através da Tabela 2 percebe-se tendência temporal dos valores de densidade média total, onde as densidades médias totais decrescem a partir da etapa 5 até a última etapa do experimento (etapa 7). Na Figura 8 também é possível visualizar tal tendência, assim como observar que a densidade de organismos da macrofauna frequentemente foi maior no controle do experimento comparado à densidade registrada nos tratamentos com as redes de arrasto.

A aplicação da ANOVA duas-vias com medidas repetidas sobre a densidade total de organismos bentônicos no experimento identificou efeitos significativos entre Etapas ($p < 0,00001$) e efeito muito próximo ao significativo entre os tratamentos ($p = 0,069$) e na interação dos fatores ($p = 0,0671$).

As comparações planejadas dentro de cada etapa, revelaram diferença significativa entre os tratamentos Controle e Rede de Berimbau e Controle e Rede de Coca apenas nas etapas 3 e 5 ($p < 0,05$), onde a densidade média registrada no tratamento Controle foi superior à encontrada nos tratamentos submetidos aos arrastos (Tabela 3).

1.3.2.3. Densidade por Espécie

Diferenças de densidade das espécies entre os tratamentos foram também examinadas dentro de cada etapa através de comparações planejadas na ANOVA 2 vias com medidas repetidas. O resultado desta análise está sumarizado na Tabela 3. A principal característica destes resultados é a irregularidade e a dificuldade na determinação de padrões de resposta das diferentes espécies frente aos tratamentos de arrasto.

As densidades das espécies e categorias de tamanho identificadas como impactadas por ambas as redes imediatamente após os arrastos (*H. australis* e *H. similis* (Classe 2)), já

não apresentavam diferenças significativas após 24h. Observe também que não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos na densidade de *H. similis* (Classe 1) e *L. acuta* (Classe 2) em nenhuma das etapas (Tabela 3). Já para outras espécies e categorias de tamanho, a diferença entre os tratamentos foi observada em uma única etapa, e algumas vezes, este resultado refletiu maiores densidades nos tratamentos com rede em relação ao controle (exemplo: *S. stanfordi*, etapa 6, onde as densidades encontradas no tratamento com rede de Coca foram maiores comparados as densidades encontradas no Controle) (Tabela 3).

Densidades de *H. australis* (Classe 1) revelaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos em quatro das sete etapas, sendo que das diferenças significativas, duas delas refletiram maiores densidades nos tratamentos com rede em relação ao controle (Tabela 3).

No entanto, observa-se que os valores de densidade média do total de organismos bentônicos, em grande parte das etapas do experimento, são numericamente menores nos tratamentos submetidos aos arrastos em comparação aos controles (Figura 8 e Tabela 2).

1.3.2.4. Composição Específica, Riqueza, Diversidade e Equitatividade da Macrofauna Bentônica.

Os índices calculados a partir dos dados coletados, quando submetidos à ANOVA 2-vias com medidas repetidas, não identificaram diferenças significativas entre tratamentos.

A riqueza de espécies (número de espécies) e os índices de diversidade e equitatividade estão representados na Tabela 2, juntamente às informações sobre a

composição específica e densidade ($\text{ind.}0,008\text{m}^{-2}$) por espécie e categoria de tamanho em cada tratamento e etapa do experimento.

Observa-se que a composição específica foi a mesma durante todo o período amostral com aparições ocasionais de algumas espécies em densidades bastante reduzidas (Tabela 2). Não foi observada diferença na composição específica relacionada aos diferentes tratamentos.

1.3.3. Análises de Agrupamento e ANOSIM

Os resultados das análises de agrupamento e ANOSIM aplicados separadamente em cada etapa, a fim de calcular as diferenças entre os grupos de amostras identificados *a priori*, isto é, entre os tratamentos, não evidenciaram diferenças na estrutura da associação de macroinvertebrados bentônicos relacionadas aos diferentes tratamentos na maioria das etapas (Tabela 4). No entanto, as comparações entre Controle e Rede Berimbau nas etapas 3 e 5 e a comparação entre os tratamentos Controle e Rede de Coca na etapa 5, registraram diferenças significativas entre estes tratamentos, assim como observado na análise de variância (ANOVA) (Tabela 4).

Somando-se as réplicas dos tratamentos dentro de cada etapa, obteve-se o dendograma representado na Figura 9 onde verificou-se elevada semelhança entre tratamentos e etapas. Em um nível de similaridade superior a 80% houve a formação de 3 grupos. O Grupo I foi composto pela etapa 7 sem distinção entre tratamentos e o Grupo II

correspondeu aos três tratamentos na etapa 6. O maior grupo (Grupo III) compreendeu as etapas de 1 a 5 do experimento, incluindo todos os tratamentos.

Quando comparados os tratamentos e etapas do experimento através de ANOSIM (Tabela 5), evidenciou-se a diferença significativa entre os tratamentos Controle e Rede de Berimbau, associados à valores reduzidos de R (0,034). Valores próximos aos significativos ($p = 6,8\%$) foi registrado na comparação entre Controle e Rede de Coca, também associados a baixos valores de R (0,019). Da mesma forma, observou-se variação temporal na estrutura das associações bentônicas durante o experimento, destacando-se as etapas 6 e 7. Todas as comparações par a par, considerando as etapas 6 e 7 alcançaram nível de significância menor que 5%, associados aos valores de R mais elevados.

As espécies que mais contribuíram para a diferença (dissimilaridade) entre os três grupos identificados no cluster (SIMPER), foram indivíduos das classes de tamanho 1 e 2 das espécies epifaunais *M. peterseni*, *S. stanfordi* e *H. australis* e ainda o infaunal *K. schubartii* (contribuindo para a diferença entre Grupos II e III) e da espécie cavadora superficial *E. mactroides* (contribuindo para a diferença entre Grupos I e II e ainda entre Grupos I e III).

1.3.4. Interações entre Parâmetros Biológicos e Ambientais

1.3.4.1. Análise de Correspondência Canônica

Através da Análise de Correspondência Canônica foi possível a utilização de variáveis categóricas, o que possibilitou a utilização das variáveis diretamente relacionadas

aos tratamentos (redes). O teste de permutação irrestrita de Monte Carlo identificou relação significativa ($p < 0.05$) entre as espécies e dias após o distúrbio, porcentagem de silte no sedimento, precipitação, profundidade, temperatura e tratamento Berimbau. Estas cinco variáveis contribuíram em 81% da variância total observada nos dados biológicos. O primeiro eixo canônico contribuiu em 61.3 % para variância dos dados espécies-ambiente, e a porcentagem cumulativa da relação espécies-ambiente nos dois eixos principais foi de 79%. A correlação dos dados espécies-ambiente foi 0.86 no eixo 1 e 0.62 no segundo eixo. (Figura 10).

1.3.4.2. Relações entre Etapas, Tratamentos e Parâmetros Ambientais.

Assim como observado no dendograma, também aqui se evidenciou maior distinção temporal na estrutura da comunidade bentônica do que variação gerada pelos tratamentos com redes de arrasto. A variação temporal observada é referente às etapas 6 e 7 do experimento, as quais se relacionam positivamente ao eixo 1 (dias após o distúrbio e porcentagem de silte) (Figura 10). Valores reduzidos de temperatura e maiores de precipitação e profundidade na área de estudo refletiram a posição da etapa 6 no gráfico, enquanto que a etapa 7 relacionou-se contrariamente a estes fatores. Também pode ser observado que o tratamento com rede de Coca distanciou-se em maior grau dos demais tratamentos nestas duas etapas, provavelmente devido as maiores densidades registradas neste tratamento dentro destas etapas.

As demais etapas do experimento agruparam-se em maior grau, e a distinção da estrutura das associações entre etapas e tratamentos não foi tão evidente. Entretanto,

observa-se um gradiente entre as diferentes etapas do estudo, relacionado em maior grau ao eixo 2 do gráfico.

1.3.4.3 Relações entre Espécies e Parâmetros Ambientais.

Através do gráfico originado pela análise de correspondência canônica (Figura 11) observa-se que as espécies infaunais, tipicamente estuarinas localizam-se a direita do gráfico, relacionando-se positivamente ao eixo 1 (dias após o distúrbio e porcentagem de silte no sedimento). Comparando-se a localização destas espécies na Figura 8 com a Figura 7, pode-se afirmar que as estas espécies foram mais representativas das etapas 6 e 7 do experimento.

A esquerda do gráfico, relacionando-se positivamente à temperatura e opostamente aos níveis pluviométricos e profundidade, encontram-se principalmente as espécies epifaunais, as quais foram mais abundantes nas primeiras 4 etapas do experimento (Tabela 2).

1.4. DISCUSSÃO

É esperado que a atividade de arrasto com redes de pesca de fundo cause impactos no ambiente através do declínio na complexidade do hábitat, da remoção de organismos estruturais como esponjas, anêmonas e corais (Langton & Robinson, 1990; Collie *et al.*, 1997, 2000) ou de gramíneas submersas, as quais possuem reconhecida importância para os organismos epifaunais (Orth *et al.*, 1984) e pelo efeito direto sobre os organismos, ocasionando ferimento ou a morte dos mesmos (Eleftheriou & Robertson, 1992; Prena *et al.*, 1999). Os efeitos secundários da redução da complexidade do habitat podem também afetar a sobrevivência e recrutamento de juvenis de espécies de peixes e crustáceos (Walters & Juanes, 1993; Tupper & Boutilier, 1995) comprometendo todo o sistema.

No presente estudo os resultados relativos ao impacto direto causado pelas duas artes de pesca sobre a estrutura da associação macrozoobentônica na região estuarina da Lagoa dos Patos não foram identificados para todas as comparações entre tratamentos com arrasto e o controle.

Os resultados da ANOVA duas-vias com medidas repetidas sobre a densidade total da macrofauna bentônica, mostraram valores muito próximos à significância estatística ($p \approx 0,068$) na comparação entre tratamentos (Controle x Rede de Coca x Rede de Berimbau) e a interação dos fatores (Etapas x Tratamentos). Através da Análise de Similaridade (ANOSIM), foi possível observar diferenças significativas entre os tratamentos Controle x Rede de Berimbau ($p < 0,05$) e diferenças próximas à significância entre os tratamentos

Controle x Rede de Coca ($p=0,068$), embora associados à valores reduzidos de “R”, determinando cautela na interpretação dos dados.

Por outro lado, os resultados das comparações planejadas (sobre a densidade total de organismos bentônicos), identificaram diferenças significativas entre os tratamentos somente nas etapas 3 e 5 do experimento. Para o mesmo teste aplicado sobre a densidade das diferentes espécies, a dificuldade em identificar padrões foi evidente, embora diferenças estatisticamente significativas fossem encontradas com relativa frequência.

Mesmo com as discrepâncias entre os resultados das diferentes técnicas estatísticas, observa-se que a densidade total dos organismos bentônicos durante as sete etapas do experimento foi usualmente menor no tratamento submetido aos arrastos com rede de Berimbau em comparação aos demais, enquanto que o tratamento com rede de Coca registrou densidades intermediárias.

Os demais resultados provenientes das análises e técnicas multivariadas (Dendograma e ANOSIM) e da Análise de Correspondência Canônica (ACC) evidenciaram claramente a variação temporal durante o experimento, indicando “dias após o arrasto” e “porcentagem de silte no sedimento” (ACC) como os principais fatores que influenciaram as variações na estrutura da associação bentônica no período de estudo.

A variação temporal identificada foi referente à dissimilaridade entre os grupos I (Etapa 7), II (Etapa 6) e III (Etapas de 1 a 5 - caracterizadas por altas densidades dos representantes da macrofauna, especialmente peracáridos, e dominância de organismos juvenis), na análise de classificação (CLUSTER) e ordenação (CCA). Esta variação foi devida, principalmente, pela drástica redução no número de juvenis da grande maioria das espécies, especialmente do isópode epifaunal *Munna petersenii*, do tanaidáceo epifaunal

Sinelobus stanfordi, do tanaidáceo infaunal *K. schubartii* e do bivalvo cavador superficial *E. mactroides* nas duas últimas etapas do experimento.

As menores densidades da macrofauna bentônica registradas nas etapas 6 e 7 possivelmente foram resultantes da interação de fatores meteorológicos e ambientais observados durante o período do experimento.

No período de 31 de Janeiro a 15 de Fevereiro (intervalo de 15 dias entre etapas 5 e 6), foi quantificado um total 192 mm chuva, distribuídos em 9 dias chuvosos e ainda 8 dias consecutivos de ventos de mais de 6 m.s^{-1} . Durante este período a profundidade da coluna d'água variou entre 15 cm e 50 cm (média de 35,6 cm). De acordo com Dyer *et al.* (2000), estudando os processos que influenciam a hidrodinâmica num plano lamoso no estuário Dollard (Holanda), quando os ventos excedem 11, 6 nós (6 m.s^{-1}) as ondas na coluna d'água atingem o limite suficiente para erodir o sedimento e aumentar a concentração do material em suspensão na coluna d'água.

Considerando a enseada rasa em que o estudo foi desenvolvido e o tipo de sedimento presente no local do estudo, é possível que ventos dessa magnitude durante dias consecutivos, combinados à grande quantidade de chuvas no período, tenham gerado alta hidrodinâmica, desestabilizando o substrato removendo indivíduos da epifauna, especialmente *Heleobia australis*, *Munna peterseni*, e *Sinelobus stanfordi*, os quais foram encontrados em densidades bastante reduzidas na etapa 6, fato também evidenciado através da análise de correspondência canônica (CCA) e SIMPER. De acordo com estudos de Tamaki (1987), Palmer (1988), Posey *et al* (1996), Eckman (1983) e Bouma (2001) a alta hidrodinâmica pode resultar num aumento nas taxas de ressuspensão e transporte passivo dos organismos, principalmente das populações superficiais. Indivíduos juvenis da infauna

também estão sujeitos à remoção e desenterramento, visto que estudos realizados com invertebrados têm observado que juvenis de espécies infaunais se enterram em profundidades menores que os adultos (Brown & McLachlan, 1990; Couto *et al.*, 1995, Krasnow & Taghon, 1997; Rosa-Filho & Bemvenuti, 1998).

Além disso, é possível que as algas do gênero *Enteromorpha sp.* e a fauna associada à ela (peracáridos epifaunais e juvenis da infauna; (Bemvenuti, 1987a; Bemvenuti, 1998a,c)) possam ter sido transportadas da área de estudo para as áreas de canal acompanhando as correntes d'água, como observado por Aquino de Souza (2001). As espécies do gênero *Enteromorpha* são algas filamentosas que formam tufos que não se fixam sobre o sedimento, podem ser arrastados pela hidrodinâmica e assim apresentar uma grande mobilidade.

Anterior à Etapa 7, no período entre 16 a 20 de fevereiro, registrou-se as máximas intensidades de ventos durante o período do experimento (máximo de 12 m/s), nas direções NE e ENE juntamente à uma profundidade média de 36cm de coluna d'água. Após este período, foram observados ventos de menor intensidade nos quadrantes NW e SW e posterior salinização das águas da região, alcançando valores de até 25 unidades (Figura 6). É possível que a alta intensidade de ventos dos quadrantes NE e ENE tenham gerado correntes d'água por movimento advectivo com velocidade suficiente para ressuspender os sedimentos finos, os quais podem ter precipitado após o posterior evento de salinização observado. Medidas mensais do nível topográfico realizadas no final de mês de fevereiro (25 de fevereiro, após Etapa 6) evidenciaram forte sedimentação, entre 6 a 10 cm, quando comparadas aos níveis medidos no final do mês de Janeiro. Além disso, a granulometria dos sedimentos da Etapa 7 evidenciaram um aumento do porcentual de finos, os quais

quase dobraram em porcentagem em relação a etapa anterior (Etapa 6) , representando 15% do total da composição sedimentar (Figura 7b).

De acordo com a análise de SIMPER, a redução na densidade de *E. mactroides* foi o principal fator que influenciou a dissimilaridade entre etapa 7 e as demais. A marcada redução na densidade deste bivalvo, cavador superficial de sífões curtos, deve ter sido influenciada pela mortalidade deste organismo devido às altas taxas de sedimentação das partículas finas do sedimento neste período. De acordo com Peddicord, (1980), Barnes (1994), bivalvos com sífões curtos, tal como *Rangia cuneata*, são sensíveis à situações de intensa deposição de silte e argila, apresentando severa mortalidade devido ao entupimento de suas estruturas filtradoras.

Mesmo com as dificuldades em comprovar estatisticamente os efeitos das redes de arrasto sobre a associação macrobentônica, há que ser considerado que foram evidenciadas fortes tendências de maiores densidades de organismos nos tratamentos controle em relação aos tratamentos com arrasto, principalmente nas cinco primeiras etapas do experimento.

Muitas das informações apresentadas sobre o efeito de redes de arrasto, mostram que este tipo de pesca pode alterar o substrato trazendo prejuízos para as espécies bentônicas (Gray, 2000). A grande maioria tem sido desenvolvida em regiões marinhas onde efeitos têm sido bastante evidentes na epifauna e infauna (Bergman & Hup, 1992; Jones, 1992; Hall, 1994; Kaiser & Spencer, 1996; Smith *et al.*, 2000, Tuck *et al.*, 1998).

Entretanto, mesmo no ambiente marinho, há divergências sobre efeitos de impactos antrópicos no ambiente bentônico, pois estes estão associados a um conjunto de fatores que definem o grau de previsibilidade, resiliência das associações e a capacidade de detecção de distúrbios antrópicos, como: frequência de distúrbios físicos naturais, características do

sedimento, tipo de cobertura do substrato, época do ano e o tipo de associação faunística (Jennings & Kaiser, 1998; Underwood, 1989, Jones, 1992; Kaiser & Spencer, 1996, Kaiser *et al.*, 1998, Thrush & Dayton, 2002), fatores estes, extremamente relacionados entre si.

Comunidades que habitam sedimentos e ambientes fisicamente estáveis podem ser mais sensíveis à perturbações (Kaiser & Spencer, 1996; Tuck *et al.*, 1998; Boesch & Rosenberg, 1981) comparados a comunidades sob freqüentes distúrbios naturais, pois tais assembléias são usualmente dominadas por espécies adaptadas a um ambiente altamente dinâmico (Dernie *et al.*, 2003). Estudos mostram que associações bentônicas em áreas rasas marinhas, dominadas por frações de areia grossa, nas quais distúrbios relacionados a fortes correntes de maré e efeitos de tempestades são freqüentes, são particularmente resilientes à perturbações físicas (Rijnsdorp *et al.*, 1998).

Kaiser *et al.* (1998) demonstraram que a rede de arrasto tipo “*beam trawl*” causou mudanças de curto-prazo na estrutura da associação de megafauna em substratos estáveis, mas que estas mudanças não foram detectáveis em fundos moles de elevada dinâmica.

Dificuldades em se detectar distúrbios antrópicos são ainda maiores em fundos lamosos de regiões estuarino-lagunares, devido ao seu elevado grau de variabilidade natural e baixo grau de previsibilidade (Wilson & Jeffrey 1994; McConnaughey *et al.*, 2000).

Organismos estuarinos estão naturalmente sob condições de estresse (salinidade, temperatura, deposição/erosão de sedimento, predação, entre outros). Em áreas tipicamente estuarinas, as flutuações das variáveis ambientais são tão amplas a ponto de estabelecer um limite do número de espécies que podem colonizar tais ecossistemas (McLusky, 1989; Day *et al.*, 1989). Em comparação à águas marinhas e doces, a diversidade de espécies em estuários é, de fato, surpreendentemente baixa (Little, 2000).

Condições ainda mais rigorosas ocorrem na região estuarina da Lagoa dos Patos, com as características de uma laguna do tipo “estrangulada” (Kjerfve, 1986), onde a ação do vento, a precipitação fluvial e o longo e estreito canal de desembocadura determinam uma intensa hidrodinâmica, instabilidade do substrato e na maioria das vezes não permitem a formação de gradientes estáveis de salinidade (Bemvenuti, 1998a). A salinidade altamente variável, podendo variar até 20 unidades em um período de 1 hora (Cruz *et al.*, 1982), caracteriza a região como uma área altamente instável sob o ponto de vista químico (Niencheski & Baumgartem, 1998).

Para sobreviver sob estas condições, os animais que vivem nesse hábitat precisam ser resistentes, ou ter mecanismos para resistir a ressuspensão do sedimento pelos ventos (principalmente em baías rasas), sedimentação, variação de salinidade entre outras variáveis (Smith & Rule, 2001). Por isso, essas áreas são freqüentemente dominadas por espécies oportunistas que são capazes de colonizar rapidamente uma área ou de cavadores profundos que podem tolerar o movimento do sedimento (Posey *et al.*, 1996; Dauer, 1984).

As condições ambientais rigorosas que se observam no estuário da Lagoa dos Patos limitam o número de espécies eurihalinas da macrofauna bentônica, de modo que a redução na diversidade geralmente encontrada em ambientes estuarinos (McLusky, 1989; Day *et al.*, 1989), mostra-se ainda mais acentuada nesta região (Capítoli *et al.*, 1978; Bemvenuti *et al.*, 1992). Este fato contribui para a existência de uma comunidade de fundos moles estruturada a partir da disponibilidade de amplos nichos tróficos, onde um reduzido número de espécies ocorre em abundância em cadeias tróficas curtas baseada em detritos orgânicos (Bemvenuti, 1998b). A maioria das espécies macrobentônicas encontradas no estuário da

Lagoa dos Patos é r-estrategista e apresentam marcadas flutuações sazonais e/ou interanuais em suas abundâncias (Bemvenuti, 1998a).

A história de vida e as características de dispersão das espécies definem a capacidade de respostas espaciais e temporais em relação à perturbações, e onde estas características são compartilhadas por muitos membros da associação, elas determinam a previsibilidade e a resiliência da comunidade (Levin, 1984).

O modo de vida e a história natural dos organismos que habitam a região estuarina da Lagoa dos Patos podem ter influenciado diretamente os resultados das análises estatísticas aplicadas.

Boa parte da fauna coletada no presente estudo esteve representada por organismos infaunais (*Kalliapseudes schubartii* (tanaidáceo), *Heteromastus similis*, *Laonereis acuta* e *Nephtys fluviatilis* (poliquetas)), organismos melhor adaptados para viver em habitats sob rigorosas características físicas (Reise, 1985), por possuírem mecanismos de escape, como a capacidade de enterramento e/ou mobilidade (Bemvenuti, 1992). Estas espécies infaunais tipicamente estuarinas são cavadoras, algumas podem inclusive construir tocas (*Laonereis acuta*), tubos em forma de U (*Kalliapseudes schubartii*) e galerias (*Heteromastus similis*) que atingem entre 15 a 20 cm no interior do substrato ou deslocar-se vigorosamente no interior do sedimento (*Nephtys fluviatilis*) (Bemvenuti, 1987b, 1992, 1998a, c).

É conhecido que os organismos epifaunais sedentários estão mais sujeitos à pressões naturais e antrópicas devido a maior exposição na camada superficial do substrato. Organismos pequenos e lentos, como a maioria dos peracáridos que vivem no epistrato, constituem um grupo de organismos reconhecidamente sensíveis à predação (Virnstein *et al.* 1984, Reise 1985, Bemvenuti 1987a) e servem como indicadoras da pressão de

predadores em determinado local e período (Bemvenuti, 1987a). O acompanhamento temporal desses organismos revelou maiores densidades com o incremento da proteção e oferta de habitat e alimento proporcionados pela maior abundância de macroalgas (Bemvenuti, 1987a).

Entretanto, diferenças estatísticas na densidade das espécies epifaunais *Heleobia australis*, *Munna peterseni* e *Sinelobus stanfordi*, relacionadas ao efeito das redes de arrasto, não foram comprovadas. Não ficou clara no presente estudo a razão pela qual a epifauna não sofreu fortes agressões pelas redes de arrasto. No entanto, deve ser considerado que estas espécies possuem forte distribuição agregada e altas taxas de recrutamento durante o verão gerando alta heterogeneidade entre amostras.

Segundo Underwood & Chapman (2003), o poder dos procedimentos estatísticos é negativamente relacionado à variância, sendo então, mais difícil de detectar padrões onde o que está sendo mensurado é muito variável. Com isso, torna-se difícil separar a variabilidade dentro dos tratamentos daquelas entre os tratamentos, o que dificulta a identificação de impactos.

O anfípode *M. peterseni* e os tanaidáceos *S. stanfordi* e *K. schubartii* representaram 57% da abundância de organismos encontrada no experimento. Estas espécies possuem bolsa marsupial e sua prole, logo após eclodir, permanece próxima ao progenitor contribuindo para a distribuição agregada destes organismos.

K. schubartii apresenta períodos de intensa atividade reprodutiva, geralmente, associados a elevações da temperatura, que juntamente com a proteção à desova no marsúpio, refletem-se em expressivos recrutamentos (Bemvenuti 1987a, Leite *et al.*, 2003, Fonseca & D'Incao, 2003). Os juvenis, após abandonarem o marsúpio, constroem seus

tubos nas proximidades da fêmea, comportamento que intensifica a distribuição agregada que é característica da espécie (Bemvenuti 1987a; Lana *et al.*, 1989; Lana & Guiss, 1991; Leite *et al.*, 2003).

Sinelobus stanfordi também apresenta intensa atividade reprodutiva durante os períodos mais quentes do ano. Durante a triagem das amostras foi observado que os juvenis da espécie, logo que eclodem, permanecem no mesmo tubo do progenitor, e que para cada tubo encontrado com a fêmea e a prole, uma média de 16 filhotes foram quantificados, gerando grande variabilidade entre amostras refletida pelos altos valores de desvio-padrão.

Da mesma forma, observa-se desvio padrão bastante expressivo em algumas etapas do experimento, especialmente entre os juvenis da espécie, *Munna peterseni*. A presença da espécie na região estuarina da Lagoa dos Patos geralmente está associada à presença de algas filamentosas, principalmente, *Enteromorpha* spp. (Bemvenuti, 1987a, 1998b; Geraldi, 1997). No presente estudo, manchas mistas de algas e *Ruppia maritima* foram encontradas em todas as etapas do experimento com distribuição espacial bastante aleatória e quantidade muito variável, podendo ter contribuindo ainda mais para alta variabilidade na densidade desse organismo entre as amostras.

A região estuarina da Lagoa dos Patos não é um habitat único e homogêneo, e deve-se considerar que diferentes porções da laguna poderiam responder de forma diferente aos tratamentos deste estudo. Um experimento com redes de arrasto sobre pradarias submersas ou em regiões com presença de macroalgas poderia determinar efeitos distintos aos encontrados no presente trabalho.

Sugere-se que na enseada em estudo, as artes de pesca de arrasto de camarão (Coca e Berimbau) no nível de distúrbio causado pelo experimento, tiveram seu efeito

minimizado sobre a estrutura da associação de macroinvertebrados bentônicos devido à combinação da alta variabilidade natural dos organismos e do ambiente, e ao grau de adaptação à distúrbios das espécies estuarinas.

1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aquino de Souza, R. 2001. Macroepifauna sedentária associada a macrófitas no estuário da Lagoa dos Patos, RS. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil, 104p.
- Barnes, R.S.K., 1994. Macrofaunal community structure & life histories in coastal lagoons. Coastal Lagoons Processes. Ed: B. Kjerfve. New York, NY, Elsevier Science Publishers. Vol. 60. 574p.
- Bemvenuti, C.E. 1987a. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* **9**: 5-32.
- Bemvenuti, C.E. 1987b. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Pub. Acad. Ciências Est. (S. Paulo)*. **54**(1):428-459
- Bemvenuti, C.E. 1992. Interações biológicas da macrofauna bentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS. Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil, 206p.
- Bemvenuti, C. E.; Cattaneo, S. A.; Netto, S.A. 1992. Características estruturais da macrofauna bentônica em dois pontos da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* **4**: 5-28.
- Bemvenuti, C.E. 1998a. Invertebrados Bentônicos. **In:** Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 46-51.
- Bemvenuti, C.E. 1998b. Estrutura Trófica. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 79-82.

- Bemvenuti, C.E. 1998c. Fundos não vegetados. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 87-92.
- Benedet, R. A. 2004. Pesca artesanal do Camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS. Monografia de conclusão do curso de Oceanologia, FURG, Rio Grande. 75p.
- Bergman, M.J.N., Hup, M. 1992. Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* **49**: 5-11
- Blaber, S.J.M.; Cyrus, D.P.; Albaret, J.J.; Ching, C.V.; Day, J.W.; Elliot, M.; Fonseca, M.S.; Hoss, D.E.; Orensanz, J; Potter, I.C.; Silvert, W. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* **57**: 590-602.
- Boesch, D.F.; Rosenberg, R. 1981. Response to stress in marine benthic communities, p. 179-200. *In:* G. M. Barrett and R. Rosenberg (eds.) Stress Effects Natural Ecosystems, John Wiley, New York.
- Bouma, H.; Duiker, J.M.C.; DeVries, P.P.; Herman, P.M.J.; Wolff, W.J. 2001. Spatial pattern of early recruitment of *Macoma balthica* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in relation to sediment dynamics in a highly dynamic intertidal sandflat. *J. Sea Res.* **45**: 79-93.
- Brown, A.C.; McLachlan A. 1990. Ecology of sand shores. Netherlands. Elsevier Science Publishers. 328p.
- Capitoli, R. R.; Bemvenuti, C. E.; Gianuca, N.M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I - as comunidades bentônicas. *Atlântica* **3**: 5-22.
- Collie, J. S.; Escanero, G. A.; Valentine, P. C. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **155**: 159-172.
- Collie, J.S.; Escanero, G.A.; Valentini, P.C. 2000. Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 987 – 1001.
- Colling, L.A., Bemvenuti, C.E, Gandra, MS. 2005. Variabilidade mensal na estrutura da associação de macroinvertebrados bentônicos num plano raso de uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. (no prelo)*.

- Costanza, R.; D'arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**: 253-260.
- Couto, E.C.G.; Almeida, M.V.O.; Lana, P.C. 1995. Diversidade e distribuição especial da macrofauna bêntica do saco do Limoeiro, Ilha do Mel, Paraná – Outono de 1990. *Bol. Inst. Oceanogr.* **11**: (sup. Especial).
- Cruz, M. H. S.; Calliari, L. J.; Cardoso, J.N.; Hartman, C.; Kantin, R. 1982. Flutuações horárias das características físicas e químicas na desembocadura do estuário da Lagoa dos Patos. Resumos. *Atlântica* **5**(2): 32
- Currie, D.R.; Parry, G.D. 1996. Effects of scallop dredging on a soft sediment community: a large scale experimental study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **134**: 131-150.
- D'Incao F. 1991. Pesca e Biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* **13**(1): 159-169.
- Dauer, D.M. 1984. High resilience to disturbance of an estuarine polychaete community. *Bull. Mar. Sci.* **34**: 170-174.
- Day Jr. J.W.; Hall, C.A.S.; Kemp, V.M.; Yáñez-Arancibia A. 1989. Estuarine Ecology. New York. John Wiley & Sons. 558p.
- Dernie, K.M.; Kaiser, M.J.; Richardson, E.A.; Warwick, R.M. 2003. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **285-286**: 415-434.
- Drabsch, S.L.; Tanner, J.E.; Connell, S.D. 2001. Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. *ICES J. Mar. Sci.* **58**: 1261-1271.
- Dyer, K.R.; Christie, M.C.; Feates, N.; Fennessy, M.J.; Pejrup, M.; Van Der Lee, W. 2000. An investigation into processes influencing the morphodynamics of an intertidal mudflat, the Dollard Estuary, The Netherlands: I. Hydrodynamics and suspended sediment. *Est. Coast. Shelf Sci.* **50**: 607-625.
- Eckman, J. 1983. Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. *Limnol. Oceanogr.* **28**(2): 241-157
- Eleftheriou, A; Robertson, M.R. 1992. The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Neth. J. Sea Res.* **30**: 289-299.

- Fonseca, D.; D'Incao, F. 2003. Growth and reproductive parameters of *Kalliapseudes schubartii* in the estuarine region of the Lagoa dos Patos (southern Brazil). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **83**: 931-935.
- Gamba, M.R. 1994. *Guia prático de tecnologia de pesca*. CEPESUL/IBAMA, Itajaí, 49p.
- Garcia, A.; Vieira, J. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica* **19**: 161-181.
- Garcia, A. M.; Vieira, J. P.; Bemvenuti, C.E.; Geraldi, R.M. 1996. Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius* **4**: 113-128.
- Geraldi, R. M. 1997. Estrutura da assembléia de macroinvertebrados bentônicos em fundos com e sem vegetação macrófita na região estuarial da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil., 208p.
- Graham, M. 1955. Effect of trawling on animals of the seabed. *Deep-Sea Res.* **3(suppl.)**: 1-6.
- Gray, J.S. 2000. Effects of trawling on the coastal environment: the need for management action. *Mar. Poll. Bull.* **40**(2): 93
- Hall, S.J. 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **34**: 179-239.
- Hall-Spencer, J. M.; Froggia, C.; Atkinson, R. A.; Moore, P. G. 1999. The impact of Rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES J. Mar. Sci.* **56**: 111-124.
- Jennings, S.; Kaiser, M. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Mar. Biol.* **34**: 201-352.
- Jones, J.B. 1992. Environmental impact of trawling on the sea bed: a review. *J. Mar. Fresh. Res.* **26**: 59-67
- Kaiser, M.J., Spencer, B.E. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *J. Anim. Ecol.* **65**: 348-358.
- Kaiser, M. J.; Edwards, D. B.; Armstrong, P. J.; Radford, K.; Lough, N. E. L.; Flatt, R. P.; Jones, H. D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *J. Mar. Sci.* **55**: 353-361.

