

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CENTRO DE ESTUDOS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS

RODOFLEY DAVINO DE MORAIS

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS
SUPERFICIAIS DO COMPLEXO ESTUARINO DE
PARANAGUÁ

PONTAL DO SUL - PR

2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CENTRO DE ESTUDOS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS

RODOFLEY DAVINO DE MORAIS

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS
SUPERFICIAIS DO COMPLEXO ESTUARINO DE
PARANAGUÁ

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, outorgado pela Universidade Federal do Paraná, sob a orientação da Prof^ª Dr^a Eunice da Costa Machado e co-orientação do Prof^º Dr^º Augusto Cesar.

PONTAL DO SUL - PR

2009

RODOFLEY DAVINO DE MORAIS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DO
COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ**

Trabalho apresentado à Coordenação do Programa de Pós-graduação de Sistemas Costeiros e Oceânicos, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, outorgado pela Universidade Federal do Paraná.

Aprovado em ___/___/_____

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. Eunice da Costa Machado (orientadora)
Centro de Estudos do Mar
Universidade Federal do Paraná - UFPR

Prof. Dr. Eduardo Bertoletti
CETESB

Prof. Dr. Ciro Ribeiro
Universidade Federal do Paraná - UFPR

RESUMO

A qualidade dos sedimentos do Complexo Estuarino de Paranaguá, uma importante área ecológica e portuária, foi analisada utilizando três linhas de evidência: (1) características físico-químicas dos sedimentos; (2) avaliação da toxicidade dos sedimentos (elutriato, interface sedimento-água e sedimento integral); e (3) avaliação da estrutura da comunidade bentônica. Os resultados indicaram que não há degradação da qualidade dos sedimentos superficiais do Complexo Estuarino de Paranaguá. Existe, porém, gradiente de contaminação dos sedimentos com concentrações de metais e diminuição da comunidade bentônica em direção às porções mais internas do estuário, tanto no eixo leste-oeste quanto no norte-sul. A integração dos dados mostrou correlação positiva entre as concentrações de metais (Cr, Ni, Cu, Fe e Zn), matéria orgânica, carbonatos, teores de nitrogênio total, fósforo e teores de sedimentos finos, indicando a existência de barreiras geoquímicas e de áreas de deposição. A comunidade bentônica mostrou ser influenciada pelas características físico-químicas do ambiente especialmente nas partes mais internas do estuário. O índice RBI foi utilizado na classificação da comunidade bentônica no que diz respeito ao seu grau de alteração. Os resultados reforçam a importância da abordagem do peso de evidência na avaliação da qualidade dos sedimentos do Complexo Estuarino de Paranaguá.

Palavras chave: comunidade bentônica, Baía de Paranaguá, sedimentos, toxicidade, peso de evidência.

ABSTRACT

Sediment quality from Paranaguá Estuarine System (PES), a highly important port and ecological zone, was evaluated by assessing three lines-of-evidence: (1) sediment physical-chemical characteristics; (2) sediment toxicity (elutriates, sediment-water interface, and whole sediment); and (3) benthic community structure. Results revealed no quality degradation of sediments. There is a gradient of increasing sediment contamination (i.e. higher concentrations of trace metals and impoverishment of benthic community structure) towards inner PES in east-west and north-south axis. Data integration showed positive correlation between metals (Cr, Ni, Cu, Fe and Zn), organic matter, carbonates, N, PO and % fines indicating a geochemical banks and deposition areas. Benthic community structure seems to be affected by physical-chemical characteristics especially in the inner part in both axis. The EBI index was used to classificate the benthic community stress. This result reinforces the importance of a Weight-of-Evidence approach to evaluate sediments quality of Paranaguá Estuarine System.

