

FABIANA REGINA GERN

**ANÁLISE DA EUTROFIZAÇÃO EXPERIMENTAL POR  
ESGOTO SOBRE A MACROFAUNA BÊNICA DE UMA  
PLANÍCIE ENTREMARÉS NÃO VEGETADA DA BAÍA DE  
PARANAGUÁ (PARANÁ, BRASIL)**

Monografia apresentada à disciplina de Estágio Supervisionado I como requisito parcial à conclusão do Curso de Oceanografia com Habilitação em Pesquisa Oceanográfica, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

UFPR - Centro de Estudos do Mar  
BIBLIOTECA

PONTAL DO PARANÁ  
2008

M  
628.16  
G376a  
2008  
ex.01

M2008-02

## TERMO DE APROVAÇÃO

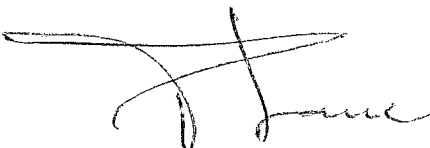
Fabiana Regina Gern

**“EFEITOS DA EUTROFIZAÇÃO EXPERIMENTAL POR ESGOTO  
SOBRE A MACROFAUNA BÊNTECA DE UMA PLANÍCIE  
ENTREMARÉS NÃO VEGETADA DA BAÍA DE PARANAGUÁ  
(PARANÁ, BRASIL)”**

Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:

  
Prof. Dr. Maurício Garcia de Camargo - UFPR/CEM

  
Prof. Dr. Sérgio Antônio Netto - UNISUL

  
Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana - UFPR/CEM  
Presidente

Pontal do Paraná, 05 de dezembro de 2008

À minha família

## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho contou com o apoio, o estímulo e o carinho de muitas pessoas. Meu sincero agradecimento:

Em especial aos meus pais Edson e Joice, pelo imenso apoio ao longo deste trabalho, pelo exemplo de vida e família, pelos ensinamentos e conselhos recebidos.

À minha querida irmã, meu exemplo de dedicação e determinação.

Ao orientador Paulo da Cunha Lana, por me oferecer a oportunidade de realizar este trabalho e por suas recomendações valiosas. Suas palavras foram lições em muitos sentidos.

Ao professor, ops., ao Maurício Camargo, pelas sugestões quanto à análise dos dados e pela "co-orientação".

Aos funcionários da Estação de Tratamento de Esgoto de Guaratuba pelo apoio e por ceder gentilmente o material indispensável para este estudo, o efluente.

Ao professor César, pela cortesia em relação às análises de coprostanol.

À equipe do Laboratório de Biogeoquímica, principalmente à Liciane, pelos ensinamentos e oportunidade de realizar análises químicas.

Ao laboratório de Geologia, pelas análises de granulométricas.

Ao grupo bêntico: Kalina, Tice, Maikon, Vader, Madeira, Josi, Marco, Marco (meiofauna), Leonardo e Michele, pelos conselhos, bons momentos, conversas e risadas.

À Verônica, pela indispensável ajuda na identificação da macrofauna.

A todos os professores que contribuíram decisivamente para a minha formação acadêmica, profissional e pessoal.

A todos os funcionários do Centro de Estudos do Mar, pela colaboração no desenvolvimento do trabalho.

À minha equipe de campo, Felipe (dos dias difíceis), Livia, pai Edson (responsável pelo quadrat de localização), Carlos (barqueiro) e principalmente ao Marco que estava presente em todas, pela disposição e ânimo.

Ao meu namorado Rodrigo, pelo seu afeto, carinho e dedicação.

Às amigas "parceiras" Lamila e Ana com quem dividi o lar no Pontalão, pelo apoio constante a cada novo desafio e pela cumplicidade vivenciada.

A todos os amigos da última turma de Ciências do Mar, CDM 2004, pelas calorosas, afetuosas "churrascadas", que, invariavelmente, a cada semana renovaram minha energia existencial. Valeu galera!

A todos que colaboraram direta ou indiretamente para a concretização deste trabalho.

“Uma importante inovação científica raramente abre caminho conquistando e convertendo gradualmente seus opositores: raramente acontece de Saulo se tornar Paulo. O que realmente acontece, é que seus opositores gradualmente desaparecem e a nova geração se familiariza com aquelas idéias iniciais”.

Max Planck

“O único homem que está isento de erros é aquele que não arrisca acertar.”

Albert Einstein

“...não importa tanto o tema da tese quanto a experiência de trabalho que ela comporta.”

Umberto Eco

## RESUMO

A influência do despejo de esgoto doméstico sobre a macrofauna e variáveis físico-químicas do sedimento foi avaliada através de um experimento *in situ* numa planície de maré não vegetada da Baía de Paranaguá. Foi testada a hipótese de que a adição de nutrientes altera as condições oxi-redutoras e eleva a concentração de matéria orgânica nos sedimentos, exercendo efeitos diretos e indiretos sobre a macrofauna. Variações na composição e estrutura da macrofauna e em variáveis físico-químicas do sedimento, como coprostanol, potencial redox, fósforo total, nitrogênio total, carbono orgânico total e clorofila-a, foram comparadas em tratamentos, experimental e controle, em momentos sucessivos antes e depois do impacto, através de um desenho amostral que adotou o modelo linear M-BACI, com vários sítios controle e vários sítios impactados, distribuídos em três áreas experimentais (1, 2 e 3). A significância das diferenças e as tendências de variação dos descritores biológicos e físico-químicos foram testadas e descritas por técnicas uni (ANOVA) e multivariadas (ANOSIM, MDS, SIMPER e ACC). Com exceção dos valores de coprostanol, não foram registradas correlações entre o despejo de esgoto e as concentrações das variáveis físico-químicas no sedimento ou as respostas dos descritores ecológicos. A estrutura e a composição da macrofauna não diferiram significativamente entre blocos impactado e controle durante o experimento, sugerindo que a quantidade de efluente utilizada foi baixa ou que as taxas de dispersão e diluição foram muito elevadas, em função da hidrodinâmica e das características sedimentológicas locais. A abundância total de indivíduos aumentou ao longo do experimento de forma similar em ambos os tratamentos, ainda que de forma não significativa. As concentrações de clorofila-a diminuíram no bloco impactado após o despejo de esgoto, provavelmente por causa da redução da entrada de nutrientes por chuvas e pela predação da infauna. A análise MDS mostrou diferenças ambientais importantes entre as áreas 1 e 2 e a área 3, caracterizada por menores valores de matéria orgânica e coprostanol, e dominância da espécie *Laeonereis culveri*. Já as áreas 1 e 2 apresentaram valores similares tanto das concentrações de matéria orgânica e coprostanol, além da dominância numérica por oligoquetas. As diferenças ambientais entre áreas podem ter mascarado eventuais impactos do despejo. Não foi corroborada a hipótese de que a adição de nutrientes, pelo menos nos volumes e concentrações adotados, eleva a concentração de matéria orgânica e altera as condições oxi-redutoras do sedimento, causando efeitos diretos e indiretos sobre a macrofauna. Os resultados do experimento sugerem que os efeitos sobre a macrofauna foram limitados pelo baixo volume de efluente utilizado. O estudo reflete as dificuldades conceituais e metodológicas em se adequar modelos experimentais de despejo de esgoto a situações reais de despejo. Por outro lado, fornece diretrizes e parâmetros informativos para futuras abordagens experimentais.

**Palavras-chave:** eutrofização, esgoto doméstico, análise experimental M-BACI, microfitobentos, macrofauna bêntica.

## ABSTRACT

The influence of domestic sewage dumping on the macrofauna and sediment variables were evaluated through an *in situ* experiment in a tidal flat with no vegetation of Paranaguá's bay. We hypothesized that nutrient addition changes oxy-reducing conditions and increases organic matter concentration in the sediments, directly and indirectly affecting the macrofauna. Changes in the composition and structure of the macrofauna and on sediment variables, such as coprostanol, redox potential, total phosphorus, total nitrogen, total organic carbon, chlorophyll-a, were compared in experimental treatments and control, in successive moments before and after the impact, through a sampling design that adopted the linear model M-BACI, with many control and impact sites, along three experimental areas (1, 2 and 3) near the mouth of Maciel River, at the euhaline sector of Paranaguá Bay. Differences among variables and variation tendencies were tested and described with univariate (ANOVA) and multivariate techniques (ANOSIM, MDS, SIMPER e ACC). Except for coprostanol values, no significative correlations were observed among domestic sewage dumping and responses of biological and sediment variables. The structure and the composition of the macrofauna did not differ between impact and control areas during the experiment, suggesting that either the amount of effluent was low or that the dispersion and dilution taxes were too high, due to local hydrodynamic and sediment characteristics. Though not significant, the total abundance of fauna increased during the experiment in a similar way in both treatments. Chlorophyll-a concentration decreased in impacted blocks after the dumping of domestic sewage, probably because of a decrease in nutrient input in the absence of rains and the predation of the infauna. The MDS analysis showed important environmental differences between areas 1, 2 and area 3, this latter being characterized by lower values of organic matter and coprostanol, and *Laeonereis culveri* dominance. Areas 1 and 2 presented similar values of organic matter, coprostanol and numerical dominance of oligochaetes. The environmental differences between the areas could have masked impacts of the dumping. Results suggest that the effects upon the macrofauna were limited because of the low volume of effluent used. The study reflects the conceptual and methodological difficulties to adapt experimental dumping models to real dumping situations. On the other hand, it supplies useful information for future experimental approaches.

**Key- words:** eutrofization, domestic sewage, experimental analysis, M-BACI, microphytobenthos, benthic macrofauna.

## LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1- LOCALIZAÇÃO DAS PLANÍCIES DE MARÉ ONDE FOI FEITO O EXPERIMENTO..... 20
- FIGURA 2 - SÍTIOS AMOSTRAIS DE UMA ÁREA COM A REPRESENTAÇÃO DOS LOCAIS DE COLETAS. OS NÚMEROS INDICAM OS DIAS DE COLETA. OS CÍRCULOS PEQUENOS REPRESENTAM COLETAS DE MACROFAUNA, AS ELIPSES VERDES REPRESENTAM COLETAS PARA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA, A LETRA C INDICA COLETAS DE COPROSTANOL E OS QUADRADOS AZUIS INDICAM COLETAS PARA ANÁLISES QUÍMICAS. .... 23
- FIGURA 3- QUADRAT AMOSTRAL E INDICAÇÃO DAS ÁREAS A SEREM IMPACTADAS (1); ÁREAS IMPACTADAS (2) E ÁREAS DEMARCADAS PARA AMOSTRAGEM BIOLÓGICA (3)..... 24
- FIGURA 4- VALORES SOMADOS DA PLUVIOSIDADE 5 DIAS ANTES DE CADA COLETA ..... 31
- FIGURA 5- CARACTERÍSTICAS GRANULOMÉTRICAS, EM ESCALA *PHI*, DAS TRÊS ÁREAS. ESCALAS DE CINZA ILUSTRANDO A CLASSIFICAÇÃO VERBAL DAS CLASSES DE TAMANHO DE GRÃO. .... 33
- FIGURA 6- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL . 34
- FIGURA 7- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO TOTAL..... 34
- FIGURA 8- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL ..... 35
- FIGURA 9- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE FEOFITINA E POTENCIAL DE OXI-REDUÇÃO ..... 35
- FIGURA 10- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DO MICROFITOBENTOS ..... 38
- FIGURA 11- VARIAÇÕES TEMPORAIS DOS DESCRITORES DA MACROFAUNA E DA DENSIDADE DAS GÊNEROS *EXOGONE SP.*, *HELEOBIA SP.* E *STREBLOSPPIO SP.*..... 42
- FIGURA 12- ANÁLISE DE PROXIMIDADE (MDS), APLICADA UTILIZANDO A MATRIZ DE SIMILARIDADE DE BRAY CURTIS, TRANSFORMADA PARA  $\log(X+1)$ . LEGENDA: C- ÁREA CONTROLE E I- ÁREA IMPACTADA; A- ANTES DO IMPACTO E D- DEPOIS DO IMPACTO; 1- ÁREA 1; 2- ÁREA 2 E 3- ÁREA 3 ..... 43
- FIGURA 13 - DIAGRAMA REPRESENTATIVO DOS EIXOS DA CCA DA ÁREA 3, CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS, ESPÉCIES SELECIONADAS E AMOSTRAS. LEGENDA: C> CARBONO ORGÂNICO TOTAL; P> FÓSFORO TOTAL; EH> POTENCIAL REDOX; N> NITROGÊNIO TOTAL; IA> IMPACTADO -ANTES; ID>IMPACTADO -DEPOIS; CA> CONTROLE -ANTES; CD> CONTROLE-DEPOIS; *GLY MUL*> *GLYCIDINE MULTIDENS*; *EXO*> *EXOGONE SP.*; *STR SP.*> *STREBLOSPPIO SP.*; *HEL*> *HELEOBIA SP.*; *KAL SHU*> *KALLIAPSEUDES SCHUBARTI*; *CAP SP.*> *CAPITELLA SP.*; *OLI*> *OLIGOCHAETA*; *HET SP.*> *HETEROMASTUS SP.* *LAE CUL*> *LAONEREIS CULVERI*; *OST*> OSTRACODA; *COP*> COPÉPODE; *BIV JUV*> BIVALVES JUVENIL; *SIG GRU*> *SIGAMBRA GRUBEI* ..... 46
- FIGURA 14- DIAGRAMA REPRESENTATIVO DA CCA APLICADA ÀS ÁREAS 1 E 2 , CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS, ESPÉCIES SELECIONADASE AMOSTRAS. LEGENDA: C> CARBONO ORGÂNICO TOTAL; P> FÓSFORO TOTAL; EH> POTENCIAL REDOX; N> NITROGÊNIO TOTAL; IA> IMPACTADO -ANTES;



ID>IMPACTADO -DEPOIS; CA> CONTROLE -ANTES; CD> CONTROLE-DEPOIS; GLY  
MUL> GLYCIDINE MULTIDENS; EXO> EXOGONE SP.; STR SP.> STREBLOSPPIO SP.;HEL> HELEOBIA  
SP.;KAL SHU> KALLIAPSEUDES SCHUBARTI; CAP SP> CAPITELLA SP.; OLI> OLIGOQUETA; HET  
SP.> HETEROMASTUS SP. LAE CUL> LAEONEREIS CULVERI; OST> OSTRACODA; COP> COPÉPODE;  
BIV JUV> BIVALVES JUVENIL; SIG GRU> SIGAMBRA GRUBEI..... 48

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1- CRONOGRAMA DE COLETAS .....	24
TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE UTILIZADO NO EXPERIMENTO. *FONTE: ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE GUARATUBA .....	30
TABELA 3 - CARACTERÍSTICAS TEXTURAS E TEORES DE M.O E CaCO <sub>3</sub> NAS TRÊS ÁREAS (1,2 E 3), NOS BLOCOS CONTROLE E IMPACTADO (C E I), NO INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO (1 E11) .....	32
TABELA 4 - CONCENTRAÇÃO DE ESTERÓIDES NO SEDIMENTO ( $\mu\text{g G}^{-1}$ PESO SECO) NAS TRÊS ÁREAS EXPERIMENTAIS (A1 – ÁREA 1; A2 – ÁREA 2; A3 – ÁREA 3) E IMPACTADAS (A=ANTES; D=DEPOIS). < LD: CONCENTRAÇÃO ABAIXO DO LIMITE DE DETECÇÃO DO MÉTODO.....	36
TABELA 5 - RAZÕES ENTRE DIFERENTES ESTERÓIS E ESTANONAS, UTILIZADAS COMO PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS. SIGLAS - COP: COPROSTANOL; EPI: EPICOPROSTANOL; COP-ONA: COPROSTANONA; COL-ONA: COLESTANONA; N.C.-> NÃO CONSTA .....	37
TABELA 6 - ABUNDÂNCIA TOTAL DOS TÁXONS.....	39
TABELA 7 - SUMÁRIO DA ANOVA PARA OS DESCRITORES BIOLÓGICOS E PARA A DENSIDADE DAS ESPÉCIES NUMERICAMENTE DOMINANTES AVALIANDO A INTERAÇÃO BA:CI, TAL QUAL DESCRITA POR KEOUGH & MAPSTONE, 1997I.....	41
TABELA 8 - TESTE PAREADO ENTRE AS TRÊS ÁREAS - ANOSIM .....	44
TABELA 9 - PERCENTUAL DE CONTRIBUIÇÃO NAS SIMILARIDADES (SIMPER) DOS GRUPOS (ATÉ 80%) EM CADA ASSOCIAÇÃO VERIFICADA, PARA AS ÁREA 1, 2 E 3.....	44
TABELA 10 - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA DA ÁREA 3, CONSIDERANDO A INTERPRETAÇÃO DOS PRIMEIROS NUMERO EIXOS, MOSTRANDO AUTOVALORES CALCULADOS PARA CADA EIXO; PERCENTAGEM DE VARIAÇÃO CUMULATIVA NA EXPLICAÇÃO DOS DADOS DE ESPÉCIES, DA RELAÇÃO ESPÉCIE AMBIENTE E CORRELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES-AMBIENTE .....	47
TABELA 11 - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA DAS ÁREAS 1 E 2 , CONSIDERANDO A INTERPRETAÇÃO DOS PRIMEIROS NUMERO EIXOS, MOSTRANDO AUTOVALORES CALCULADOS PARA CADA EIXO; PERCENTAGEM DE VARIAÇÃO CUMULATIVA NA EXPLICAÇÃO DOS DADOS DE ESPÉCIES, DA RELAÇÃO ESPÉCIE AMBIENTE E CORRELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES-AMBIENTE .....	49

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
1.1 OBJETIVOS.....	18
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>19</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	19
2.2 ATIVIDADES DE CAMPO.....	21
2.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO.....	26
2.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS.....	27
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>30</b>
3.1 EFLUENTE UTILIZADO NO EXPERIMENTO: .....	30
3.2 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS .....	30
3.3 AS ASSOCIAÇÕES BÊNTICAS .....	37
<b>4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>50</b>
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>57</b>
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>60</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os estuários estão entre os sistemas costeiros mais produtivos da biosfera, apresentando uma alta biodiversidade interrelacionada em complexas teias tróficas (MCLUSKY & ELLIOT, 2004). Esta alta produtividade primária é sustentada pelo aporte de nutrientes por descargas fluviais em áreas relativamente abrigadas e confinadas.