- Kapusta, S. C.; Bemvenuti C. E. 1998. Atividade nictemeral de alimentação de juvenis de *Callinectes sapidus*, Rathbun, 1895 (Decapoda: Portunidae) numa pradaria de *Ruppia maritima* L. e num plano não vegetado numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* **6**: 41-52.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. **In**. Wolfve, D.A. (ed) Estuarine variability. Academic Press, New York, pp 63-81.
- Krasnow, L.D.; Taghon, G.L. 1997. Rate of tube building and sediment particle size selection during tube construction by the tanaid crustacean, *Leptochelia dubia*. *Estuaries* **20**(3): 534-546
- Lana. P.C.; Guiss, C. 1991. Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic associations in a tidal flat of Paranaguá Bay (southern Brazil). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **73**: 231-244
- Lana, P.C.; Almeida, M.V.O.; Freitas, C.A.F.; Couto, E.C.G.; Conti, L.M.P.; Gonzalez-Peronti, A.L.; Giles, A.G.; Lopes, M.J.S.; Silva, M.H.C.; Pedroso, L.A. 1989. Estrutura espacial de associações macrobênticas sublitorais da gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). *Nerítica* **4**(1/2): 119-136
- Langton, R.W.; Robinson, W.E. 1990. Faunal association on scallop grounds in the western Gulf Maine. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **144**:157-171.
- Leite, F.P.P.; Turra, A.; Souza, E.C.F. 2003. Population biology and distribution of the tanaid *Kalliapseudes schubarti* Mañe-Garzon, 1949, in an intertidal flat in Southeastern Brazil. *Rev. Bras. Biol.* **63**(3): 1-12
- Levin, L.A. 1984. Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: community structure and response to disturbance. *Ecology* **65**(4): 1185-1200
- Lindegarth, M., Valentinsson, D., Hansson, M., Ulmestrand, M. 2000. Effects of trawling disturbances on temporal and spatial structure of benthic soft-sediment assemblages in Gullmarsfjorden, Sweden. *ICES J. Mar. Sci.* **57**: 1369-1376
- Little, C. 2000. The biology of soft shores and estuaries. Oxford University Press Inc., New York. 252p
- McConnaughey, R.A.; Mier, K.L.; Dew, C.B. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. *ICES J. Mar. Sci.* **57**:1377-1388.
- McLusky, D.S. 1989. The estuarine ecosystem. John Wiley and Sons, 2ed. New York. 150p.

- Niencheski, L.F.H.; Windom, H.; Smith, R. 1994. Distribution of particulate trace metal in Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Mar. Poll. Bull.* **28**(2): 96-102.
- Niencheski, L.F.H.; Baumgarten, M.G.Z. 1998. Química Ambiental. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 21-25.
- Orth, R., K.; Heck-Jr., K.L.; Van Montfrans, L. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* **7**(4a): 339-350.
- Palmer, M.A. 1988. Epibenthic predators and marine meiofauna: separating predation, disturbance and hydrodynamic effects. *Ecology* **69**: 1251-1259.
- Peddicord, R.K. 1980. Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms. **In:** Baker, R.A. (ed) Contaminants and sediments 1: Fate and transport, case studies, modeling and toxicity. Ann-Arbor Science Publishers Inc. Miami. 501-536
- Pereira, R.S.; Niencheski, L.F. 2004. Hydrodynamics simulation and residence time determination of Patos Lagoon (RS, Brazil). **In:** Anais do 8th. International Coastal Symposium, Itajaí, SC - Brazil. P.249.
- Perez Farfante, I. 1967. A new species and two new subspecies of shrimp of the genus *Penaeus* from western Atlantic. *Proc. Biol. Soc. Washington.* **80**: 83-100.
- Posey, M.H.; Lindberg, W.; Alphin, T.; Vose, F. 1996. Influence of storm disturbance on an offshore benthic community. *Bull. Mar. Sci.* **59**: 523-529
- Prena, J.; Schwinghamer, P.; Rowell, T.W.; Gordon Jr, D.C.; Gilkinson, K.D.; Vass, W.P.; McKeown, D.L. 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **181**: 107-124.
- Reise, K. 1985. Tidal flat ecology: an experimental approach to species interactions. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 191p.
- Rijnsdorp, A.D.; Buys, A.M.; Storbeck, F.; Visser, E.G. 1998. Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *ICES J. Mar. Sci.* **55**: 403-419.
- Rosa-Filho, J.S.; Bemvenuti, C. E. 1998. O sedimento como fator limitante para a distribuição de *Kalliapseudes schubartii* Mañe-Garzón, 1949 (Crustácea, Tanaidacea) em fundos moles estuarinos. *Nauplius* **6**: 119-127.

- Sahrage, D., Lundbeck, J. 1991. A History of Fishing. Springer-Verlag, Berlin.
- Sanchez, P., Demestre, M., Ramon, M. Kaiser, M.J. 2000. The impact of otter trawling on mud communities in the northwestern Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* **57**: 1352-1358.
- Smith, C.J. Papadopoulou, K.N., Diliberto, S. 2000. Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES J. Mar. Sci.* **57**:1340-1351.
- Smith, S.D.A.; Rule, M.J. 2001. The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NWS, Australia. *Mar. Poll. Bull.* **42**(11): 1040-1048.
- Suguoio, K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo. EDUSP. 317 p.
- Tamaki, A. 1987. Comparison of resistivity to transport by wave action in several polychaete species on an intertidal sand flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **37**: 181-189.
- Trush, S.; Dayton, P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **33**: 449-473
- Trush, S.F. Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Dayton, P.K. 1995. The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results of experiments? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **129**: 141-150.
- Tuck, I.D., Hall, S.J., Robertson, M.R., Armstrong, E., Basford, D.J. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **162**: 227-242.
- Tupper, M.; Boutilier, R.G. 1995. Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* **52**: 1834-1841.
- Underwood, A.J. 1989. The analysis of stress in natural populations. *Biol. Jour. Lin. Soc.* **37**(A94):51-78
- Underwood, A.J.; Chapman M.G. 2003. Power, precaution, type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **296**: 49-70.
- Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues, L.F., Rebelo Neto, L.F., Rahn, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica* **13**(1): 143-157.

- Virstein, R.W.; Nelson, W.G.; Lewis, G.G.; Howard, R.K. 1984. Latitudinal patterns in seagrass epifauna: do patterns exist, and can they be explained? *Estuaries* **7**(4A): 10-330
- Walkley, A.; Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic and titration method. *Soil Science* **37**: 29-38.
- Walter, C.J.; Juanes, F. 1993. Recruitment limitation as a consequence of natural selection for use of restricted feeding habitats and predation risk taking by juvenile fishes. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* **50**: 2058-2070.
- Wilson, J.G; Jeffrey, D.W. 1994. Benthic biological pollution indices in estuaries. **In**: *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. Boca Raton. CRC Press: 311-327 p.

TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros ambientais registrados nos dias amostrais: Salinidade, Temperatura (°C), Profundidade da coluna d'água (cm) e Biomassa vegetal (g . 0,008m⁻²)

	Data	Salinidade	Temperatura	Profundidade	Biomassa Veg.
Etapa 1	15.01.02	5	20	82,5	0,57
Etapa 2	16.01.02	13	22	60	1,95
Etapa 3	18.01.02	15	24	37,5	4,64
Etapa 4	23.01.02	7	24	37	2,26
Etapa 5	30.01.02	12	19	67	3,39
Etapa 6	15.02.02	5	22	37	7,23
Etapa 7	18.03.02	9	23	60	18,32

Tabela 2 – Descritores das associações de macroinvertebrados bentônicos: riqueza de espécies, diversidade (índice de Shannon) e equitatividade (índice de Pielou). Densidade média (ind.0,008m⁻²) e desvio padrão (DP) das espécies e classes de tamanho (1 e 2 - ver quadro no corpo do texto) nos tratamentos (C=Controle; K=Rede de Coca; B=Rede de Berimbau) nas sete etapas do experimento

	Etapa 1						Etapa 2						Etapa 3						Etapa 4					
	C	DP	K	DP	B	DP	C	DP	K	DP	B	DP	C	DP	K	DP	B	DP	C	DP	K	DP	B	DP
<i>Heteromastus similis</i> 1	10,8	4,8	9,7	3,8	10,8	5,4	12,5	3,1	9,7	4,9	12,2	4,4	11,7	2,3	15,8	2,6	12,5	5,9	13,8	5,4	14,0	6,0	16,0	8,5
<i>Heteromastus similis</i> 2	32,5	7,2	21,2	12,8	17,5	6,9	30,8	9,2	22,5	6,4	31,2	12,1	32,0	6,4	32,2	8,9	21,7	12,0	24,0	11,3	24,2	9,7	23,3	6,8
<i>Laeonereis acuta</i> 1	3,7	2,8	2,5	1,6	4,5	2,7	2,2	2,0	4,3	2,6	3,8	1,2	2,2	1,2	2,7	2,4	4,0	2,4	4,5	1,9	3,7	2,5	1,5	1,0
<i>Laeonereis acuta</i> 2	5,2	2,4	4,8	4,4	2,8	2,9	6,7	2,7	5,2	2,8	4,8	2,7	5,2	2,5	5,0	2,0	4,8	4,7	4,3	2,1	3,8	1,7	4,2	2,6
<i>Nephtys fluviatilis</i> 1	3,5	1,0	4,7	2,7	5,5	3,5	3,0	1,8	6,7	3,2	5,2	0,8	4,8	1,7	6,7	5,6	3,3	2,0	7,0	0,9	4,3	1,8	4,5	1,8
<i>Nephtys fluviatilis</i> 2	26,2	3,9	17,7	6,3	16,7	13,1	20,2	7,1	21,5	3,3	19,5	5,9	25,3	6,1	21,0	10,3	21,2	12,8	22,8	4,9	29,3	7,4	19,5	8,1
<i>Erodona mactroides</i>	93,7	30,3	66,2	21,1	64,0	40,1	76,3	21,6	66,0	15,8	62,2	25,6	87,0	23,3	64,7	25,3	94,2	31,5	72,0	23,4	67,0	14,3	82,2	27,6
<i>Heleobia australis</i> 1	47,8	25,0	26,5	9,9	23,2	10,3	37,7	24,1	43,2	12,5	45,7	28,5	41,7	15,8	56,5	16,2	80,0	48,2	31,7	19,1	33,2	10,0	38,2	25,7
<i>Heleobia australis</i> 2	21,2	11,4	6,8	3,1	9,7	5,9	20,3	9,6	19,0	10,2	22,7	24,2	29,7	12,1	19,0	6,6	15,0	8,0	11,5	9,8	23,5	22,9	24,3	19,0
<i>Kalliapseudes schubartii</i> 1	21,2	16,9	33,5	42,5	25,7	22,9	9,5	5,5	11,0	5,6	10,0	5,5	11,0	6,8	5,5	2,0	7,5	5,0	27,5	5,6	7,7	5,4	12,8	5,2
<i>Kalliapseudes schubartii</i> 2	88,0	48,7	70,5	60,3	104,8	113,3	111,0	54,8	95,0	36,1	87,7	42,1	103,2	42,9	74,0	50,3	65,5	47,3	94,0	35,2	116,7	49,6	73,8	27,2
<i>Munna peterseni</i> 1	55,5	44,5	32,2	13,5	55,2	58,4	89,8	47,5	74,0	27,7	61,3	33,2	118,0	27,8	86,3	38,7	39,3	21,6	82,2	38,8	70,3	25,6	55,7	33,6
<i>Munna peterseni</i> 2	37,7	28,1	23,0	14,5	39,5	52,2	68,5	30,7	51,5	23,6	37,2	19,2	103,8	45,6	73,8	45,0	36,5	18,7	55,5	24,8	67,8	25,0	48,3	32,8
<i>Sinelobus stanfordi</i> 1	19,8	10,1	9,8	3,9	11,0	11,9	21,3	13,3	14,5	8,8	21,8	13,4	27,8	17,2	21,2	7,8	22,5	15,8	19,0	5,7	18,5	6,1	14,8	10,1
<i>Sinelobus stanfordi</i> 2	21,0	18,3	10,3	4,5	13,5	17,6	46,0	49,9	23,5	12,1	29,0	33,1	71,0	58,6	23,8	10,1	29,0	16,1	70,8	28,5	84,0	32,9	46,5	42,0
<i>Diastylis sympterigiae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	1,0	0,3	0,8	0,2	0,4	0,3	0,5	0,2	0,4	0,5	0,5	0,3	0,8	0,5	0,8
<i>Kupellonura</i> sp.	2,0	2,6	4,0	2,8	1,0	1,3	2,2	1,8	3,8	4,3	2,8	2,3	1,5	2,1	1,3	1,4	2,2	3,0	5,3	4,9	5,2	3,2	5,8	2,9
Nemertino	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4
Gamarideo	0,0	0,0	0,3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	489,7	160,8	343,7	53,8	406,2	297,6	558,7	183,3	472,2	94,9	457,3	134,0	676,2	137,2	510,0	119,7	459,5	159,7	546,5	133,5	573,7	127,5	472,2	167,5
Riqueza (n. de especies)	9		10		11		10		11		10		11		11		11		10		11		11	
Diversidade (H')	1,90		1,86		1,76		1,83		1,88		1,87		1,78		1,84		1,80		1,88		1,88		1,88	
Equitatividade (J Pielou)	0,88		0,84		0,81		0,82		0,84		0,85		0,82		0,83		0,82		0,83		0,85		0,85	

Tabela 2 – Continuação

	Etapa 5						Etapa 6						Etapa 7					
	C	DP	K	DP	B	DP	C	DP	K	DP	B	DP	C	DP	K	DP	B	DP
<i>Heteromastus similis</i> 1	14,7	7,2	15,3	10,7	8,2	5,0	18,8	9,8	29,7	10,1	18,8	12,9	37,8	31,1	18,5	14,2	23,7	10,2
<i>Heteromastus similis</i> 2	15,8	6,1	8,2	9,2	3,8	3,1	15,5	6,9	17,2	6,5	18,2	7,9	19,0	10,5	13,3	5,8	13,2	7,1
<i>Laeonereis acuta</i> 1	3,0	1,4	1,3	1,5	1,7	1,2	0,8	0,8	2,3	1,4	3,0	5,9	2,8	1,7	1,5	2,3	9,8	14,6
<i>Laeonereis acuta</i> 2	3,0	4,5	1,0	1,3	1,0	1,1	2,8	3,1	6,2	1,2	6,2	5,6	4,7	1,8	3,8	2,5	8,7	12,7
<i>Nephtys fluviatilis</i> 1	10,8	3,9	4,3	5,0	3,0	1,8	10,8	7,1	8,3	3,0	7,3	2,4	6,2	5,2	7,5	5,7	5,3	8,0
<i>Nephtys fluviatilis</i> 2	20,7	7,3	10,8	5,1	10,8	8,1	8,0	5,8	10,7	7,0	6,8	4,8	2,5	2,5	6,5	4,8	5,8	4,3
<i>Erodona mactroides</i>	62,2	14,7	35,2	7,9	59,2	24,6	45,3	12,0	39,2	9,7	38,8	24,6	0,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Heleobia australis</i> 1	40,0	28,0	21,2	25,7	11,3	10,1	8,3	4,4	40,8	37,8	29,3	28,8	0,5	7,7	0,0	28,6	0,2	15,8
<i>Heleobia australis</i> 2	12,8	15,1	11,7	8,4	14,5	16,7	1,3	2,0	7,2	8,6	5,0	5,7	8,7	8,2	21,8	7,5	9,0	10,8
<i>Kalliapseudes schubartii</i> 1	45,2	31,2	5,0	3,2	7,0	5,1	25,5	14,6	11,5	5,2	3,2	1,0	6,7	8,6	4,0	14,3	5,0	2,3
<i>Kalliapseudes schubartii</i> 2	144,7	71,8	77,5	29,9	110,2	21,9	66,7	43,6	118,0	59,8	55,8	57,0	13,8	26,0	17,2	35,3	4,5	7,8
<i>Munna peterseni</i> 1	103,2	69,4	27,8	33,5	19,7	20,2	11,7	7,9	16,8	4,7	10,5	5,9	27,2	4,8	35,5	6,3	12,2	2,6
<i>Munna peterseni</i> 2	77,3	76,6	87,5	107,1	29,0	23,5	7,2	4,8	11,0	11,4	9,2	10,1	3,3	6,5	7,3	7,8	2,0	7,0
<i>Sinelobus stanfordi</i> 1	10,0	9,9	2,7	3,1	2,7	4,7	0,8	1,3	4,0	4,0	0,8	1,6	6,3	1,0	10,2	2,7	3,8	3,4
<i>Sinelobus stanfordi</i> 2	41,3	29,4	11,3	11,1	26,7	36,0	3,2	5,8	12,8	9,6	13,2	28,9	1,2	3,2	4,2	14,4	2,2	5,6
<i>Diastylis sympterigiae</i>	0,7	1,6	0,2	0,4	0,0	0,0	2,0	0,8	1,3	1,6	1,7	1,3	3,2	0,0	11,3	0,0	5,3	0,0
<i>Kupellonura</i> sp.	1,8	1,8	3,3	2,3	3,5	2,5	3,2	3,9	3,8	2,1	3,5	2,6	0,0	2,5	0,0	4,8	0,0	2,3
Nemertino	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3	3,2	3,5	0,0	2,0	0,0
Gamarideo	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	607,5	286,2	324,3	187,3	312,3	104,7	230,3	74,0	340,3	102,1	229,3	104,4	151,7	63,0	166,2	96,9	112,7	37,8
Riqueza (n. de especies)	12		10		10		10		10		10		11		8		9	
Diversidade (H')	1,73		1,68		1,61		1,63		1,76		1,76		1,53		1,49		1,50	
Equitatividade (J Pielou)	0,78		0,77		0,75		0,75		0,79		0,81		0,71		0,73		0,75	

Tabela 3 – Resultado das comparações planejadas na Análise de Variância bi-fatorial com medidas repetidas entre as densidades do total da macrofauna e das espécies e classes de tamanho (1 e 2 - ver quadro no corpo do texto). Diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos estão representados por diferentes símbolos (ver legenda). Sinais “+” referem-se a diferenças significativas encontradas, onde registrou-se maior densidade no tratamento com a rede de arrasto respectiva.

Espécies	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4	Etapa 5	Etapa 6	Etapa 7
<i>Heteromastus similis</i> 1							
<i>Heteromastus similis</i> 2					▨		
<i>Laeonereis acuta</i> 1				▨			
<i>Laeonereis acuta</i> 2							
<i>Nephtys fluviatilis</i> 1		+					
<i>Nephtys fluviatilis</i> 2							
<i>Erodona mactroides</i>							
<i>Heleobia australis</i> 1			▨		▨		+
<i>Heleobia australis</i> 2							
<i>Kalliapseudes schubartii</i> 1							
<i>Kalliapseudes schubartii</i> 2							
<i>Munna peterseni</i> 1							
<i>Munna peterseni</i> 2		▨	▨				
<i>Sinelobus stanfordi</i> 1							+
<i>Sinelobus stanfordi</i> 2							
TOTAL DA MACROFAUNA							

C vs K	▨
C vs B	▨
Ambos	▨

Tabela 4 – Comparações par a par entre os tratamentos (C= Controle; K= Rede de Coca e B= Rede de Berimbau) nas sete etapas do experimento. ANOSIM. (R = R estatístico e ns%= nível de significância em porcentagem)

	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3		Etapa 4		Etapa 5		Etapa 6		Etapa 7	
	R	ns %	R	ns %	R	ns %	R	ns %	R	ns %	R	ns %	R	ns %
C x K	0,13	15	-0,01	52	0,13	11	0,08	22	0,35		0,21	8,7	-0,01	50
C x B	0,08	17	-0,16	94	0,39		0,12	12	0,33		0,11	14	0,01	39
K x B	-0,07	80	-0,07	79	0,052	20	0,07	18	-0,069	65	0,1	20	0,1	17

Tabela 5 - Comparações par a par (ANOSIM) entre as sete etapas do experimento (a) e entre os tratamentos (b). (C= Controle; K= Rede de Coca e B= Rede de Berimbau). (R = R estatístico e ns%= nível de significância em porcentagem).

Etapas	R	ns%
1 x 2	0,12	0,4
1 x 3	0,22	0,1
1 x 4	0,24	0,1
1 x 5	0,15	0,1
1 x 6	0,41	0,1
1 x 7	0,61	0,1
2 x 3	0,02	19
2 x 4	0,07	3,5
2 x 5	0,24	0,1
2 x 6	0,61	0,1
2 x 7	0,69	0,1
3 x 4	0,16	0,2
3 x 5	0,3	0,1
3 x 6	0,66	0,1
3 x 7	0,72	0,1
4 x 5	0,25	0,1
4 x 6	0,65	0,1
4 x 7	0,7	0,1
5 x 6	0,31	0,1
5 x 7	0,63	0,1
6 x 7	0,42	0,1

(a)

Tratamentos	R	ns%
C x K	0,019	6,8
C x B	0,034	
K x B	0,007	20,7

(b)

FIGURAS

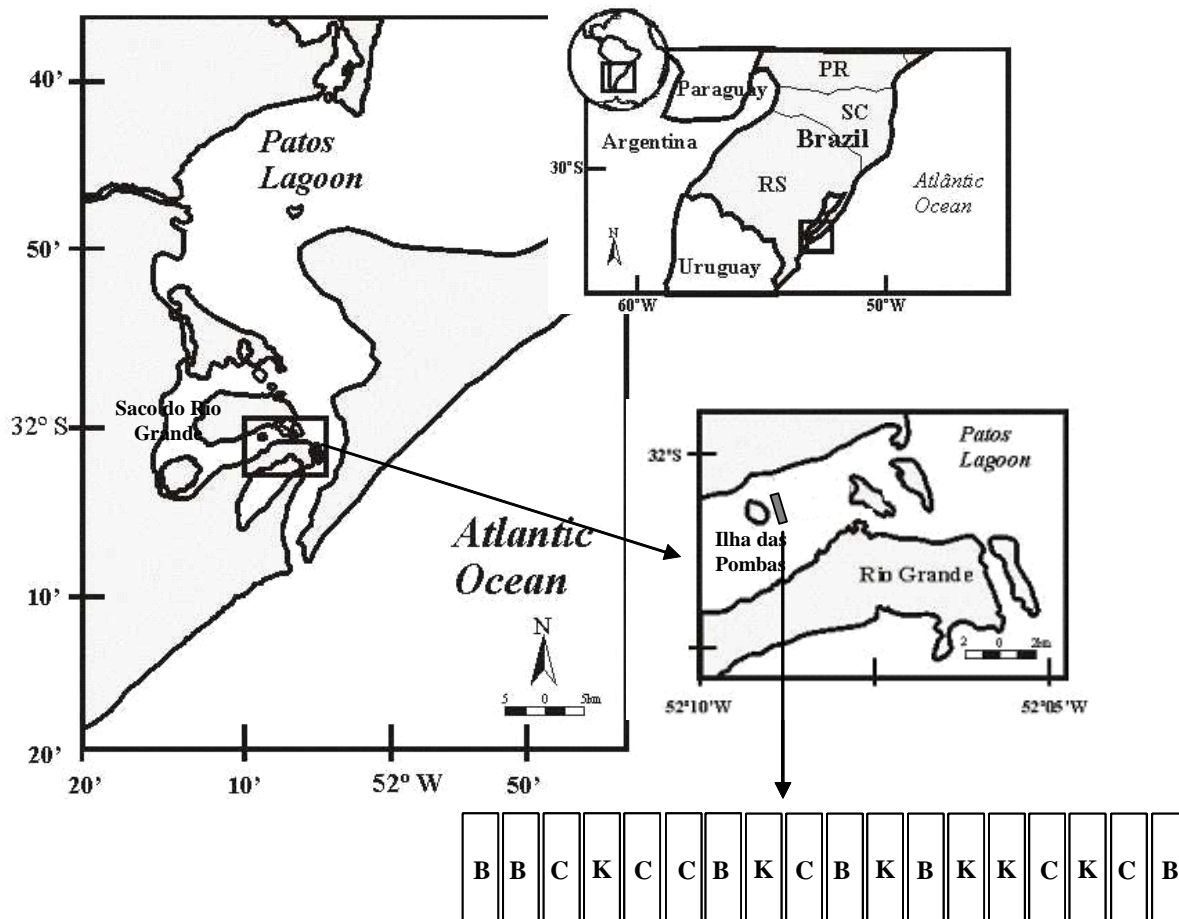


Figura 1 – Região estuarina da Lagoa dos Patos. Em detalhe a região de estudo próxima à Ilha das Pombas, no Saco do Arraial, e a disposição aleatória dos 18 blocos determinadas para os arrastos experimentais. C = Controle; K= Rede de Coca e B = Rede de Berimbau.



Figura 2 – Rede de Coca. Foto Ramon Benedet.



Figura 3 – Rede de Berimbau. Foto Ramon Benedet.

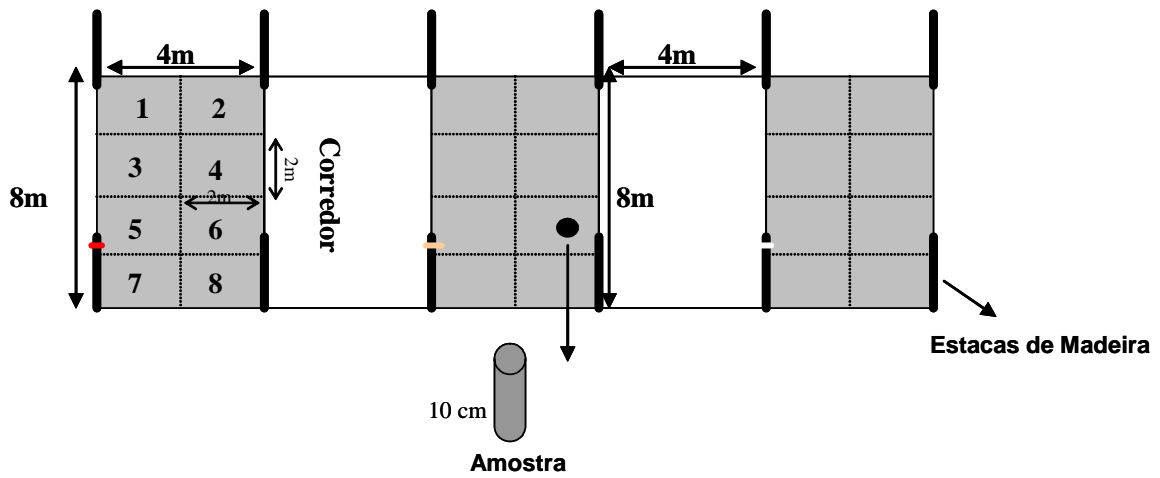


Figura 4 – Blocos de 8x4 m delimitados por estacas de madeira para a realização dos arrastos com as diferentes redes de arrasto. Cada bloco foi dividido internamente em 8 quadrados onde as amostras do macrobentos e do sedimento foram tomadas durante as sete etapas do experimento.

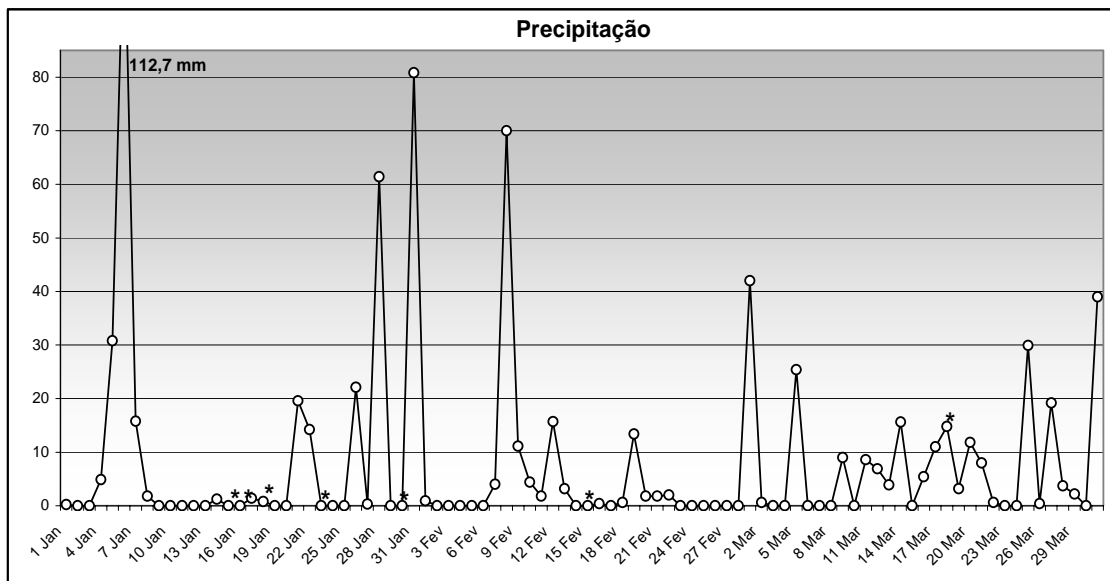


Figura 5 – Precipitação durante o período amostral. Asteriscos (*) representam o dia das amostragens.

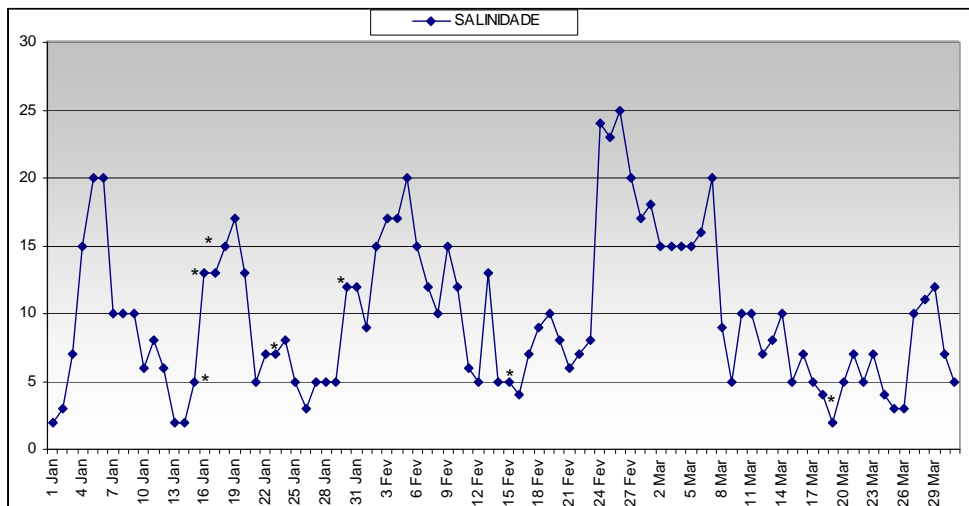


Figura 6– Salinidade durante o período amostral. Asteriscos (*) representam a salinidade no dia das amostragens.

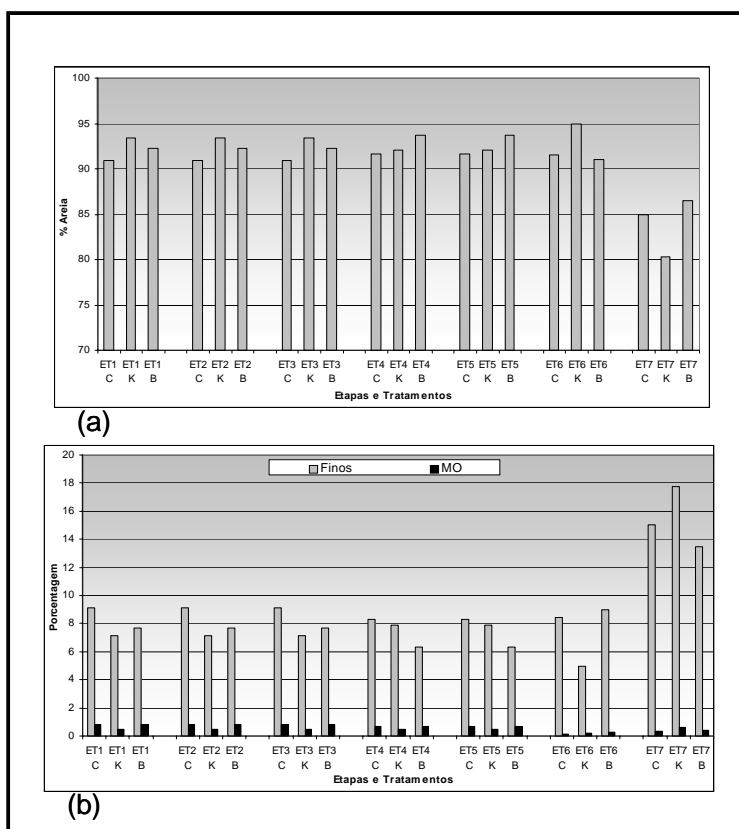


Figura 7 – Porcentagem de areia (a), sedimentos finos e matéria orgânica (b) do sedimento nos tratamentos Controle (C); Rede de Coca (K) e Rede de Berimbau (B) durante as sete etapas do experimento (ET).