Key words: benthic community, Paranaguá Bay, sediments, toxicity, weight-of-evidence.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da área de estudo e suas respectivas estações de coleta.....	12
Figura 2 – Distribuição dos sedimentos segundo LAMOUR (2006).....	15
Figura 3 – Sedimento após o processo de homogeneização.....	26
Figura 4 – Sistema interface sedimento-água segundo CESAR (2004).....	27
Figura 5 – Ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i>	28
Figura 6 – Larva <i>pluteus</i>	29
Figura 7 – Ovo de ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i> com membrana de fecundação.....	31
Figura 8 – Larva anormal de ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i>	32
Figura 9 – Anfípodo escavador <i>Tiburonella viscana</i>	34
Figura 10 – Teste de toxicidade com anfípodo escavador <i>Tiburonella viscana</i>	35
Figura 11 – Distribuição de sedimentos finos.....	45
Figura 12 – Distribuição de sedimentos grossos.....	45
Figura 13 – Porcentagem de carbonato de cálcio.....	46
Figura 14 – Potencial redox das amostras.....	47
Figura 15 – Teor médio de matéria orgânica.....	48
Figura 16 – Porcentagem média de Nitrogênio total total.....	47
Figura 17 – Porcentagem média de fósforo total.....	51
Figura 18 – Ordenação cluster das concentrações de metais.....	56
Figura 19 – Concentração média de ferro (g/kg).....	56
Figura 20 – Concentração média de cobre (mg/kg).....	57
Figura 21 – Concentração média de cromo (mg/kg).....	57
Figura 22 – Concentração média de níquel (mg/kg).....	58
Figura 23 – Concentração média de zinco (mg/kg).....	58
Figura 24 – Somatória dos PAHs nas estações de coleta.....	59
Figura 25 – Gráficos entre razões envolvendo os PAHs Ant/ Σ -178 vs F-ant/ Σ -202.....	62
Figura 26 – Gráficos entre razões envolvendo os PAHs Bz(a)a/ Σ -228 vs F-ant/ Σ -202.....	62

Figura 27 – Elutriato - Desenvolvimento larval normal (%). Média e desvio padrão. Concentração inicial e final de NH ₃ (mg/l). * diferença significativa (p<0.05).....	64
Figura 28 – Interface sedimento-água - Desenvolvimento larval normal (%). Média e desvio padrão. Concentração inicial e final de NH ₃ (mg/l). * diferença significativa (p<0.05).....	70
Figura 29 – Sobrevivência de anfípodos %. Média e desvio padrão.....	73
Figura 30 – Distribuição dos grupos na estação Porto de Antonina.....	77
Figura 31 – Distribuição dos grupos na estação Baía de Paranaguá.....	79
Figura 32 – Distribuição dos grupos na estação Porto de Paranaguá.....	80
Figura 33 – Distribuição dos grupos na estação Baixio do Perigo.....	82
Figura 34 – Distribuição dos grupos na estação Ilha da Cotinga.....	84
Figura 35 – Distribuição dos grupos na estação Ilha das Cobras.....	85
Figura 36 – Distribuição dos grupos na estação Saco da Tambarutaca.....	87
Figura 37 – Distribuição dos grupos na estação Ilha do Mel.....	89
Figura 38 – Distribuição dos grupos na estação Ponta do Poço.....	91
Figura 39 – Distribuição dos grupos na estação Enseada do Itaquí.....	92
Figura 40 – Distribuição dos grupos na estação Enseada do Benito.....	93
Figura 41 – Distribuição dos grupos na estação Baía dos Pinheiros.....	94
Figura 42 – Escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade bentônica agrupada por setores.....	97
Figura 43 – Escalonamento multidimensional (MDS) das variáveis físico-químicas agrupada por setores.....	98
Figura 44 – Gráfico com os <i>scores</i> dos fatores de cada estação. Valores positivos indicam influência do fator na estação.....	108/109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas e profundidade das estações de coleta.....	13
Tabela 2 – Distribuição e classificação granulométrica das estações.....	44
Tabela 3 – Distribuição das porcentagens de nutrientes e razão N/P.....	49
Tabela 4 – Concentração média de metais e seus respectivos limites (CONAMA 344/04 e ENVIRONMENT CANADÁ, 1999). Os valores assinalados correspondem às concentrações que ultrapassaram o limite TEL/Nível 1 ou PEL/Nível 2.....	53
Tabela 5 – Matriz de correlação entre Fe, Cu, Cr, Ni, Zn e porcentagens de M.O., CaCO ₃ , silte, argila, salinidade e profundidade (p>0,05).....	55
Tabela 6 – Concentrações de PAHs, suas respectivas somatórias e limites (µg/kg).....	60
Tabela 7 – Razões Ant/Σ-178, F-ant/ Σ-202, Ind/Σ-276 e Bz(a)/Σ-228 (µg/kg).....	61
Tabela 8 - Resultado dos testes de toxicidade utilizando a manipulação elutriato.	65
Tabela 9 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação elutriato 100%.....	66
Tabela 10 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação elutriato 50%.....	67
Tabela 11 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação elutriato 25%.....	68
Tabela 12 – Resultado dos testes de toxicidade utilizando a manipulação interface sedimento-água.	71
Tabela 13 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação interface sedimento-água.....	72
Tabela 14 - Resultado dos testes de toxicidade utilizando sedimento integral.....	74
Tabela 15 - Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando sedimento integral.	75
Tabela 16 – Abundância total na estação Porto de Antonina.....	76
Tabela 17 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Baía de Paranaguá.....	78
Tabela 18 - Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Porto de Paranaguá.....	80
Tabela 19 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Baixio do Perigo.	81
Tabela 20 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Ilha da Cotinga.....	83
Tabela 21 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Ilha das Cobras.....	85
Tabela 22 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Saco da Tambarutaca.....	86
Tabela 23 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Ilha do Mel.....	88