Estas regiões são muito favoráveis para o desenvolvimento portuário e urbano. Devido à alta concentração das atividades humanas e às características de confinamento, tornam-se particularmente vulneráveis a impactos ambientais (BOTTER-CARVALHO, 2007) cujos efeitos variam de desastrosos a sutis, em distintas escalas temporais e espaciais (KAISER *et al.*, 2006). Neste contexto, a entrada de nutrientes, mais especificamente dos contaminantes orgânicos, têm apresentado um crescimento histórico diretamente relacionado com o aumento populacional nessas regiões costeiras em desenvolvimento (CARDOSO *et al.*, 2008; FRASE *et al.*, 2006; MUNIZ & PIRES, 2005).

A poluição por esgotos é uma das principais preocupações da opinião pública e dos órgãos de fiscalização voltados para a questão ambiental em regiões costeiras, particularmente por causa dos impactos visuais e danos causados à vida marinha e às atividades turísticas em geral. Esse aporte excessivo de nutrientes tem intensificado e expandido o fenômeno da eutrofização, que é a mais severa causa global de degradação dos ambientes marinhos, principalmente quando a descarga destes nutrientes ocorre em áreas litorais relativamente rasas e protegidas (POSEY & ALPHIM, 2006; BOTTER-CARVALHO, 2007).

A eutrofização pode ser definida como uma perturbação ambiental adversa devido a uma entrada excessiva de matéria orgânica nos ecossistemas, causando uma complexa série de fenômenos. Os principais efeitos diretos da eutrofização incluem o aumento da biomassa do fitoplâncton e do fitobentos, seguido de um aumento das concentrações de matéria orgânica pelagial ou nos sedimentos de fundo e a redução na concentração de oxigênio das águas. Os efeitos indiretos compreendem alterações na estrutura e função das comunidades marinhas com reflexos diretos nas teias tróficas planctônicas, bênticas e pelágicas (CLARK, 2001; GRAY *et al*, 2002).

A acentuada redução na concentração de oxigênio das águas, culminando com a hipoxia ou anoxia, é a condição adversa mais extrema da eutrofização (GRAY *et al*, 2002). O fenômeno de hipoxia é definido pela queda nas concentrações de oxigênio a níveis inferiores a 2,0 mlO<sub>2</sub>/L (DAUER *et al.*, 1992). Como resultado, muitos animais marinhos morrem, podendo ocorrer a defaunação de populações bênticas.

A resposta das comunidades infaunais bênticas à eutrofização tende a uma redução da complexidade da estrutura da comunidade e a alteração das relações tróficas. Em situações de perturbação mais extrema, a abundância, biomassa e diversidade são fortemente reduzidas, resultando no predomínio de poucas espécies de anelídeos poliquetas e oligoquetas, que podem ocorrer em altas densidades até culminar com a defaunação da comunidade (PEARSON & ROSENBERG, 1978).

Diagnósticos e monitoramentos ambientais costeiros têm sido feitos em várias regiões do mundo, procurando muitas vezes atender demandas dos órgãos ambientais e da própria sociedade. As comunidades biológicas têm sido utilizadas como uma ferramenta eficaz para avaliar a poluição causada por esgoto (ELÍAS, *et*

*al.*, 2003). Animais macrobênticos têm sido privilegiados em monitoramentos ambientais, porque podem ser amostrados quantitativamente com relativa facilidade e também por responderem rapidamente a distúrbios antropogênicos (OTWAY *et al.*, 1996; ELÍAS *et al.*, 2003).

Estes estudos são fundamentais para a compreensão dos efeitos do lançamento de efluentes no ambiente marinho e constituem ferramenta de suporte às decisões técnicas sobre instalação, operação e manutenção dos sistemas de esgotamento.

Neste contexto, a detecção direta da contaminação por esgotos no ambiente marinho é de considerável importância. Para isto, marcadores químicos de contaminação fecal vêm sendo utilizados mais recentemente, como alternativa aos métodos microbiológicos comuns, pois são menos susceptíveis às mudanças ambientais que as bactérias. Os compostos da classe dos esteróis e estanonas são os marcadores químicos mais utilizados em estudos sobre o aporte de esgotos, devido à especificidade com material fecal de origem humana (MARTINS *et al.*, 2007).

Análises feitas nos sedimentos da região de entorno do emissário de esgoto urbano da Baía de Santos detectaram um processo intenso de decomposição anaeróbica de matéria orgânica. Através do monitoramento biológico, evidenciou-se uma diminuição na riqueza de espécies e a prevalência de formas adaptadas a grandes variações ambientais (CETESB, 2006).

No Brasil, 80% dos esgotos são lançados em corpos d'água sem qualquer tratamento. As condições de saneamento são precárias na maioria das cidades brasileiras (CALHEIROS *et al.*, 2005), padrão que se repete nas cidades do litoral do Paraná e mais criticamente em Paranaguá, que abriga um dos principais portos do

país. As tendências de ocupação do espaço e os impactos ambientais negativos ocorridos no perímetro urbano de Paranaguá estão associados aos ciclos econômicos do setor portuário, à migração e ao crescimento natural da população. A infra-estrutura não acompanha este elevado crescimento populacional e fica prejudicada, com o tratamento de esgotos atendendo apenas 15% da população. O esgoto da região é lançado *in natura* nos rios Itiberê, Emboguaçu e na baía de Paranaguá (COSTA *et al.*, 1999). Há dificuldade de disseminação da rede coletora no centro da cidade, pois o local é considerado um patrimônio histórico. Outro fator que agrava a situação do município são as diversas atividades empresariais que lançam substâncias tóxicas no estuário, mesmo havendo legislação e fiscalização restritivas. Quem opera o sistema de tratamento de água e esgoto de Paranaguá é a empresa privada Águas de Paranaguá, que tem a concessão do serviço pela empresa municipal Cagepar (VIANA, com. pess<sup>1</sup>).

Abordagens experimentais envolvendo a manipulação de uma ou mais variáveis independentes *in situ* possibilitam o estabelecimento de relações de causa-efeito entre poluentes e seus efeitos de uma forma muito mais eficaz do que aquela proporcionada por estudos ou monitoramentos descritivos, que continuam a ser a abordagem mais usual (ELÍAS, *et al.*, 2001). Neste contexto, uma alternativa para estudos descritivos da eutrofização costeira por esgotos urbanos são as simulações experimentais de campo ou laboratório, em pequena ou meso-escala. Tais experimentos devem ser necessariamente regidos pela ética e pelo rigor científico. Vários autores realizaram experimentos manipulativos para avaliar os efeitos de impactos agudos de óleo em manguezais, marismas, planícies entremarés não vegetadas e praias arenosas expostas da região, para posterior análise da

---

<sup>1</sup> VIANA, E. **Dados do tratamento de esgoto de Paranaguá**. [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida: [iana@ufpr.br](mailto:iana@ufpr.br), em 15/09/2008.

mortalidade e dos processos de recolonização, comparando local controle com locais impactados (FARACO & LANA, 1999; WOLINSKI, 2005; HADLICH, 2006). O enriquecimento orgânico do sedimento causado por esgoto doméstico pode resultar em uma mudança não linear na abundância, biomassa e diversidade de organismos bênticos, tanto no espaço como no tempo (ELÍAS, *et al.*, 2003). Em consequência, a avaliação dos efeitos do enriquecimento artificial por esgoto doméstico nos sistemas marinhos demanda experimentação do tipo cumulativo, já que impactos únicos ou agudos não simulam situações realistas (GLASBY & UNDERWOOD, 1997). Não há trabalhos de avaliação experimental dos impactos por esgoto no complexo estuarino de Paranaguá, o que justifica a presente pesquisa.



## 1.1 OBJETIVOS

Este trabalho teve por objetivo geral reproduzir experimentalmente a eutrofização *in situ* do ambiente bêntico por esgoto doméstico, através do acompanhamento das alterações temporais na estrutura da macrofauna em uma área não vegetada de uma planície de maré na Baía de Paranaguá. Os experimentos se basearam na simulação de despejo periódico e cumulativo de esgoto, em pequena escala espacial.

Os objetivos específicos são:

- a) Avaliação dos efeitos da adição de esgoto sobre o microfitobentos e variáveis físico-químicas do sedimento;
- b) Avaliação dos efeitos de curto e médio prazo (dias a semanas) do esgoto sobre a macrofauna bêntica, analisando-se as variações na riqueza de espécies, densidade total e densidade das espécies numericamente dominantes.
- c) Reconhecimento de espécies tolerantes ou particularmente sensíveis ao impacto por esgoto.

A hipótese a ser testada é a de que a adição de esgoto altera as condições oxi-redutoras e eleva a concentração de matéria orgânica nos sedimentos, exercendo efeitos diretos e indiretos sobre a diversidade e abundância da macrofauna bêntica.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O Complexo Estuarino de Paranaguá (25°20'S - 25°35'S/48°20' W - 48°45' W) é compreendido por dois eixos principais, um de orientação leste-oeste, formado pelas Baías de Paranaguá e de Antonina e o outro de orientação norte-sul, formado pelas Baías de Guaraqueçaba e Laranjeiras. (LANA *et al.*, 2001).

O clima da região é subtropical úmido mesotérmico, com duas estações bem definidas, chuvosa no verão e seca no inverno (BIGARELLA *et al.*, 1978). A precipitação média anual é de 2000 mm e umidade do ar em torno de 85%. Os ventos predominantes possuem direções sudeste, leste e nordeste, com velocidades máximas de 24 m/s e média de 4m/s (LFM/CEM).

O intercâmbio de propriedades entre o sistema interno e o mar aberto é principalmente governado pelo regime de marés, sendo substancialmente diferente nas marés de sizígia e quadratura (KNOPPERS *et al.*, 1987). Por outro lado, variações do nível do mar de até 80 cm acima dos valores de maré astronômica têm sido observadas na região, devido aos efeitos de marés meteorológicas causadas pelas passagens de frentes frias (MARONE & CAMARGO, 1994).

O Complexo Estuarino de Paranaguá, com uma área total de 612 km<sup>2</sup> e possui profundidade média de 5,4m, A amplitude média da maré é de 2,2 m, com um prisma de maré de 1,34 km<sup>3</sup> e intrusão da maré de 12,6 km. As maiores velocidades de correntes atingem 0,8-0,85 m.s<sup>-1</sup> na enchente e 1-1,4 m.s<sup>-1</sup> na vazante (LFM/CEM). Nas áreas mais internas da baía, as características hidrográficas são mais fortemente influenciadas pelo regime pluviométrico do que

nos setores próximos da entrada da baía, onde a influência oceânica é preponderante.

Os valores de salinidade variam entre 0 e 34,5 e são fortemente condicionados pelo regime pluviométrico e pela ingressão da cunha salina. Os fundos de planícies entremarés da Baía foram divididos em setor oligohalino, setor mesohalino, setor polihalino, setor euhalino, de acordo com a salinidade (NETTO & LANA, 1997).

O setor euhalino, onde foi realizado o experimento, compreende a área de alta energia da baía, caracterizado por sedimentos predominantemente compostos por silte grosso e areia muito fina, com baixo conteúdo de matéria orgânica e carbonato de cálcio (CAMARGO, 2001)

A área de estudo localiza-se em planícies entremarés desprovidas de vegetação, no Rio Maciel ( $25^{\circ}33'41''\text{S}$  e  $48^{\circ}25'20''\text{W}$ , Figura 1).

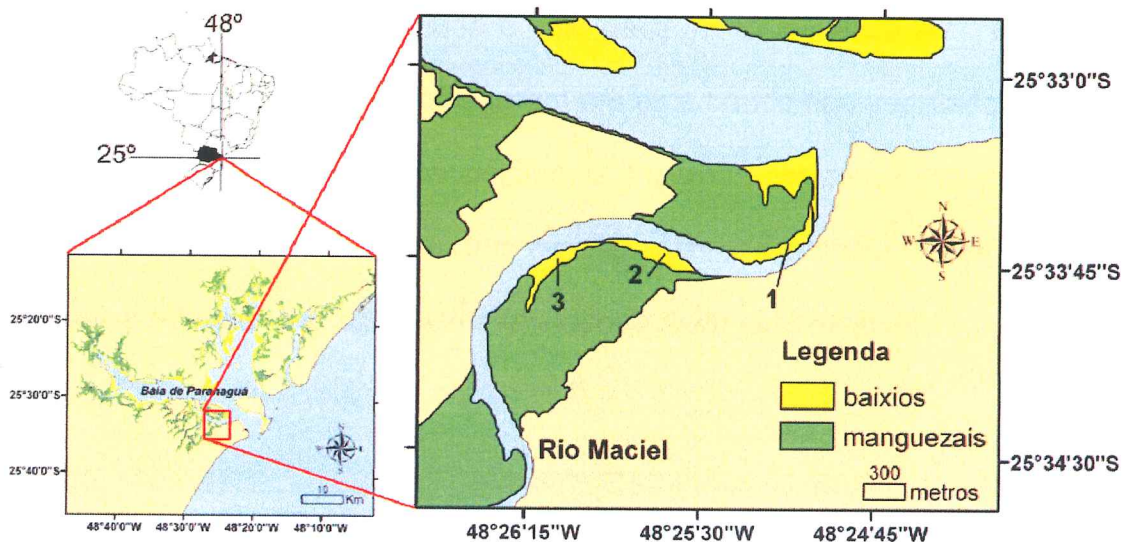


FIGURA 1- LOCALIZAÇÃO DAS PLANÍCIES DE MARÉ ONDE FOI FEITO O EXPERIMENTO.

1 -> ÁREA 1; 2-> ÁREA 2; 3-> ÁREA 3

O rio Maciel nasce de um estreito canal de maré ligado ao rio Guaraguaçu e recebe um pequeno aporte de água doce que se intensifica no verão. Possui margens cobertas por extensas formações de manguezais, ocorrendo ainda áreas de marismas, bancos intermareais e praias arenosas. Seu volume total é de  $1,2 \times 10^6 \text{m}^3$  e prisma de maré de  $2,7 \times 10^6 \text{m}^3$ . A amplitude de salinidade é entre 12 e 27 e a temperatura oscila de 18,9 a 21,7.