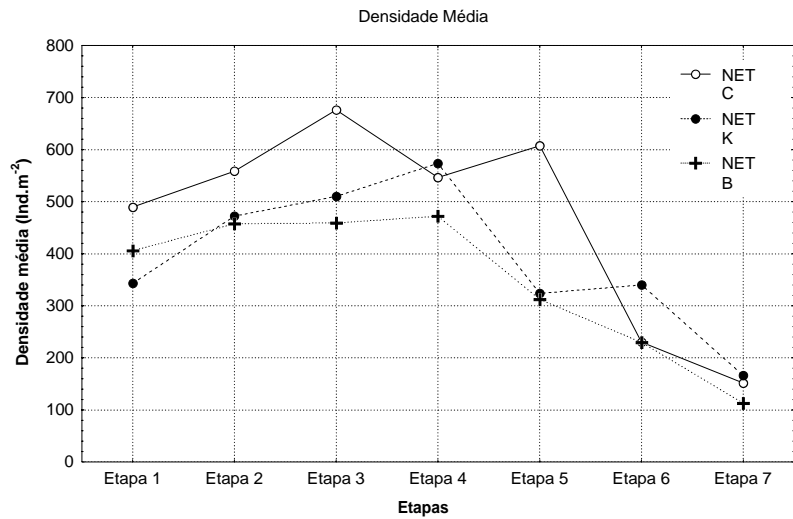


Figura 8 – Densidade média (Ind.0,008m⁻²) do total da macrofauna bentônica ao longo das sete etapas do experimento. C=Tratamento Controle. K=Tratamento com Rede de Coca e B= Tratamento com Rede de Berimbau

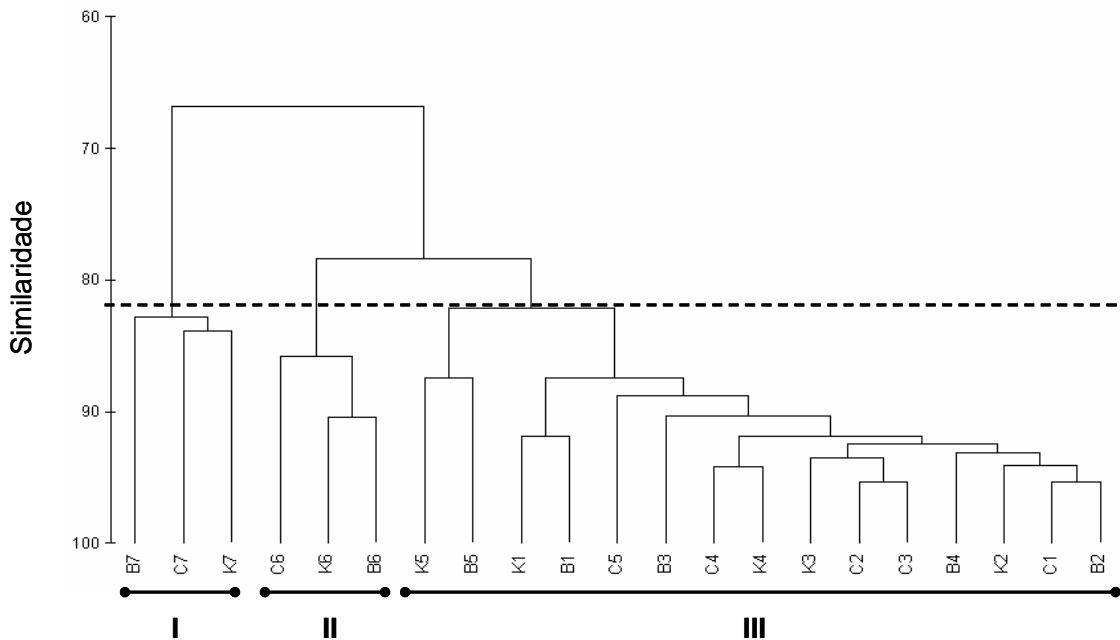


Figura 9 – Análise de Classificação baseado no índice de similaridade de Bray Curtis . Similaridade entre os tratamentos durante as sete etapas amostrais. C=Tratamento Controle; K=Tratamento com rede de Coca e B= Tratamento com rede de Berimbau.

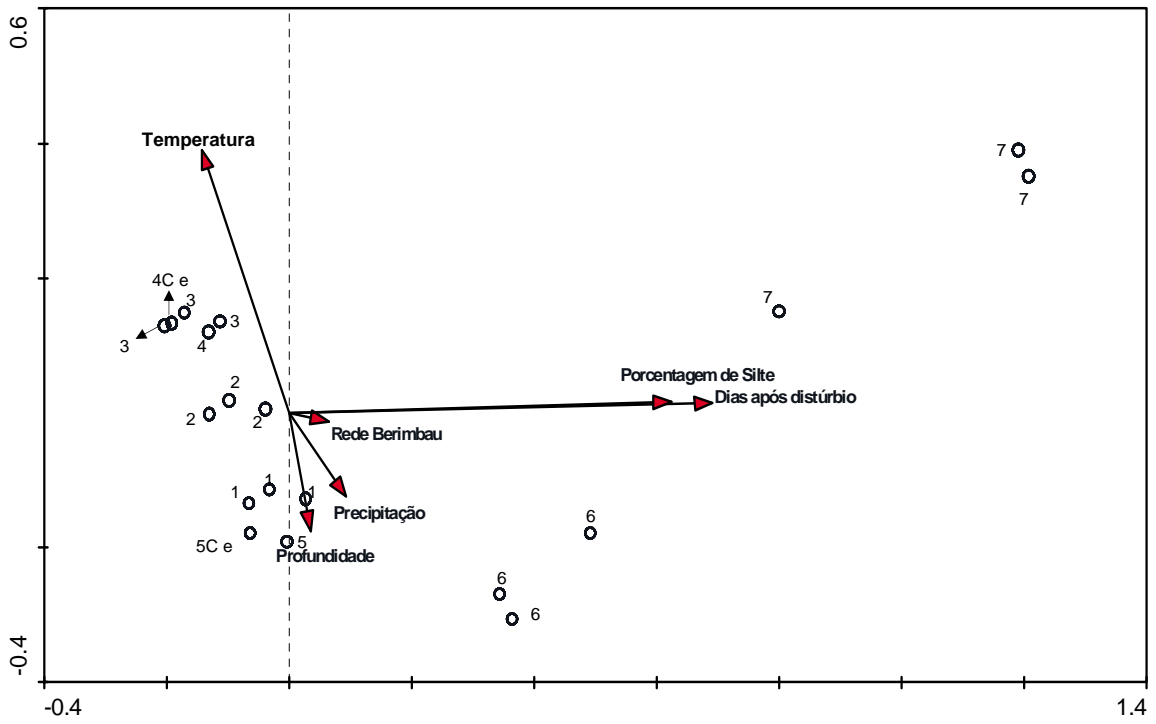


Figura 10 - Ordenação (ACC) das etapas (de 1 a 7) e tratamentos (C=Controle; K=rede de Coca e B= rede de Berimbau) com referência às variáveis ambientais medidas.

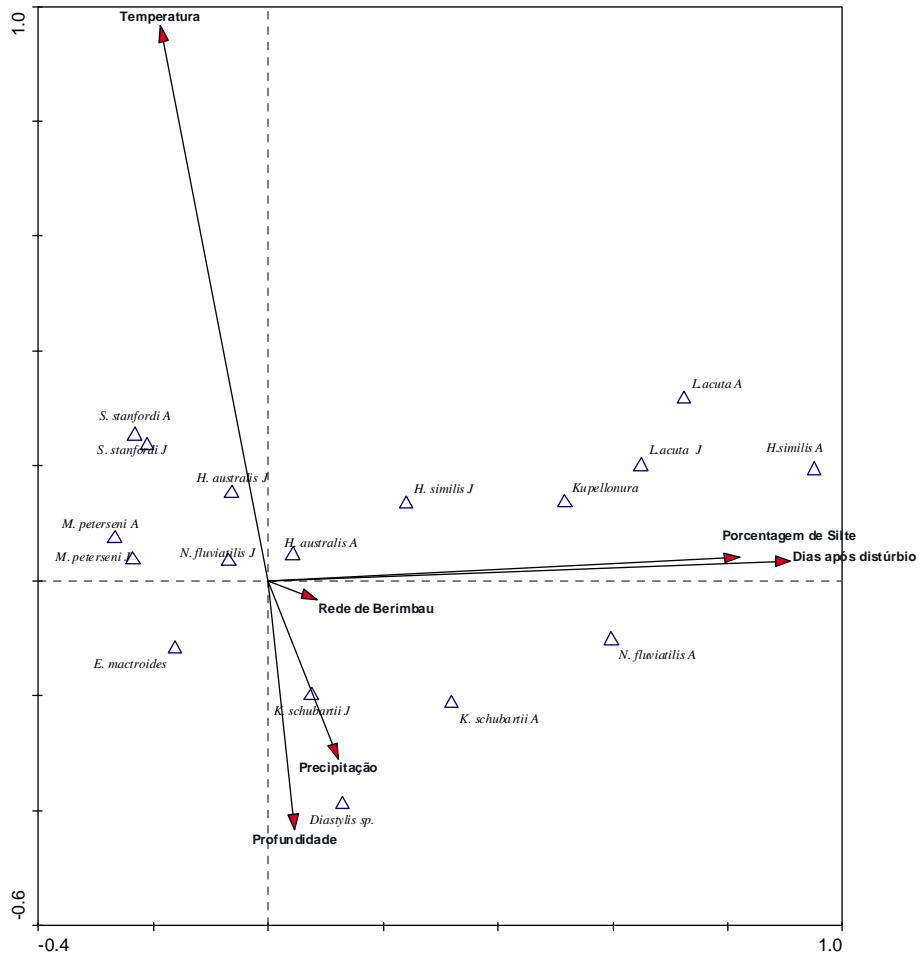


Figura 11 – Ordenação das etapas e tratamentos com referência às variáveis ambientais medidas (ACC). Números de 1 a 7 referem-se às 7 etapas do experimento. C= Controle; K= Tratamento com rede de Coca e B = Tratamento com rede de Berimbau

CAPÍTULO 2 - DINÂMICA DE CURTO PRAZO DA ASSOCIAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA REGIÃO ESTUARINA DA LAGOA DOS PATOS E SUA RELAÇÃO COM PARÂMETROS AMBIENTAIS

2.1. INTRODUÇÃO

Comunidades faunísticas variam em diferentes escalas espaciais e temporais. A identificação de relevantes escalas de variabilidade no espaço e no tempo é um pré-requisito para a compreensão de fatores e processos que geram os padrões biológicos nos ecossistemas (Levin, 1992).

O acompanhamento espaço-temporal da estrutura das associações de macroinvertebrados bentônicos tem sido amplamente utilizado em programas de caracterização e monitoramento ambiental (Canfield *et al.*, 1994; Clarke & Warwick, 1994; Weisberg *et al.*, 1997), no entanto, podem surgir problemas na interpretação dos dados obtidos neste tipo de estudo, tais como, a identificação e a distinção dos efeitos dos poluentes em relação aos decorrentes da variabilidade natural do ambiente (Morrisey *et al.*, 1992; Clarke & Warwick, 1994). Neste caso, torna-se relevante o acompanhamento temporal da estrutura das associações de macroinvertebrados e das variações naturais do ambiente em várias escalas, a fim de detectar as flutuações naturais do macrobentos, ajudando a discriminação da variabilidade induzida por perturbações antrópicas.

Há muito tem sido estudada a variação temporal na estrutura das associações de invertebrados bentônicos nos ambientes marinhos e estuarinos, especialmente relacionados às variações sazonais e interanuais (Petti & Nonato, 2000; Ysebaert & Herman, 2002; Rossi, 2003; Carvalho *et al.*, 2005; Santos & Pires-Vanin, 2004). Variações sazonais são reflexo dos processos de recrutamento larval, emigração/imigração e mortalidade dos organismos. A identificação dos padrões de flutuação sazonal dos invertebrados costeiros nem sempre é simples e previsível e pode variar com o modo de vida dos organismos, tamanho da área, hidrografia, propriedades do sedimento e o desenho amostral empregado. Em adição, predação e competição exercem sua própria influência nos padrões sazonais (Maurer *et al.*, 1979).

Na maioria dos estuários, os fatores físico-químicos variam de modo bastante previsível em escalas horárias a sazonais, pois estes são, em grande parte, controlados por marés regulares ou ciclos sazonais de descargas (Wolfe & Kjerfve, 1986). Ao contrário, na região estuarina da Lagoa dos Patos, como em outras lagunas “estranguladas” e com amplitude de maré negligível, os parâmetros físico-químicos dependem marcadamente do vento e da pluviosidade (Garcia, 1998). O padrão de precipitação pluviométrica também tende a variar de um ano para outro devido a influência dos fenômenos *El Niño* e *La Niña*. Como consequência, as variações imprevisíveis de curto-prazo de fatores físico-químicos, suas amplas oscilações sazonais e pronunciadas variabilidades interanuais tornam-se importantes fatores forçantes no estuário da Lagoa dos Patos (Seeliger *et al.*, 1998).

Análises da variabilidade sazonal da macrofauna bentônica da Lagoa dos Patos foram efetuadas nos estudos de Bemvenuti (1987b), Bemvenuti & Netto (1998) e Rosa (2003) onde marcadas flutuações sazonais e/ou interanuais na abundância dos organismos e

nas variáveis físico-químicas são descritas. Essas variações sazonais também foram verificadas na comunidade de zooplâncton (Montu, 1980), no crescimento de algas bentônicas (Coutinho & Seeliger, 1986) e na assembléia de peixes (Chao, *et al.*, 1987). As rápidas taxas de recolonização, pela macrofauna bentônica, a partir da defaunação do sedimento (Bemvenuti, 1998a) indicam que combinações complexas de fatores bióticos e abióticos controlam os padrões de recolonização, e reforçam a importância da variação de curto-prazo na abundância da associação macrobentônica na região estuarina.

Entretanto, pouco se conhece sobre os padrões de dinâmica de curto prazo da associação de invertebrados bentônicos da Lagoa dos Patos, uma vez que estes estão submetidos às condições climáticas e hidrológicas deste instável ambiente estuarino. Deste modo, o presente trabalho objetiva o acompanhamento temporal de curto prazo das associações de invertebrados bentônicos numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, relacionando-o às variações de parâmetros ambientais.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Área de Estudo

Com uma superfície de 10.227 km², a Lagoa dos Patos (Figura 1) é classificada como a maior laguna do tipo estrangulado do mundo (Kjerfve, 1986). Sua região estuarina ocupa 10% da área total da Laguna (Closs, 1965). Verão e outono (de dezembro a maio) são, geralmente, as estações mais secas.

A dinâmica das águas da Lagoa dos Patos é controlada por ciclos meteorológicos de curta e longa duração (Abreu & Castelo, 1998). A variação da maré dentro do estuário é limitada devido à baixa amplitude diurna da maré no Atlântico Sul adjacente (Kjerfve, 1986). Como consequência da reduzida influência da maré no canal de acesso e no estuário, a distribuição da salinidade não tem forte relação com a variabilidade da maré, mas correlaciona-se com intensidade e direção do vento, taxa de precipitação e com variações na descarga de água doce, em uma escala de horas a semanas (Castelo & Möller, 1978; Garcia, 1998).

O estuário apresenta variações diárias e até horárias de constituintes químicos (Baptista, 1984). Muitas vezes, não há mistura somente entre as águas originárias da laguna e as do oceano, mas também entre águas já oriundas de misturas anteriores. Além disso, a heterogeneidade fisiográfica do estuário, com canais profundos, zonas de águas rasas abertas e diferentes tipos de baías semifechadas, determina que cada ambiente apresente características físico-químicas próprias, com grandes variações sazonais e interanuais (Niencheski & Baumgarten, 1998).

O presente trabalho foi desenvolvido em uma área localizada na enseada Saco do Rio Grande, num plano raso em frente à margem leste da Ilha das Pombas (Lat. 32° 01' 505" S, Long. 052° 07' 708" W), na região estuarina da Lagoa dos Patos (Figura 1). O Saco do Rio Grande é a maior enseada estuarina da Lagoa dos Patos, apresentando uma alta diversidade de habitats, como fundos de gramíneas, macroalgas e fundos não vegetados; sendo considerada uma área de criação, alimentação e proteção de variadas espécies de peixes e invertebrados de importância ecológica e econômica na região (Garcia *et al.* 1996; Garcia & Vieira, 1997; Kapusta & Bemvenuti, 1998)

2.2.2. Desenho Amostral

A variabilidade temporal de curto prazo da macrofauna bentônica foi acompanhada durante três períodos: 1) durante um período no verão de 2002; 2) durante um período no verão de 2004; e 3) durante um período entre o final do verão e o outono de 2004 (Tabela 1). O acompanhamento temporal de curto prazo, em cada um dos períodos, foi realizado em 7 etapas, através de amostragens em intervalos de 1, 2, 4, 8, 16 e 32 dias após a amostragem inicial (dia 0 – Etapa 1); sendo realizados entre os dias 15 de janeiro e 18 de março de 2002 e 2004 e ainda entre os dias 02 de março e 03 de maio do ano de 2004. As datas em que as amostragens foram realizadas encontram-se na Tabela 2. Com as informações disponíveis, realizou-se também a comparação interanual das associações de macroinvertebrados bentônicos entre o período de verão de 2002 e o período de verão de 2004.

Amostragens realizadas durante o verão de 2003 revelaram densidades extremamente reduzidas e um baixo número de espécies da macrofauna bentônica na região estuarina. Por ter apresentado características biológicas muito específicas e atípicas neste período do ano, estes dados não foram considerados. As características da associação bentônica encontrada durante o verão de 2003 podem ter sido influenciadas pelo fenômeno meteorológico *El Niño* de 2002-2003, o qual influencia o regime pluviométrico no sul do Brasil (Garcia *et al.*, 2003). Os valores de salinidade registrados durante esta ocasião revelaram longos períodos de permanência de água doce (salinidade 0) na região estuarina, assim como um incremento na hidrodinâmica.

2.2.3. Variáveis Biológicas

Em cada etapa foram extraídas 6 amostras da macrofauna bentônica com um tubo extrator de 10 cm de diâmetro, enterrado até a profundidade de 10 cm no interior do sedimento. As amostras biológicas foram peneiradas no campo com uma malha de 0,3 mm de abertura de poros e fixadas com formalina à 10% na água do próprio ambiente. No laboratório, o material biológico foi corado com Rosa de Bengala.

Durante o processo de triagem em laboratório, com o auxílio de um microscópio estereoscópio, a vegetação macrófita e os macroinvertebrados foram separados do sedimento e preservados em etanol 70%. Os indivíduos foram quantificados em densidade pelo número de indivíduos por $0.008/m^2$ e identificados de acordo com as classes de tamanho descritas no quadro abaixo:

Espécies	Classe 1	Classe 2
<i>Heteromastus similis</i>	>5mm	≤ 5mm
<i>Laeonereis acuta</i>	>6mm	≤ 6mm
<i>Nephtys fluviatilis</i>	>6mm	≤ 6mm
<i>Kalliapseudes schübartii</i>	>6mm	≤ 6mm
<i>Munna peterseni</i>	>1mm	≤ 1mm
<i>Sinelobus stanfordi</i>	>1mm	≤ 1mm
<i>Heleobia australis</i>	>2mm	≤ 2mm

O peso úmido da vegetação foi obtido através da secagem do material em papel filtro (por duas horas) em ambiente natural e posterior pesagem em balança de precisão.

2.2.4. Variáveis Ambientais

Em cada etapa foram também coletadas duas amostras de sedimento para a caracterização granulométrica. A determinação das proporções de areia, silte e argila do sedimento foram efetuadas pelo peneiramento do material grosseiro (diâmetro > 0,062 mm) e pipetagem dos finos (diâmetro < 0,062 mm), como proposto por Suguio (1973). O teor de matéria orgânica foi determinado através do método de perda de peso após calcinação (Walkley & Black, 1934).

Dados diários de profundidade e salinidade da água superficial do Saco do Arraial foram obtidos através do projeto “Estuário da Lagoa dos Patos e Área Costeira Adjacente”, PELD – Programa Ecológicos de Longa Duração, Site 8 – FURG. Também através deste projeto, foram obtidos níveis topográficos mensais (durante 2002) e quinzenais (durante 2004) na mesma região em que este estudo se desenvolveu. As medidas foram tomadas em três locais, ao redor de postes fixados e nivelados por teodolito em terra. Utilizando-se um equipamento denominado nível de mangueira, foram registradas quatro medidas ao redor de cada um dos três locais (Norte, Sul, Leste e Oeste) com o objetivo de avaliar os efeitos da hidrodinâmica sobre a erosão e/ou assoreamento do substrato.

Taxas de precipitação pluviométrica diária foram obtidas junto à estação meteorológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Dados horários de temperatura, velocidade e direção do vento foram fornecidos pela Praticagem da Barra de Rio Grande, através do Prático, Oceanólogo Alcione Barros.

2.2.5. Análise dos Dados

Os dados horários de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e velocidade do vento (m/s) foram transformados em médias diárias enquanto que a direção horária dos ventos foi resumida na direção predominante diária. Para a representação gráfica da direção dos ventos predominantes, estes foram descritos como graus radianos variando entre 0 (direção N) e 337,5 (direção NNW). Para a descrição dos dados pluviométricos, utilizou-se a precipitação total diária. As quatro medidas mensais do nível topográfico tomadas nos três pontos de coleta foram reduzidas a uma medida média por ponto. Para a composição granulométrica dos sedimentos, utilizou-se a média das duas amostras tomadas em cada etapa do experimento.

2.2.5.1. Dinâmica de Curto Prazo

Os dados biológicos foram analisados utilizando-se combinação de métodos uni e multivariados. A estrutura da associação macrobentônica foi analisada em relação à riqueza de espécies (expressa em número de espécies), densidade ($\text{ind} \times 0,008 \text{ m}^{-2}$), índice de diversidade (Shannon-Wiener (H') (\log_e) e equitatividade de Pielou (J'). Estas variáveis foram calculadas para cada réplica amostral como auxílio do software PRIMER v5.0.

A similaridade entre etapas, dentro de cada período amostral, foi analisada por técnicas multivariadas de classificação baseados no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis após a transformação dos dados biológicos (Raiz quadrada). A técnica ANOSIM ($p < 0,05$) foi utilizada para discriminar as etapas. Espécies que contribuíram para a

similaridade e dissimilaridade entre etapas foram determinadas através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER).

2.2.5.2. Variação Interanual

Para análise da variação interanual de alguns parâmetros ambientais (porcentagem de areia, sedimentos finos e matéria orgânica no sedimento, assim como nível topográfico), utilizou-se ANOVA ($p < 0,05$), considerando as sete etapas de cada período amostral como réplicas. As análises foram realizadas com o auxílio do programa STATISTICA v5

Os dados biológicos foram analisados utilizando-se combinação de métodos uni e multivariados. A estrutura da associação macrobentônica foi analisada em relação à riqueza de espécies (expressa em número de espécies), densidade ($\text{ind} \times 0,008 \text{ m}^{-2}$), índice de diversidade (Shannon-Wiener (H') (\log_e) e equitatividade de Pielou (J').

A similaridade entre períodos amostrais (período amostral de 2002 e dois períodos amostrais em 2004) foi analisada por técnicas multivariadas de classificação baseados no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis após a transformação dos dados biológicos (Raiz quadrada). Para a comparação entre etapas e períodos, as réplicas de cada etapa foram somadas e a técnica ANOSIM ($p < 0,05$) foi utilizada. Espécies que contribuíram para a similaridade e dissimilaridade entre etapas e períodos foram determinadas através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Dinâmica de Curto Prazo

2.3.1.1. Variáveis Ambientais

Salinidade

Durante o período amostral de 2002 (Verão de 2002), os valores diários da variável salinidade oscilaram entre 2 e 25 (Figura 2). Os valores registrados nos dias de amostragem estão representados na Tabela 2 e na Figura 2. Observa-se elevada variação nos valores diários de salinidade durante o período. No entanto, após a Etapa 6 (15 de Fevereiro), registrou-se significativa salinização das águas, onde esta variável alcançou valores de até 25, permanecendo seus registros elevados por 12 dias consecutivos.

No primeiro período amostral de 2004 (Verão de 2004) a salinidade variou entre 0 e 35 (Figura 3). Do dia 1 ao dia 15 de Janeiro de 2004 (Etapa 1), os registros desta variável foram bastante reduzidos, oscilando entre 0 e 5, permanecendo baixos durante as 4 primeiras etapas deste período amostral. A partir da Etapa 5 (30/01) registrou-se incremento nos valores diários de salinidade. No entanto, após a Etapa 6 (15/02) observou-se um período de intensa salinização das águas estuarinas, sendo registrado valores de até 33 de salinidade (Figura 3).

No segundo período amostral de 2004 (Verão-Outono 2004), a salinidade diária registrada variou entre 5 e 35 (Figura 4). Os valores desta variável oscilaram, entre 5 e 14

nos primeiros dias do mês de março (incluindo as três primeiras etapas deste período amostral). Após a Etapa 3 , observa-se elevada salinização das águas do estuário, sendo registrado valores de até 35 (dia 20/03) (Figura 4).

Temperatura

No ano de 2002 os valores de temperatura da água registradas em Janeiro oscilaram entre 21 e 25 °C (media mensal = 23,5 °C), entre 20 e 29 °C no mês de Fevereiro (media mensal = 23 °C) e entre 19 e 30 °C em Março (media mensal = 24 °C).

Para o ano de 2004 os registros de temperatura da água variaram entre 18 e 26 °C no mês de Janeiro (média mensal = 23 °C), entre 20 e 27 °C no mês de Fevereiro (média mensal = 23,2 °C), entre 21 e 25 °C durante março (média mensal = 22,9 °C). e entre 14 e 25 °C no mês de Abril (média mensal = 20,7 °C).

Níveis Topográficos

Medidas mensais do nível do sedimento realizadas pelo programa PELD no ano de 2002, revelaram erosão de, pelo menos, 6 cm entre o final de dezembro (28/12) e o final do mês de Janeiro (29/01). Já as medidas efetuadas em fevereiro (25/02) evidenciaram grande deposição de sedimentos, pois houve um acréscimo entre 6 e 10cm em relação ao mês anterior. De fevereiro a março, a diferença das medidas de nível indicou um assoreamento entre 2 e 3 cm.

As medidas quinzenais tomadas durante o período amostral de 2004 evidenciaram pouca diferença na topografia de fundo, variando entre 0,67 cm e 2,1 cm, tanto relacionado à erosão quanto à deposição de sedimentos.

Profundidade da Coluna D'água

Os valores de profundidade da coluna d'água no momento das coletas estão representados na Tabela 2. Através da Figura 6, observa-se os valores diários da profundidade durante o período amostral de 2002, com exceção dos valores do mês de Janeiro, os quais não foram registrados devido à dificuldades técnicas. No período entre Fevereiro e Março de 2002, a profundidade da coluna d'água na enseada variou, aproximadamente entre 10 e 90 cm. Durante o primeiro período amostral de 2004, os registros de profundidade variaram entre 5 e 70 cm, enquanto que no segundo período amostral de 2004, estes valores oscilaram entre 5 e 65, aproximadamente (Figura 7).

Precipitação

As precipitações médias durante o período amostral de 2002, referente às duas quinzenas de Janeiro foram de 11,2 e 12,5 mm. No total foram quantificados 368mm de chuva no mês de Janeiro, divididos em 15 dias chuvosos. As médias quinzenais de pluviosidade do mês de fevereiro de 2002 foram de 7,4 e 1,5 mm. Dos 15 dias anteriores à amostragem realizada neste mês (do dia 31 de Janeiro ao dia 14 de fevereiro), ocorreram 9 dias consecutivos de chuva, com um total de 192 mm, o que se refletiu na salinidade a qual decresceu de 20 para 5. Entre os dias 15 de fevereiro (etapa 6) e 18 de março (etapa 7) foram registrados 17 dias chuvosos com uma precipitação pluviométrica total de 163 mm. Em março os valores médios quinzenais de pluviosidade alcançaram 7,5 e 9,3 mm.

A precipitação média registrada nas duas quinzenas de janeiro de 2004 foi de 1,3 e 0,91 mm. A pluviosidade neste mês foi bem menor do que a registrada no mesmo período do ano de 2002 e, apesar dos 11 dias chuvosos deste mês, o total acumulado de chuvas foi

de apenas 34mm. Em fevereiro de 2004, a pluviosidade média da primeira quinzena de fevereiro foi de 2,47 mm enquanto foi quantificado 0,1 mm na segunda quinzena. Estes níveis pluviométricos foram bem inferiores aos registrados para o mesmo período do ano de 2002, sendo apenas registrados 7 dias chuvosos em todo o mês (total de 38mm de chuva). Em março, o mais seco dos períodos amostrais, os valores médios quinzenais de pluviosidade foram de 1,02 e 0,45 mm. Dos 7 dias de chuvosos deste mês, 6 deles foram entre dias 13 a 18, totalizando um total de 22,3 mm de chuva. Os níveis pluviométricos foram mais elevados no mês de abril comparados aos meses anteriores deste ano (total: 94 mm) distribuídos em 10 dias chuvosos, sendo 2,88 e 5,56 mm os valores quinzenais médios de chuva.

Através da Figura 8 observa-se a taxa pluviométrica total nas quatro estações do ano entre 2001 e 2004. Observa-se que durante os verões de 2002 e 2003 a precipitação foi bastante elevada comparada aos demais. Também é possível observar o prolongado período chuvoso durante todo o ano de 2002, que se estendeu até o verão de 2003.

Intensidade e Direção dos Ventos Predominantes

A direção predominante dos ventos em Janeiro de 2002 foi NE e ENE onde os maiores registros de velocidade média dos ventos (acima de 8 m.s^{-1}) coincidiram com ventos do quadrante NE. Em fevereiro, a direção dos ventos predominantes foi LESTE, ESE e NE. Neste mês, os ventos mais fortes (acima de 8 m.s^{-1}) foram, em sua maioria, os de direção LESTE e ENE. No período de 18 a 20 de fevereiro (período posterior à etapa 6 e anterior à etapa 7) registraram-se as máximas intensidades de ventos do período amostral

de 2002 (ventos de até $12,3 \text{ m.s}^{-1}$) nas direções NE e ENE (Figura 9). Em março de 2002, os ventos mais frequentes foram nas direções NE, NNE e N. Ventos fortes, acima de 8 m.s^{-1} , foram observados somente nos primeiros 4 dias deste mês (Figura 9).

Assim como no ano de 2002, os ventos predominantes em Janeiro de 2004 foram os de direção ENE, E e NE, tendo também como característica a alta relação de ventos mais fortes com a direção do quadrante Nordeste. Os ventos registrados em fevereiro foram distribuídos entre várias direções (Figura 10). Entretanto a maior frequência de ocorrência continuou a ser ventos NE e ENE. A maior frequência de ocorrência dos ventos registrados para o mês de março foi nas direções ENE, NE e E. No entanto, ventos nas direções ESE e SE também foram frequentes, quando comparados aos meses anteriores. Observa-se que a partir do dia 8 deste mês, ventos SSE, S, ESE, SE e E predominam e concordam com períodos de intensa salinização no estuário (na maioria salinidades entre 20 e 30) (Figura 11). A salinidade alcançou os mais altos valores, com registros de até 35, após dias consecutivos de ventos SE, S e SSE. Como descrito para a maioria dos meses, também em abril os ventos predominantes foram os de direção ENE, NE, NNE e E.

Granulometria e Teor de Matéria Orgânica no Sedimento

O percentual de areia no sedimento coletado durante as seis primeiras etapas do acompanhamento temporal durante o verão de 2002 variou pouco (de 90,9 a 91,68 %). Na última etapa (Etapa 7), a porcentagem de areia foi menor, sendo registrado 84,9%. Já durante 2004 as concentrações de areia alcançaram valores entre 94,7 e 97,9% no primeiro período de amostragens e variaram entre 91,9 e 96,5% no segundo período de 2004 (Figura 12a).

A porcentagem de sedimentos finos não variou muito durante o período amostral de 2002, com exceção da última amostragem (Etapa 7). Nas seis primeiras etapas a porcentagem de sedimentos finos (silte e argila) variou entre 8,3 e 9 % enquanto que, foi registrado 15 % deste material nos sedimentos da Etapa 7. No primeiro período de amostragens de 2004, a porcentagem de partículas finas no sedimento foi variou entre 2,02 e 5,27% enquanto que no segundo período do mesmo ano, este valores oscilaram entre 3,09 e 8,09% (Figura 12b)

Os teores de matéria orgânica do sedimento nas cinco primeiras etapas do acompanhamento de 2002 alcançaram valores entre 0.66% e 0.83%. Nas etapas 6 e 7 os teores e matéria orgânica observados diminuíram para 0.14 e 0.34 % respectivamente. No primeiro período de amostragens de 2004, o percentual de matéria orgânica encontrado no sedimento alcançou o valor máximo de 1,24 % (etapa 6) e um mínimo de 0,46% (Etapa 7), enquanto que a maioria dos registros esteve próximo aos 0,7% . Já no segundo período amostral de 2004, os percentuais desta variável alcançaram um valor máximo de 2,3 % (Etapa 7) e um mínimo de 0,46% (etapas 4 e 5), enquanto os demais registros de matéria orgânica no sedimento foram em torno de 1% (Figura 12b).