Tabela 24 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Ponta do Poço.....	90
Tabela 25 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Enseada do Itaqui.....	91
Tabela 26 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Enseada do Benito.....	92
Tabela 27 – Abundância total de indivíduos/0,02 m ² na estação Baía dos Pinheiros.....	94
Tabela 28 – Índices ecológicos clássicos. Em negrito os maiores valores em cada índice.....	96
Tabela 29 – Níveis de alteração da comunidade bentônica segundo EBI (CESAR, 2007).....	99
Tabela 30 – Correlação das características físico-químicas dos sedimentos.....	101
Tabela 31 – Correlação entre características físico-químicas e índices ecológicos.....	102
Tabela 32 – Correlação entre os índices ecológicos e testes de toxicidade.....	103
Tabela 33 – Correlação entre testes de toxicidade e características físico-químicas.	105
Tabela 34 – Loadings e total das variâncias dos fatores.....	106

SUMÁRIO

RESUMO.....	IV
ABSTRACT.....	V
LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VIII
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	8
2.1 JUSTIFICATIVA.....	9
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
3.1. Área de Estudo.....	11
3.1.1. Clima e Características Hidrológicas.....	13
3.1.2. Distribuição dos sedimentos de fundo na Baía de Paranaguá.....	14
3.1.3. Principais fontes de contaminação.....	16
3.2. Coleta e preservação de água e sedimentos.....	17
3.2.1. Sedimentos.....	17
3.2.2. Água de fundo.....	18
3.3. Análises sedimentológicas.....	18
3.3.1. Granulometria.....	18
3.3.2. Carbonatos.....	19
3.3.3. Potencial redox (Eh).....	20
3.3.4. Matéria orgânica.....	20
3.3.5. Nutrientes.....	20
3.3.5.1. Nitrogênio total.....	21
3.3.5.2. Fósforo total.....	21
3.4. Análises Químicas.....	22
3.4.1. Metais.....	22
3.4.2. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs).....	23
3.4.2.1. Razões entre PAHs.....	24
3.5. Testes de toxicidade.....	25
3.5.1. Testes de toxicidade com ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i>	25
3.5.1.1. Manipulação dos Sedimentos.....	25
3.5.1.1.1. Elutriato.....	25
3.5.1.1.2. Interface sedimento-água.....	26
3.5.1.1.3. Organismo teste.....	27
3.5.1.1.4. Obtenção dos organismos teste.....	29
3.5.1.1.5. Obtenção dos gametas.....	29
3.5.1.1.6. Fecundação.....	30