Os bancos não vegetados constituem uma das feições mais comuns das regiões estuarinas paranaenses (LANA, 2003). Estes depósitos são freqüentemente expostos durante as marés baixas e estão comumente recobertos por bancos de macroalgas ou filmes de diatomáceas, que são os principais responsáveis pela produção primária local (LANA, 2003).

As associações de macroinvertebrados dos baixios locais são numericamente dominadas por poliquetas, bivalves e gastrópodes. As associações locais são dominadas pelos poliquetas *Laeonereis culveri*, *Sigambra grubei*, *Glycinde multicens*, *Anomalocardia brasiliiana* e pelo gastrópodo *Heleobia australis* (NETTO, 1993). LANA & GUISS (1992) registraram em uma banco não vegetado adjacente à uma marisma o predomínio dos poliquetas *Sigambra grubei*, *Glycinde multicens*, *Capitella* sp. e *Laeonereis culveri*, dos bivalves *Lucina pectinata* e *Tellina* sp. e dos crustáceos *Kalliapseudes schubarti* e *Monocorophium acherusicum*.

## 2.2 ATIVIDADES DE CAMPO

O esgoto utilizado no experimento foi coletado no dia 11 de dezembro de 2007 na Estação de Tratamento de Esgoto de Guaratuba. Para fins de padronização da composição, o efluente coletado apenas passou pelo tratamento da retirada de

sólidos. O material foi acondicionado em galões escuros de 20 litros e congelado em uma câmara fria, totalizando 350 litros para uso posterior.

Foram feitas análises da concentração de fosfato, nitrito, nitrato, amônio e silicato do esgoto coletado no laboratório de biogeoquímica do Centro de Estudos do Mar. Os dados de temperatura, ph, DBO (Demanda Bioquímica de oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) foram obtidos diretamente na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Guaratuba.

A quantidade de esgoto utilizada em cada unidade amostral (quadrats) no experimento foi de 800 ml, volume determinado após experimento piloto para análise do tempo de percolação e após estimativa do volume de esgoto despejado por unidade de área no corpo receptor na desembocadura do rio Itiberê, em Paranaguá.

Na tarde anterior de cada coleta foram retirados 2 galões da câmara fria, devidamente armazenados em uma sala em temperatura ambiente e abrigada do sol, para descongelamento e uso no experimento.

O experimento foi realizado em três baixios próximo à foz do rio Maciel, os quais foram denominados **áreas**. Cada área foi dividida em um **sítio** experimental e um **sítio** controle, que permaneceram demarcados durante todo o estudo (Figura 1). Os sítios controle das três áreas foram definidos como **blocos** controles, assim como os sítios impactados das três áreas foram definidos como **blocos** impactados. Para evitar a contaminação inicial causada pela subida maré, os sítios controle foram sempre dispostos a montante em relação aos sítios impactados.

Os sítios foram posicionados na região entre marés, paralelos à linha de costa, distando 40 metros entre si. Cada sítio era formado por 12 quadrats (demarcados com canos de PVC) de 1 m<sup>2</sup> cada, dispostos em 4 fileiras, cada uma com 3 quadrats, separadas por um único espaço central de passagem com 0,5 m de

largura (Figura 2). Este espaço de passagem foi incluído no desenho experimental para evitar pisoteio e perturbação dos sítios experimentais ou controle.

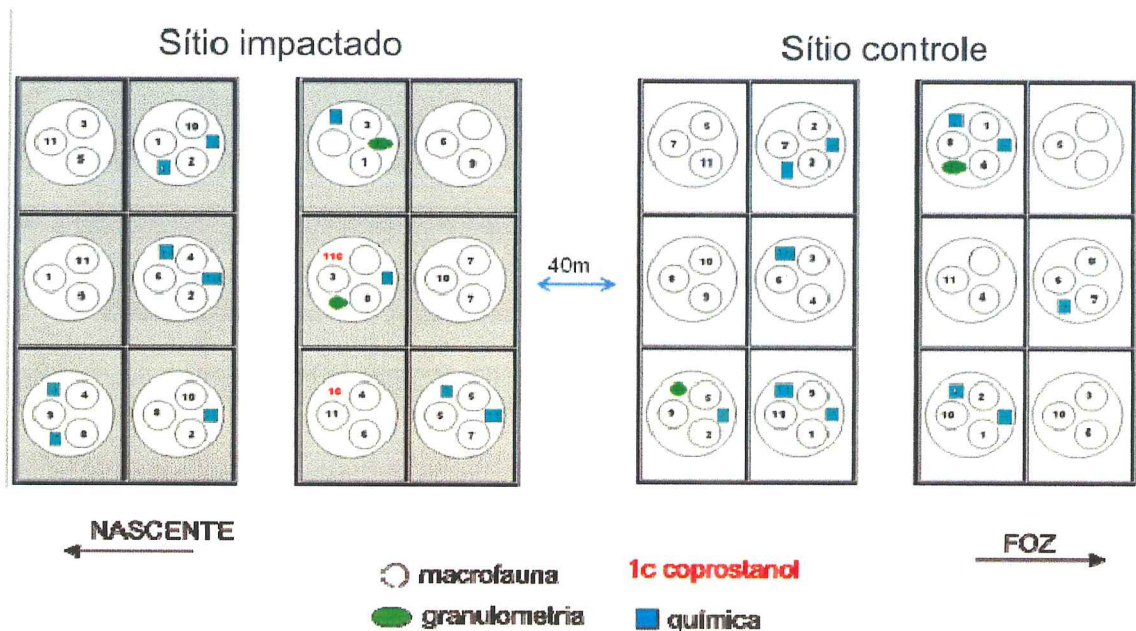


FIGURA 2 - SÍTIOS AMOSTRAIS DE UMA ÁREA COM A REPRESENTAÇÃO DOS LOCAIS DE COLETAS. OS NÚMEROS INDICAM OS DIAS DE COLETA. OS CÍRCULOS PEQUENOS REPRESENTAM COLETAS DE MACROFAUNA, AS ELIPSES VERDES REPRESENTAM COLETAS PARA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA, A LETRA C INDICA COLETAS DE COPROSTANOL E OS QUADRADOS AZUIS INDICAM COLETAS PARA ANÁLISES QUÍMICAS.

No centro de cada quadrat dos sítios impactados foi feito o derrame experimental do esgoto, durante maré baixa, em uma área delimitada por um corer de contenção com 25 cm de diâmetro (Figura 3). Os corers de contenção foram retirados cerca de uma hora após o derrame, tempo suficiente para percolação e absorção do esgoto pelo sedimento ou tempo, em situações de maré de quadratura.

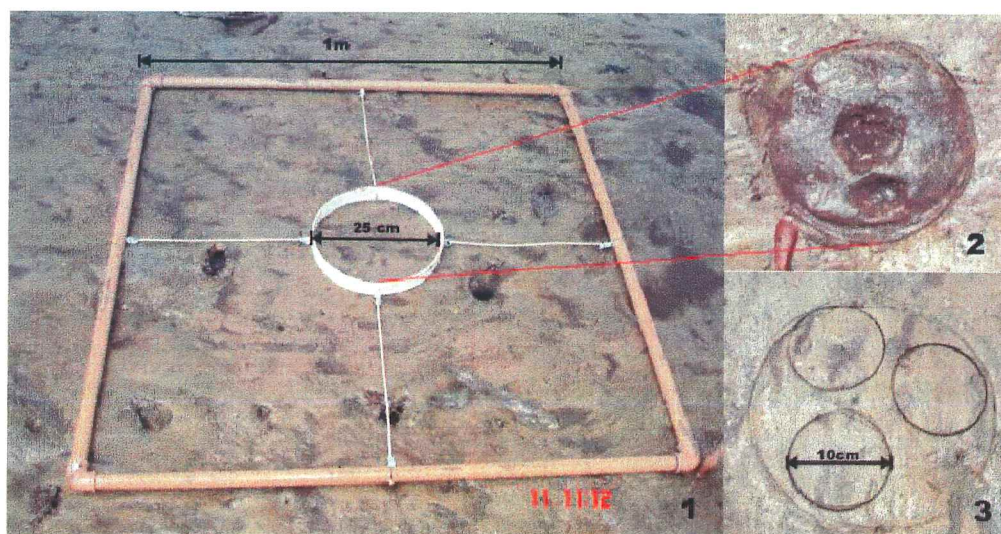


FIGURA 3- QUADRAT AMOSTRAL E INDICAÇÃO DAS ÁREAS A SEREM IMPACTADAS (1); ÁREAS IMPACTADAS (2) E ÁREAS DEMARCADAS PARA AMOSTRAGEM BIOLÓGICA (3)

Os pontos de amostragem biológica, química e sedimentológica de cada sítio foram definidos aleatoriamente por sorteio de modo a evitar sobreposição entre coletas subseqüentes.

Foram realizadas coletas em 11 períodos sucessivos, entre 23 de janeiro e 10 de março de 2008, adotando uma estratégia do tipo M-BACI (Multivariate Before and After/Control and Impact), que inclui múltiplos sítios controle e múltiplos sítios de impacto. Os dias de coleta foram definidos segundo o cronograma abaixo (Tabela 1).

TABELA 1- CRONOGRAMA DE COLETAS

ANTES			IMPACTO	DEPOIS com impactos							
-15	-10	-5	0	5	10	15	20	25	30	35	
23/jan	28/jan	01/fev	06/fev	11/fev	15/fev	20/fev	25/fev	29/fev	05/mar	10/mar	

O experimento foi do tipo cumulativo, com os impactos na área experimental sendo realizados em intervalos regulares de 5 dias, com um total de 6 derrames,

seguindo-se o acompanhamento das respostas biológicas e químicas no sedimento contaminado e na área controle adjacente.

Para a amostragem biológica, foram escolhidos aleatoriamente três quadrats por sítio experimental e controle a cada dia de amostragem, totalizando 198 amostras. Foram utilizados corers de 10 cm de diâmetro por 5 cm de altura.

Para acompanhar o efeito da adição de esgoto sobre a clorofila-a e os nutrientes, em todos os dias de coleta, cerca de 100 g de sedimento superficial foi coletada, com auxílio de uma espátula plástica, por sítio e devidamente embalada para análises posteriores. A amostragem foi feita em um quadrat de cada sítio, gerando seis amostras por dia e um total de 66 amostras para o experimento como um todo. A medida do potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento foi tomada com o auxílio de um Ehmetro Pt805-S7/120 da marca Mettler Toledo utilizado diretamente no local, com inserção do eletrodo com anel de platina a uma profundidade de cerca de 5 cm. Dada a instabilidade dos valores redox durante a medição, foi estabelecido um tempo fixo de leitura de 2 minutos e/ou estabilização do display do medidor de Eh.

Para análise de granulometria e matéria orgânica, foi coletada aleatoriamente uma amostra por sítio no primeiro e no último dia do experimento, totalizando 12 amostras. Esta simplificação amostral foi adotada na medida em que estudos anteriores realizados na região não indicaram variações significativas do substrato em escalas temporais como a do experimento.

No primeiro e no último dia do experimento foram coletadas amostras (uma em cada área experimental de cada um das três áreas) para análise do coprostanol, totalizando 6 amostras.



### 2.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

As amostras biológicas foram fixadas com formol a 4% em sacos plásticos logo após a coleta. A macrofauna bêntica foi separada do sedimento através da lavagem em peneiras de 0,5 mm. O restante do material foi preservado em álcool a 70% e corado com Rosa de Bengala para facilitar a visualização no momento da triagem. Os espécimes foram triados e identificados até o menor nível taxonômico possível com o auxílio de lupas e microscópios.

A concentração de clorofila-a e feopigmentos foi determinada pelo método escrito por LORENZEN (1967) modificada por COTOVICZ JUNIOR (2006), utilizando uma sub-amostra de 1g do sedimento. Para determinação das concentrações de fósforo orgânico total (POT) e nitrogênio orgânico total (NOT) no sedimento, foi utilizada a metodologia descrita por GRASSHOFF *et al* (1983). A concentração de carbono orgânico total (COT) foi determinada pelo método descrito por STRICKLAND & PARSONS (1972).

As análises granulométricas seguiram o método tradicional de peneiramento e pipetagem descritos por SUGUIO (1973) modificado por ZEM (2005).

Para as análises de marcadores químicos, as amostras de sedimento foram congeladas em embalagens de alumínio e encaminhadas ao Laboratório do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (USP), utilizando a metodologia descrita por KAWAKAMI & MONTONE, 2002. Os extratos resultantes foram levados até peso seco constante. Ao resíduo foi adicionado N, O-bis (trimetil-silil-trifluoroacetamida)/ trimetil-cloro-silano (SBTFA/ TMCS – 99:1) (Supelco) e deixados em banho-maria (65°) por 90 minutos para reação da derivação. A mistura dos esteróis na forma de derivados trimetil-silício foi obtida através da injeção de 2µl da amostra de um cromatógrafo a gás Hewlett Packard (HP), modelo 5890 II, acoplado a um

espectrômetro de massas (GC-MS) e uma coluna capilar Ultra 2 da HP, com 50 m de comprimento, 0,25 mm de espessura do filme, 0,32 mm de diâmetro interno e fase estacionária de 5 % fenil-metil-silicona, com a seguinte razão de aquecimento: (1) 40-240°C a 20 °C min<sup>-1</sup>, (2) 240-255°C min<sup>-1</sup>, (3) isotérmico a 255 °C por 10 min, (4) isotérmico a 255-300 °C por 10 min<sup>-1</sup>, (5) isotérmico a 300 °C por 5 min. O limite de detecção (LD), definido como três vezes o desvio padrão do sinal no mesmo tempo de retenção dos compostos analisados no branco, foi de 10ng.g<sup>-1</sup> para todos os esteróis e cetonas estudadas (QUIAN & JACKSON, 1997)

Os dados de pluviosidade dos meses de janeiro, fevereiro e março de 2008 foram obtidos na Estação Meteorológica do Centro de Estudos do Mar.

#### 2.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS

Os dados foram descritos pelo modelo linear  $VD = BA + CI + BA*CI + T(BA) + S(CI) + CI*T(BA) + BA*S(CI)$ , onde VD é a variável; BA é o fator antes-depois do impacto; CI é o fator controle-impacto; T é o fator tempo (dias) e S é o fator espacial (sítios). Este modelo M-BACI (KEOUGH & MAPSTONE, 1997) é utilizado para análises de impacto planejado, quando existe a possibilidade de estabelecer várias áreas de controle e várias áreas de impacto. Neste modelo T e S são aleatórios e BA e CI são fixos. A ANOVA resultante do modelo M-BACI foi construída no ambiente R e as estimativas dos quadrados médios esperados foram feitas adequadamente de acordo com Underwood (1997). As probabilidades relacionadas à diferença entre os tratamentos foram calculadas segundo a razão  $F = BA*CI / BA*S(CI)$ , tal qual descrita por KEOUGH & MAPSTONE, 1997. A representação deste resultado foi trabalhada no programa Origin 8, através de gráficos de linha.

Os índices ecológicos (número de táxons (S), riqueza de espécies (d) e diversidade específica de Shannon-Wiener (H')) foram processados no programa Primer 6.0.

A normalidade foi avaliada pelo teste Shapiro Wilker e a homocedasticidade através do teste de Bartlett. Quando necessário, os dados sofreram alterações

Para descrição das tendências principais de variação temporal dos parâmetros faunísticos foi realizada uma análise de proximidade (n-MDS - KRUSKALL & WISH, 1978). Para testar as possíveis diferenças visualizadas no MDS foi utilizada uma análise de similaridade através de permutações (ANOSIM - CLARKE, 1993). Foi realizada também uma análise de percentual de contribuição das similaridades (SIMPER - CLARKE & WARWICK, 1994) para identificar os táxons que mais contribuíram para a formação de cada grupo.

Para avaliar o grau de correlação entre as variáveis bióticas e abióticas, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC - BRAAK, 1986) que indica o grau, de forma ordenada, em que os fatores bióticos e abióticos estão ligados e também discrimina as variáveis ambientais que se correlacionam com as variações da macrofauna. Foram utilizados os aplicativos Canoco 4.5 e MVSP 3.13.