2.3.1.2. Estrutura das Comunidades Macrobentônicas

Medidas Univariadas

O número de espécies em cada uma das 7 etapas dos períodos amostrais variou entre 9 e 12 em 2002 ; entre 8 e 11 no primeiro período amostral de 2004 e entre 6 e 10 no segundo período de 2004. A densidade média registrada nas etapas de 2002 oscilou entre

152 ind.0,008 m⁻² (Etapa 7) e 676 ind.0,008 m⁻² (Etapa 3), enquanto que no primeiro período amostral de 2004 foi registrado um valor mínimo de 63 ind.0,008 m⁻² (Etapa 7) e máximo de 131 ind.0,008 m⁻² (Etapa 1). No segundo período amostral de 2004 a densidade do macrozoobentos variou entre 63 ind.0,008 m⁻² (etapa 5) e 126 ind.0,008 m⁻² (Etapa 7) (Tabelas 3, 4 e 5).

Os índices de diversidade variaram entre 1.5 e 1.9 no ano de 2002, enquanto que nos períodos amostrais de 2004 esses valores oscilaram entre 1,1 e 1,4. Os índices de equitatividade registrados não variaram muito entre os três períodos amostrais, sendo registrados valores entre 0,7 e 0,9 (Tabelas 3, 4 e 5).

Algas e Gramíneas Submersas

As algas filamentosas, especialmente *Enteromorpha sp.*, e a fanerógama *Ruppia maritima*, que foram encontradas somente durante o acompanhamento de curto-prazo de 2002, ocorreram em forma de pequenas manchas com alta variabilidade espacial (Tabela 2).

Estrutura da Associação Macrozoobentônica: Verão 2002

Em base às análises multivariadas dos dados biológicos (Figura 13a) foi possível identificar dois grupos principais, onde as duas últimas etapas (etapas 6 e 7 – Grupo 2) separam-se das demais (Grupo 1) em um nível de similaridade de aproximadamente 65%. Alta similaridade, em torno de 80%, foi observada entre todas as réplicas das cinco primeiras etapas (Grupo 1). As mais altas dissimilaridades foram encontradas entre

qualquer combinação das etapas 6 e 7 e as demais, alcançando valores de R entre 0,47 (Etapa 6 x Etapa 7) e 0,93 (Etapa 3 x Etapa 6), altamente significativas ($p < 0,4\%$ ANOSIM).

Os dois maiores grupos identificados na análise quando contrastados através de ANOSIM revelaram grandes diferenças na estrutura da associação bentônica ($R=0,87$ $P=0,1\%$). Biologicamente, as etapas de 1 a 5 foram caracterizadas por densidades mais elevadas, tendo como espécies típicas (SIMPER) *Kalliapseudes schubartii* (Classe 2), *Erodona macroides*, *Munna peterseni* e *Sinelobus stanfordi* (Classe 2) (Figura 14d e 15). As etapas 6 e 7 foram caracterizadas por menores densidades da fauna, sendo adultos de *Heteromastus similis* e *K. schubartii* as espécies típicas (Figura 14a e 15b).

As espécies que mais contribuíram para a diferença (dissimilaridade) entre os dois grupos identificados no cluster (SIMPER), foram indivíduos das classes de tamanho 1 e 2 das espécies epifaunais *Heleobia australis*, *M. peterseni* e *S. stanfordi* e da espécie cavadora superficial *E. macroides*, as quais foram mais abundantes nas etapas de 1 a 5.

Estrutura da Associação Macrozoobentônica: Primeiro Período Amostral de 2004

Através das análises multivariadas observou-se a formação de 2 grupos a partir de um nível de similaridade em torno de 67% (Figura 13b). O primeiro agrupamento incluiu as réplicas das etapas amostrais de 1 a 4 e ainda, quatro réplicas da etapa 5 e metade das réplicas da etapa 6. O segundo agrupou as réplicas da etapa 7 e ainda o restante das réplicas das etapas 5 e 6. Os dois grupos identificados na análise quando contrastados através de ANOSIM revelaram pronunciadas diferenças na estrutura da associação bentônica ($R=0,71$ $p=0,1\%$).

No entanto, através da análise de ANOSIM realizada par a par (entre etapas), as diferenças significativas foram apenas encontradas entre qualquer combinação da etapa 7 e das etapas de 1 a 5, registrando-se valores de R entre 0,58 (Etapa 7 x Etapa 5) e 0,90 (Etapa 7 x Etapa 3), altamente significativos ($p < 0,6\%$). Das 17 combinações par a par restantes na análise de similaridade, 13 não foram significativas, com valores de “R” bastante reduzidos.

As dissimilaridades entre etapa 7 e as demais (SIMPER) foram relacionadas, especialmente, à maiores densidades de juvenis do poliqueta comedor de depósito, *Laeonereis acuta* (Figura 14b); e também pela redução de juvenis das espécies *Heteromastus similis*, *Nephtys fluviatilis* e *Heleobia australis* (Figura 14a,c e 15a; Tabela 4). A porcentagem acumulada da contribuição destas espécies para a dissimilaridade entre etapas variou entre 48 a 63%.

Estrutura da Associação Macrozoobentônica: Segundo Período Amostral de 2004

Com base nas análises multivariadas, observou-se a formação de 2 grupos principais em um nível de similaridade de 65% (Figura 13c). O menor deles (Grupo 1) foi referente a última etapa desta amostragem, enquanto o maior (Grupo 2) reuniu a grande maioria das demais etapas. Nas comparações entre a Etapa 7 e as demais etapas desta segunda amostragem de 2004 (ANOSIM), esta diferença foi evidente através de valores de “R” elevados (entre 0,67 e 0,97) e níveis estatísticos significativos ($p < 0,05$).

A densidade média do Grupo 2 variou pouco nas seis primeiras etapas (entre 55,5 ind/ 0,008 m²(etapa 6) e 82 ind/ 0,008 m² (etapa 2)). Na última etapa (etapa 7) registrou-se

um recrutamento expressivo do poliqueta *Laonereis acuta* (Figura 14b). Densidades mais elevadas das duas classes de tamanho deste poliqueta foram o principal fator a influenciar as diferenças entre a etapa 7 e as demais etapas deste período amostral (SIMPER).

2.3.2. Variação Interanual

2.3.2.1. Variáveis Ambientais

A média diária de temperatura durante o verão de 2002 variou, principalmente, entre 20 e 25 °C, assim como durante o primeiro período amostral de 2004 (Verão de 2004). O verão de 2002 foi mais chuvoso do que o verão de 2004, sendo observados 41 dias chuvosos no período de Janeiro a Março de 2002 e 25 dias de chuva no mesmo período do ano de 2004. O total acumulado de chuva para o período amostral de 2002 (entre 15 de Janeiro e 18 de março) foi de 723 mm, enquanto que para o mesmo período de 2004 foi de apenas 94mm.

A taxa de precipitação registrada (total) nas quatro estações do ano (Figura 8) revelou elevada quantidade de chuvas a partir do verão de 2002, a qual se prolongou até o verão de 2003. Este fato contribuiu para a reduzida salinidade encontrada no período (Figura 5). A precipitação durante o verão de 2004 foi bastante inferior ao registrado nos dois anos anteriores.

No geral, os valores registrados para a variável salinidade foram menores durante o período amostral do ano de 2002 em relação ao mesmo período de 2004, exceto para o mês de Janeiro (Figura 5). Observe que após o período amostral de 2002, há um longo período

de permanência de baixos registros de salinidade na região estuarina da Lagoa dos Patos (entre abril de 2002 e janeiro de 2003), provavelmente relacionado à elevada quantidade de chuvas registrada neste período (Figura 8).

Os sedimentos coletados durante o ano de 2002 apresentaram maior porcentagem de finos em comparação aos sedimentos coletados em 2004, sendo este mais arenoso (Figura 12a). Ambas variáveis foram significativamente diferentes entre anos (ANOVA $p < 0,05$). A proporção de matéria orgânica no sedimento foi semelhante entre os dois períodos de Janeiro a Março de 2002 e 2004, no entanto na comparação entre o período amostral de 2002 e o segundo período amostral de 2004, a porcentagem deste material foi ligeiramente mais elevada em 2004 (Figura 12b), chegando próximo ao nível de significância estatística. Os níveis topográficos tomados indicaram que o sedimento do ano de 2002 foi mais assoreado que o de 2004. Em 2002 a média dos níveis tomados foi de -8,5 cm, enquanto que em 2004, esta média decresceu para -12,5 cm. Essa diferença foi altamente significativa entre anos.

2.3.2.2. Variáveis Biológicas

As principais características biológicas que condicionaram a diferença interanual observada foram: a presença de vegetação macrófita submersa, maior abundância total de organismos da macrofauna bentônica, dominância de indivíduos juvenis e a dominância de crustáceos peracáridos no ano de 2002 (Figura 16). Também valores mais elevados dos índices univariados, principalmente a diversidade, foram mais elevados durante a

amostragem de 2002 (Tabelas 3, 4 e 5). A composição específica entre anos foi semelhante, no entanto a proporção de densidade entre as espécies foi diferente (Figuras 14 e 15).

Em geral, densidades mais elevadas foram registradas no verão de 2002 em comparação aos dois períodos amostrais de 2004. Os peracáridos *Munna petersenii*, *Kalliapseudes schubartii* e *Sinelobus stanfordi* foram as espécies mais abundantes no verão de 2002, enquanto que o poliqueta *Heteromastus similis* e o bivalvo *Erodona mactroides* dominaram a associação macrobentônica nas amostragens de 2004.

Em uma primeira aproximação, observa-se na Figura 17 a formação de dois grupos principais, os quais se destacaram em torno de 60% de similaridade. O grupo, à direita (Grupo 1), foi composto pelas sete etapas do período amostral de 2002 e o segundo grande grupo (Grupo 2) composto pelos dois períodos amostrais do ano de 2004. Em um mais alto nível de similaridade (em torno de 75%), cada grupo identificado *à priori* tendeu a formar subgrupos. O subgrupo 1 I foi composto pelas etapas 6 e 7 do período de 2002 (realizadas em fevereiro e março), enquanto o subgrupo 1 II agrupou as etapas de 1 a 5 (realizadas no mês de Janeiro). As etapas de 1 a 5 do primeiro período amostral de 2004 pertenceram ao subgrupo 2 II (realizadas em Janeiro), enquanto que todas as etapas do segundo período de 2004 (exceto a etapa 7), e ainda as etapas 6 e 7 do primeiro período amostral de 2004, compuseram o subgrupo 2 I (amostras realizadas nos meses de fevereiro, março e abril). A etapa 7 do segundo período de 2004 (mês de maio) pôde ser identificada como “subgrupo” 2 III.

Os resultados da análise de similaridade (ANOSIM), considerando os cinco “subgrupos” indicaram diferenças evidentes entre a estrutura da associação bentônica entre todos os subgrupos, com valores de “R” variando entre 0,86 e 1. Entretanto, as

comparações par a par considerando o sub grupo 2 III (com uma única etapa), não foram significativas ($p > 5\%$).

As espécies características de cada um dos cinco subgrupos (SIMPER) bem como a similaridade média dentro destes pode ser observada na Figura 17. A dissimilaridade entre os dois subgrupos do período amostral de 2002 quando comparados aos subgrupos dos períodos de amostragem de 2004, além das mais elevadas densidades da macrofauna bentônica em 2002, foram também devido à presença e a grande densidade dos crustáceos peracáridos (especialmente os de classe de tamanho 2), e do bivalvo *Erodona mactroides*. A maior contribuição para diferença entre os subgrupos 2 I, 2 II e 2 III (amostragens de 2004) foi devida às diferentes proporções das três espécies de poliquetas, *H. similis*, *L. acuta* e *N. fluviatilis* (especialmente os de classe de tamanho 2) que, com exceção de *L. acuta*, foram mais abundantes nas amostragens de Janeiro de 2004 (Subgrupo 2 II).

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. Dinâmica de Curto Prazo

Os resultados deste estudo evidenciaram que a estrutura da associação dos macroinvertebrados bentônicos estuarinos variou em diferentes escalas temporais. Foi possível detectar variação temporal nítida a partir de um intervalo entre 15 a 30 dias. No entanto, a maior variação biológica foi observada interanualmente. Tais variações parecem ter sido basicamente influenciadas por fatores ambientais.

Na região estuarina da Lagoa dos Patos, Capitoli *et al.* (1978) relacionaram um total de 15 espécies tipicamente estuarinas, sendo os planos infralitorais rasos dominados pela comunidade *Kalliapseudes schubartii* – *Erodona macrtoides*. Dentre as espécies estuarinas, destacam-se também pela frequência de ocorrência e abundância os poliquetos *Heteromastus similis*, *Nephtys fluviatilis* e *Laeonereis acuta*, todos integrantes da infauna, e o gastrópode epifaunal *Heleobia australis* (Capitoli *et al.*, 1978; Bemvenuti, 1987b, 1998b; Bemvenuti & Netto, 1998; Rosa-Filho & Bemvenuti, 1998a); espécies estas que estiveram presentes em todos os períodos de estudo (2002 e 2004).

As principais diferenças temporais de curto-prazo encontradas na estrutura da associação de invertebrados não foram tanto por variações na composição específica, mas sim na proporção das densidades das espécies e classes de tamanho em cada etapa e período amostral. Os resultados indicaram a semelhança da estrutura da associação macrobentônica nas cinco primeiras etapas de 2002 (Etapa 1 a 5), as quais caracterizaram-

se por altas densidades dos representantes da macrofauna (especialmente peracáridos) e dominância de organismos juvenis.

No entanto, após os intervalos de 15 e 30 dias (Etapa 6 e 7) a diferença na estrutura da associação bentônica foi evidente. Isto foi devido, principalmente, pela drástica redução no número de juvenis da grande maioria das espécies, especialmente do isópode epifaunal *Munna petersenii*, do tanaidáceo epifaunal *Sinelobus stanfordi*, do tanaidáceo infaunal *K. schubartii* e do bivalvo cavador superficial *E. mactroides*.

Os altos valores de densidade observados durante as etapas de 1 a 5 foram resultantes do processo de recrutamento da macrofauna durante o verão. Com o aumento da temperatura a partir do final da primavera, ocorre um aumento na atividade reprodutiva dos organismos resultando em densos recrutamentos nas enseadas estuarinas da Lagoa dos Patos (Bemvenuti, 1987a; 1998a).

As macrófitas, presentes no período amostral de 2002, também podem determinar condições favoráveis para a ocorrência de um maior número de indivíduos oferecendo proteção, oferta de habitat e alimento (Sergeev *et al.*, 1988; Schneider & Mann, 1991; Bolam *et al.*, 2000). As maiores densidades de anfípodes, isópodes e tanaidáceos nas enseadas da região estuarina da Lagoa dos Patos ocorrem na presença de refúgios naturais ou artificiais, formados por densa concentração de macroalgas ou gramíneas, e com a proteção no interior de artefatos de exclusão (Bemvenuti, 1987a; Geraldi, 1997; Aquino de Souza, 2001).

Durante o período de verão altas densidades de exemplares de pequeno porte, incluindo juvenis da infauna e a maioria dos peracáridos que vivem no epistrato, sofrem

uma forte predação por parte dos juvenis de peixes e crustáceos que utilizam as enseadas estuarinas da Lagoa dos Patos como locais de criação (Bemvenuti, 1987a). Este fato contribui para a redução das densidades do macrozoobentos nas enseadas estuarinas da laguna. Entretanto a queda drástica nos valores registrados nas últimas etapas do período amostral de 2002 parece ter sido resultante, principalmente, da interação de fatores meteorológicos e ambientais.

A este respeito, observa-se que no período de 31 de Janeiro a 15 de Fevereiro (intervalo de 15 dias entre etapas 5 e 6), foi quantificado um total 192 mm chuva, distribuídos em 9 dias chuvosos e 8 dias consecutivos de ventos com mais de 12 nós (máximo de 19 nós). Durante este período a profundidade da coluna d'água variou entre 15 cm e 50 cm. De acordo com Dyer *et al.* (2000), estudando os processos que influenciam a hidrodinâmica num plano lamoso no estuário Dollard (Holanda), quando os ventos excedem 11,6 nós (6 m s^{-1}) as ondas na coluna d'água atingem o limite suficiente para erodir o sedimento e aumentar a concentração do material em suspensão na coluna d'água.

Considerando a enseada rasa em que o estudo foi desenvolvido, ventos dessa magnitude combinados à grande quantidade de chuvas no período, podem ter gerado alta hidrodinâmica, a desestabilização do substrato e a remoção da epifauna, especialmente, *Heleobia australis*, *Munna peterseni* e *Sinelobus stanfordi*, os quais foram encontrados em densidades bastante reduzidas na etapa 6 (ano 2002). De acordo com estudos de Tamaki (1987), Palmer (1988), Posey *et al.* (1996), Eckman (1983) e Bouma *et al.* (2001) a alta hidrodinâmica pode resultar num aumento nas taxas de ressuspensão e transporte passivo dos organismos, principalmente das populações superficiais.

Indivíduos juvenis da infauna também estão sujeitos a remoção e desenterramento, visto que estudos realizados com invertebrados têm observado que juvenis de espécies infaunais enterram-se em profundidades menores que os adultos (Brown & McLachlan, 1990; Couto *et al.*, 1995, Krasnow & Taghon, 1997). Rosa-Filho & Bemvenuti (1998b) sugerem que indivíduos juvenis do tanaidáceo infaunal *K. schubartii*, que possuem tubos mais superficiais comparado aos adultos, estão sujeitos ao desenterramento, impedindo que populações desta espécie colonizem o Complexo Estuarino-Lagunar Tramandaí/Armazém (litoral norte do estado do Rio Grande do Sul). A dificuldade para a manutenção de populações estáveis do tanaidáceo neste ambiente seriam decorrentes da pouca profundidade (média de 1m), a alta energia de ondas geradas pelos ventos e substrato arenoso.

Além disso, é possível que as algas do gênero *Enteromorpha sp.* e a fauna à ela associada, possam ter sido transportadas da área de estudo para as áreas de canal acompanhando as correntes d'água, contribuindo também para a redução da densidade da epifauna. As espécies do gênero *Enteromorpha* são algas filamentosas que formam tufo que não se fixam sobre o sedimento podendo ser arrastadas pela hidrodinâmica e assim apresentar uma grande mobilidade. Através de um experimento de campo, Holmquist (1994) demonstrou que o deslocamento das algas promove o transporte dos organismos aderidos, podendo esta dispersão atingir até 100m de distância. Na enseada em estudo, em frente a Ilha das Pombas, Aquino de Souza (2001) sugere que *Enteromorpha clathrata* tenha promovido o transporte de espécies de peracáridos epifaunais, para planos não vegetados adjacentes.

Após a ocorrência de um sistema frontal polar (“frente –fria”) Geraldi (2002), constatou a presença de elevadas quantidades do bivalvo *E. mactroides* associado com algas e detritos depositados nas margens da enseada em estudo. O autor sugeriu que a disposição deste material ao longo das margens, acompanhando o contorno das mesmas, foi devida ao transporte de algas e dos bivalves associados através da hidrodinâmica.

Anteriormente à Etapa 7 (realizada em 18 de março), no período entre 16 a 20 de fevereiro registrou-se as máximas intensidades de ventos do período amostral de 2002 (máximo de 24 nós), na direções NE e ENE associados à uma profundidade média de 36cm de coluna d’água. Após este período, foram observados ventos de menor intensidade nos quadrantes NW e SW e posterior salinização das águas da região, alcançando valores de até 25 unidades. É possível que a alta intensidade de ventos dos quadrantes NE e ENE tenham gerado correntes d’água suficiente para ressuspender os sedimentos finos, os quais podem ter precipitado após o posterior evento de salinização observado. Medidas mensais do nível topográfico realizadas no final de mês de fevereiro (25 de fevereiro, após Etapa 6) evidenciaram forte sedimentação, entre 6 a 10 cm, quando comparadas aos níveis medidos no final do mês de Janeiro. Corroborando este fato, pôde-se observar que houve um incremento do porcentual de finos no sedimento coletado na Etapa 7, os quais quase dobraram em relação a etapa anterior (Etapa 6), representando 15% da composição sedimentar (Figura 12b).

De acordo com a ANOSIM, a redução na densidade de *E. mactroides* foi o principal fator que influenciou a dissimilaridade entre etapa 7 e as demais. A marcada redução na densidade deve ter sido influenciada pela mortalidade deste bivalvo devido às altas taxas de sedimentação das partículas finas do sedimento neste período. De acordo com Peddicord

(1980) e Barnes (1994), bivalvos com sífões curtos são sensíveis à situações de intensa deposição de silte e argila, apresentando severa mortalidade devido ao entupimento de suas estruturas filtradoras.

Geraldi (2002), estudando a dinâmica populacional de *E. mactroides* na região estuarina da Lagoa dos Patos, observou que altas taxas de mortalidade deste bivalvo estavam relacionadas à sedimentos finos em suspensão e eventos de intensa deposição de silte e argila. Isto corrobora com os estudos de Bemvenuti *et al.* (1978) e Bemvenuti & Netto (1998), os quais não registraram este bivalvo em sedimentos lamosos, e ainda observaram altas taxas de mortalidade deste nas enseadas rasas da porção sul da laguna.

O estudo da dinâmica de curto prazo realizado durante dois períodos no verão-outono de 2004 detectou diferenças na estrutura da associação do macrozoobentos da região estuarina da Lagoa dos Patos em intervalos de 30 dias.

No primeiro período de amostragens de 2004, as diferenças entre a última etapa de amostragens (etapa 7) e as demais (ANOSIM) foi principalmente devido às maiores densidades do poliqueta comedor de depósito *Laeonereis acuta*. Neste período, durante as duas últimas etapas deste acompanhamento, registrou-se aumento nas porcentagens das frações finas do sedimento associado à elevação dos valores de salinidade durante o mês de fevereiro.

O segundo período de amostragens de 2004 (verão - outono), foi caracterizado por baixas densidades da macrofauna bentônica em todas as etapas, com exceção da etapa 7, onde também se registrou um significativo incremento a partir do recrutamento do poliqueta infaunal *Laeonereis acuta*. Neste mesmo período, as análises da composição

sedimentar revelaram as mais altas concentrações de matéria orgânica do período de estudo.

Neste sentido, o poliqueta *Laeonereis acuta* parece ter se comportado como oportunista entre os meses de fevereiro e abril de 2004, beneficiando-se das densidades reduzidas da macrofauna bentônica, do aumento tardio da salinidade (a partir de fevereiro), e da maior quantidade de sedimentos finos e matéria orgânica no sedimento, fonte de alimento para espécies comedoras de depósito, como este poliqueta.

Experimentos de defaunação do substrato efetuados em fundos moles no estuário da Lagoa dos Patos indicaram a alta capacidade de resiliência desta espécie, revelando que indivíduos pioneiros da área defaunada foram recrutas de *L. acuta* (Bemvenuti 1992, 1998a), os quais recolonizaram o substrato em um período de apenas 19 dias, evidenciando o comportamento oportunista desta espécie (Bemvenuti, 1998a).

Este poliqueta também mostrou comportamento oportunista em um gradiente de enriquecimento orgânico a partir de um ponto de descarga de esgoto doméstico na Lagoa dos Patos. *Laeonereis acuta* beneficiou-se do aumento na quantidade de sedimentos finos e de alimento disponível no substrato dominando as áreas intermediárias do gradiente, sujeitas a distúrbios moderados (Angonesi, 2000).

2.4.2 Variação Interanual

A presença da vegetação macrófita, as mais elevadas densidades de todos os componentes da macrofauna bentônica, a grande quantidade de juvenis e a dominância de

crustáceos peracáridos durante o período amostral de 2002 foram as principais características biológicas que contribuíram para a marcada variação interanual registrada.

O que provavelmente condicionou as reduzidas densidades da macrofauna, a baixa densidade de juvenis e a dominância de organismos infaunais nas amostragens de 2004, foram fatores meteorológicos influenciados pelo fenômeno *El Niño* de 2002 – 2003.

Os episódios de *El Niño* causam chuvas, maiores que a média, no sul do Brasil, Uruguai e no norte Argentino (Ropelewski & Halpert, 1987, Philander, 1990; Grimm *et al.*, 1998), o qual afeta diretamente o deságüe e o fluxo dos maiores rios da região (Diaz *et al.*, 1998; Mechoso & Iribarren, 1992). A alta descarga dos rios muda a salinidade, temperatura e os padrões de circulação das águas em estuários e águas costeiras (Livingston, 1991; Winemiller & Leslie, 1992; Binett *et al.*, 1995; Crivelli *et al.*, 1995), os quais, por sua vez, podem afetar a biogeoquímica e a produção primária destes ambientes (Ciotti *et al.*, 1995; Yin *et al.*, 1997). De acordo com Paim & Möller, (1986) durante períodos de *El Niño* as águas da Lagoa dos Patos podem permanecer doces por vários meses como o observado a partir do outono de 2002 até o verão de 2003.

Colling *et al.* (2005) identificaram valores reduzidos de densidade do macrozoobentos, especialmente durante a primavera de 2002 e o verão de 2003, quando a região estuarina da Lagoa dos Patos encontrava-se sob influência do fenômeno *El Niño de* 2002-2003. De acordo com os autores, o registro de baixos valores de densidade durante os meses de verão na enseada em estudo contraria o encontrado em trabalhos anteriores efetuados na região.

É reconhecido que a salinidade influencia na composição e no número de espécies capazes de colonizar e sobreviver em estuários (Little, 2000). Baixos valores de salinidade

impõem condições rigorosas para os organismos estuarinos, que irão demandar um elevado gasto energético para a osmorregulação (Day *et al.* 1989).

O alto nível de estresse provocado pela permanência de água doce no estuário entre o outono de 2002 e o verão de 2003, em conjunto com a alta hidrodinâmica relacionada às altas taxas pluviométricas, tanto podem ter removido os organismos bentônicos juntamente com os sedimentos finos, como causado a sua mortalidade. É possível também que o elevado estresse durante este período tenha inibido a atividade dos organismos, limitando sua capacidade reprodutiva (Colling, 2005), que normalmente ocorre durante os meses mais quentes do ano (Bemvenuti, 1998a,b). A falha dos recrutamentos durante o verão de 2003 observada por Colling (2005), provavelmente se refletiu nas densidades do macrozoobentos encontradas no período amostral de 2004.

Rosa (2003) discute a possibilidade que após o *El Niño* de 1998, a densidade de *K. schubartii* tenha se mantido baixa durante 1999, mesmo com as maiores salinidades registradas neste ano. Os picos de densidades foram observados somente no ano seguinte (2000), indicando que após períodos de altas taxas de mortalidade do estoque adulto, as taxas de recrutamento de *K. schubartii* são menos intensos. Este autor também ressaltou que após o restabelecimento da população do tanaidáceo geralmente observa-se densos recrutamentos nas enseadas rasas do estuário, evidenciando o efeito de denso-dependência.

É notória também a redução da densidade das espécies epifaunais *Heleobia australis*, *Munna peterseni* e *Sinelobus stanfordi* durante os períodos amostrais de 2004 (Figuras 14 e 15). A ausência da vegetação macrófita no período amostral de 2004 pode ter influenciado decisivamente neste padrão observado. As maiores densidades da epifauna nas enseadas da região ocorrem na presença de refúgios naturais ou artificiais, formados por

densa concentração de macroalgas ou gramíneas, e com a proteção no interior de artefatos de exclusão (Bemvenuti, 1998a).

Organismos epifaunais pequenos e lentos estão expostos a uma severa pressão de predadores no epistrato (Woodin, 1981; Reise, 1985; Bemvenuti 1987a; Corona *et al.* 2000). De modo que a vida em habitats estruturalmente complexos, como pradarias de gramíneas submersas, representa uma maior garantia de sobrevivência para a epifauna (Dittel, *et al.* 1996; Leber, 1985, Orth *et al.*, 1984, Summerson & Peterson, 1984; Wilson *et al.*, 1990). A maior abundância destes organismos nestes ambientes é geralmente atribuída ao refúgio contra predadores, proporcionado pela complexidade estrutural e biomassa das macrófitas (Corona *et al.*, 2000; Nelson, 1981; Heck & Orth, 1980; Stoner, 1982) mas também a maior disponibilidade de alimento (Buschmann, 1990; Corona, *et al.*, 2000; Goecker & Kall, 2003).

A variabilidade interanual identificada através baixas densidades da associação de macroinvertebrados bentônicos e da dominância de adultos de espécies estuarinas infaunais nos períodos amostrais de 2004, podem ter sido reflexo da ausência de macrófitas submersas durante este período e das altas mortalidades decorrente do fenômeno *El Niño* do ano de 2002-2003, limitando a capacidade reprodutiva das espécies com o conseqüente reflexo nos recrutamentos de 2004.

Em regiões sub tropicais e temperadas os períodos estivais caracterizam-se pela “entrada” de novos indivíduos no sistema bentônico costeiro devido à intensificação do processo reprodutivo e do recrutamento do macrozoobentos (Colling *et al.*, 2005). No entanto, este padrão também é influenciado por fatores de curto, médio e longo prazo, assim como fenômenos de escalas globais (*El Niño* e *La Niña*) os quais podem afetar os

padrões de circulação, hidrodinâmica e processos sedimentares sendo refletidos na variação temporal das associações de macroinvertebrados bentônicos da Lagoa dos Patos.

1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, P.C.; Castelo, J.P. 1998. Interações entre os ambientes estuarino e marinho. **In:** Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 199-205.
- Angonesi, L.G. 2000. Efeitos da descarga de esgotos urbanos sobre os macroinvertebrados de fundos moles na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS – Brasil. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil. 135p.
- Aquino de Souza, R. 2001. Macroepifauna sedentária associada a macrófitas no estuário da Lagoa dos Patos, RS. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil. 104p.
- Baptista, J.R. 1984. Flutuações diárias e horárias dos elementos dissolvidos, material em suspensão e características físicas da água na parte sul do estuário da Lagoa dos Patos e praia do Cassino. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil.
- Barnes, R.S.K., 1994. Macrofaunal community structure & life histories in coastal lagoons. **In:** Coastal Lagoons Processes. Ed: B. Kjerfve. New York, NY, Elsevier Science Publishers. Vol. 60. 574p.
- Bemvenuti, C. E.; Capitoli, R. R.; Gianuca, N.M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. II- Distribuição quantitativa do macrobentos infralitoral. *Atlântica* **3**: 23-32
- Bemvenuti, C.E. 1987a. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* **9**: 5-32.
- Bemvenuti, C.E. 1987b. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Pub. Acad. Ciências Est.* (S. Paulo). **54**(1):428-459

- Bemvenuti, C.E. 1992. Interações biológicas da macrofauna bentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS. Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil. 206p.
- Bemvenuti, C.E. 1998a. Invertebrados Bentônicos. **In:** Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 46-51.
- Bemvenuti, C.E. 1998b. Estrutura Trófica. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 79-82.
- Bemvenuti, C.E.; Netto, S.A. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (South Brazil). *Rev. Brasil. Biol.* **58** (2): 211-221.
- Binett, D.; Reste, L.L.; Diouf, P.S. 1995. The influence of runoff and fluvial outflow on the ecosystems and living resources of West African coastal waters, effects of riverine inputs on coastal ecosystems fisheries resources. *FAO Fish. Tech. Papers* **349**:89-118.
- Bolam, S.G.; Fernandes, T.F.; Read, P.; Raffaelli, D. 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **249**: 123-137.
- Bouma, H.; Duiker, J.M.C.; DeVries, P.P.; Herman, P.M.J.; Wolff, W.J. 2001. Spatial pattern of early recruitment of *Macoma balthica* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in relation to sediment dynamics in a highly dynamic intertidal sandflat. *J. Sea Res.* **45**: 79-93.
- Brown, A.C.; McLachlan A. 1990. Ecology of sand shores. Netherlands. Elsevier Science Publishers. 328p.
- Buschmann, A.H. 1990. Intertidal macroalgae as refuge and food for amphipoda in Central Chile. *Aquat. Bot.* **36**: 237-245.
- Canfield, T.J.; Kemble, N.E; Brumnaugh, W.G.; Dwyer, F.J.; Ingersoll, C.G.; Fairchild, J.F. 1994. Use of benthic invertebrates community structure and the Sediment Quality Triad to evaluate metal-contaminated sediment in the upper Clark Fork River, Montana. *Env.Tox. Chem.***13**(12): 1999-2012.
- Capitoli, R. R.; Bemvenuti, C. E.; Gianuca, N.M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I - as comunidades bentônicas. *Atlântica* **3**: 5-22.
- Carvalho, S.; Moura,A.; Gaspar, M.B.; Pereira, P.; Fonseca, L.C.; Falcão, M. Drago, T.; Leitão, F.; Regala, J. 2005. Spatial and inter-annual variability of the macrobenthic communities within a coastal lagoon (Óbidos lagoon) and its relationship with environmental parameters. *Acta Oecologica* **27**(3): 143-159

- Castello, J.P.; Möller, O.O. 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). *Atlântica* **3**: 67-74.
- Chao, L.N., Pereira, L.E. e Vieira, J.P. 1987. Bioecology of fishes in the estuary and the adjacent coastal areas of the Patos Lagoon, Brazil: A preliminary account. **In**. A. Yanez-Arancibia (ed.), Fish Community ecology in estuaries and coastal lagoons. Towards an ecosystem integration.
- Ciotti, A.M.; Odebrecht, C.; Fillmann, G.; Möller, O.O. 1995. Freshwater outflow and subtropical convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Cont. Shelf. Res.* 15(14): 1737-1756
- Clarke, K. R.; Warwick, R. M. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Natural Environmental Research Council. 144p.
- Closs, D. 1965. New observations on the ecological subdivision of the Patos Lagoon in southern Brazil. *Bol. I.C.N.* 25. 35p.
- Colling, L.A.; Bemvenuti, C.E.; Gandra, M.S. 2005. Variabilidade mensal na estrutura da associação de macroinvertebrados bentônicos num plano raso de uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Simpósio de Ecossistemas*, no prelo.
- Corona, A.; Soto, L.A.; Sánchez, A. J. 2000. Epibenthic amphipod abundance and predation efficiency of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in habitats with different physical complexity in a tropical estuarine system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **253**: 33-48
- Coutinho, R.; Seeliger, U. 1986. Seasonal occurrence and growth of benthic algae in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Est. Coast. Shelf Sci.* 23: 889-900.
- Couto, E.C.G.; Almeida, M.V.O.; Lana, P.C. 1995. Diversidade e distribuição especial da macrofauna bêntica do saco do Limoeiro, Ilha do Mel, Paraná – Outono de 1990. *Bol. Inst. Oceanogr.* **11**: (sup. Especial).
- Crivelli, A.J.; Ximenes, M.C.; Gout, B.; Lasserre, G.; Freon, F.; Do Chin, T. 1995. Causes and effects of terrestrial runoff and riverine outflow on brackish/coastal marine fisheries ecosystems in the northern Mediterranean region: effects of riverine inputs on coastal ecosystems and fisheries resources. *FAO Fis. Tech. Papers* **349**: 59-88
- Day Jr. J.W.; Hall, C.A.S.; Kemp, V.M.; Yáñez-Arancibia A. 1989. Estuarine Ecology. New York. John Wiley & Sons. 558p.

- Diaz, A.F.; Studzinski, C.D.; Mechoso, C.R. 1998. Relationships between precipitation anomalies in Uruguay and southern Brazil and sea surface temperature in the Pacific and Atlantic Oceans. *J. Climate* **11**: 251-271.
- Dittel, A.; Epifanio, C.E.; Natunewicz, C. 1996. Predation on mud crab megalopae, *Panopeus herbstii* H. Milne Edwards: effect of habitat complexity, predator species and postlarval densities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **198**(2): 191-202
- Dyer, K.R.; Christie, M.C.; Feates, N.; Fennessy, M.J.; Pejrup, M.; Van Der Lee, W. 2000. An investigation into processes influencing the morphodynamics of an intertidal mudflat, the Dollard Estuary, The Netherlands: I. Hydrodynamics and suspended sediment. *Est. Coast. Shelf Sci.* **50**: 607-625.
- Eckman, J. 1983. Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. *Limnol. Oceanogr.* **28**(2): 241-157
- Garcia, A.; Vieira, J. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica*, Rio Grande **19**: 161-181.
- Garcia, A. M.; Vieira, J. P.; Bemvenuti, C.E.; Geraldi, R.M. 1996. Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius* **4**: 113-128.
- Garcia, C.A.E. 1998. Características hidrográficas. **In**: Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 18-21.
- Garcia, A M.; Vieira, J.P. & Winemiller, K. O. 2003. Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Est. Coast. Shelf Sci.* **57**: 489-500.
- Geraldi, R. M. 1997. Estrutura da assembléia de macroinvertebrados bentônicos em fundos com e sem vegetação macrófita na região estuarial da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 208p.
- Geraldi, R. M. 2002. Distribuição espacial, recrutamento, crescimento e mortalidade de *Erodona mactroides* Bosc, 1802 (Mollusca, Pelecypoda) na Lagoa dos Patos, RS – Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 166p.
- Goecker, M.E.; Kall, S.E. 2003. Grazing preferences of marine isopods and amphipods on three prominent algal species of the Baltic Sea. *J. Sea Res.* **50**: 309-314
- Grimm, A.M.; Ferraz, S.E.T., Gomes, J. 1998. Precipitation anomalies in southern Brazil associated with *El Niño* and *La Niña* events. *J. Climate* **11**: 2863-2880;

- Heck, K.L.; Orth, R.J. 1980. Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. **In:** Kennedy, V.S. (Ed.) *Estuarine Perspectives*. New York, Academic Press. P. 449-464.
- Holmquist, J.G. 1994. Benthic macroalgae as a dispersal mechanism for fauna: influence of a marine tumbleweed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **180**: 235-251.
- Kapusta, S. C.; Bemvenuti C. E. 1998. Atividade nictemeral de alimentação de juvenis de *Callinectes sapidus*, Rathbun, 1895 (Decapoda: Portunidae) numa pradaria de *Ruppia maritima* L. e num plano não vegetado numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande **6**: 41-52.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. **In:** Wolfve, D.A. (ed) *Estuarine variability*. Academic Press, New York, pp 63-81.
- Krasnow, L.D.; Taghon, G.L. 1997. Rate of tube building and sediment particle size selection during tube construction by the tanaid crustacean, *Leptochelia dubia*. *Estuaries* **20**(3): 534-546
- Leber, K.M. 1985. The influence of predatory decapods, refuge, and microhabitat selection on seagrass communities. *Ecology* **66**: 1951-1964
- Levin, S. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* **73**(6): 1943-1967.
- Little, C. 2000. The biology of soft shores and estuaries. Oxford University Press Inc., New York. 252p
- Livingston, R.J. 1991. Historical relationships between research and resource management in the Apalachicola River Estuary. *Ecological Applications* **1**: 361-382
- Maurer, D., Leathem, W., Kinner, P.; Tinsman, J. 1979. Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrate assemblages. *Est. Coast. Mar. Sci.* **8**: 181-193.
- Mechoso, C.R.; Iribarren, G.P. 1992. Streamflow in southeastern South América and the Southern Oscillation. *J. Climate* **5**: 1535-1540.
- Montú, M. 1980. Zooplâncton do estuário da Lagoa dos Patos. I. Estrutura e variações temporais e espaciais da comunidade. *Atlântica* **4**: 53-72
- Morrissey, D.J.; Underwood, A.J.; Howitt, L.; Stark, J.S. 1992. Temporal variation in soft-sediment benthos. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **164**: 233-245.
- Nelson, W.G. 1981. Experimental studies of decapod and fish predations on seagrass macrobenthos. *Mar. Eco. Prog. Ser.* **5**: 141-149

- Niencheski, L.F.H.; Baumgarten, M.G.Z. 1998. Química Ambiental. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 21-25.
- Orth, R.J.; Heck Jr, K.L.; Montfrans, J.V. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predatory-prey relationships. *Estuaries*, **7**(4A): 339-350
- Paim, P.S.; Möller, O.O. 1986. Material em suspensão e dissolvido no estuário da Lagoa dos Patos – Fase III. Relatório técnico, contrato Fundação Universidade do Rio Grande e Comissão Interministerial para os Recursos do Mar, Rio Grande, RS, Brazil.
- Palmer, M.A. 1988. Epibenthic predators and marine meiofauna: separating predation, disturbance and hydrodynamic effects. *Ecology* **69**: 1251-1259.
- Peddicord, R.K. 1980. Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms. **In:** Baker, R.A. (ed) Contaminants and sediments 1: Fate and transport, case studies, modeling and toxicity. Ann-Arbor Science Publishers Inc. Miami. 501-536
- Petti, M. A. V. ; Nonato, E. F. 2000. Temporal variation of polychaetes from Picinguaba and Ubatumirim bights (Southeastern Brazil). *Bull. Mar. Sci.* **67**(1): 127-136
- Philander, S.G.H. 1990. El Niño, La Niña, and the South Oscillation. Sand Diego, Academic Press.
- Posey, M.H.; Lindberg, W.; Alphin, T.; Vose, F. 1996. Influence of storm disturbance on an offshore benthic community. *Bull. Mar. Sci* **59**: 523-529
- Reise, K. 1985. Tidal flat ecology: an experimental approach to species interactions. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 191p.
- Ropelewski, C.F.; Halpert, M.S. 1987. Precipitation patterns associated with the high index phase of southern oscillation. *J. Climate* **2**: 268-284
- Rosa, L.C. 2003. Variabilidade temporal da estrutura das associações da macrofauna benthica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 70p.
- Rosa-Filho, J.S.; Bemvenuti, C. E. 1998a. Caracterización de las comunidades macrobentónicas de fondos blandos en regiones estuarinas de Rio Grande do Sul (Brasil). *Thalassas* **14**:

- Rosa-Filho, J.S.; Bemvenuti, C. E. 1998b. O sedimento como fator limitante para a distribuição de *Kalliapseudes schubartii* Mañe-Garzón, 1949 (Crustácea, Tanaidacea) em fundos moles estuarinos. *Nauplius* **6**: 119-127.
- Rossi, F. 2003. Short-term response of deposit-feeders to an increase of the nutritive value of the sediment through seasons in a intertidal mudflat (western Mediterranean, Italy). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **290**: 1-17
- Santos, M.F.L.; Pires-Vanin A.M.S. 2004. Structure and dynamics of the macrobenthic communities of Ubatuba Bay, southeastern Brazilian Coast. *Brazilian Journal of Oceanography* **52**(1): 59-73.
- Scheider, F.I.; Mann, K.H. 1991. Species specific relationships of invertebrates to vegetation in a seagrass bed. I. Correlational Studies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **145**: 101-117
- Seeliger, U.; Costa, C.S.B.; Abreu, P.C. 1998. Fluxo de energia e habitats no estuário da Lagoa dos Patos: Ciclos de produção primária. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 73-78.
- Sergeev, V.N.; Clarke, S.M.; Shepherd, S.A. 1988. Motile macroepifauna of the seagrasses, *Amphibolis* and *Posidonia*, and unvegetated sandy substrata in Holdfast Bay, South Australia. *Trans. R. Soc. S. Aust.* **112**: 97-108
- Stoner, 1982. The influence of benthic macrophytes on the foraging behavior of pinfish, *Lagodon rhomboids* (Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **58**: 271-284
- Suguió, K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo. EDUSP. 317 p.
- Summerson, H.C.; C.H. Peterson. 1984. Role of predation in organizing benthic communities of a temperate-zone seagrass bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **15**: 63-77.
- Tamaki, A. 1987. Comparison of resistivity to transport by wave action in several polychaete species on an intertidal sand flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **37**: 181-189.
- Walkley, A.; Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic and titration method. *Soil Science* **37**: 29-38.
- Weisberg, S.B.; Ranasinghe, J.A.; Dauer, D.M.; Shaffner, L.C.; Diaz, R.J.; Frithsen, J.B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*. **20**(1):149-158.

- Wilson, K.A.; Able, K.W.; Heck, Jr. K.L. 1990. Predation rates on juvenile blue crabs in estuarine nursery habitats: evidence for importance of macroalgae (*Ulva lactuca*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **58**(3): 243-251
- Winemiller, K.O.; Leslie, M.A. 1992. Fish assemblage across a complex, tropical freshwater/marine ecotone. *Env.Biol Fishes* **34**: 29-50
- Wolfe, D.A.;Kjerfve, B. 1986. Estuarine variability: an overview. **In:** Wolfe S.A. (ed). Estuarine variability, Academic Press, New York: 137-152
- Woodin, S.A. 1981. Disturbance and community structure in a shallow water sand flat. *Ecology* **62**: 1052-1066
- Yin, K.; Harrison, P.J.; Goldblstt, R.H.; St. John, M.A.; Beamish, R.J. 1997. Factors controlling the timing of the spring bloom in the strait of Georgia estuary, British Columbia, Canada. *Can. J. Fish..Aquatic Sci.* **54**: 1985-1995.
- Ysebaert, T.; Herman, P.M.J. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 244: 105-124.

TABELAS

Tabela 1- Períodos amostrais e respectivas etapas.

Etapas	Intervalo de Tempo	Período 1	Período 2	Período 3
		Verão 2002	Verão 2004	Verão - Outono 2004
Etapa 1	0	JANEIRO	JANEIRO	MARÇO
Etapa 2	1			
Etapa 3	2			
Etapa 4	4			
Etapa 5	8			
Etapa 6	16	FEVEREIRO	FEVEREIRO	ABRIL
Etapa 7	32	MARÇO	MARÇO	MAIO

Tabela 2- Salinidade, Temperatura (°C), Profundidade da coluna d'água (cm) e biomassa de macrófitas (g . 0,008m⁻²) durante os três períodos amostrais.

	Data	Salinidade	Temperatura	Profundidade	Macrófitas
2002					
Etapa 1	15.01.02	5	20	82,5	0,57
Etapa 2	16.01.02	13	22	60	1,95
Etapa 3	18.01.02	15	24	37,5	4,64
Etapa 4	23.01.02	7	24	37	2,26
Etapa 5	30.01.02	12	19	67	3,39
Etapa 6	15.02.02	5	22	37	7,23
Etapa 7	18.03.02	9	23	60	18,32
2004 (1)					
Etapa 1	15.01.04	0	25	45	-
Etapa 2	16.01.04	5	22	35	-
Etapa 3	18.01.04	10	22	30	-
Etapa 4	23.01.04	0	24	50	-
Etapa 5	30.01.04	10	28	10	-
Etapa 6	15.02.04	11	27	55	-
Etapa 7	16.03.04	25	22	24	-
2004 (2)					
Etapa 1	02.03.04	12	23	20	-
Etapa 2	03.03.04	10	21	25	-
Etapa 3	05.03.04	5	23	40	-
Etapa 4	10.03.04	32	24	30	-
Etapa 5	16.03.04	25	22	40	-
Etapa 6	01.04.04	20	23	25	-
Etapa 7	03.05.04	33	16	35	-

Tabela 3 – Descritores das associações de macroinvertebrados bentônicos durante as sete etapas do período amostral de 2002 : composição específica, riqueza (número de espécies), diversidade (índice de Shannon), equitatividade (índice de Pielou) e densidade média (ind.0,008m⁻²) e desvio padrão (DP) das espécies e classes de tamanho (1 e 2 ver quadro no corpo do texto).

	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3		Etapa 4		Etapa 5		Etapa 6		Etapa 7	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
2002 (Verão)														
<i>Heteromestus similis</i> 1	10,8	4,8	12,5	3,1	11,7	2,3	13,8	5,4	14,7	7,2	18,8	9,8	37,8	31,1
<i>Heteromestus similis</i> 2	32,5	7,2	30,8	9,2	32,0	6,4	24,0	11,3	15,8	6,1	15,5	6,9	19,0	10,5
<i>Laocareis acuta</i> 1	8,7	2,8	2,2	2,0	2,2	1,2	4,5	1,9	3,0	1,4	0,8	0,8	2,8	1,7
<i>Laocareis acuta</i> 2	5,2	2,4	6,7	2,7	5,2	2,5	4,3	2,1	3,0	4,5	2,8	3,1	4,7	1,8
<i>Nephtys fluvialis</i> 1	3,5	1,0	3,0	1,8	4,8	1,7	7,0	0,9	10,8	3,9	10,8	7,1	6,2	5,2
<i>Nephtys fluvialis</i> 2	26,2	3,9	20,2	7,1	25,3	6,1	22,8	4,9	20,7	7,3	8,0	5,8	2,5	2,5
<i>Eteobna macroloides</i>	93,7	30,3	76,3	21,6	87,0	23,3	72,0	23,4	62,2	14,7	45,3	12,0	0,5	1,2
<i>Heleobia australis</i> 1	47,8	26,0	37,7	24,1	41,7	15,8	31,7	19,1	40,0	28,0	8,3	4,4	8,7	7,7
<i>Heleobia australis</i> 2	21,2	11,4	20,3	9,6	29,7	12,1	11,5	9,8	12,8	15,1	1,3	2,0	6,7	8,2
<i>Kaifepseudes schubertii</i> 1	21,2	16,9	9,5	5,5	11,0	6,8	27,5	5,6	45,2	31,2	25,5	14,5	13,8	6,6
<i>Kaifepseudes schubertii</i> 2	88,0	48,7	111,0	54,8	103,2	42,9	94,0	35,2	144,7	71,8	66,7	43,5	27,2	26,0
<i>Munnia peterseni</i> 1	55,5	44,5	83,8	47,5	118,0	27,8	82,2	38,8	108,2	69,4	11,7	7,9	3,3	4,8
<i>Munnia peterseni</i> 2	37,7	28,1	68,5	30,7	103,8	45,6	55,5	24,8	77,3	76,5	7,2	4,8	6,3	6,5
<i>Simeobus stansfordi</i> 1	19,8	10,1	21,3	13,3	27,8	17,2	19,0	5,7	10,0	9,9	0,8	1,3	1,2	1,0
<i>Simeobus stansfordi</i> 2	21,0	18,3	46,0	49,9	71,0	58,6	70,8	28,5	41,3	29,4	3,2	5,8	3,2	3,2
<i>Dicostylis symplectiglae</i>	0,0	0,0	0,7	0,8	0,2	0,4	0,5	0,5	0,7	1,5	0,3	0,8	0,0	0,0
<i>Kupelionura</i> sp.	2,0	2,6	2,2	1,8	1,5	2,1	5,3	4,9	1,8	1,8	3,2	3,9	5,3	2,5
Anfipode Gamarídeo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	2,3	3,2
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Nemertino	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sigambra</i> group	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4
TOTAL	480		559		676		547		608		230		182	
Riqueza (n. de espécies)	9		10		11		10		12		10		11	
Diversidade (H')	1,3		1,8		1,8		1,9		1,7		1,6		1,5	
Equitatividade (J Pielou)	0,3		0,8		0,8		0,8		0,8		0,7		0,7	

Tabela 4 – Descritores das associações de macroinvertebrados bentônicos durante as sete etapas do primeiro período amostral de 2004 : composição específica, riqueza (número de espécies), diversidade (índice de Shannon), equitatividade (índice de Pielou) e densidade média (ind.0,008m⁻²) e desvio padrão (DP) das espécies e classes de tamanho (1 e 2 ver quadro no corpo do texto).

	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3		Etapa 4		Etapa 5		Etapa 6		Etapa 7	
	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP
2004 (Verão)														
<i>Heteromastus similis</i> 1	35,8	7,2	26,0	10,9	25,2	8,5	21,2	6,3	26,0	14,3	16,7	7,9	14,2	4,7
<i>Heteromastus similis</i> 2	24,2	11,9	14,5	9,1	15,0	6,1	15,8	7,0	15,7	7,7	11,7	4,7	6,7	6,6
<i>Laonereis acuta</i> 1	6,5	15,4	0,5	0,8	0,2	0,4	0,2	0,4	0,2	0,4	0,7	0,5	1,3	1,5
<i>Laonereis acuta</i> 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,3	5,7	4,4
<i>Nephtys fluviatilis</i> 1	8,2	2,6	9,3	1,6	9,0	3,3	7,7	1,9	6,3	2,6	6,0	2,2	5,8	3,2
<i>Nephtys fluviatilis</i> 2	3,2	3,1	5,3	1,5	4,8	3,3	5,0	4,1	4,0	3,2	1,3	2,4	0,5	0,8
<i>Eriodona macrotrides</i>	37,3	14,9	43,0	24,1	40,2	8,7	40,3	15,0	37,2	17,6	33,8	18,2	26,0	13,1
<i>Heleobia australis</i> 1	1,7	1,0	1,0	1,3	1,7	1,9	1,5	1,4	1,2	1,3	1,7	1,2	1,3	1,0
<i>Heleobia australis</i> 2	3,3	3,2	2,5	2,5	3,3	0,8	4,2	4,3	1,7	1,2	0,7	0,8	0,0	0,0
<i>Kaillapeuceles schubartii</i> 1	1,7	1,9	0,5	0,5	0,7	0,8	0,8	0,8	0,7	0,8	1,2	1,2	0,7	1,2
<i>Kaillapeuceles schubartii</i> 2	4,8	6,0	2,7	6,5	1,5	2,8	0,2	0,4	2,7	6,1	5,3	5,0	0,3	0,5
<i>Murina peterseni</i> 1	0,7	0,8	0,2	0,4	0,5	0,8	0,0	0,0	0,2	0,4	0,5	1,2	0,2	0,4
<i>Murina peterseni</i> 2	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2	0,4	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0
<i>Sineleobus stericord</i> 1	0,5	1,2	0,3	0,5	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2	0,4	0,3	0,5	0,0	0,0
<i>Sineleobus stericord</i> 2	0,8	1,2	0,7	1,2	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	0,2	0,4
<i>Dicathylis symptengi</i>	2,3	3,3	4,3	5,2	4,8	2,8	4,0	3,8	1,0	1,3	0,2	0,4	0,0	0,0
<i>Kupellonura</i> sp.	0,2	0,4	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nemertino	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	0,2	0,4	0,0	0,0
<i>Sigambra grubbi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	131,5		111		107,7		101		97,3		81,7		62,8	
Riqueza (n. de espécies)	11		10		9		8		11		10		8	
Diversidade (H')	1,3		1,3		1,4		1,3		1,2		1,3		1,3	
Equitatividade (J Pielou)	0,7		0,7		0,7		0,7		0,7		0,7		0,8	

Tabela 5 – Descritores das associações de macroinvertebrados bentônicos durante as sete etapas do segundo período amostral de 2004 : composição específica, riqueza (número de espécies), diversidade (índice de Shannon), equitatividade (índice de Pielou) e densidade média (ind.0,008m⁻²) e desvio padrão (DP) das espécies e classes de tamanho (1 e 2 ver quadro no corpo do texto).

	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3		Etapa 4		Etapa 5		Etapa 6		Etapa 7	
	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP
2004 (Verão-Outono)	11,8	2,1	17,3	8,7	18,9	9,6	15,0	4,8	14,2	4,7	13,2	4,7	29,7	5,2
<i>Heterostictus similis</i> 1	4,3	1,5	10,2	6,2	8,5	4,8	6,5	3,1	6,7	6,6	6,8	3,3	18,7	11,8
<i>Heterostictus similis</i> 2	1,0	1,1	0,0	0,0	1,0	1,1	0,7	0,8	1,3	1,5	1,0	1,5	14,2	5,0
<i>Laonereis acuta</i> 1	0,2	0,4	1,2	1,2	0,8	1,6	2,2	1,5	6,7	4,4	3,5	2,2	21,0	6,5
<i>Laonereis acuta</i> 2	5,2	2,2	6,0	2,6	6,0	1,5	5,3	2,4	5,8	3,2	4,3	1,0	6,2	5,7
<i>Nephtys fluviatilis</i> 1	0,5	0,5	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,5	0,5	0,8	0,2	0,4	0,3	0,5
<i>Nephtys fluviatilis</i> 2	36,7	15,7	38,8	16,9	33,5	14,3	37,0	16,9	26,0	13,1	21,8	18,3	22,9	18,1
<i>Erodonta mesotoides</i>	3,8	4,2	3,0	2,1	2,8	2,5	1,7	0,5	1,3	1,0	0,5	0,8	1,3	2,0
<i>Heleobia australis</i> 1	0,8	0,8	0,7	0,5	0,5	0,8	0,2	0,4	0,0	0,0	0,2	0,4	0,5	0,5
<i>Heleobia australis</i> 2	0,2	0,4	0,8	0,8	0,3	0,5	0,7	1,2	0,7	1,2	1,5	2,7	6,0	3,6
<i>Kalliposeulus schubertii</i> 1	0,0	0,0	3,0	6,4	0,2	0,4	2,7	3,5	0,3	0,5	0,3	0,8	7,5	16,0
<i>Kalliposeulus schubertii</i> 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Murina peterseni</i> 1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Murina peterseni</i> 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,3
<i>Sinelobus stanfordi</i> 1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sinelobus stanfordi</i> 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Dasyatis sympterygiae</i>	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1,7	0,3	0,5
Anfipode Gammarídeo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	10,2
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0
Nemerino	0,2	0,4	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4
<i>Sigambra grubi</i>	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	64,8		82,0		72,7		72,8		63,0		65,5		126,3	
Riqueza (n. de espécies)	8		8		6		7		8		8		10	
Diversidade (H')	1,1		1,2		1,1		1,2		1,3		1,3		1,4	
Equitatividade (J Pielou)	0,7		0,7		0,7		0,7		0,8		0,7		0,7	

FIGURAS

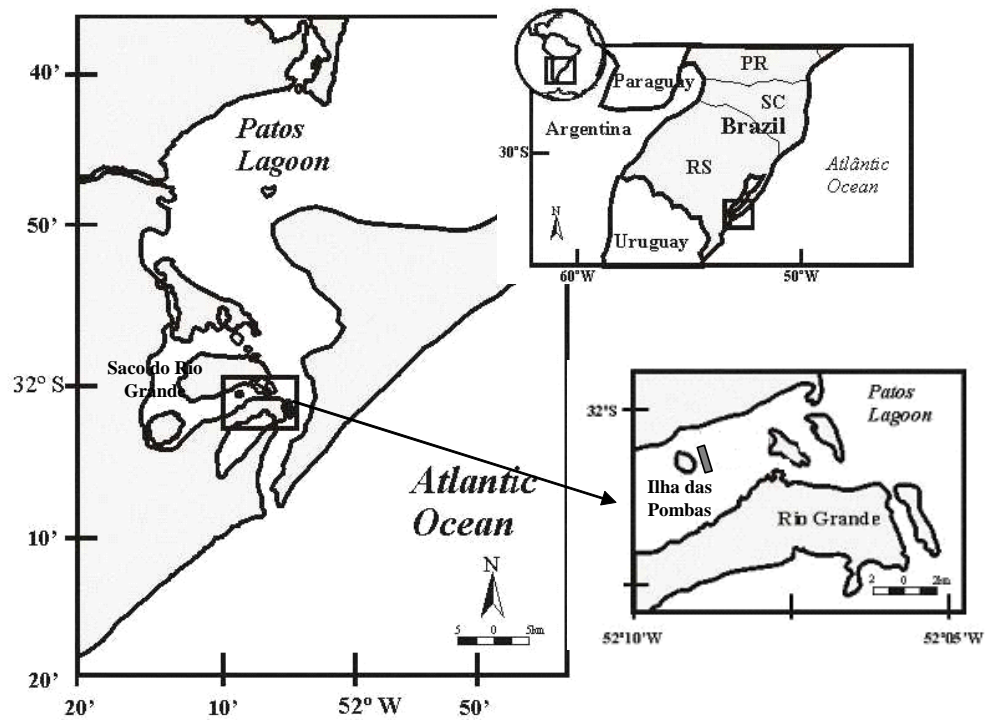


Figura 1 – Região estuarina da Lagoa dos Patos. Em detalhe a região de estudo próxima à Ilha das Pombas, no Saco do Arraial.

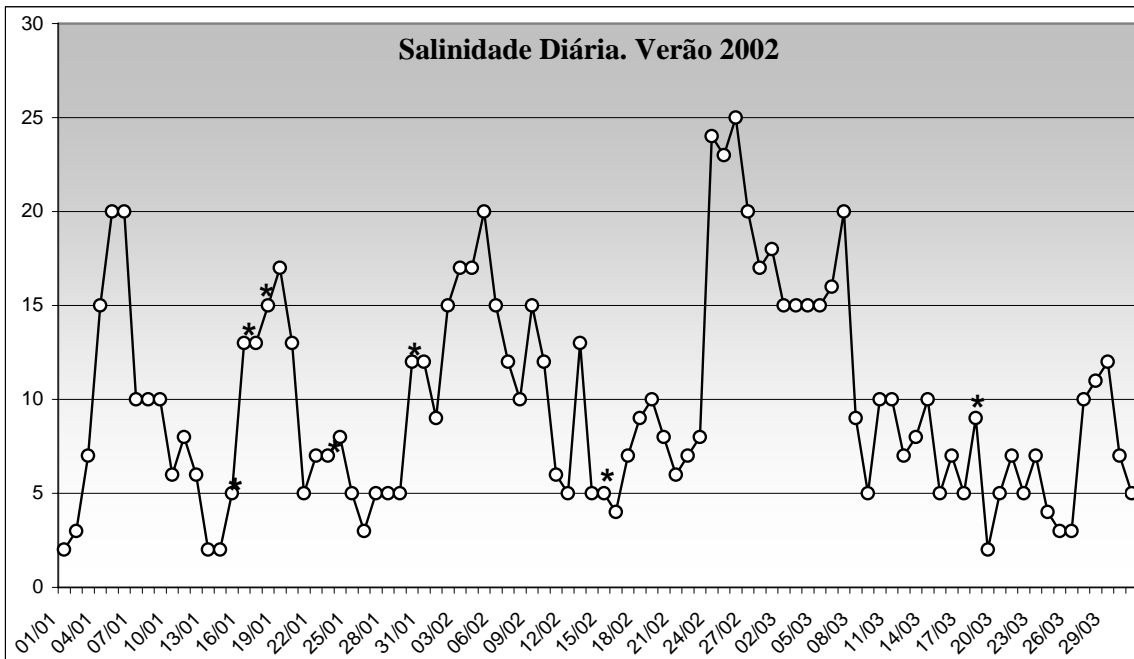


Figura 2. Registros diários de salinidade durante o período amostral de 2002 (Verão de 2002). Asteriscos (*) representam o dia das amostragens

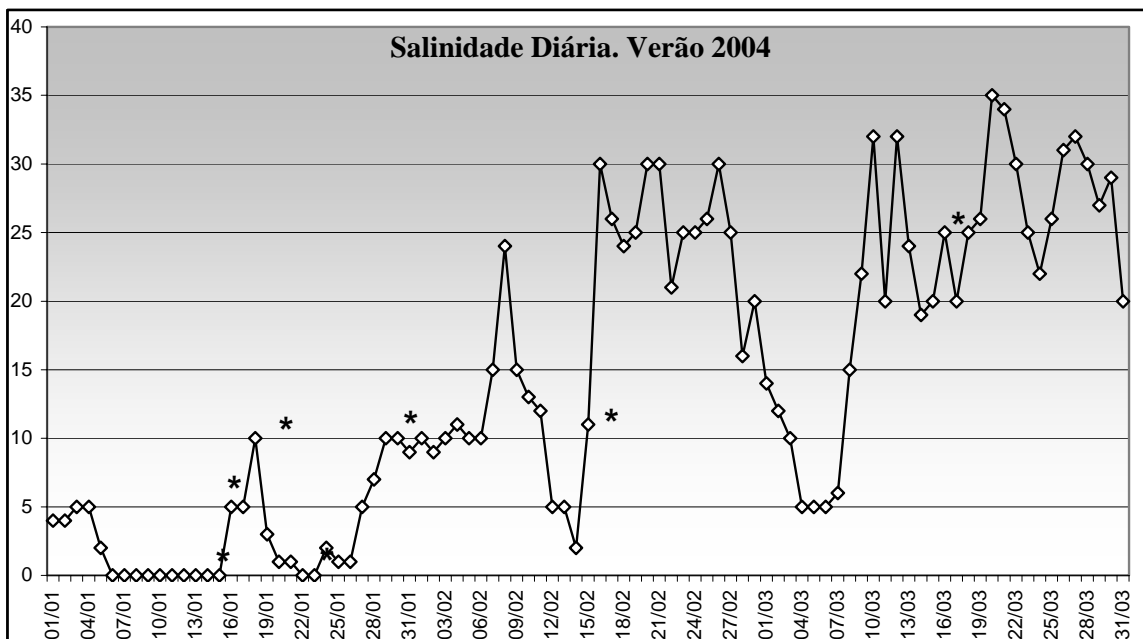


Figura 3. Registros diários de salinidade durante o primeiro período amostral de 2004 (Verão de 2004). Asteriscos (*) representam o dia das amostragens.