Para as análises multivariadas foram utilizadas somente as espécies com constância superior a 20% e densidade média igual ou superior a 1 por unidade amostral. Este procedimento de redução resultou em 13 espécimes: *Glycinde multicens*, *Exogone* sp., *Streblospio* sp., *Heleobia* sp., *Kalliapseudes schubarti*, *Capitella* sp., *Oligochaeta*, *Heteromastus* sp., *Laeonereis culveri*, Ostracoda, Copépode, Bivalves juvenil, *Sigambra grubei*

Os dados granulométricos planilhados foram analisados no pacote SYSGRAN (CAMARGO, 2006), resultando nos parâmetros estatísticos (média, desvio padrão, curtose, assimetria).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 EFLUENTE UTILIZADO NO EXPERIMENTO:

A quantidade de esgoto despejado no experimento (Tabela 2) foi de 0,8 l/0,05 m<sup>2</sup>/dia. A razão da Demanda Química de Oxigênio (DQO) sobre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi de 2,1 mg/l. GIANANTE (2005) cita que valores entre 1,7 e 2,3 caracterizam esgotos "in natura" com teor médio de poluição. A determinação da DBO é importante para indicar o teor de matéria orgânica biodegradável e definir o grau de poluição que o esgoto pode causar.

TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE UTILIZADO NO EXPERIMENTO. \*FONTE: ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE GUARATUBA

Variável	Valor
Fosfato	70,09 µmol/l
Nitrito	0,68 µmol/l
Nitrato	0,96 µmol/l
Amônio	62,29 µmol/l
Silicato	27,20 µmol/l
Temperatura*	16°C
pH*	6,9
Demanda Química de Oxigênio (DQO)*	421 mg/l
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)*	200 mg/l
Sólidos em suspensão*	150 mg/l

#### 3.2 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

Durante o período experimental houve um decréscimo gradual na precipitação pluviométrica, particularmente após o início dos despejos em janeiro. De maneira geral, os registros de pluviosidade foram elevados. O maior valor foi de 137,2 mm entre os dias 28 e 31 de janeiro (Figura 4).

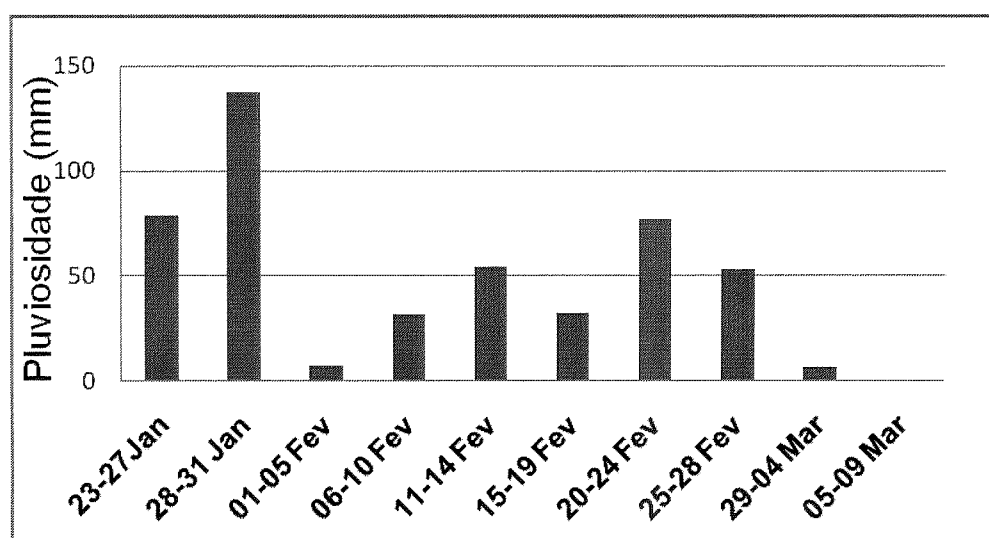


FIGURA 4- VALORES SOMADOS DA PLUVIOSIDADE 5 DIAS ANTES DE CADA COLETA

O sedimento predominante foi areia muito fina, com exceção do ponto controle da área 1, com predominância de silte grosso. Os sedimentos locais são pobremente selecionados, o que caracteriza alta diversidade no tamanho dos grãos. As porcentagens de cascalho, areia, silte e argila,  $\text{CaCO}_3$  e MO, a classificação e o grau de seleção dos sedimentos são apresentados na tabela 3.

As características texturais não diferiram significativamente entre as três áreas experimentais (Figura 5). Valores de MO e  $\text{CaCO}_3$  variaram consideravelmente, com valores de MO próximos a 3 % na área 1, próximos a 2% na área 2 e de cerca de 1,5 % na área 3. Não houve diferenças entre tratamentos controle e impacto.

TABELA 3 - CARACTERÍSTICAS TEXTURAIS E TEORES DE M.O E CaCO<sub>3</sub> NAS TRÊS ÁREAS (1,2 E 3), NOS BLOCOS CONTROLE E IMPACTADO (C E I), NO INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO (1 E11)

Amostra	Classificação	Grau de seleção	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% CaCO <sub>3</sub>	% MO
1I1	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	89,4	2,828	7,76	1,33	2,79
1I11	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	85,93	1,844	12,22	2,91	3,22
1C1	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	84,5	3,776	11,72	3,11	3,1
1C11	Silte grosso	Muito pobrememente selecionado	0	80,3	1,764	17,94	3,64	3,53
2I1	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	88,75	0,897	10,35	3,4	2,37
2I11	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	90,6	0,924	8,47	3	1,58
2C1	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	92,56	0,949	6,49	1,12	2,3
2C11	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	84,05	0,872	15,08	4,95	2,69
3I1	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	90,12	4,758	5,12	0,56	1,63
3I11	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	93,37	0	6,62	1,69	1,77
3C1	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	91,69	1,911	6,40	1,89	1,46
3C11	Areia muito fina	Pobrememente selecionado	0	90,45	1,876	7,67	2,64	1,45

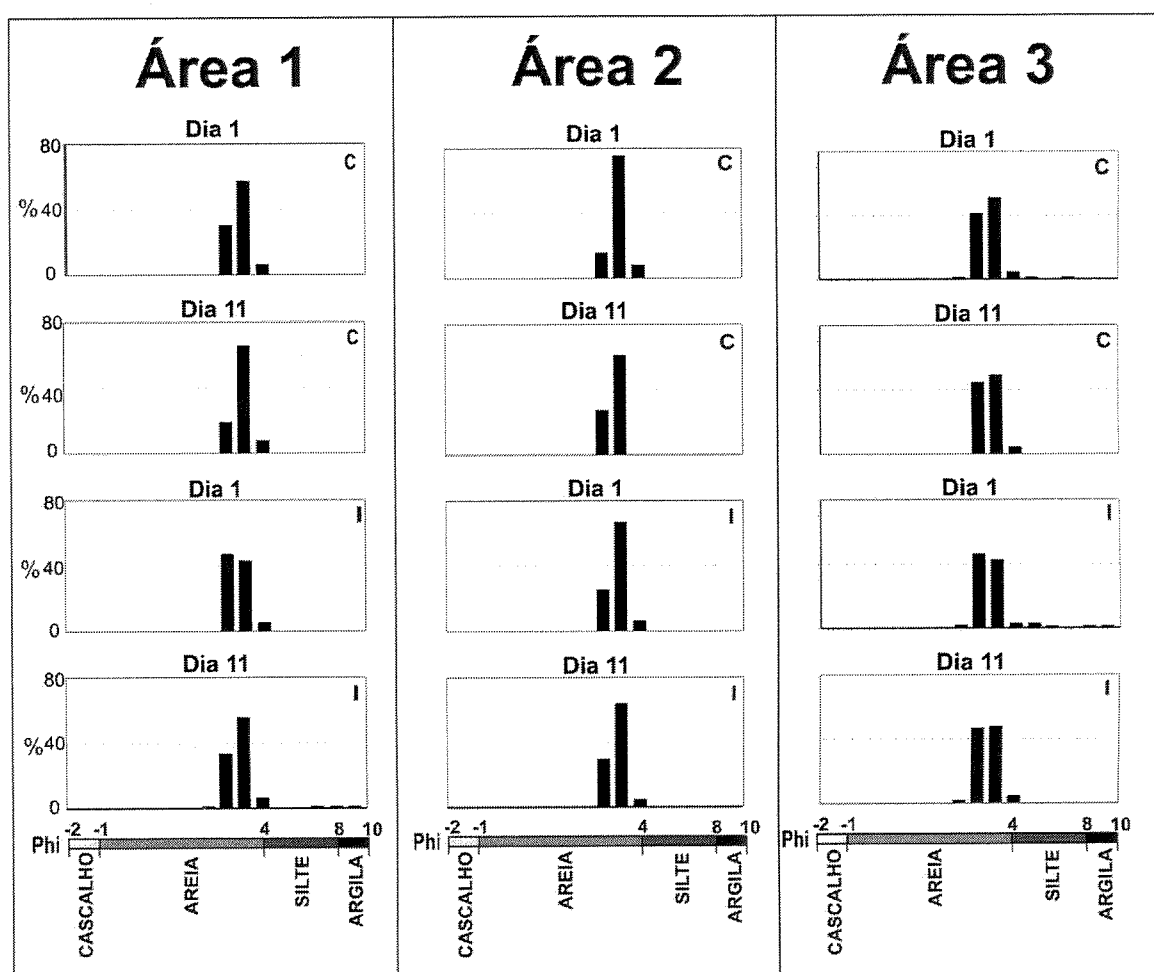


FIGURA 5- CARACTERÍSTICAS GRANULOMÉTRICAS, EM ESCALA *Phi*, DAS TRÊS ÁREAS. ESCALAS DE CINZA ILUSTRANDO A CLASSIFICAÇÃO VERBAL DAS CLASSES DE TAMANHO DE GRÃO.

O percentual de carbono orgânico total foi maior nos sítios impactados do que nos sítios controle em todas as áreas. O maior valor registrado foi de 1,72% no sítio controle da área 1 no dia 8 (Figura 6).



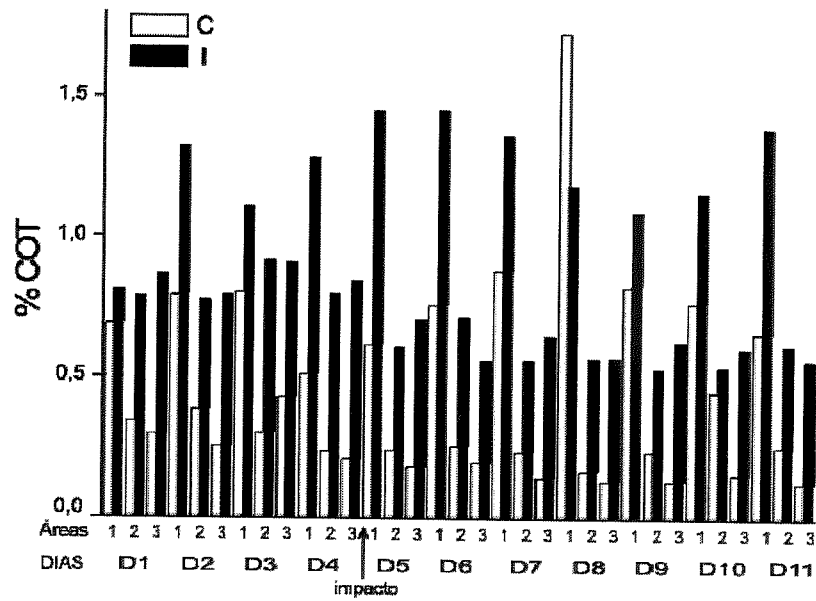


FIGURA 6- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL

Os valores de nitrogênio variaram de  $3,37 \text{ g/kg}^{-1}$  a  $12,34 \text{ g/kg}^{-1}$  no bloco controle e de  $5,47 \text{ g/kg}^{-1}$  a  $12,37 \text{ g/kg}^{-1}$  no bloco impactado. No bloco impactado as concentrações de nitrogênio diminuíram discretamente ao longo do tempo (Figura 7).

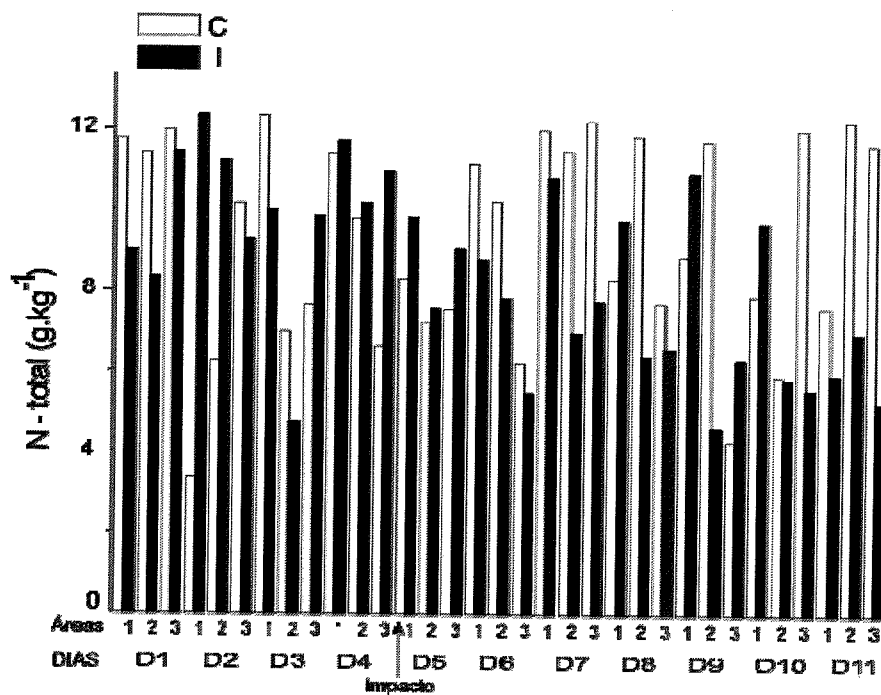


FIGURA 7- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO TOTAL

As concentrações de fósforo total diminuíram no bloco impactado e aumentaram no bloco controle no decorrer do experimento. Essa inversão ocorreu a partir do dia 6 do experimento (Figura 8).

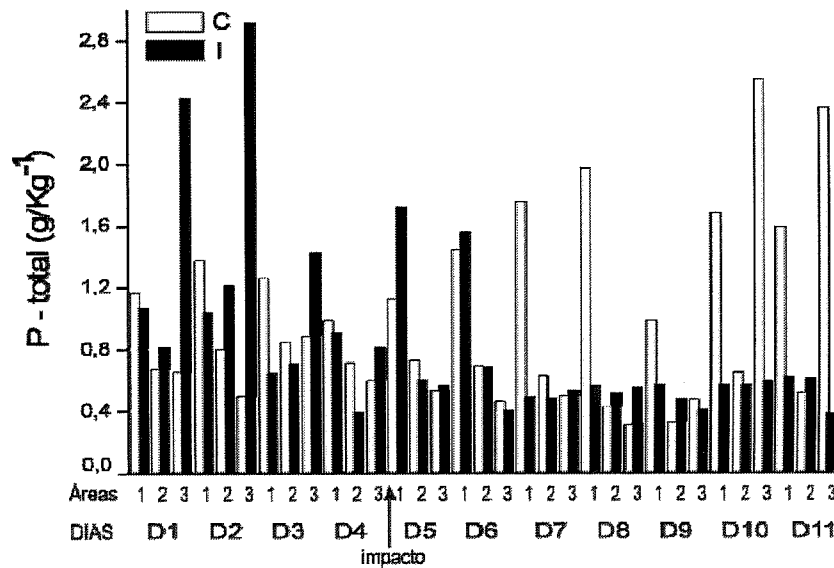


FIGURA 8- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL

As concentrações dos nutrientes (carbono, fósforo e nitrogênio) não diferiram significativamente entre os tratamentos, não evidenciando efeitos do despejo do esgoto.