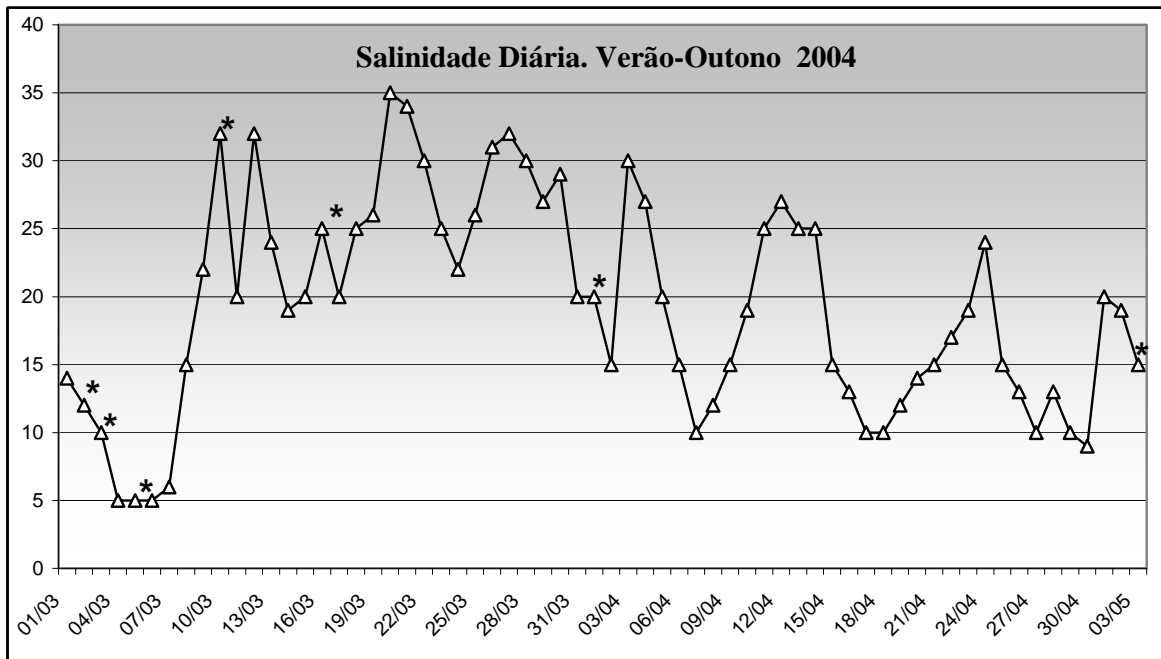


Figura 4. Registros diários de salinidade durante o segundo período amostral de 2004 (Verão-Outono de 2004). Asteriscos (*) representam o dia das amostragens

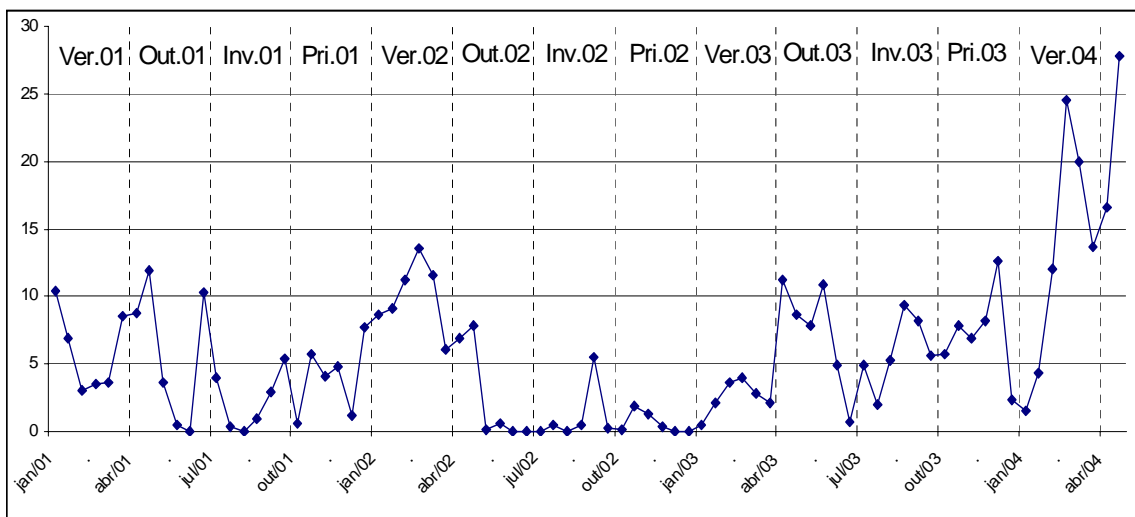


Figura 5. – Média quinzenal dos valores de salinidade de Janeiro de 2001 a Abril de 2004.

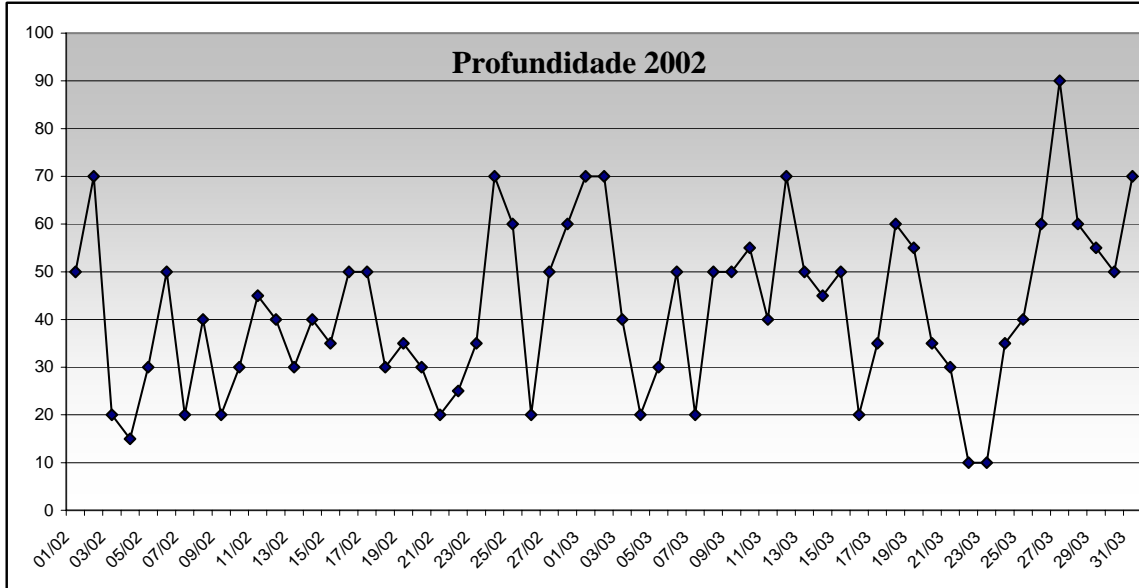


Figura 6. Registros diários da profundidade da coluna d'água na enseada de estudo durante o período amostral de 2002.

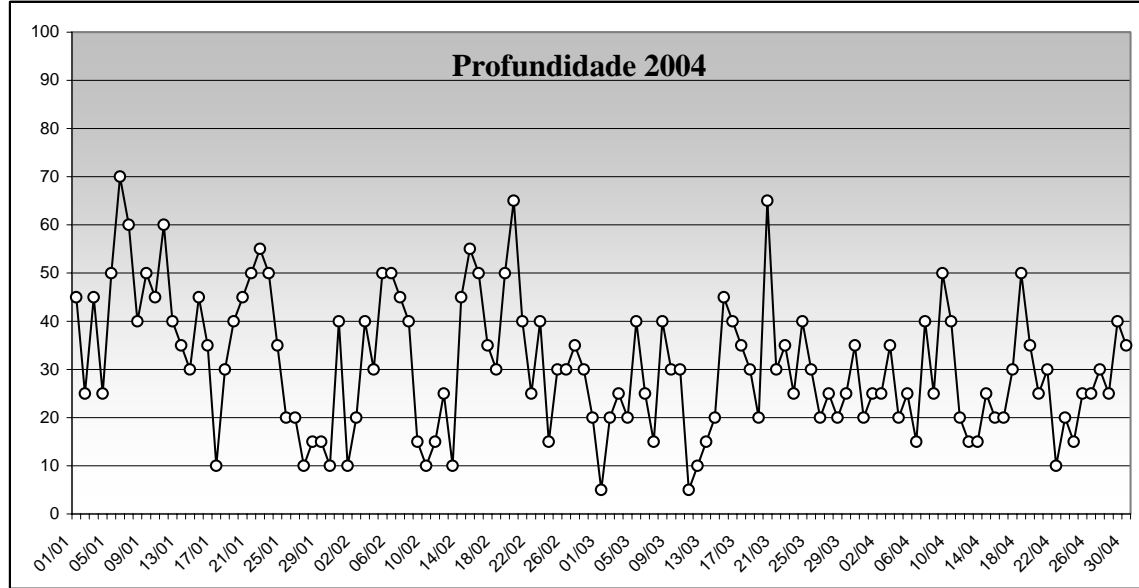


Figura 7. Registros diários da profundidade da coluna d'água na enseada de estudo durante os períodos amostrais de 2004

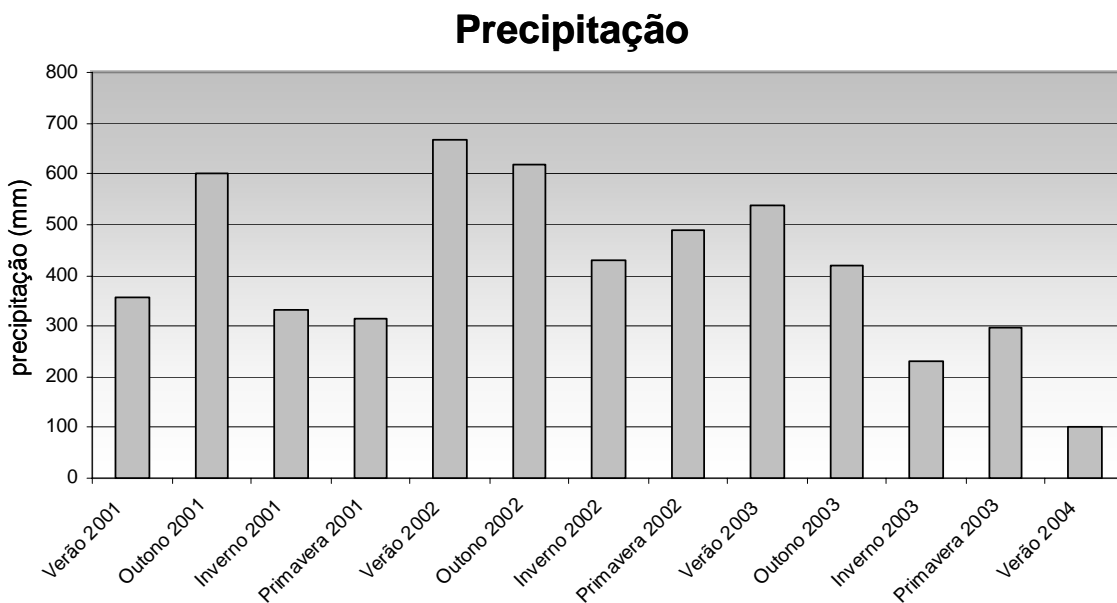


Figura 8 – Precipitação total (mm) durante as estações do ano entre o Verão de 2001 e o Verão de 2004.

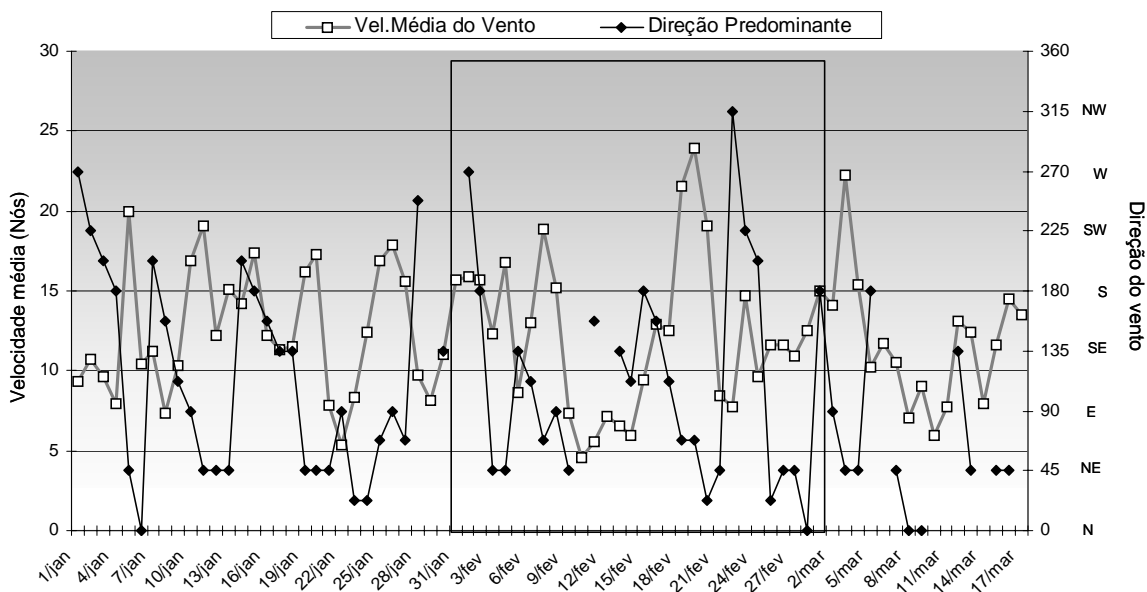


Figura 9 – Intensidade média diária (Nós) e direção predominante dos ventos durante o período amostral de 2002. Período amostral de Fevereiro em detalhe.

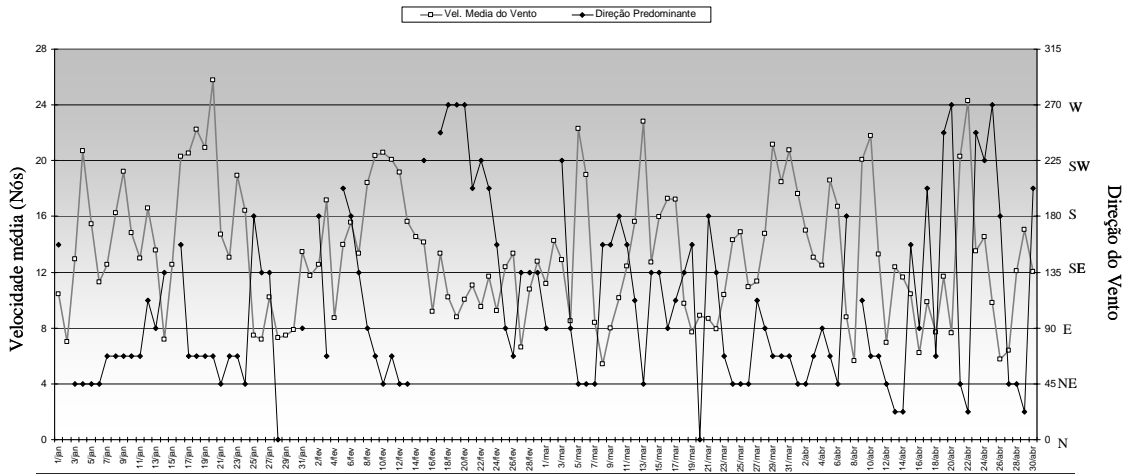


Figura 10 – Intensidade média diária (Nós) e direção predominante dos ventos durante o período amostral de 2004.

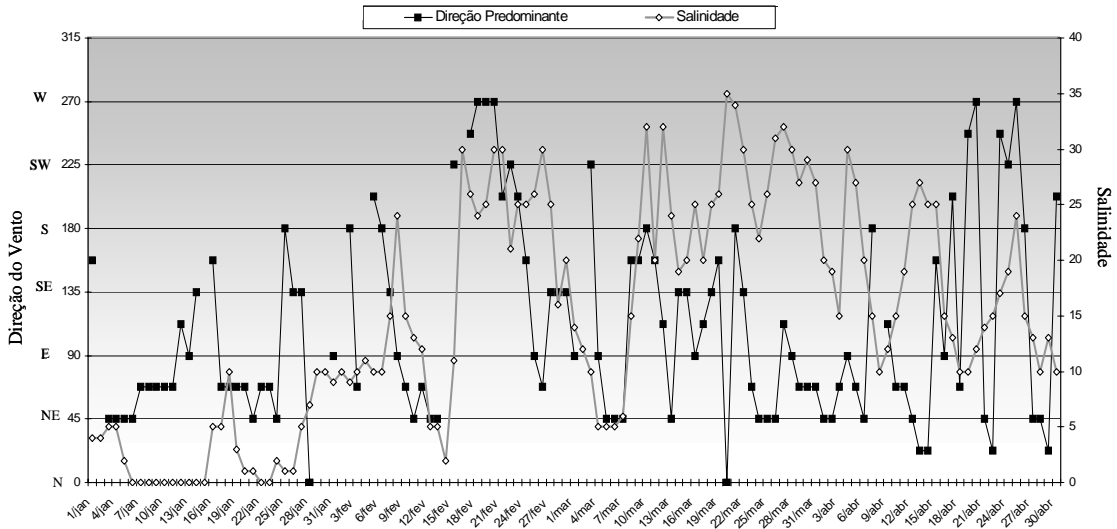


Figura 11 – Direção dos ventos predominantes e salinidade diária no período amostral de 2004.

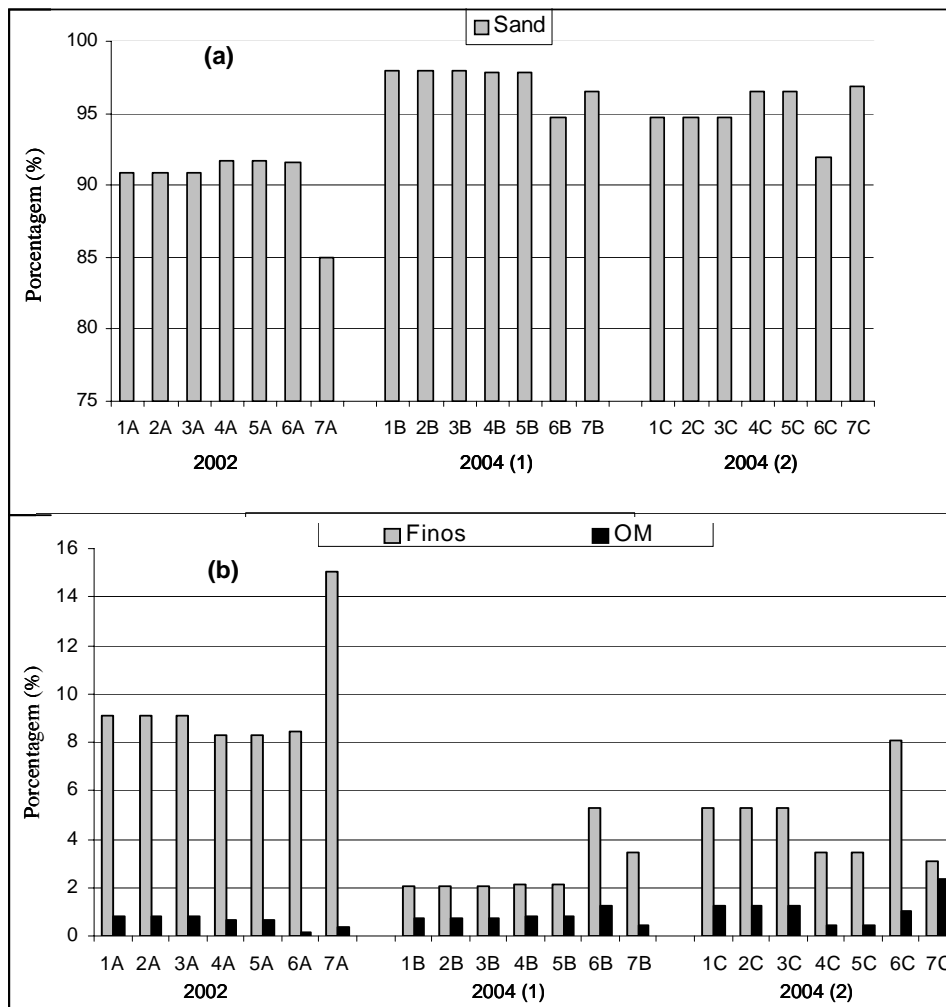


Figura 12 – Composição granulométrica (porcentagem) nos períodos e etapas amostrais dos anos de 2002 e 2004. (a) porcentagem de areia. (b) Porcentagem de sedimentos finos e matéria orgânica.

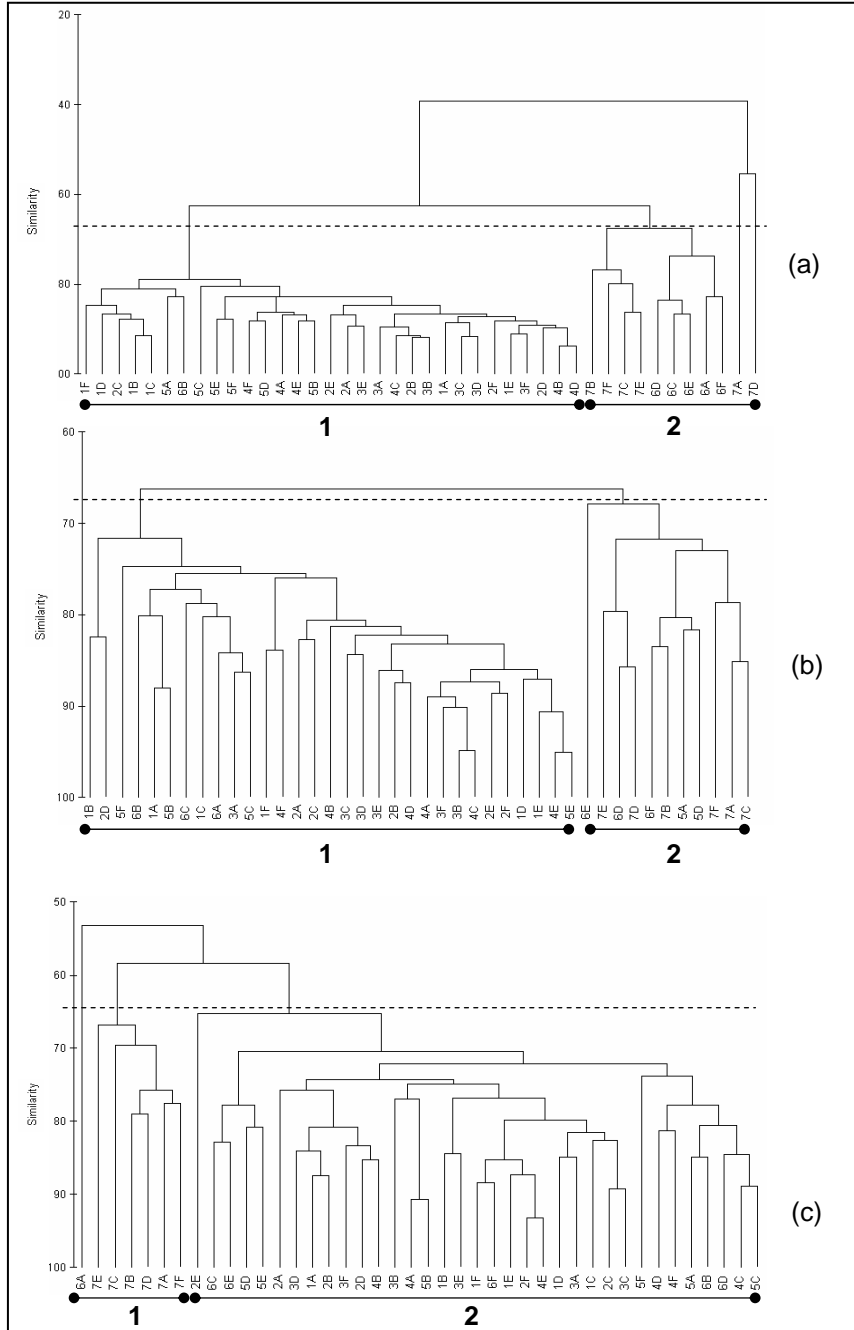


Figura 13 – Análise de classificação (UPGMA – Similaridade de Bray Curtis) das 7 etapas (réplicas) dentro dos períodos amostrais. (a) período amostral de 2002; (b) primeiro período amostral de 2004 (c) segundo período amostral de 2004

Figura 14– Densidade média (Ind. 0,008m⁻²) das espécies da macrofauna bentônica durante as sete etapas dos três períodos amostrais. (a) *Heteromastus similis* (Classes de tamanho 1 e 2); (b) *Laeonereis acuta* (Classes de tamanho 1 e 2); (c) *Nephtys fluviatilis* (Classes de tamanho 1 e 2) e (d) *Erodona mactroides*.

Figura 15– Densidade média (Ind. 0,008m-2) das espécies da macrofauna bentônica durante as sete etapas dos três períodos amostrais. (a) *Heleobia australis* (Classes de tamanho 1 e 2); (b) *Kalliapseudes schubartii* (Classes de tamanho 1 e 2); *Munna peterseni* (Classes de tamanho 1 e 2) e (d) *Sinelobus stanfordi* (Classes de tamanho 1 e 2).

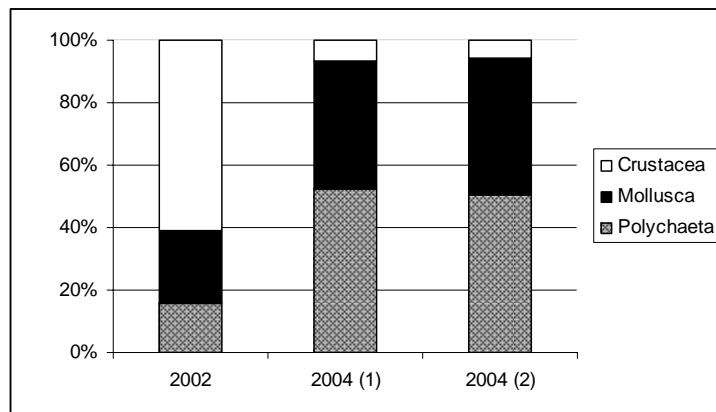


Figura 16. Proporção dos grupos faunísticos nos períodos amostrais.

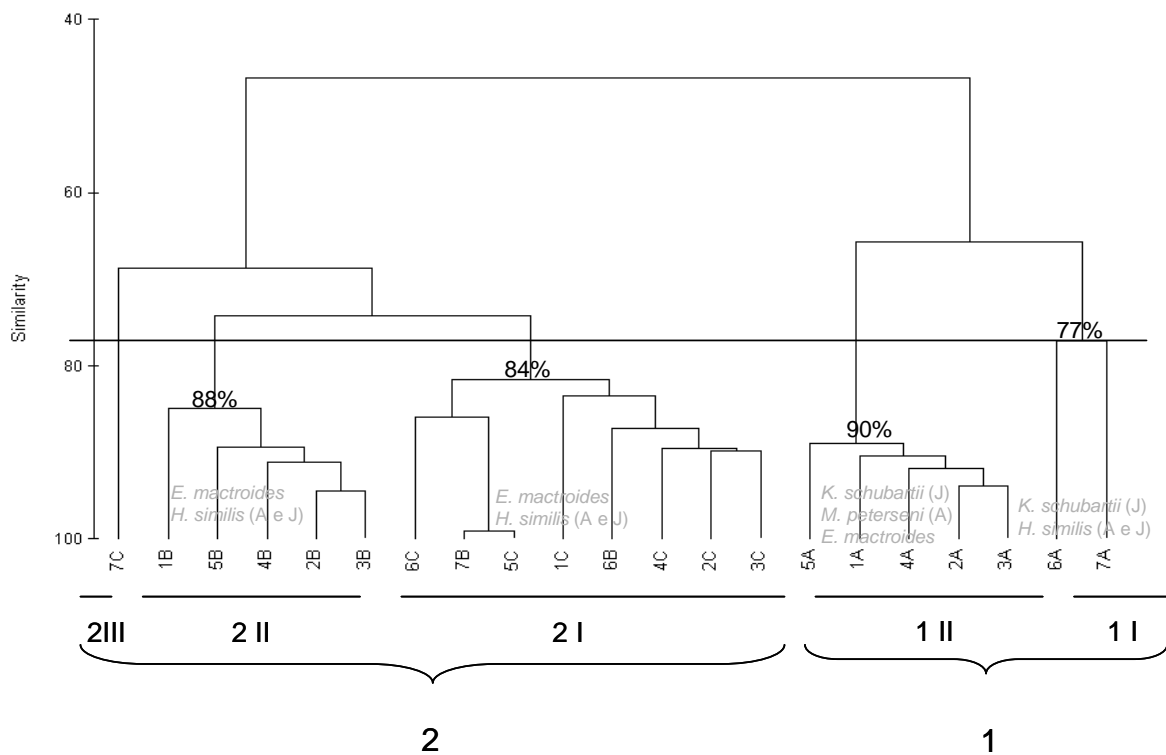


Figura 17 – Análise de Classificação (UPGMA – Similaridade de Bray Curtis) entre etapas (de 1 a 7) e períodos amostrais. Letras A, B e C correspondem aos três períodos amostrais: (A) período amostral de 2002; (B) primeiro período amostral de 2004 e (C) segundo período amostral de 2004.

CAPÍTULO 3 - PERSISTÊNCIA E RESILIÊNCIA DE ESPÉCIES MACROBENTÔNICAS EM UM AMBIENTE ESTUARINO.

3.1. INTRODUÇÃO

Estuários são ambientes que, em curtos espaços de tempo, sofrem dramáticas variações nos parâmetros físico-químicos. Organismos presentes nestes sistemas encontram-se sob estresse constante e somente espécies capazes de enfrentar tais condições fazem uso permanente desses habitats, fato que condiciona a ocorrência de relativamente poucas espécies nestes ambientes (McLusky, 1981; Day *et al.*, 1989; Little, 2000).

Condições ainda mais rigorosas ocorrem na região estuarina da Lagoa dos Patos, que possui características de uma laguna do tipo “estrangulada” (Kjerfve, 1986) onde a ação do vento, a precipitação fluvial e o longo e estreito canal de desembocadura determinam uma intensa hidrodinâmica, instabilidade do substrato, e na maioria das vezes não permitem a formação de gradientes estáveis de salinidade, resultando em uma baixa diversidade da macrofauna bentônica (Bemvenuti, 1998a).

As rígidas condições ambientais encontradas na região estuarina da Lagoa dos Patos limitam o número de espécies eurihalinas, de modo que a redução na diversidade geralmente encontrada em ambientes estuarinos, mostra-se ainda mais acentuada na laguna (Capitoli *et al.*, 1978, Bemvenuti *et al.*, 1992). Este fato contribui para a existência de uma comunidade de fundos moles estruturada a partir da disponibilidade de amplos nichos

tróficos, onde um reduzido número de espécies ocorre em abundância em cadeias tróficas curtas (Bemvenuti, 1998b).

O acompanhamento espaço-temporal da macrofauna bentônica na região estuarina tem revelado uma baixa riqueza de espécies (30 a 40) (Capitoli *et al.*, 1978, Bemvenuti *et al.*, 1992 e Bemvenuti & Netto, 1998), sendo a maioria r-estrategista que apresentam marcadas flutuações sazonais e/ou interanuais em suas abundâncias (Bemvenuti, 1998a).

Assim como em ambientes de águas doces (Winterbotton *et al.*, 1997), as espécies de ambientes estuarinos apresentam duas estratégias de adaptação ao regime de instabilidade do meio: a resiliência e a persistência. Resiliente é a biota que apresenta capacidade de rápida recolonização de áreas perturbadas (Hildrew & Townsend, 1994; Kaenel *et al.*, 1998; Townsend *et al.*, 2003) e, persistente é a biota que demonstra uma boa capacidade de manter suas características estruturais após distúrbios.

Estudos sobre a variação espacial e temporal (Bemvenuti *et al.*, 1978; Capitoli *et al.*, 1978; Bemvenuti & Netto, 1998), assim como estudos sobre efeitos da predação e efeitos antrópicos (Bemvenuti, 1987b; Angonesi, 2000; Pinto, 2003; Rosa-Filho, 2001) sobre a estrutura das associações de macroinvertebrados bentônicos efetuados na Lagoa dos Patos revelaram alguns mecanismos pelos quais espécies da fauna estuarina persistem frente à variações naturais e antrópicas. Com isso, objetivou-se reunir as informações publicadas e inéditas sobre as estratégias de adaptação das espécies dominantes deste ambiente, relacionando-as aos seus mecanismos de persistência e resiliência na região estuarina da Lagoa dos Patos.

3.2. O AMBIENTE DA LAGOA DOS PATOS

A Lagoa dos Patos é uma imensa laguna com cerca de 250 km de extensão e até 60km de largura, ocupando uma área de aproximadamente 10.360km² ao longo da planície costeira do Rio Grande do Sul. A laguna apresenta um estreitamento em direção ao sul, onde a última célula, que representa cerca de 10% do corpo lagunar, possui características estuarinas (Figura 1). Esta região estende-se a partir de uma linha transversal imaginária entre a Ponta da Feitoria (costa leste) e a Ponta dos Lençóis (costa oeste), até um longo e estreito canal de desembocadura, nos molhes da Barra de Rio Grande (Closs, 1965).

As marés astronômicas são de pouca amplitude na região (cerca de 40 cm), sendo a ação eólica o principal condicionante das enchentes e vazantes na área estuarina. As flutuações de salinidade são essencialmente influenciadas pelas condições meteorológicas, *i.e.*, a intensidade das chuvas e a direção e força dos ventos (Garcia, 1998; Niencheski & Baumgarten, 1998). Durante ou como reflexo de épocas de muita chuva, tal como é freqüente nos meses de inverno e início de primavera, especialmente com a coincidência de ventos do quadrante norte, a salinidade na área estuarina pode apresentar por períodos prolongados, registros em torno de zero (Bemvenuti *et al.* 1992, Bemvenuti, 1998a).

Durante períodos de menor pluviosidade, em geral no verão e início do outono, com um menor nível d'água, é maior o ingresso de águas de origem marinha ocorrendo um aumento da transparência (de alguns cm para cerca de 1m) e da salinidade, que atinge valores que freqüentemente ultrapassam 20. A penetração da cunha salina na região estuarina é mais intensa quando esta situação estival coincide com ventos do quadrante sul.

Observa-se, entretanto, que mais do que uma característica sazonal, as flutuações da salinidade na região estão associadas a pluviometria na bacia de drenagem da Lagoa dos Patos. Fenômenos climáticos de periodicidade interanual como os provocados pelo efeito “*El Niño*” alteram a pluviosidade regional, com reflexos na salinidade na região estuarina. Na região estuarina o grau de amplitude, as bruscas flutuações e a baixa previsibilidade das variações de salinidade devem representar um considerável fator de perturbação para a macrofauna bentônica. Mesmo nas enseadas, onde estes efeitos são tamponados pelo maior tempo de residência da água, a salinidade influencia na estruturação das comunidades faunísticas (Bemvenuti 1998a, b).

A temperatura apresenta flutuações sazonais bem definidas na região, com características de clima temperado quente. Com o aumento da temperatura, a partir do final da primavera e o início do verão, ocorre um recrudescimento da atividade reprodutiva da maioria da macrofauna bentônica nas enseadas estuarinas. Como consequência, verifica-se um aumento na abundância e diversidade do macrobentos, acompanhada por um incremento quali-quantitativo na ocorrência e atividade dos macropredadores, o que intensifica as interações biológicas na área em estudo (Bemvenuti, 1987b; 1998a, b).

Extensas enseadas rasas constituem-se em ambientes típicos da região estuarina da Lagoa dos Patos. A baixa amplitude das marés astronômicas na região e a forte influência da pluviosidade e da ação dos ventos no nível d'água, originam planos intermareais irregularmente inundados que podem permanecer expostos por longos períodos (Bemvenuti, 1998c). No intermareal das enseadas é comum o desenvolvimento de extensas áreas pantanosas dominadas por gramíneas halófitas emersas, sendo este tipo de hábitat conhecido como marisma (Capitoli *et al.* 1978). Na maioria das enseadas ocorrem extensos

planos de águas rasas com profundidades menores do que 1,5m. Neste amplo hábitat, além de fundos não vegetados, nos períodos estivais podem ocorrer densas pradarias da espermatófita *Ruppia maritima*.

No corpo central da região estuarina os fundos infralitorais, que não apresentam colonização por macrófitas, estendem-se desde os planos rasos até cerca de 6m de profundidade, na borda dos canais. Estes últimos apresentam fundos lodosos e atingem até cerca de 11 m de profundidade no interior do estuário. Enquanto que na desembocadura, onde os canais são muitas vezes dominados por fundos arenosos-biodetríticos, ocorrem profundidades superiores a 15m.

3.3. OS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA LAGOA DOS PATOS

Capitoli *et al.* (1978) relacionam um total de 15 espécies de invertebrados bentônicos tipicamente estuarinos, ou seja, organismos residentes que não são encontrados no ambiente marinho adjacente. Entre estes macroinvertebrados, pela ocorrência e dominância em planos de águas rasas e pradarias de espermatófitas submersas (Bemvenuti, 1987a; 1998a, b; Rosa Filho & Bemvenuti, 1998a) e no corpo central da região estuarina (Bemvenuti *et al.*, 1992; Bemvenuti & Netto, 1998) destacam-se: o gastrópode *Heleobia australis* entre as espécies que vivem sobre o substrato, e entre os invertebrados que vivem enterrados no sedimento é abundante o poliqueta *Laonereis acuta*, o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii* e o bivalvo *Erodona mactroides*. Na presença de fundos vegetados por algas ou espermatófitas submersas, que ocorrem nas enseadas estuarinas, são comuns

espécies de isópodes e anfípodes, como *Melita mangrovi* (Capitoli *et al.*, 1978; Bemvenuti, 1987a; Bemvenuti, 1998b).

Estudos realizados na Lagoa dos Patos, têm revelado mecanismos pelos quais estas cinco espécies, entre outras, persistem frente à variações naturais e antrópicas neste ambiente. Com isso, reuniu-se informações publicadas e inéditas sobre as estratégias de adaptação destas espécies relacionando-as aos seus mecanismos de persistência e resiliência.

Laeonereis acuta

Laeonereis acuta (Anexo) é uma espécie comumente encontrada em estuários na Argentina, Uruguai e no sul e sudeste do Brasil (Orensanz & Gianuca 1974, Omena & Amaral, 2000), sendo muito abundante nos planos rasos da região estuarina da Lagoa dos Patos (Bemvenuti 1987a). Este poliqueta comedor de depósito, distribui-se desde o intermareal até cerca de 1m de profundidade, alcançando densidades (5127 ind./m²) e biomassa (28,26 g/m²) expressivas nestes ambientes (Bemvenuti, 1998a).

Espécies com as características de *L. acuta*, que possuem juvenis na camada superficial do substrato, sofrem uma forte pressão dos predadores durante as fases iniciais de vida (Reise, 1985; Bemvenuti 1992, 1998a). Manipulações experimentais de campo mostraram a ocorrência de densos recrutamentos do poliqueta e uma elevada mortalidade dos juvenis no epistrato, fase da vida em que a densidade populacional é controlada pela ação dos predadores sobre os indivíduos recém assentados (Bemvenuti 1992, 1998a).

Os adultos deste poliqueta, através da profundidade de escavação no interior do substrato (cerca de 20 cm), adquirem um eficiente refúgio contra a predação. Estratégias da espécie relacionadas com padrões espaço-temporais nos planos de águas rasas podem representar, entretanto, mecanismos pelos quais *L. acuta* consegue minimizar a exposição dos recrutamentos aos predadores, garantindo assim um maior número de adultos.

Incluem-se, neste caso, o registro de densos assentamentos na parte superior de planos intermareais (Bemvenuti *et al.* 1978, Capitoli *et al.* 1978), onde a pequena lâmina d'água representa uma zona de refúgio, ao limitar o acesso de peixes e decápodes infralitorais. Do mesmo modo que a ocorrência de densos recrutamentos de *L. acuta* durante o inverno (Asmus 1984), período em que vários predadores já abandonaram os locais rasos nas enseadas (Bemvenuti 1987b), devem também minimizar o impacto da predação sobre os exemplares recém assentados.

A comparação da densidade de juvenis do poliqueta entre áreas vegetadas e não-vegetadas adjacentes, revelou a presença do poliqueta em ambas, entretanto foram significativamente mais abundantes os exemplares na região recoberta pela macroalga *Enteromorpha clathrata* (Figura 2). Neste caso, a capacidade de recrutar em ambientes vegetados evidencia a habilidade do juvenil em utilizar a vegetação como hábitat alternativo, embora não dependa da mesma para manter suas populações (Aquino de Souza, 2001). Um outro exemplo da utilização da vegetação como hábitat pelo poliqueta foi verificado por Geraldi (1997), que encontrou exemplares com tamanhos entre 1 e 6 mm no interior de bainhas da espermatófita *Ruppia maritima*. Em ambos os casos a ocupação da vegetação, além de disponibilizar um novo tipo de substrato para a espécie, também fornece alimento na forma de diatomáceas epífitas das macrófitas e abrigo contra a ação

dos predadores. O recrutamento do poliqueta em fundos de macrófitas resulta num aumento expressivo na sobrevivência das fases iniciais de vida de *L. acuta* uma vez que em fundos não vegetados tem sido registradas mortalidades massivas do poliqueta logo após o assentamento (Bemvenuti, 1998c).

L. acuta parece ser uma espécie bastante resiliente. Experimentos de campo em uma enseada estuarina da laguna revelaram que após defaunação do substrato, foi verificado a recolonização do sedimento a partir do assentamento larval em num período de apenas 19 dias (Bemvenuti, 1998a).

Este poliqueta também mostrou comportamento oportunista em um gradiente de enriquecimento orgânico a partir de um ponto de descarga de esgoto doméstico na Lagoa dos Patos através de densos recrutamentos. *Laeonereis acuta* beneficiou-se do aumento na quantidade de sedimentos finos e de alimento disponível no sedimento (Figura 3) dominando as duas áreas sujeitas a distúrbios moderados do gradiente, atingindo valores de densidade quase 5 vezes superiores (24.0101 ind. m⁻²) aos máximos registrados em outros trabalhos efetuados na região estuarina da Lagoa dos Patos (5.127 ind. m⁻² ; Bemvenuti, 1998a).

Estratégias da espécie relacionadas com padrões espaço-temporais nos planos de águas rasas podem representar mecanismos pelos quais *L. acuta* consegue minimizar a exposição dos recrutamentos aos predadores, garantindo a sua persistência. A identificação de eficiente assentamento de juvenis em áreas defaunadas ou submetidas a distúrbios permite a identificação de comportamento oportunista da espécie, contribuindo também para a alta resiliência deste poliqueta na região estuarina da Lagoa dos Patos.

Erodona mactroides

O bivalvo suspensívoro *Erodona mactroides* (Anexo) é um cavador superficial que ocorre em ambientes mixohalinos na desembocadura de rios, lagoas e baías em algumas regiões da Argentina, Uruguai e Brasil (Jorcin, 1996). *Erodona mactroides* distribui-se ao longo de toda a Lagoa dos Patos (exceto na região do Guaíba), mas tem a maior abundância do seu estoque adulto na zona pré-límnica e no setor norte da região estuarina da laguna (Figura 1) (Bemvenuti *et al.*, 1978; Bemvenuti & Netto, 1998).

Na região estuarina, a maior biomassa deste bivalvo é encontrada na parte norte atingindo valores médios de 281 g/m². Nesta área, onde estão bem representadas todas as classes de tamanho, *E. mactroides* pode atingir até 30 mm de comprimento e uma densidade média de 461 ind/m² (Bemvenuti *et al.* 1978). Nas enseadas localizadas na parte sul do estuário, o bivalvo atinge o máximo de recrutamento durante o verão, e apesar das altas densidades (média de 3.722 ind/m²), a biomassa atinge somente 105 g/m² em função do menor tamanho dos exemplares. Nesses locais, a espécie dificilmente ultrapassa os 13 mm de comprimento, tamanho correspondente a 1 ano de vida (Bemvenuti *et al.* 1978).

Mortalidades massivas de *E. mactroides*, facilmente reconhecíveis pela grande quantidade de conchas sobre o fundo, são freqüentemente observadas na região estuarina. Bemvenuti *et al.* (1978) referem-se a elevadas mortalidades no início do outono. Entretanto o fenômeno não se restringe a uma única sazão, pois em novembro de 1999 após 10 dias de fortes ventos NE foram observadas drásticas mortalidades do bivalvo nas enseadas Saco do Justino e em frente a margem leste da Ilha das Pombas no Saco do

Arraial (C.E. Bemvenuti Laboratório de Ecologia de Invertebrados Bentônicos. Departamento de Oceanografia, FURG, Comunicação Pessoal).

A instabilidade do substrato é uma das causas de estresse para bivalvos suspensívoros, tanto através do entupimento do aparato filtrador quanto pela ressuspensão e enterramento de larvas recém-assentadas (Rhoads & Young, 1970). De acordo com Peddicord, (1980) e Barnes (1994), bivalvos com sífões curtos, tal como *E. mactroides*, são sensíveis à situações de intensa deposição de silte e argila, apresentando severa mortalidade devido ao entupimento de suas estruturas filtradoras.

Situações ou eventos de ressuspensão e deposição do sedimento na Lagoa dos Patos são comuns e resultantes, principalmente, da força e direção dos ventos predominantes e dos níveis de precipitação pluviométrica da vasta bacia de drenagem, a qual pode transportar consideráveis quantidades de silte e argila para a região estuarina (Calliari, 1998; Garcia, 1998; Niencheski & Baumgarten, 1998; Möller *et al.*, 2001).

Durante os meses de primavera, Geraldi (2001) observou a modificação gradual das frações granulométricas no sedimento em uma enseada rasa estuarina como reflexo de fortes ventos na direção NE. A fração predominante no sedimento deixou de ser arenosa e tornou-se argilosa/siltosa, comprovando ressuspensão dos sedimentos e subsequente deposição das frações finas. Neste mesmo período o autor registrou a mortalidade de *Erodona mactroides* na região de estudo através da presença de consideráveis quantidades de conchas vazias intactas nas amostras, indicando que a morte destes exemplares não foi traumática e que estes organismos não foram consumidos por predadores. Geraldi (2001)

atribuiu a mortalidade do bivalvo ao sufocamento provocado pela deposição do material em suspensão, entupindo as estruturas filtradoras do bivalvo.

O decréscimo na densidade de *E. mactroides* na enseada do Saco do Arraial também foi registrado por Colling (2005) durante o período de outono-inverno. Neste período observou-se menores teores de sedimentos finos e intensas variações no nível topográfico do substrato, sugerindo maior atividade hidrodinâmica e instabilidade do sedimento. Considerando-se que *E. mactroides* é um bivalve que além de possuir hábito cavador superficial apresenta dimensões reduzidas, é possível que este organismo tenha sido removido do substrato durante períodos de elevada hidrodinâmica, através do arrasto juntamente com os sedimentos finos.

Os recorrentes impactos sobre as populações de *E. mactroides* assentadas nas enseadas no extremo sul da laguna determinam que a manutenção do estoque de exemplares adultos com tamanhos superiores da 1 ano de vida restrinja-se a porção norte da região estuarina e zona pré límnic. De modo que o sucesso dos recrutamentos de *E. mactroides*, que ocorrem entre o final da primavera e o início do outono nas enseadas estuarinas, está intimamente ligado às condições hidrológicas, que se tornam favoráveis nos períodos de vazante, as quais transportam as larvas provenientes dos estoques reprodutivos à montante (Bemvenuti *et al.*, 1978).

A combinação de dois eventos parece influir diretamente na resiliência e persistência das populações de *E. mactroides* nas enseadas estuarinas. O primeiro está relacionado com a natureza estocástica dos fatores que podem estar determinando a mortalidade dos juvenis na porção sul da laguna. Enquanto que o segundo fator, ligado ao recrutamento do bivalvo,

também caracteriza-se pela baixa previsibilidade uma vez que depende da coincidência entre a disponibilidade de larvas no plâncton e a ocorrência de vazantes. Estes fenômenos, que determinam a imprevisibilidade do sucesso dos recrutamentos do bivalvo, refletem-se na baixa persistência temporal registrada para a espécie na porção sul da laguna (Bemvenuti 1998b).

Heleobia australis

Espécies da família Hydrobiidae, especialmente as do gênero *Hydrobia* são freqüentemente citadas como habitantes dominantes de lagunas, estuários e planos lamosos intermareais (Reise 1985; Blanchard *et al.*, 2000; Cardoso *et al.*, 2002), especialmente na costa atlântica da Europa e África, da Noruega até o Senegal, incluindo o Mediterrâneo (Graham, 1988).

Nos planos de águas rasas da região estuarina da Lagoa dos Patos o Hydrobiidae *Heleobia australis* (Anexo) é um dos principais integrantes da epifauna. Este gastrópode apresenta uma ampla distribuição batimétrica em fundos arenolodosos de ambientes mixohalinos, ocorrendo desde o limite inferior do intermareal até áreas mais profundas, como as do canal de navegação (Bemvenuti *et al.*, 1978).

Heleobia australis pode ser encontrada em altas densidades nos planos rasos da região estuarina (Bemvenuti 1998a). Apesar do pequeno tamanho (máximo 5mm), devido a sua abundância esta espécie atinge uma biomassa elevada na região. Bemvenuti & Capítoli (1978), por exemplo, registraram 246 g./m² correspondente a uma densidade de 45.616

ind/m² na enseada Saco da Mangueira. Este gastrópode também é a espécie mais abundante da macrofauna infralitoral, alcançando densidades que ultrapassam 40.000 ind/m² (Bemvenuti *et al.* 1978). Na região dos canais naturais ou artificiais, entre 5 m e 18m de profundidade, ocorre um nítido empobrecimento quali-quantitativo da macrofauna bentônica. Nesta zona, a macrofauna restringe-se a organismos que podem consumir material depositado, como *Heleobia australis*, onde a espécie se beneficia de um amplo nicho disponível no epistrato e a ausência de outras espécies competidoras em abundância (Bemvenuti, 1998a).

Heleobia australis ocorre em agrupamentos de dimensões variáveis que se caracterizam pelas marcadas flutuações espaço-temporais na densidade (Bemvenuti *et al.* 1978, Lana, 1986; Bemvenuti *et al.*, 1992). Neste padrão, influencia a severa predação a que estão submetidos os gastrópodes Hydrobiidae (Reise 1985), a preferência por sedimentos finos e vegetados e a provável migração da espécie quando a salinidade aproxima-se de zero (Chomenko & Schaffer 1984, Bemvenuti *et al.* 1992).

A abundância e a frequência desta espécie na dieta de peixes e crustáceos decápodes capturados nas enseadas estuarinas (Bemvenuti, 1990; Capítoli & Ortega, 1993; Kapusta & Bemvenuti, 1998; Bemvenuti, 1998c), indicam que este gastrópode representa um item fundamental nas interações tróficas da região. Diversos estudos com gastrópodes Hydrobiidae também indicam forte predação de aves sobre o molusco (Murias *et al.*, 1996; Cabral *et al.*, 1999; Lopes *et al.*, 2000).

Durante amostragens efetuadas em planos de águas rasas (Bemvenuti *et al.* 1978) verificou-se que *Heleobia australis* mostra um sensível aumento na densidade quando coletada associada a algas filamentosas. Drake & Arias (1995) e Lillebø *et al.* (1999)

também evidenciaram que a biomassa de algas foi o fator mais importante na determinação dos padrões espaço-temporais de espécies de Hydrobiidae na Baía de Cádiz, Espanha e no estuário Mondego, Portugal.

A maior complexidade estrutural do hábitat pela presença da vegetação, além do abrigo que fornece à epifauna sedentária (Orth *et al.* 1984, Bemvenuti 1987b), proporciona também uma maior disponibilidade alimentar para *H. australis* que se alimenta sobre o film superficial de material depositado no sedimento ou sobre as folhas de macrófitas. De acordo com estudos de dinâmica de populações e comportamento alimentar de *Hydrobia ulvae*, foi evidenciado que esta espécie ingere, preferencialmente, diatomáceas epifíticas e microalgas bentônicas (Fenchel *et al.*, 1975; Forbes & Lopez, 1986; López-Figueroa & Niell, 1988; Blanchard *et al.*, 2000; Haubois *et al.*, 2005), no entanto também é comum a espécie ingerir partículas sedimentares, assim como a ingestão de seus próprios *pellets* fecais (autocoprofagia) especialmente quando esta é submetida a uma forte competição intraespecífica (Lopes-Figueroa & Niell *op cit*).

Heleobia australis não depende de vegetação para manter suas populações, sendo esta um habitat alternativo, onde a espécie se beneficia das condições de maior proteção contra predadores epifaunais e alimentação. Através de amostragens realizadas em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos, observou-se que após eventos meteorológicos ocorridos durante a primavera de 1999 a vegetação macrófita, composta por *Enteromorpha sp.* e microalgas associadas, foi removida da região de estudo. Durante este período, o número e a densidade de espécies presentes na enseada iniciou queda gradativa até o desaparecimento das espécies de crustáceos peracáridos. No entanto *H. australis* e *L. acuta*,

apesar das baixas densidades, foram as únicas espécies presentes no sedimento sem vegetação (Figura 4).

Durante o verão, neste mesmo estudo, a vegetação reapareceu sendo composta por diferentes espécies (*Ruppia marítima* associada a *Lyngibia sp.* e *Aphanotece sp.*), e apesar do surgimento de novas espécies de peracáridos a dominância de *H. australis* foi evidente, registrando-se expressivo aumento da densidade do gastrópode. Esta característica permite a identificação do comportamento oportunista da espécie, e a sua alta capacidade em recolonizar o substrato vegetal.

O deslocamento de *H. australis*, assim como para outros membros da família Hydrobiidae, é facilitado pela sua relativa mobilidade no epistrato e, principalmente, pela capacidade de dispersão utilizando a tensão superficial da água (no qual o organismo flutua na coluna d'água, ressuspendido por correntes de maré ou suspenso abaixo da interface ar/água em condições calmas) (Little & Nix, 1976; Barnes, 1981; Bemvenuti, 1998c; Norkko *et al.*, 2000; Orvain & Sauriau, 2002). A este respeito, Blandford & Little (1983) demonstraram experimentalmente que *H. ulvae* responde a mudanças da pressão osmótica da água e que os órgãos sensoriais para tal sentido estariam, provavelmente, localizados nos tentáculos.

A capacidade de dispersão juntamente com o comportamento oportunista de *H. australis* (Lana, 1986; Bevenuti *et al.*, 1992) permitem que esta invada novas áreas ou evite situações excessivamente estressantes. Netto & Lana (1994) registraram esta espécie como pioneira em um processo de recolonização do sedimento após perturbação.

Nos estudos realizados na região estuarina da Lagoa dos Patos foi verificado que a espécie, provavelmente, tenha migrado para evitar a pluma ácida derramada pelo navio NT

Bahamas (Bemvenuti *et al.*, 2003) e em uma outra situação, *H. australis* obteve vantagem das novas condições do sedimento, após atividades de dragagem nos canais de navegação na região estuarina, evidenciando a alta resiliência e o oportunismo da espécie (Bemvenuti *et al.*, 2006).

Kalliapseudes schubartii

O tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii* (Anexo) é abundante nos planos rasos da região e apresenta uma distribuição tipicamente estuarina. Estudos de comunidades bentônicas ao longo das regiões sudeste e sul do Brasil e da costa uruguaia disponibilizaram informações sobre a distribuição e a abundância da espécie (e.g. Lana & Guiss, 1991; Couto *et al.*, 1995; Leite, 1995; Rosa-Filho & Bemvenuti, 1998b; Muniz & Venturini, 2001), assim como informações sobre a sua biologia populacional (Fonseca & D’Incao, 2003).

Este tanaidáceo infaunal, tem preferência por locais rasos, mas distribui-se entre o limite inferior dos planos intermareais e a borda dos canais de navegação na região estuarina da Lagoa dos Patos, onde é encontrado em menores densidades. Habita fundos arenolodosos, compostos por areia fina, mas com a presença de silte e argila (Bemvenuti *et al.*, 1978; Couto *et al.*, 1995; Leite, 1995; Rosa-Filho & Bemvenuti, 1998b), que são característicos de ambientes deposicionais de baixa hidrodinâmica. Nestes ambientes a espécie escava tubos em forma de U, que podem atingir até 15 cm de profundidade no interior do substrato.

A frequência com que a espécie integra a dieta de peixes e decápodes (Araújo 1984, Bemvenuti, 1990, Gonçalves 1997) e os sucessivos aumentos de densidade do tanaidáceo no interior de gaiolas de exclusão, indicam que *K. schubartii* encontra-se sob um forte impacto dos predadores (Bemvenuti 1987b, Bemvenuti 1998a). Apesar da intensa predação à qual está submetido, este tanaidáceo domina (>10.000 ind. m^{-2}) os planos de águas rasas da região estuarina.

Em nenhum dos estudos de campo ou experimentais realizados na região estuarina Lagoa dos Patos, foi observado que o tanaidáceo obtivesse vantagem em situações ambientais especiais, invadindo artefatos de exclusão de predadores, áreas defaunadas ou vegetadas (Bemvenuti, 1998a). O fato de a espécie apresentar um desenvolvimento direto a partir do marsúpio certamente limita sua capacidade de distribuição. O hábito alimentar suspensívoro e o modo de vida no interior do substrato, contribuem para o hábito sedentário da espécie, com dispersão limitada.

Estudos recentes realizados na região (Colling *et al.*, 2005), têm demonstrado que a espécie possui marcadas variações interanuais na densidade, podendo ser afetada por fenômenos meteorológicos, como passagens de frentes frias pela região, ou ainda fenômenos globais como os provocados pelo fenômeno *El Niño*. Tais eventos ambientais influenciam diretamente a dinâmica das populações bentônicas na região estuarina, no caso do tanaidáceo, revelam que o sucesso do recrutamento de *K. schubartii* é dependente do tamanho em que se encontra sua população anterior ao processo reprodutivo, indicando dessa forma um efeito de denso-dependência.

K. schubartii apresenta períodos de intensa atividade reprodutiva, geralmente, associados as elevações de temperatura, que juntamente com a proteção à desova no

marsúpio, refletem-se em expressivos recrutamentos (Bemvenuti 1987, Leite *et al.*, 2003, Fonseca & D’Incao, 2003). Os juvenis, após abandonarem o marsúpio, constroem seus tubos nas proximidades da fêmea (Bemvenuti 1987, Leite *et al.*, 2003), comportamento que intensifica a distribuição agregada que é característica da espécie (Bemvenuti 1987; Lana & Guiss, 1991; Leite *et al.*, 2003).

Juvenis e fêmeas ovadas de *K. schubartii* foram coletados em períodos de primavera, verão e início do outono na região estuarina da laguna, sendo identificadas seis coortes anuais da espécie (Fonseca & D’Incao, 2003). Estes autores registraram que fêmeas alcançam a maturidade sexual em 2 meses após a eclosão do marsúpio e que a máxima estimativa da longevidade dos indivíduos é de 1 ano. Esta expectativa de vida é considerada curta (Fonseca & D’Incao, 2003) em comparação a outros estudos de populações de peracáridos que habitam ambientes severos, e de alguma forma imprevisíveis como praias arenosas (Williams, 1978; Alava & Defeo, 1991; Gómez & Defeo, 1999; Fonseca *et al.*, 2000).

As seguintes características observadas para a espécie: um rápido desenvolvimento; contínua atividade reprodutiva populacional em períodos favoráveis; poucos ovos, mas com uma eficiente proteção à desova; elevado recrutamento e altas taxas de mortalidade conferem ao tanaidáceo características de um organismo r-estrategista, mas que não se comporta como uma espécie tipicamente oportunista.

McCall (1977) observa que todas as espécies oportunistas são r-estrategistas, mas nem todas as espécies r-estrategistas são oportunistas, estando ambos os tipos sujeitos a freqüentes mortalidades, gastando a maior parte de suas energias em conseguir a reprodução sob condições favoráveis. Este autor salienta ainda, que os organismos

oportunistas apresentam como característica particular a capacidade de realizar rápidas e amplas dispersões, o que possibilita aos mesmos a colonização de novas áreas num curto espaço de tempo.

Com as características discutidas acima, *K. schubartii* mostra um comportamento do tipo r-estrategista com uma alta resiliência, no qual uma intensa atividade reprodutiva e a proteção à desova no marsúpio determinam expressivos recrutamentos. Este comportamento, somado ao refúgio proporcionado pelo hábitat subsuperficial e a alta tolerância da espécie à variações de salinidade (Rosa Filho & Bemvenuti, 1998a) refletem-se na manutenção da densidades e na sua persistência temporal nas enseadas estuarinas da Lagoa dos Patos, mesmo sob situações de elevada intensidade de predação e instabilidade do substrato.

Melita mangrovi

Anfípodes gamarídeos são freqüentemente encontrados associados à macroalgas e gramíneas submersas, em fundos moles ou em substratos rochosos marinhos e estuarinos de todo o mundo (Kolding, 1981; Skadsheim, 1982; Nicolaidou & Karakirim 1989; Sainte-Marie, 1991; Costa & Costa, 1999). Freqüentemente, a distribuição, abundância e a sazonalidade destas espécies está diretamente associada aos padrões espaço-temporais da biomassa de macroalgas (Bemvenuti, 1987b; Costa & Costa, 1999; Aquino de Souza, 2001).

Organismos epifaunais pequenos e lentos, como a maioria dos peracáridos (isópodes, anfípodes, tanaidáceos e cumáceos), estão expostos a uma severa pressão de predadores no epistrato (Woodin, 1981; Reise, 1985; Bemvenuti 1987b; Corona *et al.* 2000); de modo que a vida em habitats estruturalmente complexos, como pradarias de gramíneas submersas, representa uma maior garantia de sobrevivência para a epifauna (Orth *et al.*, 1984; Summerson & Peterson, 1984; Leber, 1985; Wilson *et al.*, 1990; Dittel, *et al.* 1996). A maior abundância destes organismos nestes ambientes é geralmente atribuída ao refúgio contra predadores, proporcionado pela complexidade estrutural e biomassa das macrófitas (Nelson, 1979; Heck & Orth, 1980; Stoner, 1982; Corona *et al.*, 2000), mas também a maior disponibilidade de alimento (Buschmann, 1990; Corona, *et al.*, 2000; Goecker & Kall, 2003).

Na Lagoa dos Patos, o anfípode epifaunal *Melita mangrovi* (Anexo) ocorre desde o limite inferior do intermareal até o infralitoral de planos rasos nas enseadas da região estuarina, e sua mais elevada abundância ocorre associada à presença de macroalgas (Bemvenuti, 1987, 1998a).

Melita mangrovi mostra um comportamento generalista na obtenção do alimento, ingerindo micro e macroalgas, especialmente cianofíceas filamentosas e diatomáceas (Tabela 1).

Experimentos de campo com exclusão de predadores em uma enseada rasa estuarina da Lagoa dos Patos registraram que as maiores densidades de *Melita mangrovi* foram sempre encontradas no interior dos artefatos de exclusão de predadores, o que foi considerado um comportamento oportunista, no qual a espécie se beneficiou da eficiente

proteção do artefato para, independente da época do ano ou do fato de estar ou não em reprodução, migrar para o interior dos cercos (Bemvenuti, 1987b).

Neste contexto, Bemvenuti (1987b) também observou que *M. mangrovi* foi numericamente menos representativo na primavera-verão do que no período de outono-inverno, embora um maior número de fêmeas ovadas e de exemplares recém eclodidos fossem encontrados no final da primavera e no verão. Embora em menores densidades, também foram registradas fêmeas ovadas de *M. mangrovi* durante o outono. O autor atribuiu um efeito sinérgico entre a redução quali-quantitativa das populações de predadores epifaunais e a maior quantidade de macroalgas, especialmente *Enteromorpha sp.*; como a causa da maior abundância de *M. mangrovi* durante o outono-inverno no local de estudo. A mesma consideração foi feita por Costa & Costa (1999) relativa ao pico de abundância de *Gammarus locusta* durante o outono em concordância a maior biomassa de algas no estuário de Sado, Portugal.

Com a diminuição da temperatura no início do outono, os predadores integrantes do macrobentos de grande mobilidade (*Farfantepenaeus paulensis*, *Callinectes sapidus* e *Cyrtograpsus angulatus*), que sazonalmente utilizam as enseadas da região estuarina como locais de criação nos meses de verão, migram para locais de maior profundidade reduzindo o impacto da predação sobre a epifauna (Bemvenuti, 1998a,b). A reprodução de anfípodes epifaunais durante meses de outono e inverno (Asmus, 1984; Bemvenuti, 1987b; Aquino de Souza, 2001), coincide com a redução quali-quantitativa dos predadores, podendo ser uma estratégia pela qual anfípodes, como *Melita mangrovi*, garantam a sobrevivência de um maior número de juvenis (Nelson, 1979, Bemvenuti, 1987a). A produção de várias gerações por ano

(“*Multivoltine life cycles*”) é comum em populações de anfípodes de climas temperado-quentes (Costa & Costa, 1999).

Através de amostragens nas enseadas rasas vegetadas na região estuarina da laguna, observou-se forte associação entre *M. mangrovi* e a macroalga de deriva *Enteromorpha sp.* *Melita mangrovi* foi preferencialmente encontrado entre *Enteromorpha* em detrimento de outras três espécies de macroalgas (*Vaucheria sp.*, *Lyngbia sp.* e *Aphanotece sp.*) e uma espécie de espermatófita submersa (*Ruppia maritima*) (Figura 5). As características estruturais mais complexas de *Enteromorpha sp.*, que apresenta frondes tubulosas e abundantemente ramificadas deve favorecer o gamarídeo em comparação com a estrutura mais simples das cianofíceas.

Assim como *Enteromorpha sp.* favorece a maior abundância de *Melita mangrovi*, por ser uma alga de deriva e efêmera na região estuarina da laguna, esta espécie também interfere nos padrões espaço-temporais de abundância do anfípode na região.

O florescimento de espécies do gênero *Enteromorpha* são frequentemente associados à processos de eutrofização de águas costeiras (Fong, 1998; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso *et al.*, 2002; Cardoso *et al.*, 2004). Apesar da eutrofização ser um problema comum em muitas lagunas, este evento é temporal e espacialmente variável (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001). *Enteromorpha* é uma alga efêmera nas enseadas estuarinas da laguna, florescendo na região em intervalos irregulares e pouco previsíveis que devem estar ligados a períodos favoráveis de salinidade uma vez que as espécies deste gênero são mais afetadas por baixas salinidades e possuem um ótimo de crescimento em salinidades entre 18 e 22 (Martins *et al.*, 1999). Martins *et al.* (2001) concluíram que a biomassa de *Enteromorpha* no estuário Mondego, Portugal, dependia de uma gama de fatores, incluindo a hidrodinâmica,

que por sua vez controla a salinidade, razão N/P e a velocidade das correntes naquele sistema.

Considerando o grau de mobilidade de *Enteromorpha sp.* e as altas densidades de organismos epifaunais encontrados em suas manchas, é muito provável que o registro de *Melita mangrovi* em distintos habitats do estuário, incluindo planos rasos sem vegetação, seja devido à grande capacidade de dispersão da macroalga e o transporte de organismos associados à ela, contribuindo para a resiliência desta espécie na região estuarina da laguna. Holmquist (1994), em experimentos de campo, demonstrou que aglomerados de algas são transportadores efetivos da fauna bentônica, através da observação de um intenso fluxo de organismos das manchas de algas de deriva para o ambiente adjacente.