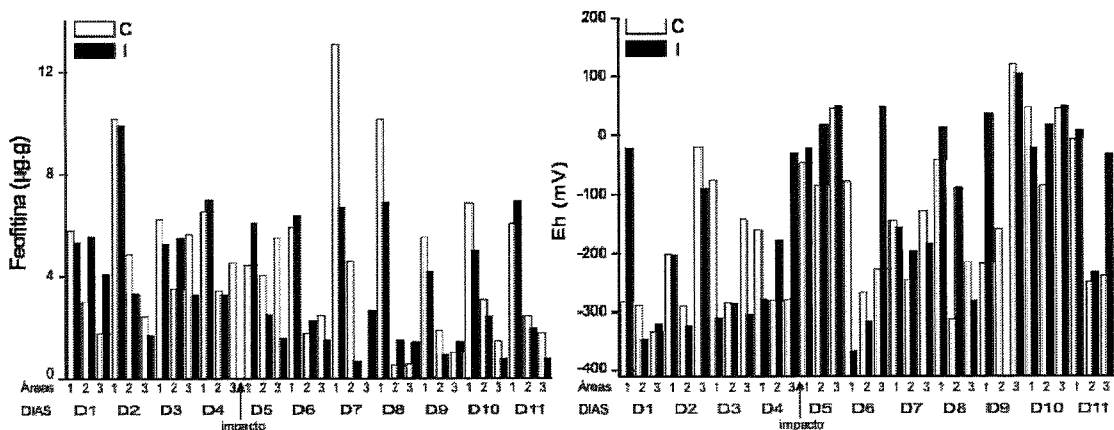


FIGURA 9- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DE FEOPIGMENTOS E POTENCIAL DE OXI-REDUÇÃO

Ao longo do estudo, o potencial de oxi-redução (Eh) evidenciou condições predominantemente redutoras na maioria das amostras do bloco impactado, com valores quase sempre negativos. Os menores valores foram de -335 mV no bloco controle e de -394 mV no bloco experimental. De maneira geral, os valores mais baixos de Eh foram registrados nos primeiros dias do experimento, antes da adição de efluente (Figura 9).

As concentrações de feopigmentos apresentaram leve decréscimo no bloco impactado ao longo do tempo. Na área 1 o sítio controle registrou um discreto aumento nos dias 7, 8 e 10 (Figura 9).

As concentrações de esteróis e cetonas são mostradas na tabela 5. Os valores de background do coprostanol foram sempre inferiores a  $0,05 \mu\text{g g}^{-1}$ , independente da área considerada. Os maiores valores de coprostanol foram encontrados na área 1 ( $0,49 \mu\text{g g}^{-1}$ ) e na área 2 ( $0,73 \mu\text{g g}^{-1}$ ) após o impacto. A área 3 apresentou concentrações consistentemente baixas do coprostanol (Tabela 5), mesmo após os derrames experimentais.

TABELA 4 - CONCENTRAÇÃO DE ESTERÓIDES NO SEDIMENTO ( $\mu\text{g g}^{-1}$  PESO SECO) NAS TRÊS ÁREAS EXPERIMENTAIS (A1 - ÁREA 1; A2 - ÁREA 2; A3 - ÁREA 3) E IMPACTADAS (A=ANTES; D=DEPOIS). < LD: CONCENTRAÇÃO ABAIXO DO LIMITE DE DETECÇÃO DO MÉTODO

	A1 A	A1 D	A2 A	A2 D	A3 A	A3 D
coprostanol	0,04	0,49	0,02	0,73	0,03	0,01
epicoprostanol	<LD	0,03	<LD	0,02	<LD	<LD
coprostanona	0,03	0,10	0,02	0,08	0,02	0,03
colestonona	0,08	0,11	0,05	0,04	0,05	<LD
colesterol	1,68	1,89	0,85	0,77	1,04	0,43
colestanol	0,42	0,65	0,25	0,21	0,27	0,10

TABELA 5 - RAZÕES ENTRE DIFERENTES ESTERÓIS E ESTANONAS, UTILIZADAS COMO PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS. SIGLAS - COP: COPROSTANOL; EPI: EPICOPROSTANOL; COP-ONA: COPROSTANONA; COL-ONA: COLESTANONA; N.C.-> NÃO CONSTA

	A1 A	A1 D	A2 A	A2 D	A3 A	A3 D
epi/cop (I)	n.c	0,06	n.c	0,03	n.c	n.c
cop/(cop+col-a) (II)	0,09	0,43	0,07	0,78	0,10	0,09
cop-ona/(cop-ona+col-ona)(III)	0,27	0,48	0,29	0,67	0,29	n.c
cop/cholesterol (IV)	0,02	0,26	0,02	0,95	0,03	0,02

A razão coprostanol/colesterol (IV) foi de 0,95 na área 2 após o impacto. A razão epicoprostanol/coprostanol (I) foi mais baixa, variando de 0,06 a 0,03  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Tabela 6).

### 3.3 AS ASSOCIAÇÕES BÊNTICAS

As concentrações de microfitobentos foram mais elevadas no bloco impactado. Foi registrada diferença significativa entre os tratamentos controle-impacto antes e depois dos derrames (ANOVA, resultante do modelo M-BACI analisando a interação BACI tal qual descrita por KEOUGH & MAPSTONE, 1997,  $p=0,001$   $F= 6,927$   $GI(n/d)= 1,4$ ). Esta diferença foi associada à diminuição da concentração de microfitobentos após o despejo experimental. Os maiores valores foram de 8,09  $\mu\text{g.g}$  no bloco controle e 10,23 no bloco impactado  $\mu\text{g.g}$  (Figura 10).

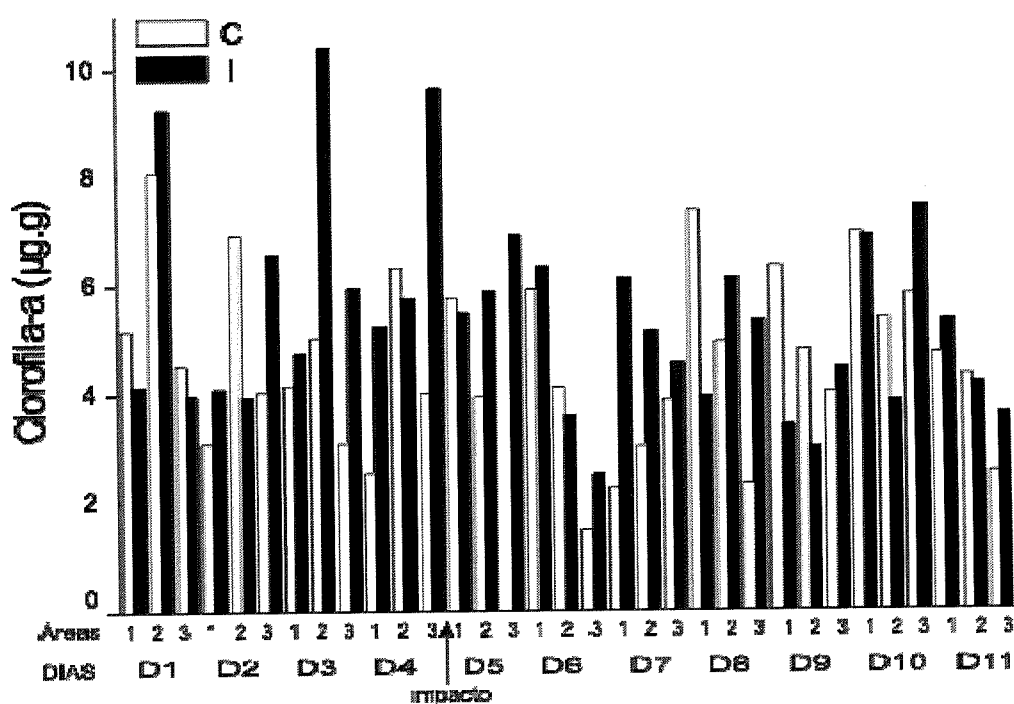


FIGURA 10- VARIAÇÃO TEMPORAL DAS CONCENTRAÇÕES DO MICROFITOBENTOS

Foram registrados 25.073 indivíduos pertencentes a 61 táxons ou morfotipos da macrofauna bêntica. Os táxons numericamente dominantes em ambos os tratamentos foram *Oligochaeta* (9.649), *Laonereis culveri* (6.955) *Kalliapseudes schubarti* (2.324) e *Ostracoda* (2.016) (Tabela 7). A maioria dos bivalves foi representada por juvenis.

TABELA 6 - ABUNDÂNCIA TOTAL DOS TÁXONS

GRUPO TAXÔNOMICO	DENSIDADE TOTAL
<b>Chordata</b>	
<i>Gobionellus beleona</i>	1
<b>Arthropoda</b>	
Decapoda sp.1	17
Decapoda sp.2	1
<i>Monocorophium acherusicum</i>	29
<i>Callinectes danae</i>	1
<i>Caprella</i> sp.	2
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	2324
Isopoda	1
Megalopa	6
Arachnida	1
Ostracoda	2031
Copepoda	303
Thalassinidea	3
Diptera	2
Chironomidae	1
Insecta não identificado	5
<b>Annelida</b>	
Oligochaeta	9649
<i>Capitella</i> sp.	218
<i>Streblospio</i> sp.	236
<i>Heteromastus</i> sp.	156
<i>Glycinde multicens</i>	182
<i>Exogone</i> sp.	520
<i>Sigambra grubei</i>	940
<i>Laeonereis culveri</i>	6962
<i>Capitomastus</i> sp.	43
<i>Paraprionospio pinnata</i>	7
<i>Paraprionospio multibranchiata</i>	3
<i>Ceratonereis</i> sp.	1
<i>Aricidea</i> sp.	6

Continua

## Conclusão

<i>Isolda pulchella</i>	13
<i>Neanthes succinea</i>	36
<i>Scoloplos ohlini</i>	12
<i>Eteone heteropoda</i>	3
<i>Polydora socialis</i>	1
<i>Spiophanes kroyeri</i>	1
<i>Diopatra tridentata</i>	3
<i>Nephtys fluviatilis</i>	7
<i>Chone</i> sp.	19
<i>Phyllodoce</i> sp.	1
<i>Sabella</i> sp.	4
<i>Micronephtys</i> sp.	2
Eusyllinae	1
<i>Mediomastus</i> sp.	4
<b>Mollusca</b>	
Nudibranchia	1
<i>Cyclostremiscus pentagonus</i>	1
<i>Heleobia</i> sp.	395
Bivalves juvenis não identificados	718
<i>Mytella guyanensis</i>	50
<i>Lucina pectinata</i>	27
<i>Nuculana</i> sp.	1
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	5
<i>Tellina</i> sp	32
<i>Tagellus divisus</i>	15
Nemertea	11
Sipuncula	43
<b>Cnidaria</b>	
Cnidaria sp.1 (Actiniaria)	1
Cnidaria sp.2	2
Cnidaria sp.3	8

---

Não houve diferenças significativas nos descritores da estrutura da comunidade entre os tratamentos controle e impacto ( $p > 0,05$ ) (Tabela 8). Os efeitos do enriquecimento por esgoto não foram muito evidentes no bloco impactado, muito parecido com o bloco controle (Figura 11).

O número de indivíduos apresentou um aumento gradativo ao longo do experimento em função do aumento da abundância das espécies *Heleobia* sp. e *Exogone* sp. (Figura 11. B e D). *Streblospio* sp., apresentou um crescimento populacional na área 3, após o despejo de esgoto, apesar da ausência de diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos (Figura 11 F).

TABELA 7 - SUMÁRIO DA ANOVA PARA OS DESCRITORES BIOLÓGICOS E PARA A DENSIDADE DAS ESPÉCIES NUMERICAMENTE DOMINANTES AVALIANDO A INTERAÇÃO BA:CI, TAL QUAL DESCRITA POR KEOUGH & MAPSTONE, 1997I

Variável dependente	GI (n/d)	F Valor	P valor
S (nº de espécies)	1,4	0.349	0.614
N (nº de indivíduos)	1,4	0.000	0.978
H' (diversidade de Shannon Wiener)	1,4	0.279	0.649
<i>Heleobia</i> sp.	1,4	0.293	0.642
<i>Exogone</i> sp.	1,4	0.105	0.776
<i>Streblospio</i> sp.	1,4	0.151	0.735
<i>Sigambra grubei</i>	1,4	1.776	0.314
<i>Glycinde multidentis</i>	1,4	7.5	0.111



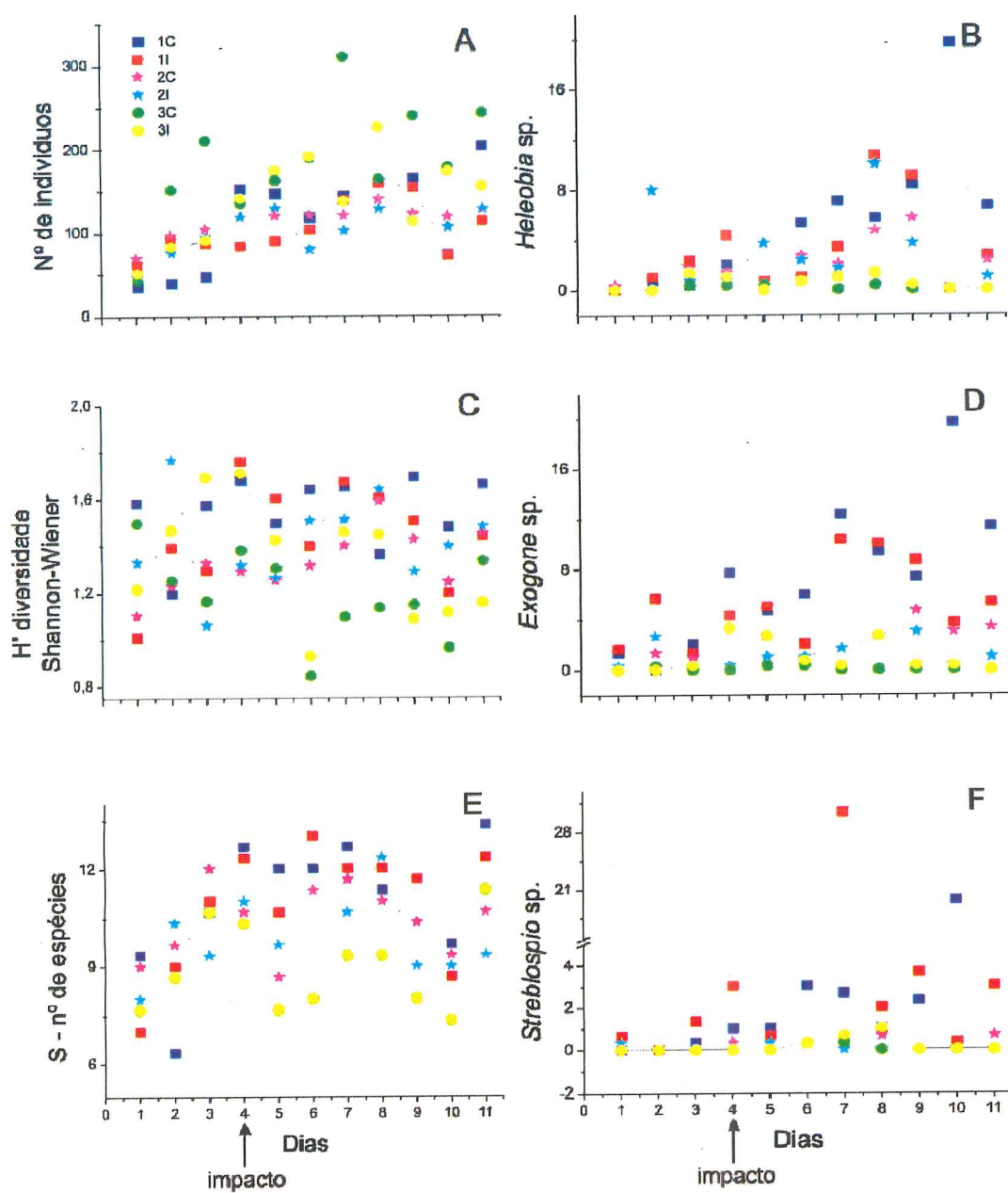


FIGURA 11- VARIAÇÕES TEMPORAIS DOS DESCRITORES DA MACROFAUNA E DA DENSIDADE DAS GÊNEROS *Exogone* sp., *Heleobia* sp. e *Streblospio* sp.

A análise de escalonamento multidimensional (MDS) não permitiu a visualização de separação entre os tratamentos (controle – impactado) ou dias de coleta (antes-depois) (Figura 12.1 e 2). Por outro lado, foi clara a separação visual da área 3, comprovada pela ANOSIM que apresentou valor de R global alto ( 0,860; 0,757) e nível de significância de 0,2% (Tabela 8).

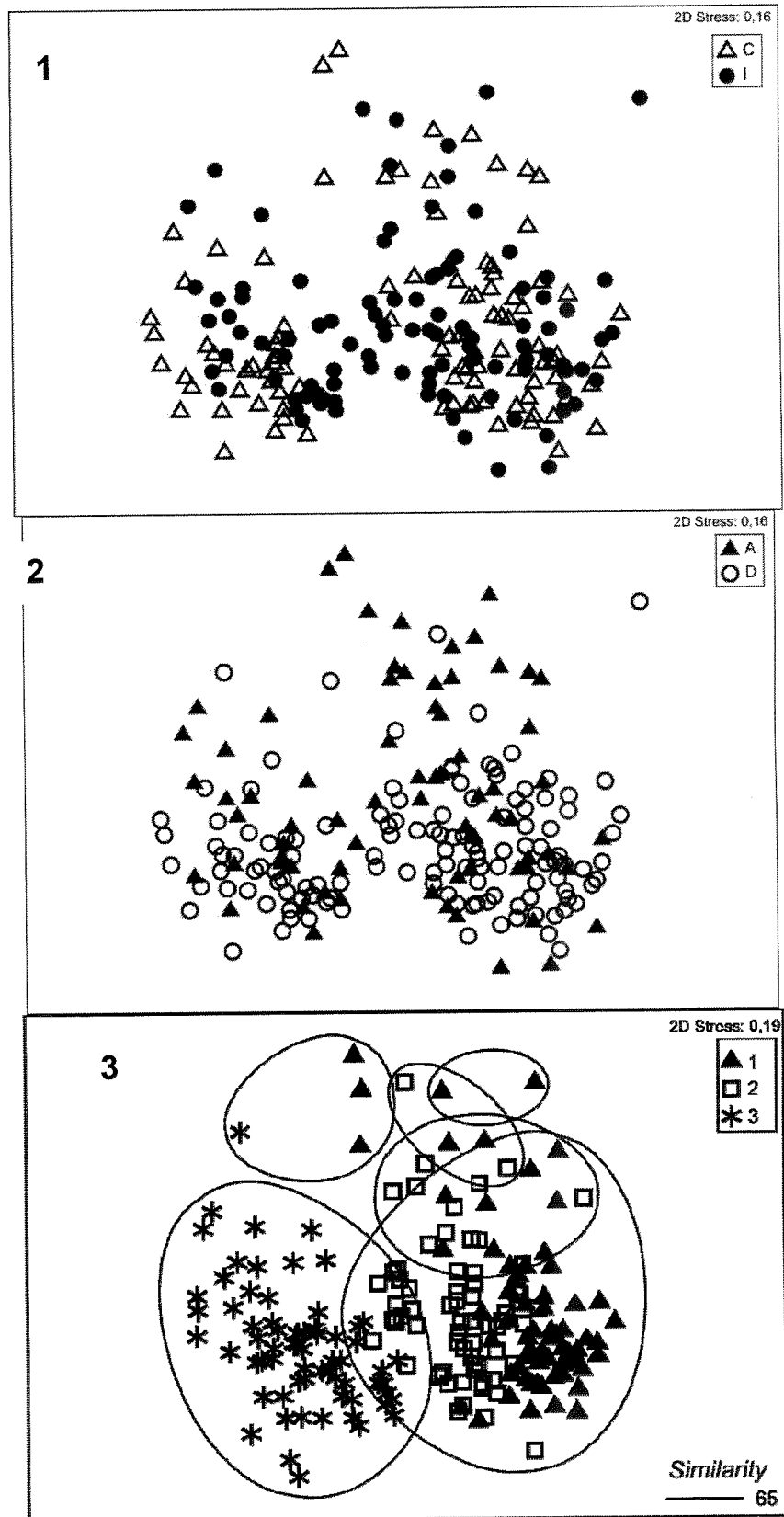


FIGURA 12- ANÁLISE DE PROXIMIDADE (MDS), APLICADA UTILIZANDO A MATRIZ DE SIMILARIDADE DE BRAY CURTIS, TRANSFORMADA PARA  $\log(x+1)$ . LEGENDA: C- ÁREA CONTROLE E I- ÁREA IMPACTADA; A- ANTES DO IMPACTO E D- DEPOIS DO IMPACTO; 1- ÁREA 1; 2- ÁREA 2 E 3- ÁREA 3

O teste par a par da ANOSIM confirmou a similaridade das áreas 1 e 2 (Tabela 9).

TABELA 8 - TESTE PAREADO ENTRE AS TRÊS ÁREAS - ANOSIM

Áreas	R Global	p valor	Permutações
1, 2	0,284	0,02	4999
1, 3	0,860	0,02	4999
2, 3	0,757	0,02	4999

A análise dos percentuais de contribuição dos táxons na similaridade entre as áreas (SIMPER) evidenciou o domínio de oligoquetas nas áreas 1 e 2 e de *Laeonereis culveri* na área 3 (Tabela 10).

TABELA 9 - PERCENTUAL DE CONTRIBUIÇÃO NAS SIMILARIDADES (SIMPER) DOS GRUPOS (ATÉ 80%) EM CADA ASSOCIAÇÃO VERIFICADA, PARA AS ÁREA 1, 2 E 3

Área	Similaridade %	Táxon	Contribuição %
1	68,03	Oligochaeta	32,57
		Ostracoda	15,91
		<i>Laeonereis culveri</i>	12,2
		<i>Exogone</i> sp.	9,04
		Bivalves juvenis	8,43
		<i>Glycinde multidentis</i>	5,38
		2	72,09
<i>Laeonereis culveri</i>	16,10		
<i>Sigambra grubei</i>	14,97		
Ostracoda	11,72		
Bivalves juvenis	10,37		
3	74,14	<i>Laeonereis culveri</i>	32,83
		Oligochaeta	23,40
		<i>Kalliapseudes schubarti</i>	19,25
		<i>Sigambra grubei</i>	11,30

Foram realizados duas ACC separadas, devido às especificidades das áreas, uma apenas para a área 3 e outra para as áreas 1 e 2 (Figuras 13 e 14). A análise de correspondência canônica (ACC) para a área 3 associou algumas espécies com

as amostras e as variáveis abióticas: pluviosidade, feofitina, clorofila, fósforo total, carbono orgânico total, nitrogênio total e potencial redox (Eh).

Na área 3 os dois primeiros eixos da análise de componentes principais capturaram 69,2% da variação dos dados. O eixo 1, que explicou 38,5%, foi formado principalmente pelas coordenadas positivas resultantes da concentração de nitrogênio total, pluviosidade e feopigmentos, e as coordenadas negativas principalmente pela concentração de fósforo total e pelo potencial redox. O eixo 2, responsável por 30,7% da variação, foi ordenado principalmente pelas coordenadas negativas da concentração de carbono orgânico total e clorofila-a. Na área 3 os táxons *Exogone sp*, *Glycinde multidentis*, bivalves juvenis e *Streblospio sp*. correlacionaram-se mais com a clorofila-a, carbono orgânico total e fósforo total. Há uma tendência para a organização de um grupo de amostras dos sítios impactados após o despejo junto aos vetores de fósforo total, carbono total e clorofila-a, o que evidencia uma correlação do despejo experimental com estas variáveis químicas.

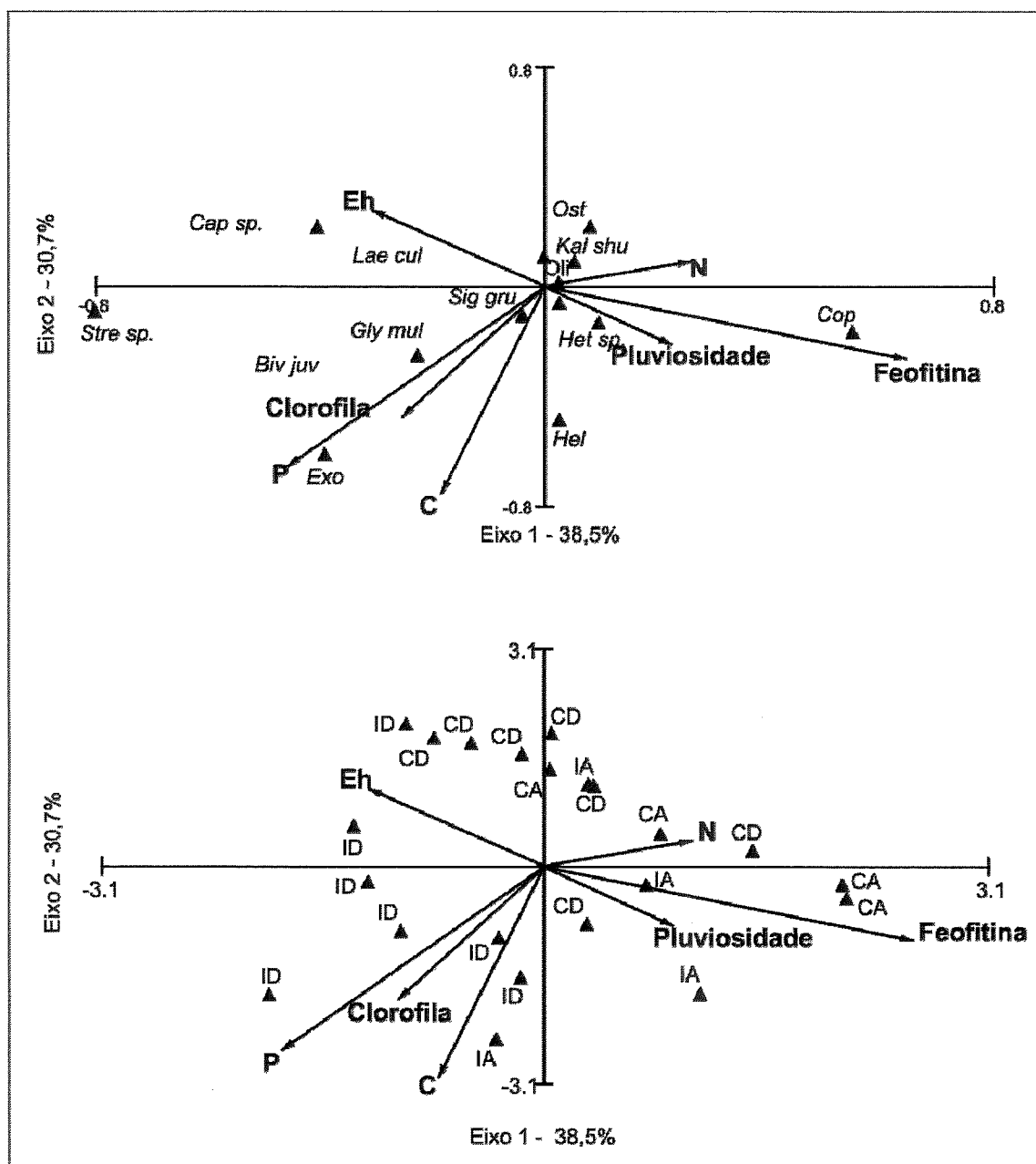


FIGURA 13 - DIAGRAMA REPRESENTATIVO DOS EIXOS DA CCA DA ÁREA 3, CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS, ESPÉCIES SELECIONADAS E AMOSTRAS. LEGENDA: C> CARBONO ORGÂNICO TOTAL; P> FÓSFORO TOTAL; EH> POTENCIAL REDOX; N> NITROGÊNIO TOTAL; IA> IMPACTADO -ANTES; ID>IMPACTADO -DEPOIS; CA> CONTROLE - ANTES; CD> CONTROLE-DEPOIS; *Gly mul*> *Glycinde multicens*; *Exo*> *Exogone sp.*; *Str sp.*> *Streblospio sp.*; *Hel*> *Heleobia sp.*; *Kal shu*> *Kalliapseudes schubarti*; *Cap sp.*> *Capitella sp.*; *Oli*> *Oligochaeta*; *Het sp.*> *Heteromastus sp.* *Lae cul*> *Laeonereis culveri*; *Ost*> *Ostracoda*; *Cop*> *Copépode*; *Biv juv*> *Bivalves juvenil*; *Sig gru*> *Sigambra grubei*

TABELA 10 - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA DA ÁREA 3, CONSIDERANDO A INTERPRETAÇÃO DOS PRIMEIROS NUMERO EIXOS, MOSTRANDO AUTOVALORES CALCULADOS PARA CADA EIXO; PERCENTAGEM DE VARIAÇÃO CUMULATIVA NA EXPLICAÇÃO DOS DADOS DE ESPÉCIES, DA RELAÇÃO ESPÉCIE AMBIENTE E CORRELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES-AMBIENTE

Eixos	1	2	3	4	Inércia
<b>Autovalores</b>	0.029	0.023	0.012	0.007	0.192
<b>Correlação espécies-ambiente</b>	0.936	0.726	0.654	0.487	
<b>% variação cumulativa espécies</b>	15.3	27.5	33.8	37.3	
<b>% variação cumulativa espécies ambiente</b>	38.5	69.2	85.2	93.9	

A análise de componentes principais das áreas 1 e 2 permitiu a interpretação de dois eixos que juntos explicam 84,8% da variação. O eixo 1, responsável por explicar 64,1 % da variância total, foi formado principalmente pela coordenadas positivas resultantes da concentração de fósforo total e pelas coordenadas negativas resultantes da concentração de carbono orgânico total, feofitina, nitrogênio orgânico total e Eh. O eixo 2, responsável por 20,7% da variação, foi ordenado principalmente pelas coordenadas positivas clorofila e pluviosidade. Nas áreas 1 e 2, a espécie *Streblospio* sp. apresentou maior correlação com carbono orgânico total e a espécie *Kalliapseudes schubarti* com o fósforo total. Nenhuma amostra do bloco impactado após o despejo está no quadrante correlacionado com a clorofila- a e pluviosidade.

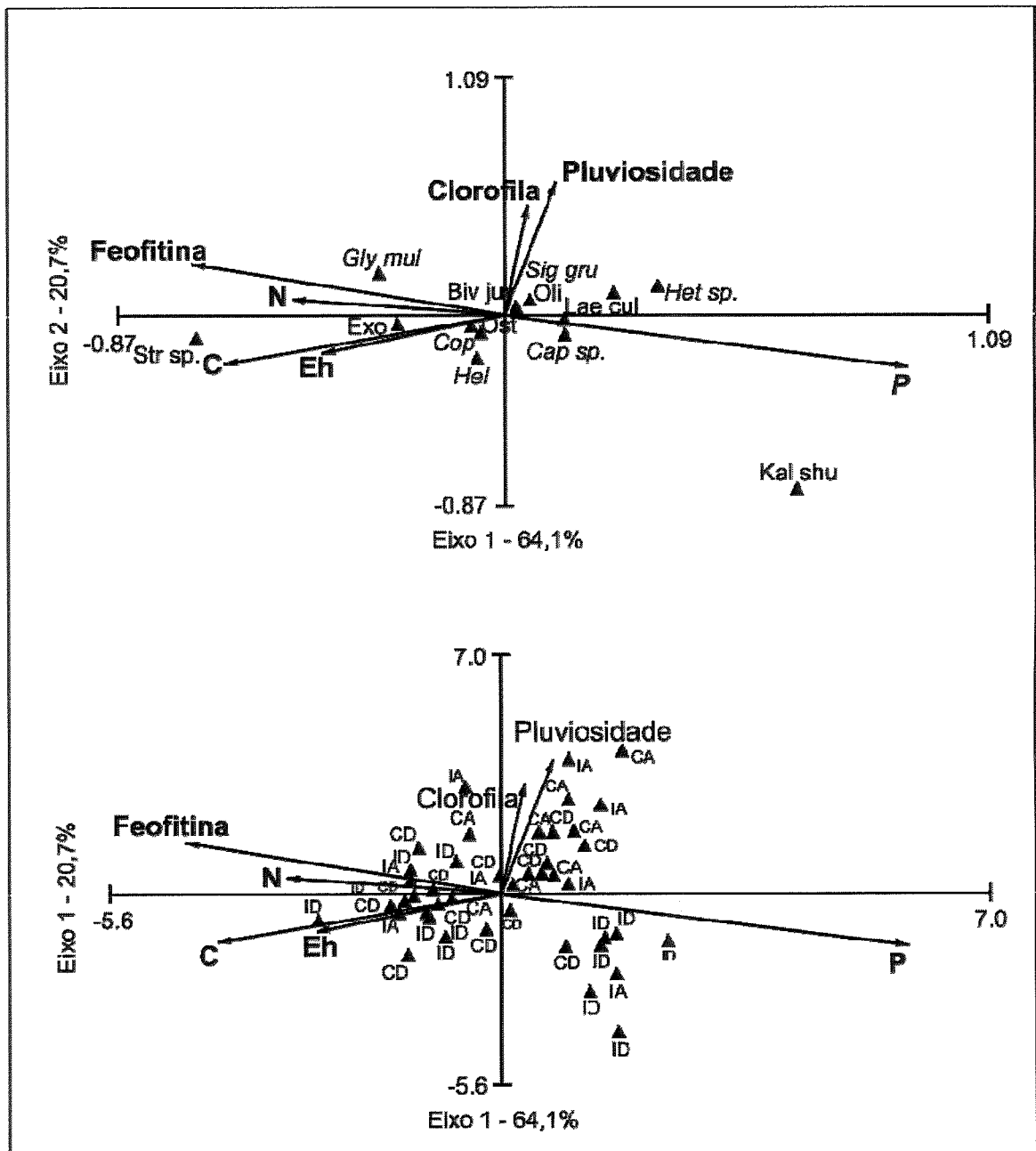


FIGURA 14- DIAGRAMA REPRESENTATIVO DA CCA APLICADA ÀS ÁREAS 1 E 2 , CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS, ESPÉCIES SELECIONADAS E AMOSTRAS. LEGENDA: C> CARBONO ORGÂNICO TOTAL; P> FÓSFORO TOTAL; EH> POTENCIAL REDOX; N> NITROGÊNIO TOTAL; IA> IMPACTADO -ANTES; ID>IMPACTADO -DEPOIS; CA> CONTROLE -ANTES; CD> CONTROLE-DEPOIS; *Gly mul*> *Glycinde multidentis*; Exo> *Exogone* sp.; Str sp.> *Streblospio* sp.; Hel> *Heleobia* sp.; Kal shu> *Kalliapseudes schubarti*; Cap sp.> *Capitella* sp.; Oli> *Oligoqueta*; Het sp.> *Heteromastus* sp. Lae cul> *Laeonereis culveri*; Ost> *Ostracoda*; Cop> *Copépode*; Biv juv> *Bivalves juvenil*; Sig gru> *Sigambra grubei*