Freqüentemente, após fortes ventos associados à entrada de frentes frias, a alga é removida das enseadas rasas da região, deslocando também os organismos epifaunais associados à ela, podendo determinar uma notória diminuição da densidade de *M. mangrovi* nas enseadas rasas, como o observado por Aquino de Souza (2001). Após estes eventos, grandes quantidades da alga já foram coletadas com pegador de fundo a 11m de profundidade no canal de navegação do Porto de Rio Grande, e também é comum o registro de aglomerados de *Enteromorpha sp.* ao longo da linha de costa, muitas vezes presos na vegetação de marisma, principalmente *Spartina alterniflora*. (C.E. Bemvenuti Laboratório de Ecologia de Invertebrados Bentônicos. Departamento de Oceanografia, FURG, Comunicação Pessoal).

No entanto, populações do anfípode associados a *Enteromorpha sp.* são comumente encontrados nas rochas localizadas na base do molhe oeste na desembocadura da laguna. Durante prolongados períodos de adoçamento, que podem manter a salinidade próxima de

zero por vários meses na região estuarina (Bemvenuti *et al.*, 1992), é provável que as populações de *Enteromorpha* sejam extintas na base dos molhes. Entretanto, a presença desta e de outras espécies de macroalgas (*Cladophora*, *Ulva*) ao longo dos molhes da Barra de Rio Grande (Capitoli, 1998) podem servir como substratos favoráveis para a persistência e estoques populacionais para um futuro transporte e resiliência de *M. mangrovi* nas enseadas estuarinas da laguna.

3.4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alava, A.; Defeo, O. 1991. Distributional pattern and population dynamics of *Excirrolana armata* (Isipoda: Cirolanidae) in a Uruguayan sandy beach. *Est. Coast. Shelf Sci.* **33**: 433-444.
- Angonesi, L.G. 2000. Efeitos da descarga de esgotos urbanos sobre os macroinvertebrados de fundos moles na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS – Brasil. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil. 135p.
- Aquino de Souza, R. 2001. Macroepifauna sedentária associada a macrófitas no estuário da Lagoa dos Patos, RS. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil. 104p.
- Araujo, F.J. 1984. Hábitos alimentares de três espécies de bagres marinhos (Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil (RS),Brasil. *Atlântica*. **7**: 47-63.
- Asmus, M.L. 1984. Estrutura da comunidade associada a *Ruppia maritima* no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade do Rio Grande, Brasil. 154p.
- Barnes, R.S.K., 1994. Macrofaunal community structure & life histories in coastal lagoons. Coastal Lagoons Processes. Ed: B. Kjerfve. New York, NY, Elsevier Science Publishers. Vol. 60. 574p.

- Bemvenuti, C.E.; Capitoli, R.R.; Gianuca, N.M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. II. Distribuição quantitativa do macrobentos infralitoral. *Atlântica* **3**: 23-32.
- Bemvenuti, C.E. 1987a. Macrofauna bentônica da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Anais do Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Publicação ACIESP 54-1, Cananéia, SP, Brasil, 1: 428-459.
- Bemvenuti, C.E. 1987b. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* **9**(1): 5-32.
- Bemvenuti, C.E. 1992. Interações biológicas da macrofauna bentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil. 206p.
- Bemvenuti, C.E.; Cattaneo, S. A.; Netto, S.A. 1992. Características estruturais da macrofauna bentônica em dois pontos da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* **14**: 5-28.
- Bemvenuti, C.E. 1998a. Invertebrados Bentônicos. **In:** Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 46-51.
- Bemvenuti, C.E. 1998b. Estrutura Trófica. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 79-82.
- Bemvenuti, C.E. 1998c. Fundos não vegetados. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 87-92.
- Bemvenuti, C.E.; Netto, S.A. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (South Brazil). *Rer. Bras. Biol.* **58**(2): 211-221.
- Bemvenuti, C.E.; Rosa Filho, J.S.; Elliot, M.. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Harbour of Rio Grande (RS-Brazil). *Brazilian Journal of Biology* **63**(2): 183-194.
- Bemvenuti, C.E.; Angonesi, L.G.; Gandra, M.S . 2006. Effects of dredging operations upon soft bottom macrofauna on a harbor area, Patos Lagoon estuarine region, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **66**(2). (no prelo)
- Bemvenuti, M.A. 1990. Hábitos alimentares de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* **3**: 23-32.

- Benedetti-Cecchi, L.; Rindi, F.; Bertocci, I.; Bulleri, F.; Cinelli, F. 2001. Spatial variation in development of epibenthic assemblages in a coastal lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* **52**: 659-668.
- Blanchard, G.F.; Guarini, J.M.; Provot, L.; Richard, P.G. 2000. Measurement of ingestion of *Hydrobia ulvae* (pennant) on intertidal epipelagic microalgae: the effect of mud snail density. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **255**: 247-260.
- Blandford, P.; Little, C. 1983. Salinity detection by *Hydrobia ulvae* (Pennant) and *Potamopyrgus jenkinsi* Smmith (Gastropoda : Prosobrancia). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **68**: 25-38.
- Buschmann, A.H. 1990. Intertidal macroalgae as refuge and food for amphipoda in Central Chile. *Aquat. Bot.* **36**: 237-245.
- Cabral, J.A.; Pardal, M.A.; Lopes, R.J. Múrias, T.; Marques, J.C. 1999. The impact of macroalgal blooms on the use of the intertidal área and feeding behavior of waders (charadrii) in the Mondego Estuary (west Portugal). *Acta Oecol.* **20**:417-427.
- Calliari, L.J. 1998. Características Geológicas. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 13-18.
- Capitoli, R.R. 1998. Substratos Consolidados. **In:** Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 96-99.
- Capitoli, R.R.; Bemvenuti, C.E. 1978. Organismos bentônicos. *Relatório Final do Convênio FURG/CEDIC*. Parte Biológica: 4-35.
- Capitoli, R.R.; Bemvenuti, C.E.; Gianuca, N.M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I- As comunidades bentônicas. *Atlântica* **3**: 5-22.
- Capitoli, R.R.; Ortega, E.L. 1993. Contribuição ao conhecimento do espectro trófico de *Cyrtograpsus angulatus*, Dana, nas enseadas vegetadas de águas rasas da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Nauplius* **1**: 81-87.
- Cardoso, P. G.; Lillebo, A. I.; Pardal, M. A.; Ferreira, S. M.; Marques, J. C. 2002. The effect of different primary producers on *Hydrobia ulvae* population dynamics: a case study in a temperate intertidal estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **277**(2): 173-195.
- Cardoso, P. G.; Pardal, M. A.; Raffaelli, D.; Baeta, A.; Marques, J. C. 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **308**(2): 207-220

- Chomenko, L.A.; Schafer, A. 1984. Interpretação biogeográfica da distribuição do gênero *Littoridina* (Hydrobiidae) nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana* **9**(1): 127-146.
- Closs, D. 1965. New observations on the ecological subdivision of the Patos Lagoon in southern Brazil. *Bol. I.C.N.* **25**. 35p
- Colling, L.A. 2005 Variabilidade espaço-temporal de *Erodona mactroides* Bosc, 1802 (Mollusca, Bivalvia) em uma enseada rasa da região estuarina da Lagoa dos Patos. Monografia de Graduação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil.
- Corona, A.; Soto, L.A.; Sánchez, A. J. 2000. Epibenthic amphipod abundance and predation efficiency of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in habitats with different physical complexity in a tropical estuarine system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **253**: 33-48
- Costa, F.; Costa, M.H. 1999. Life history of the amphipod *Gammarus locusta* in the Sado estuary (Portugal). *Acta Oecologica* **20**(4) 305-314.
- Couto, E.C.G.; Almeida, M.V.O.; Lana, P.C. 1995. Diversidade e distribuição especial da macrofauna bêntica do saco do Limoeiro, Ilha do Mel, Paraná – Outono de 1990. *Bol. Inst. Oceanogr.* **11**: (sup. Especial).
- Day Jr., J.W.; Hall, C.A.S.; Kemp, W.M.; Ynz-Arancibia, A. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 558 p.
- Dittel, A.; Epifanio, C.E.; Natunewicz, C. 1996. Predation on mud crab megalopae, *Panopeus herbstii* H. Milne Edwards: effect of habitat complexity, predator species and postlarval densities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **198**(2): 191-202
- Drake, P.; Arias, A.M. 1995. Distribution and production of three *Hydrobia* species (Gastropoda: Hydrobiidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz (Spain). *J. Molluscan Stud.* **61**: 185-196
- Fenchel, T.; Kofoed, L.H.; Lappalainen, A. 1975. Particle size selection of deposit-feeders: the amphipod *Corophium volutator* and prosobranch *Hydrobia ulvae*. *Mar. Biol.* **30**: 119-128
- Fong, P.; Boyer, K.E.; Zedler, J.B. 1998. Developing an indicator of nutrient enrichment in coastal estuaries and lagoons using tissue nitrogen content of the opportunistic alga, *Enteromorpha intestinalis* (L. Link). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **231**(1): 63-79
- Fonseca, D.B.; Veloso, V.G.; Cardoso, R.S. 2000. Growth, mortality, and reproduction of *Excirolana braziliensis* Richardson, 1912 (Isopoda, Cirolanidae) on the Prainha Beach, Riio de Janeiro, Brazil. *Crustaceana* **73**: 535-545

- Fonseca, D.B.; D'Incao, F. 2003. Growth and reproductive parameters of *Kalliapseudes schubartii* in the estuarine region of the Lagoa dos Patos (southern Brazil). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **83**: 931-935
- Forbes, V.E.; Lopez, G.R. 1986. Changes in feeding and crawling rates of *Hydrobia truncata* (Prosobranchia: Hydrobiidae) in response to sedimentary chlorophyll-a and recently egested sediment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **33**: 287-294.
- Garcia, C.A.E. 1998. Características hidrográficas. **In**: Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande, Ecoscientia: 18-21.
- Geraldi, R.M. 1997. Características estruturais da assembléia de invertebrados bentônicos em fundos vegetados e não vegetados numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 208p.
- Geraldi, R. M. 2001. Distribuição espacial, recrutamento, crescimento e mortalidade de *Erodona mactroides* Bosc, 1802 (Mollusca, Pelecypoda) na Lagoa dos Patos, RS – Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do de Rio Grande, Brasil. 166p.
- Goecker, M.E.; Kall, S.E. 2003. Grazing preferences of marine isopods and amphipods on three prominent algal species of the Baltic Sea. *J. Sea Res.* **50**: 309-314
- Gómez, J.; Defeo, O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **182**: 209-220
- Gonçalves, A.A. 1997. Ontogenia trófica e morfológica da corvina *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. (Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 132p.
- Graham, A.F.R.S. 1988. Molluscs: prosobranch and pyramidellid gastropods. **In**: Kermack, D.M.; Barnes, S.K. (Eds.), Synopses of the British Fauna (New Series), vol2. The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-Water Science Association, London. 662p.
- Haubois, A.G.; Guarini, J.M.; Richard, P.; Fichet, D.; Radenac, G.; Blanchard, G.F. 2005. Ingestion rate of the deposit-feeder *Hydrobia ulvae* (Gastropoda) on epipellic diatoms: effect of cell size and algal biomass. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **317**(1): 1-12
- Heck, K.L.; Orth, R.J. 1980. Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. **In**: Kennedy, V.S. (Ed.) Estuarine Perspectives. New York, Academic Press. P. 449-464.

- Hildrew, A.G.; Townsend, C.R. 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshw. Biol.* **31**: 265–275.
- Holmquist, J.G. 1994. Benthic macroalgae as a dispersal mechanism for fauna: influence of a marine tumbleweed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **180**: 235-251.
- Jorcín, A. 1996. Distribución, abundancia y biomasa de *Erodona mactroides* (Mollusca, Bivalvia, Daudin, 1801), em la laguna de Rocha (Depto. De Rocha, Uruguay). *Rev. Bras. Biol.* **56**(1) 155-162
- Kaenel, B.R.; Matthaei, C.D.; Uehlinger, U. 1998. Disturbance by aquatic plant management in streams: effects on benthic invertebrates. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* **14**: 341–356.
- Kapusta, S.C.; Bemvenuti, C.E. 1998. Atividade nictemeral de alimentação de juvenis de *Callinectes sapidus*, Rathbun, 1895 (Decapoda: Portunidae) numa pradaria de *Ruppia maritima* L. E num plano não vegetado, numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Nauplius* **6**: 41-52.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. **In.** Wolfve, D.A. (ed) Estuarine variability. Academic Press, New York, pp 63-81.
- Kolding, S. 1981. Habitat selection and life cycle characteristics of five species of the amphipod *Gammarus* in the Baltic. *Oikos* **37**: 173-178
- Lana, P.C. 1986. Macrofauna bêntica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná), *Nerítica* **1**(3): 79-89.
- Lana, P.C.; Guiss, C. 1991. Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic association in a tidal flat of Paranaguá Bay (Southern Brazil). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **73**: 231-244
- Leber, K.M. 1985. The influence of predatory decapods, refuge, and microhabitat selection on seagrass communities. *Ecology* **66**: 1951-1964
- Leite, F.P.P. 1995. Seasonal and spatial distribution of *Kalliapseudes schubartii* Mañé-Garzón (Tanaidacea, Crustacea) in the Araçá Region, São Sebastião (SP). *Arq. Biol. Tec.* **38**: 605-618
- Lillebø, A.I.; Pardal, M.A.; Marques, J.C. 1999. Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica* **20**(4): 289-304

- Little, C.; Nix, W. 1976. The burrowing and floating behavior of the gastropod *Hydrobia ulvae*. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* **4**: 537-544.
- Little, C. 2000. The biology of soft shores and estuaries. Oxford University Press Inc., New York. 252p
- Lopes, R.J.; Pardal, M.A.; Marques, J.C. 2000. Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from Mondego estuary (Portugal). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **249**: 165-179
- Lopez-Figueroa, F.; Niell, F. X. 1988. Feeding behaviour of *Hydrobia ulvae* (Pennant) in microcosms. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **114** (2-3):153-167
- Martins, I.; Oliveira, J.M.; Flindt, M.R.; Marques, J. C. 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica* **20**: 259–265
- Martins, I.; Pardal, M. A.; Lillebo, A. I.; Flindt, M. R.; Marques, J. C. 2001. Hydrodynamics as a Major Factor Controlling the Occurrence of Green Macroalgal Blooms in a Eutrophic Estuary: A Case Study on the Influence of Precipitation and River Management. *Est. Coast. Shelf Sci.* **52**(2): 165-177
- McCall, P.L. 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *J. Mar. Res.* **35**: 221-226.
- McLusky, D.S. 1981. The Estuarine Ecosystem. John Wiley and Sons, New York, 150p.
- Möller, O.O; Castaing, P.; Salomon, J-C.; Lazure, P. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries* **24**(2): 297-311
- Muniz, P.; Venturini, N. 2001. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solis Grande stream estuary (canelones-Maldonado, Uruguay). *Braz. J. Biol.* **61**: 409-420
- Murias, T. Cabral, J.A.; Marques, J.C.; Goss-Custard, J.D. 1996. Short-term effects of intertidal macroalgal blooms on the macrohabitat selection and feeding behavior of wading birds in the MMondego estuary (Western Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **43**: 677-688
- Nelson, W.G. 1981. Experimental studies of decapod and fish predations on seagrass macrobenthos. *Mar. Eco. Prog. Ser.* **5**: 141-149
- Netto, S.A.; Lana, P.C. 1994. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **106**: 239-247.

- Nicolaidou, A.; Karakirim M. 1989. The distribution of *Amphipoda* in a brackish-water lagoon in Greece. *Mar. Ecol.* **10**: 131-139
- Niencheski, L.F.H.; Baumgarten, M.G.Z. 1998. Química Ambiental. **In**: Seeliger, U; Odebrecht, C & Castello J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do *Brasil*. Rio Grande, Ecoscientia: 21-25.
- Norkko, J.; Bonsdorff, E.; Norkko, A., 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: Species specific responses to a transient resource. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **248**(1): 79-104
- Omena, E. P. ; Amaral, A. C. Z. 2000. Population dynamics and secondary production of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta). *Bull. Mar. Sci.* **67**(1): 421-431
- Orensanz, J.M.; Gianuca, N.M. 1974. Contribuição ao conhecimento dos anelídeos poliquetas do Rio Grande do Sul, Brasil. *Com. Mus. Ciên. da PUCRGS* **4**: 1-37.
- Orth, R.J.; Heck Jr, K.L.; Montfrans, J.V. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predatory-prey relationships. *Estuaries*, **7**(4A): 339-350.
- Orvain, F.; Sauriau, P-G. 2002. Environmental and behavioural factors affecting activity in the intertidal gastropod *Hydrobia ulvae*. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **272**: 191-216
- Pardal, M.A.; Marques, J.C.; Metelo, I.; Lillebø, A.I.; Flindt, M.R. 2000. Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Amphithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **196**: 207-219.
- Peddicord, R.K. 1980. Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms. In: Baker, R.A. (ed) Contaminants and sediments 1: Fate and transport, case studies, modeling and toxicity. Ann-Arbor Science Publishers Inc. Miami. 501-536
- Pinto, T.K. 2003. Perturbações biológicas e antrópicas sobre as associações de meio e macrofauna na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS. Tese de Doutorado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 135p
- Reise, K. 1985. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Springer-Verlag Berlin, Germany, 191p.
- Rhoads, D.C.; Young, D.K. 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.* **28**: 150-178.

- Rosa-Filho, J.S.; C.E. Bemvenuti. 1998a. Caracterización de las comunidades macrobentónicas de fondos blandos en regiones estuarinas de Rio Grande do Sul (Brasil). *Thalassas* **18**: 43-56,
- Rosa-Filho, J.S.; Bemvenuti, C. E. 1998b. O sedimento como fator limitante para a distribuição de *Kalliapseudes schubartii* Mañe-Garzón, 1949 (Crustácea, Tanaidacea) em fundos moles estuarinos. *Nauplius* **6**: 119-127.
- Rosa-Filho J.S. 2001. Variações espaço-temporais das associações de macroinvertebrados bentônicos de fundos moles dos estuários do Rio Grande do Sul: influência dos fatores naturais e introduzidos e modelos para sua predição. Tese de Doutorado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 201p.
- Sainte-Marie, B. 1991. A review of the reproductive bionomics of aquatic gammaridean amphipods: variation of life history traits with latitude, depth, salinity and superfamily. *Hydrobiologia* **223**: 189-227
- Skadsheim, A. 1982. The ecology of intertidal amphipods on the Oslofjord. The life cycles of *Chaetogammarus marinus* and *C. stoerensis*. *Mar. Ecol.* **3**: 213-224.
- Stoner, 1982. The influence of benthic macrophytes on the foraging behavior of pinfish, *Lagodon rhomboids* (Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **58**: 271-284.
- Summerson, H.C.; C.H. Peterson. 1984. Role of predation in organizing benthic communities of a temperate-zone seagrass bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **15**: 63-77.
- Townsend, C.R.; Begon, M.; Harper, J.L. 2003. *Essentials of Ecology*. Blackwell Publishing, 2nd. Ed, 530 p.
- Williams, J.A. 1978. The annual pattern of reproduction of *Talitrus saltator*. *J. Zool.* **184**: 231-244
- Wilson, K.A.; Able, K.W.; Heck, Jr. K.L. 1990. Predation rates on juvenile blue crabs in estuarine nursery habitats: evidence for importance of macroalgae (*Ulva lactuca*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **58**(3): 243-251
- Winterbotton, J.H.; Orton, S. E.; Hildrew, G.; Lancaster, J. 1997. Field experiments on flow refugia in streams. *Freshwater Ecology* **37**: 569-580.
- Woodin, S.A. 1981. Disturbance and community structure in a shallow water sand flat. *Ecology* **62**: 1052-1066

TABELA E FIGURAS

Tabela 1- Frequência de ocorrência dos itens alimentares encontradas no trato digestivo de 10 exemplares de *M. mangrovi* coletados em áreas vegetadas nos anos de 1999 e 2000 em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos

	Maio	Junho	Março
Frústulas de diatomáceas penadas	2	2	0
Fragmentos de <i>Cylindrocapsa sp.</i>	7	1	0
Bainha de Cianofíceas filamentosas	7	5	4
Frustulas de <i>Melosira sp.</i>	0	0	1
Fragmentos de <i>Enteromorpha sp.</i>	4	2	0
Alga desconhecida (epífita de <i>Ruppia sp.</i>)	0	0	4
Fragmentos de folha de fanerógama (detrito)	0	1	0
Estômagos vazios	0	3	4

* Modificado de Aquino de Sousa, 2001



Figura 1. A Lagoa dos Patos e a região estuarina

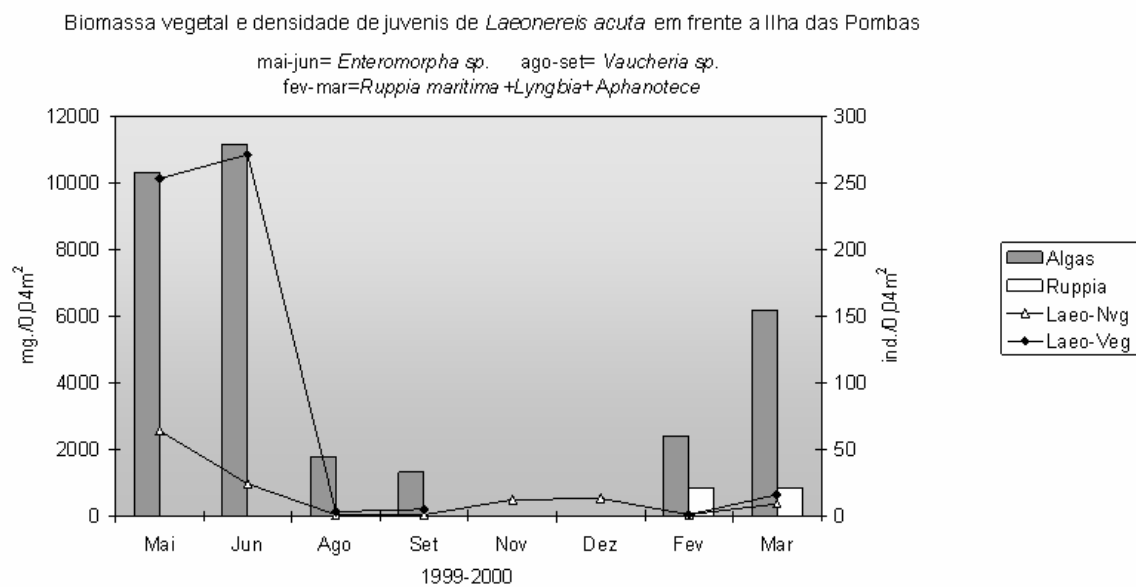


Figura 2– Biomassa vegetal e densidade de juvenis de *L. acuta* em áreas vegetadas (Veg) e não vegetadas (Nvg) em uma enseada rasa estuarina da Lagoa dos Patos.

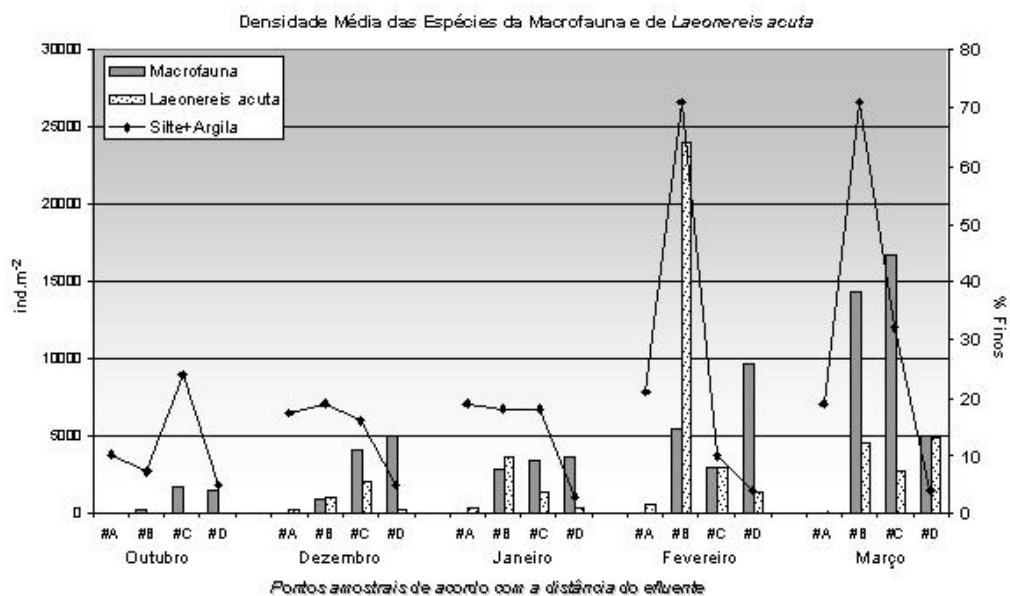


Figura 3 - Densidade média (Ind. m⁻²) temporal do total da macrofauna e de *Laeonereis acuta* ao longo de um gradiente de contaminação orgânica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos.

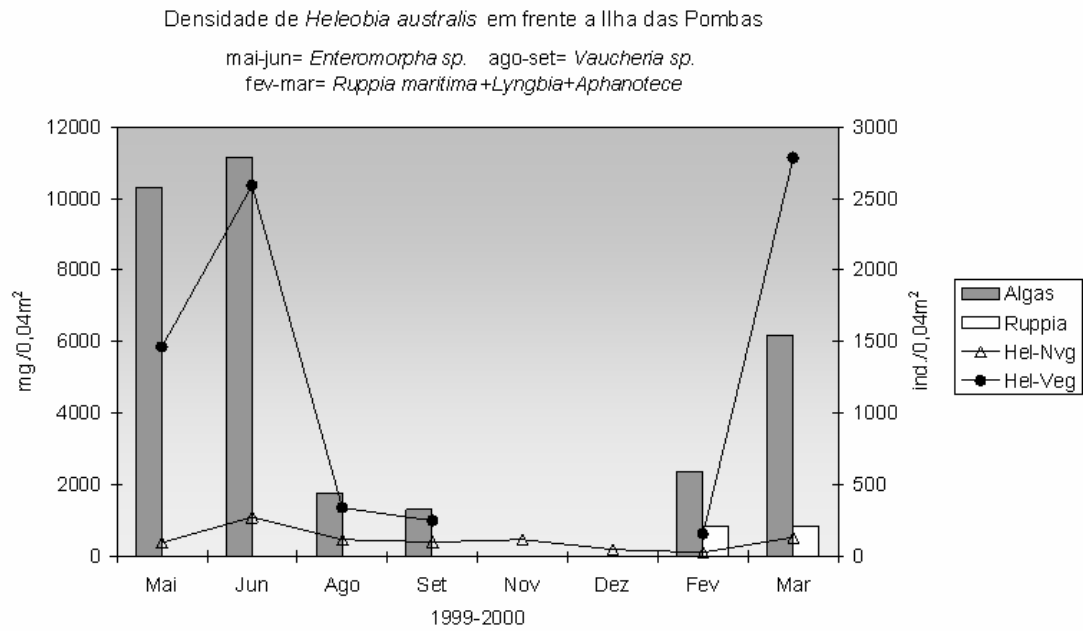


Figura 4 - Biomassa vegetal e densidade de *Heleobia australis* em áreas vegetadas (Veg) e não vegetadas (Nvg) em uma enseada rasa estuarina da Lagoa dos Patos.

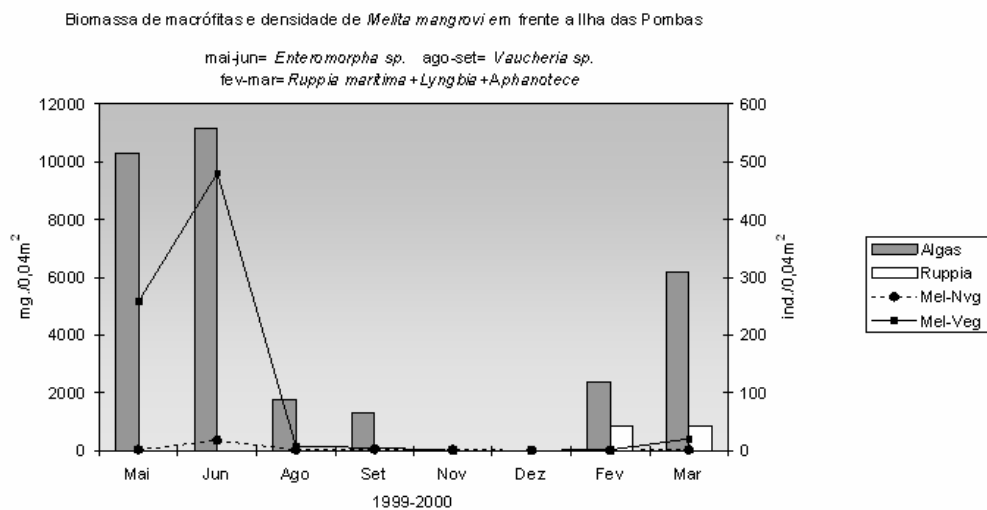
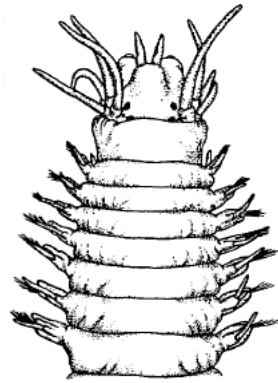


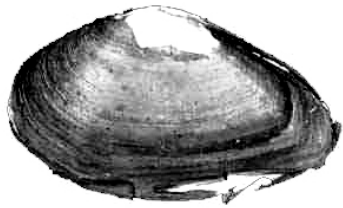
Figura 5 - Biomassa vegetal e densidade de *Melita mangrovi* em áreas vegetadas (Veg) e não vegetadas (Nvg) em uma enseada rasa estuarina da Lagoa dos Patos.

ANEXO

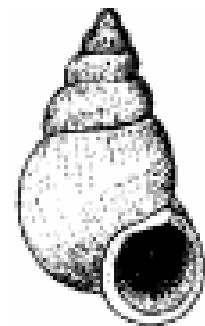
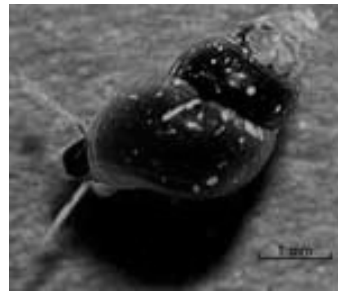
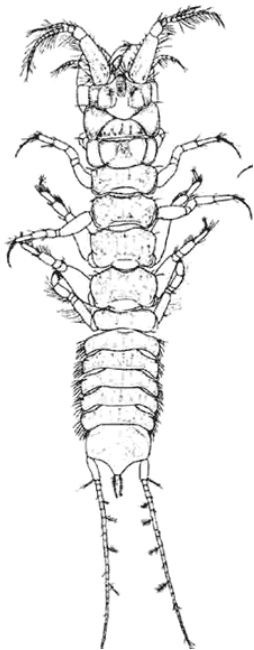


Laeonereis acuta

Melita mangrovi



Erodon mactroides



Kalliapseudes schubartii

Heleobia australis

Espécies abordadas no Capítulo 3

⌘ A dificuldade em se identificar efeitos claros sobre a estrutura das associações macrobentônicas frente às perturbações causadas pelas redes pode ter sido devido à combinação do grau de adaptação a distúrbios das espécies estuarinas, e da alta variabilidade espacial da fauna, agravada pela presença irregular de macrófitas na enseada em estudo e pela distribuição agregada dos crustáceos peracáridos, grupo dominante da associação bentônica durante o experimento.

⌘ Não se pode afirmar a ausência de perturbação dos artefatos de pesca utilizados, no nível de distúrbio causado pelo experimento, sobre a estrutura das associações macrobentônicas na região estuarina da Lagoa dos Patos. Esta região não é um hábitat único e homogêneo, e deve-se considerar que diferentes porções da laguna (enseadas rasas, planos intermareais, regiões de marismas, fundo macroalgas e fundos infralitorais) poderiam responder de forma distinta aos tratamentos aplicados no presente estudo.

⌘ A variação temporal na estrutura da associação de macroinvertebrados bentônicos causada pelos processos meteorológicos e ambientais foi mais pronunciada comparado ao nível de perturbação gerada pelas redes de arrasto utilizadas no experimento.

⌘ O estudo da variação temporal de curto prazo das associações bentônicas em uma enseada rasa estuarina mostrou diferenças significativas na estrutura dessas associações em períodos a partir de 15 dias.

⌘ Fatores meteorológicos como a precipitação pluviométrica, o vento e suas conseqüências; como a hidrodinâmica, a ressuspensão dos sedimentos, a salinização das águas do estuário e a precipitação das partículas finas em suspensão; parecem influenciar, de maneira pronunciada, a variabilidade temporal da estrutura do macrozoobentos estuarino da Lagoa dos Patos.

⌘ Devido às rígidas condições ambientais, a qual os invertebrados bentônicos da região estuarina da Lagoa dos Patos estão submetidos, as populações macrozoobentônicas residentes apresentam evidentes estratégias de persistência e resiliência, tais como proteção à desova, recrutamentos massivos, várias coortes ao ano, ocupação e assentamento em uma diversidade de habitats que ofereçam alimento e abrigo contra a ação de predadores, mecanismos de escape frente à situações desfavoráveis, entre outros.