TABELA 11 - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA DAS ÁREAS 1 E 2, CONSIDERANDO A INTERPRETAÇÃO DOS PRIMEIROS NUMERO EIXOS, MOSTRANDO AUTOVALORES CALCULADOS PARA CADA EIXO; PERCENTAGEM DE VARIAÇÃO CUMULATIVA NA EXPLICAÇÃO DOS DADOS DE ESPÉCIES, DA RELAÇÃO ESPÉCIE AMBIENTE E CORRELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES-AMBIENTE

<b>Eixos</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>Inércia</b>
<b>Autovalores</b>	0.044	0.014	0.005	0.004	0.216
<b>Correlação espécies-ambiente</b>	0.836	0.648	0.582	0.421	
<b>% variação cumulativa espécies</b>	20.5	27.2	29.7	31.7	
<b>% variação cumulativa espécies ambiente</b>	64.1	84.8	92.6	99.0	



#### 4 DISCUSSÃO

Contaminantes derivados do despejo de esgotos domésticos acumulam-se em sedimentos estuarinos, alcançando concentrações potencialmente capazes de causar efeitos biológicos (MORRIS & KEOUGH, 2002; SAUNDERS *et al*, 2007). As características granulométricas, os teores e a frequência do despejo de matéria orgânica e os processos hidrodinâmicos do estuário podem determinar os níveis de contaminação no compartimento bêntico em diferentes escalas espaciais e temporais (MARTINS *et al*, 2007; WASSMANN, 1984).

O tamanho médio do grão variou de areia fina a muito fina nas três áreas experimentais do estudo, padrão já registrado por CAMARGO (2001) e THOMAS (2007) em baixios próximos. Entretanto, uma elevada porcentagem de matéria orgânica nas áreas 1 e 2 sugere que processos hidrodinâmicos e sedimentológicos locais, associados às proximidades da foz do rio Maciel, podem ser determinantes para as respostas das associações bênticas, podendo minimizar um potencial impacto que num outro local poderiam (ou não) ocorrer.

O material despejado tendia a ser rapidamente lavado pela maré e pelas próprias águas do Rio Maciel, fatos também descritos por HADLICH (2006) e MARTINS (2001). De fato, as características sedimentológicas do local, juntamente com o lençol freático muito elevado (HADLICH, 2006), não permitiram a penetração do contaminante a profundidades abaixo de 3 cm, o que explicaria sua rápida dispersão e diluição.

Os menores valores de coprostanol na área 3 estão diretamente associados com os baixos teores de matéria orgânica. Por outro lado, os valores registrados nas

áreas 1 e 2, sempre próximos ou maiores do que  $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$  confirmaram a presença de fezes de mamíferos, associadas ao despejo experimental do esgoto. GONZALEZ-OREJA e SAIZ-SALINAS (1998) definiram este patamar como indicador de contaminação fecal.

Embora os esteróis fecais, como o coprostanol, estejam associados exclusivamente a fontes de esgoto doméstico, a concentração destes compostos em áreas costeiras não deve ser considerada como parâmetro único e conclusivo de contaminação fecal (MARTINS *et al.*, 2007). As diferentes características sedimentológicas e físico-químicas de cada ambiente determinam níveis de contaminação distintos para cada área. Outra possível mensuração da introdução fecal pode ser avaliada a partir de razões específicas entre esteróis e estanoas (MARTINS *et al.*, 2008). Valores da razão coprostanol/colesterol superiores a 1,00 indicam áreas contaminadas (MARTINS *et al.*, 2008). Por sua vez, os baixos valores estimados com o cálculo da razão epicoprostanol/coprostanol confirmaram que o efluente utilizado não havia passado por nenhum tratamento. Valores inferiores a 0,20 indicam sedimentos contaminados por efluentes não tratados, enquanto que valores superiores a 0,80 indicam sedimentos que recebem descarga de esgoto com algum tipo de tratamento (MARTINS *et al.*, 2008).

As respostas dos descritores químicos foram semelhantes e consistentes em todos os tratamentos experimentais, podendo ser descartada a hipótese de contaminação do bloco controle pelos esteróis fecais.

Os sedimentos do ambiente marinho apresentam elevada concentração de nutrientes, e funcionam como reservatório para os demais compartimentos (SUBTIL, 2005). No bloco impactado foram registrados na maioria das vezes valores de nitrogênio total acima do valor alerta determinado pelo CONAMA 344/04 de  $4,8 \text{ g.kg}^{-1}$

<sup>1</sup>, ou daqueles já registrados anteriormente no local, atingindo  $3,2 \text{ g.kg}^{-1}$  (CESCHIM, 2007). O valor alerta é aquele “valor acima do qual representa possibilidade de causar prejuízos ao ambiente na área de disposição. Entretanto, ficam excluídos de comparação os valores oriundos de ambientes naturalmente enriquecidos por matéria orgânica e nutrientes, como manguezais” (BRASIL, Resolução CONAMA 344/04). As concentrações de nitrogênio também tenderam a diminuir ao longo do experimento. Este fato pode estar relacionado com a redução do input continental por chuvas, que também diminuíram ao longo do período do experimento. De fato, a principal fonte natural de nitrogênio são as chuvas, material orgânico e inorgânico de origem alóctone ou mesmo fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio sistema (ESTEVES, 1998, RAFAELLI, 1999). Como na área experimental há pouca influência antrópica, a introdução deste nutriente através de resíduos domésticos ou industriais é pouco provável. Possivelmente, os valores registrados neste estudo indicam que o local já é naturalmente enriquecido. Apenas 4 locais amostrais apresentaram valores de fósforo total acima do limite de  $2,0 \text{ g.kg}^{-1}$  estipulado pelo CONAMA 344/04 e próximos aos registrados para a região de  $1,1 \text{ g.kg}^{-1}$  (CESCHIM, 2007)

Independente da resolução do CONAMA 344/04 representar os nutrientes individualmente, os processos de eutrofização são ditados pela razão C:N:P (VALIELA & BOWEN, 2002, NEDWELL, *et al* 2002). A razão Redfield (C:N:P 106:16:1) resume a composição dos organismos marinhos, e é muitas vezes usada para descrever a ciclagem de nutrientes e suas limitações (NEWTON & MUDGED, 2005).

Ao contrário do esperado, as concentrações de clorofila-a diminuíram no bloco controle ao longo do experimento. Embora muitos trabalhos sugiram que o

enriquecimento inorgânico e orgânico pode levar a um aumento na produção do microfitobentos (WORM *et al.* 2000; ARMITAGE *et al.*, 2006), as respostas tendem a ser muito variáveis. BARRANGUET (1997) detectou uma elevada concentração de clorofila-a próxima a áreas de cultivo de moluscos, o que confirma a idéia de que os nutrientes orgânicos aumentem a produção do microfitobentos. MORRIS & KEOUGH (2002) também detectaram uma resposta positiva do microfitobentos à adição de nutrientes, porém não observaram diferenças significativas entre sítios enriquecidos e os sítios controles. Outra hipótese para a diminuição do microfitobentos seria a diminuição de chuvas ao longo do experimento, com uma correspondente redução no aporte de nutrientes. A redução na disponibilidade de nutrientes pode também ter constituído um efeito direto e negativo do enriquecimento sobre a estrutura do microfitobentos. É possível que os resultados conflitantes da literatura estejam relacionados a diferenças espaciais e temporais nos requerimentos nutricionais dos grupos algais que compõem o microfitobentos (BOTTER-CARVALHO, 2007).

Por outro lado, o aumento na abundância das espécies de herbívoros e detritívoros infaunais pode mascarar a resposta do microfitobentos à adição de nutrientes (MORRIS & KEOUGH 2002; GIL *et al.*, 2006).

De um modo geral, a abundância, a riqueza e a diversidade da macrofauna permaneceram estáveis após a adição de nutrientes. O número de espécies e as densidades populacionais se mantiveram similares no bloco controle e no bloco impactado. A macrofauna registrou uma baixa abundância e diversidade, padrão já registrado em trabalhos prévios nos bancos não vegetados da região (NETTO, 1993; LANA & GUISS, 1992; HALDICH, 2006; FARACO & LANA, 2003). Neste sentido, o sutil aumento populacional no decorrer do experimento, estatisticamente não

significativo, pode indicar apenas uma variabilidade natural da fauna local, em função de eventuais variações ambientais sem relação direta com o impacto do efluente. Estudos realizados em uma área próxima com impactos de derrame de óleo sobre a macrofauna registraram mortalidade de indivíduos (WOLINSKI, 2005), fato não registrado no presente estudo. Para os organismos morrerem ou evitarem áreas contaminadas por esgotos, é necessário o desenvolvimento de ambientes hipóxicos ou anóxicos (ROSENBERG *et al*, 2001), o que não aconteceu, evidenciado pelos valores do potencial redox encontrados. Nesse caso, a ausência de anoxia indica que a quantidade de efluente utilizada foi baixa, não se desenvolvendo as condições ambientais típicas de ambientes severamente contaminados por esgoto.

Os aumentos populacionais foram mais evidentes para o gastrópode *Heleobia* sp., que se alimenta do filme superficial de material depositado no sedimento ou sobre as folhas de macrófitas, e para o poliqueta *Exogone* sp., considerado comedor de partículas de microfitobentos. O aumento da abundância dessas espécies associado à diminuição das concentrações de clorofila-a ao longo do experimento indica a provável herbivoria sobre o microfitobentos. O aumento nas concentrações de feopigmentos corrobora a hipótese da herbivoria do microfitobentos. A concentração de feopigmentos nos sedimentos pode ser um indicador indireto da herbivoria, já que os invertebrados excretam feopigmentos como resultado da acidificação da clorofila-a durante sua digestão (BARRENGUET, 1997).

Houve também um pequeno aumento na abundância do poliqueta *Streblospio* sp., considerado oportunista e indicador de eutrofização (PEARSON & ROSENBERG, 1978), principalmente no sítio impactado da área 3. Diversos

trabalhos mostraram que *Streblospio benedicti* apresenta aumentos populacionais sazonais, sendo referenciada como co-dominante com o poliqueta *Capitella capitata* (PEARSON & ROSENBERG, 1978, POSEY & ALPHIM, 2006, SAUNDERS *et al.*, 2007). BRIDGES *et al.* (1994) registrou respostas antagônicas de *Capitella* sp.1 e *Streblospio benedicti* ao enriquecimento orgânico, sendo que apenas *Capitella* sp.1 respondeu positivamente. *Capitella* sp. , reconhecido como um gênero oportunista no local (FARACO & LANA, 2003), também apresentou frequência menor do que a esperada.

O aumento das populações de *Exogone* sp. contrapõe-se à sugestão de GIANANTE, (2005) de que os silídeos devem ser considerados indicadores de poluição, por ausência, devido à sua alta sensibilidade diante de contaminantes e outros tipos de estresse ambiental.

A presença e a abundância de certos grupos de oligoquetas são indicativos de diferentes níveis de poluição e/ou eutrofização (VERDONSCHOT & TERBRAAK, 1994), geralmente por causa de sua resposta positiva ao enriquecimento (PEARSON & ROSENBERG, 1978). No presente trabalho, a adição de esgoto não pareceu alterar a abundância dos oligoquetas, que sempre se mantiveram relativamente altas nas áreas 1 e 2, provavelmente por causa dos teores mais elevados de matéria orgânica. VERDONSCHOT (1996) concluiu que oligoquetas não respondem diretamente às concentrações de nitrogênio e fósforo, mas sim aos teores de matéria orgânica, pois se alimentam diretamente dela. MCLUSKY & ELLIOT (2004) afirmaram que os sedimentos lamosos estuarinos são caracterizados por populações densas de detritívoros, padrão evidenciado neste estudo pela elevada abundância de oligoquetas e dominância de detritívoros.

Considerando as fases de mudanças sucessionais da macrofauna pelo aporte de esgoto, seria esperado um aumento da diversidade logo após a adição de esgoto, seguido de um declínio (ELÍAS *et al.*, 2003). Entretanto, foi observado apenas o acréscimo da abundância total. Não foi registrada a fase de declínio, o que sugere que o experimento ocorreu numa escala de tempo curto, segundo a hipótese de distúrbio intermediário (WHITTAKER *et al.*, 2001).

A resposta potencial da infauna à adição de nutrientes também pode ser alterada ou mascarada pela ação de predadores epibênticos vágeis, como pássaros, crustáceos e peixes (MCLUSKY & ELLIOT, 2004; POSEY & ALPHIM., 2006). No presente estudo, o efeito destes predadores sobre a infauna não foi controlado e, portanto, não pode ser avaliado ao longo do experimento. Não se descarta, portanto, a possibilidade de que predadores epifaunais em busca de maior oferta de alimento podem ter mascarado a variação na abundância de espécimes.

## 5 CONCLUSÕES

Este trabalho buscou reproduzir experimentalmente a eutrofização *in situ* de um ambiente estuarino por esgoto doméstico e descrever eventuais alterações temporais na estrutura da macrofauna. A análise de esteróis e estanonas permitiu definir a área experimental como moderadamente contaminada por compostos orgânicos. No entanto, a sensibilidade destes indicadores químicos não foi acompanhada pelas demais variáveis físico-químicas do sedimento ou pelas respostas da macrofauna.

As análises físico-químicas do sedimento após a adição de esgoto não evidenciaram quaisquer padrões de variação que permitissem a correlação do despejo com as concentrações detectadas de nutrientes. Da mesma forma, as comunidades macrobênticas dos baixios não diferiram significativamente entre os blocos impactado e controle durante todo o experimento, sugerindo que a quantidade de efluente utilizada foi baixa ou que as taxas de dispersão e diluição foram muito elevadas, em função da hidrodinâmica e das características sedimentológicas locais e confirmando a elevada resistência de das espécies bênticas estuarinas.

A riqueza de espécies, a densidade total e a densidade das espécies numericamente dominantes mantiveram-se praticamente inalteradas entre os tratamentos ao longo da série temporal. Ainda que não significativo, o aumento na abundância total do macrobentos decorreu do aumento das populações de *Streblospio* sp. e *Heleobia* sp. Não foi possível, no entanto, reconhecer estas



espécies como tolerantes ou particularmente sensíveis ao esgoto, uma vez que as suas variações populacionais não foram significativas.

Foi registrada uma diminuição significativa do microfitobentos entre os tratamentos controle e impacto após o despejo de esgoto, padrão atribuído à redução no input de nutrientes com a redução das chuvas durante o experimento.

Os resultados mostram claramente as diferenças entre as áreas 1 e 2 e a área 3. A área 3 apresentou os menores valores de matéria orgânica e coprostanol, além da dominância pela espécie *Laonereis culveri*. Já as áreas 1 e 2 apresentaram valores similares tanto das concentrações de matéria orgânica e coprostanol, quanto na dominância numérica por oligoquetas. Neste sentido, a variabilidade natural do ambiente se sobrepôs à variabilidade causada pelos tratamentos, ou seja, as diferenças esperadas entre o bloco controle e bloco impactado podem ter sido mascaradas pelas diferenças intrínsecas da área 3 em relação às demais.

Não foi corroborada a hipótese de que a adição de esgoto, pelo menos nos volumes e concentrações adotados e locais adotados, eleva a concentração de matéria orgânica e altera as condições oxi-redutoras do sedimento, causando efeitos diretos e indiretos sobre a macrofauna. Os resultados deste estudo sugerem que o compartimento bêntico dos baixios do rio Maciel pode tolerar contaminações orgânicas de baixos níveis resultantes de pequenas descargas de esgotos domésticos, sem alterações significativas na composição e estrutura do macrobentos. Estas considerações devem ser contextualizadas para as escalas espacial e temporal adotadas no experimento, e não devem ser extrapoladas para outras escalas de observação e mensuração.

O estudo reflete as dificuldades conceituais e metodológicas em se adequar modelos experimentais de despejo de esgoto a situações reais de despejo, como acontece no Rio Itiberê, próximo à Paranaguá. Por outro lado, fornece diretrizes e parâmetros informativos para futuras abordagens experimentais.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMITAGE, A. R.; FRANKOVICH, T. A.; FOURQUREAN, J. W. Variable responses within epiphytic and benthic microalgal communities to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*. v. 569, p. 423-435, 2006.
- BARRANGUET, C. The role of microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 44, p. 753 -765, 1997.
- BIGARELLA, J. J. *et al*. **A Serra do Mar e a porção oriental do estado do Paraná**. Secretaria do Estado do Planejamento do Governo do Paraná/ADEA. 149 f, 1978.
- BOTTER-CARVALHO, M. L. **Resposta da macrofauna bêntica estuarina a distúrbios: experimentos de eutrofização e recolonização no canal de Santa Cruz-PE**. Dissertação (Pós-graduação em Oceanografia). 198 f. Departamento de Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- BRASIL. Ministério do meio Ambiente. **Resolução CONAMA 344/04**. Brasília: Conselho Nacional do Meio ambiente, 2004.
- BRAAK, C. J. F.. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector method for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* v. 67, p. 1167-1179, 1986.
- BRIDGES, T.S. *et al*. Effects of sediment amended with sewage, algae or hydrocarbons on growth reproduction in two opportunistic polychaetes). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 177, 1994.
- CALHEIROS, D. F.; OLIVEIRA, M. D. **Contaminação de corpos d'água nas áreas urbanas de Corumbá e Landário**. Corumbá-MS: Embrapa Pantanal, v. 89, p. 1-4, 2005.
- CAMARGO, M. G. **Análise experimental das interações biológicas da macrofauna e meiofauna bêntica de manguezais das baías de Paranaguá e Antonina – PR**. Tese (Doutorado em Zoologia). 129 f. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

CAMARGO, M. G. SYSGRAN: Um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 2, p. 371-378, 2006.

CARDOSO, P. G. *et al.* The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 76, p. 553 - 565, 2008.

CECHIM, L. M. M. **Tríade como ferramenta para identificação de áreas impactadas no complexo estuarino de Paranaguá, Paraná**. Monografia (Graduação Oceanografia). 125 f. Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2007.

CETESB (São Paulo). **Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo: balneabilidade das praias**. 2006.

CEM . Laboratório de Física Marinha – Centro de Estudos do Mar. Disponível em: <<http://www.cem.ufpr.br/fisica/index.htm>>. Acesso em: 13/5/2008.

CLARK, R. **Marine Pollution**. 5. ed. Oxford, 2001

CLARKE, K. R. Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143, 1993

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. **Natural Environmental Research Council**, England, p. 144, 1994.

COSTA, L. J. M. *et al.* **Diagnóstico socioambiental da cidade de Paranaguá - 1995**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 47 p.1999.

COTOVICZ JUNIOR, L. C. **Dinâmica geoquímica do fósforo (P) nos sedimentos recentes da baía de Guaratuba, Paraná**. 99f. Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2006.

DAUER, D. M.; RODI, JR. A. J.; RANASINGLE, J.A. Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay. **Estuaries**. v. 15, p. 384-391, 1992.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann.** v. 33, p. 245-303, 1995.

ELÍAS, R.; RIVERO, M.S.; VALLARINO, E.A. Sewage impact on the composition and distribution of Polychaeta associated to intertidal mussel beds of the Mar del Plata rocky shore, **Ser. Zool.** v. 93, n. 3, p. 309-318, 2003.

ELÍAS, R.; BREMEC, C.S.; VALLARINO, E.A. Polychaetes Assemblages in a Southern Shallow Shelf Affected by Sewage Discharge. **Rev. Chil. Hist. Nat.**, v. 74, p. 523-531, 2001.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro. Interciência, 1998.

FARACO, L. F. D. ; LANA, P. C. . **Taxas de herbivoria em manguezais da Baía de Paranaguá, Brasil.** In: VIII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, 1999, Trujillo. Resumens del VIII Congreso Latino-Americano de Ciencias del Mar, v. 2. p. 618-619, 1999.

FARACO, L. F. D.; LANA, P. C. Response of polychaetes to oil spills in natural and defaunated subtropical mangrove sediments from Paranaguá Bay (SE Brazil). **Hydrobiologia**, Holanda, v. 496, n. 1-3, p. 321-328, 2003.

FERREIRA, J. A. **Estudo das associações de anelídeos Polychaeta da Baía de Santos e Plataforma Continental Adjacente (SP, Brasil) e suas interrelações com parâmetros físicos e geoquímicos estruturadores.** 186f. Tese (Doutorado em Oceanografia biológica). Laboratório de Ecologia Bêntica. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

FISHELSON L. *et al.* Toxicological aspects associated with the ecology of *Donax trunculus* (Bivalvia, Mollusca) in a polluted environment . **The Science of total environment**, v. 226, n. 2-3, p. 121-131, 1999.

FRASE, C.; HUTCHINGS, P.; WILLIAMSON, J. Long-Term changes in Polychaete assemblages of Botany Bay (NSW, Australia) following a dredging event. **Marine Pollution Bulletin.** v. 50, p. 997-1010, 2006.

GIANSANTE, A. E. A Variação de relação DQO/ DBO em esgotos sanitários – O caso da ETE Jundiá. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2005. Resumo expandido, [S.L:s.n]. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/ochen.pdf> > Acesso em: 14/10/2008

GIL, M.; ARMITAGE, A. R.; FOURQUREAN, J. W. Nutrient impacts on epifauna density and species composition in a subtropical seagrass bed. **Hydrobiologia**. v. 569, p. 437-447, 2006.

GLASBY, T. M. & UNDERWOOD, A. J. Sampling to differentiate between pulse and press perturbations. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 42, p. 241-252, 1996.

GODOFROID, R. S. *et al.* F. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 29(1), p. 47-55, 2003.

GONZALEZ-OREJA, J.A.; SAIZ-SALINAS, J.I.. Short-term spatio-temporal changes in urban pollution by means of faecal sterols analysis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 36, p. 868-875, 1998.

GRASSHOFF, K; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of Seawater Analysis**, 2 ed. Verlag Chemie: Weinheim, 1983.

GRAY, J. S.; WU, R. S. S.; OR, Y. Y. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v. 238, p. 249-279, 2002.

HADLICH, H. L. **Efeitos do derrame experimental de óleo Bunker sobre a macrobentos de uma planície entremarés não vegetada da baía de Paranaguá (Paraná)**. 44f. Dissertação (Monografia em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2006.

HADLICH, H. L. *et al.* **Estudo preliminar da dinâmica d classificação do micro-estuário do rio Maciel em um ciclo de maré (baía de Paranaguá – PR)**. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, FURG, Resumo expandido, 2007.

HERMAN, P.M.J. *et al.* Ecology of estuarine macrobenthos. **Adv. Ecol. Res.** v. 29, p. 195-240, 1999.

IZZO, G., *et al.* Is nitrate as oligotrophication factor in Venice lagoon **Mar. Chem.** v. 58, p. 245-253, 1997

KAISER, M. J. *et al.* Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. **Mar.Ecol.Prog.Ser**, 2006.

KAWAKAMI, S. K.; MONTONE, R. C. An efficient ethanol-based analytical protocol to quantify fecal steroids in marine sediments. **Journal of the Brazilian Chemical Society.**, v.13, p. 226-232, 2002.

KEOUGH, M. J.; MAPSTONE B. D. Designing environmental monitoring for pulp mills in Australia. **Water Science and Technology.** v. 35, p. 397-404, 1997.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. Ecological Studies in the Bay of Paranaguá. II Some Physical and Chemical Characteristics. **Nerítica**, v. 2, p. 1-36, 1987.

KRUSKAL, J. B. & WISH, M. Multidimensional Scaling. **Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences**, p. 07-11. Sage Publications, Newbury Park, CA, 1978.

LANA, P. C.; GUISS, C. Macrofauna-plant biomass interactions in a euhaline salt marsh in Paranaguá Bay (Se Brazil). **Mar.Ecol.Prog.Ser**, v. 80, p. 57-64, 1992.

LANA, P. C.; BROGRIM, R. A. & LORENZI, L. **Monitoramento das atividades de dragagem (1998/1999) ao longo do canal de acesso aos Terminais Portuários da Ponta do Félix (Antonina – PR)**. Pontal do Paraná: Fundação da Universidade Federal do Paraná. 1999. 41f. Programa de monitoramento ambiental - Convênio Terminais Portuários da ponta do Felix. Relatório Técnico.

LANA, P. C. *et al.* The Subtropical Estuarine Complexo of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger, U & Kjerfve, **Bulletin of Coastal Marine Ecosystem of Latin America**, p.131-145, 2001.

LANA, P. C. As marismas da baía de Paranaguá: características gerais, modos de apropriação e implicações para a legislação ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 8, p. 11-23, 2003.

LORENZEN, C, J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. **Limnology Oceanograph.**, v. 12, p. 343-346, 1967.

MARONE E. & CAMARGO R. Marés meteorológicas no litoral do Estado do Paraná: o evento de 18 de agosto de 1993. Curitiba. **Nerítica**, v.8, p.73-85, 1994.

MARTINS, C.C.; FILLMANN, G.; MONTONE, R.C. Natural and anthropogenic sterols inputs to surface sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 18 (1), p. 106-115, 2007.

MARTINS, C. C.; FERREIRA, J. A.; MONTONE, R. C. Marcadores Orgânicos De Contaminação Por Esgotos Sanitários Em Sedimentos Superficiais Da Baía De Santos, São Paulo. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1008-1014, 2008.

MCLUSKY, D. S.; ELLIOT, M. **The estuarine Ecosystem: ecology, threats and management**. 3 ed. Oxford, 2004

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 2002.

MORRIS, L. & KEOUGH, M. J. Organic pollution and its effects: a short-term transplant experiment to assess the ability of biological endpoints to detect change in a soft sediment environment. **Mar Ecol Prog Ser**. v. 225, p. 109-121, 2002

MORRIS, L. & KEOUGH, M. J. Variation in the response of intertidal infauna invertebrates to nutrient additions: field manipulations at two sites within Port Phillip Bay, Australia. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v. 250, p. 35-49, 2002.

MOURA, R.; WERNECK, D. Z. Ocupação Contínua Litorânea do Paraná: uma leitura do espaço. **Revista Parananaense de Desenvolvimento**, Curitiba, v. 99, p. 61-82, 2000.

MUNIZ, P.; PIRES, A. M. S. More about taxonomic sufficiency: a case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. **Ocean Science Journal**, v. 40, p. 127-143, 2005.

NEDWELL, D. B.; DONG, L. F.; SAGE, A.; UNDERWOOD, G. J. C. Variations of the Nutrients Loads to the Mainland U.K. Estuaries: Correlation with Catchment Areas, Urbanization and Coastal Eutrophication. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 951-970, 2002.



- NETTO, S. A. **Composição, Distribuição e Variabilidade Sazonal de Macrofauna bântica de marismas e Bancos não vegetados da baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. 91f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade federal do Paraná, 1993.
- NETTO, S. A.; LANA, P. C. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay ( South-eastern Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, p. 641-648, 1997.
- NEWTON, A.; MUDGE, S. M. Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ria Formosa (Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 62, p. 405–414, 2005.
- NIXON, S.W. Coastal Marine Eutrophication: a definition, social, causes, and future concerns. **Ophelia**, v. 41, p. 199-219, 1995.
- NOERNBERG, M.A. **Processos Morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil: Um Estudo a Partir de Dados in situ e LANDSAT – TM**. 180f. Tese (Doutorado em Geologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.
- OTWAY, N. M. *et al.* Assessing the impacts of deepwater outfalls on spatially- and temporally- variable marine communities. **Mar. Environ.Res.**, v. 41, p. 45-71, 1996.
- PEARSON, T.H.; ROSENBERG. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** 1978.
- POSEY, M. H.; ALPHIN, T.D. Benthic community responses to nutrient enrichment and predator exclusion: Influence of background nutrient concentrations and interactive effects). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 330, p. 105–118, 2006.
- QUIAN, Y.; T. JACKSON. Coprostanol/Sterol analysis in aqueous and sediments samples. **Standard Operating Procedures from Geochemical and Environmental Research Group**. RSOP-9725, p. 1-17, 1997.
- RAFFAELLI, D. Nutrient enrichment and trophic organisation in an estuarine food web. **Acta Oecologica**. v. 20, n. 4, p. 449–461, 1999.

ROSENBERG, R.; NILSSON, H.C.; DIAZ, R.J..Response of Benthic Fauna and Changing Sediment Redox Profiles over a Hypoxic Gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 53, p. 343–350, 2001.

SAUNDERS, J. E.; ZAHEB, K. M.; PATERSON, D. M. The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai Creek (UAE). **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 1715–1723, 2007.

STRICKLAND J. L. H.; PARSONS T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bulletin of Fisheries Research**, 1972.

SUBTIL, E. L.. **Variação espacial da granulometria, matéria orgânica e fósforo total no sedimento na área sob influência de cultivo de mexilhões, Anchieta-ES**. 38 f. Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

SUGUIO K. **Introdução à sedimentologia**. 1 ed. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 1973.

THOMAS, M. C. **Dispersão de nematoda em um baixio não vegetado da baía de Paranaguá (Paraná - Brasil)**. 74f. Dissertação (Mestrado em zoologia).Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

UNDERWOOD, A.J. **Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance**. Cambridge University Press, Cambridge. p. 504, 1997.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L..Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. **Environmental Pollution**, v. 118, p. 239–248, 2002.

VERDONSCHOT, P.F. M.; TERBRAAK, J.F.An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosms treated with chlorpyrifos or nutrients additions: multivariate analyses with Monte Carlo permutation tests. **Hydrobiologia**. v. 278, n. 1-3, p. 251-266, 1994.

VERDONSCHOT, P. F. M. Oligochaetes and eutrophication; an experiment over four years in outdoor mesocosms. **Hydrobiologia**. v, 334, n. 1-3, p. 169-183, 1996.

WASSMANN, P. Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. **Marine Biology**. v. 83,p. 83-94, 1984.

WENTWORTH, C.K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **Journal of Geology**, v. 30, p. 377-392, 1922.

WHITTAKER R. J.; WILLIS K. J.; FIELD R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeograph**, v. 28, n. 4, p. 453 – 470, 2001.

WOLINSKI, A. L. T.O. **Impacto do derrame de óleo bunker e óleo diesel sobre a macrofauna bêntica de uma marisma**. 25f. Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2005

WORM, B.; REUSCH, T.B.H. & LOTZE, H. K. in situ nutrients enrichment: Methods for marine benthic ecology. **International Review of Hydrobiology**. v. 85, p. 359-375, 2000.

ZEM, R. **Morfologia e dinâmica de sedimentos da Baía de Guaratuba, PR**. 87f. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2005.