3.5.1.1.7. Montagem do testes.....	31
3.5.1.1.8. Leitura dos testes.....	31
3.5.2. Teste de toxicidade com sedimento integral utilizando o anfípodo escavador <i>Tiburonella</i> <i>viscana</i>	32
3.5.2.1. Obtenção dos organismos teste.....	33
3.5.2.2. Montagem dos testes.....	34
3.5.2.3. Leitura dos testes.....	35
3.5.3. Análises físico-químicas.....	36
3.6. Análises estatísticas.....	37
3.7. Comunidade Bentônica.....	37
3.8. Escalonamento multidimensional (MDS).....	37
3.9. Exploratore Benthic index (EBI).....	39
3.10. Integração dos dados.....	41
3.8.1. Correlações.....	41
3.8.2. Análise fatorial.....	41
4. RESULTADOS.....	43
4.1. Análises sedimentológicas.....	43
4.1.1. Análises granulométricas.....	43
4.1.2. Carbonatos.....	46
4.1.3. Potencial redox (Eh).....	47
4.1.4. Matéria orgânica (M.O.).....	48
4.1.5. Nutrientes.....	48
4.1.5.1. Nitrogênio total.....	49
4.1.5.2. Fósforo total.....	50
4.2. Análises químicas.....	51
4.2.1. Metais.....	51
4.2.2. Hidrocarbonetos (PAHs).....	59
4.2.2.1. Razões entre PAHs.....	61
4.3. Testes de toxicidade com ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i>	63
4.3.1. Manipulação Elutriato.....	63
4.3.2. Manipuação Interface sedimento-água.....	69
4.3.3. Teste de toxicidade com sedimento integral utilizando o anfípodo escavador <i>Tiburonella</i> <i>viscana</i>	73
4.4. Comunidade Bentônica.....	76
4.4.1. Porto de Antonina.....	76
4.4.2. Baía de Paranaguá.....	77
4.4.3. Porto de Paranaguá.....	79
4.4.4. Baixio do Perigo.....	81
4.4.5. Ilha da Cotinga.....	82
4.4.6. Ilha das Cobras.....	84

4.4.7. Saco da Tambarutaca.....	86
4.4.8. Ilha do Mel.....	87
4.4.9. Ponta do Poço.....	89
4.4.10. Enseada do Itaqui	91
4.4.11. Enseada do Benito.....	92
4.4.12. Baía dos Pinheiros.....	93
4.5. Índices ecológicos	95
4.6. Escalonamento multidimensional (MDS).....	97
4.7. Exploratore Benthic Index (EBI).....	99
4.8. Integração dos dados.....	100
4.8.1. Correlação entre as características físico-químicas.....	100
4.8.2. Correlação entre as características físico-químicas e os índices ecológicos	102
4.8.3. Correlação entre a toxicidade e os índices ecológicos.....	103
4.8.4. Correlação entre a toxicidade e as características físico-químicas	104
4.9. Análise fatorial.....	106
5. DISCUSSÃO.....	110
6. CONCLUSÕES.....	119
REFERÊNCIAS.....	121

1. INTRODUÇÃO

Estimativas das Nações Unidas prevêem que a população mundial, hoje com cerca de 5 bilhões de habitantes, atingirá cerca de 9 bilhões por volta de 2025. Nessa projeção, 35% deste aumento é previsto para a América Latina. Considerando-se que 60% da população já vive em centros urbanos na costa ou a menos de 60 km de distância do litoral, essa estimativa poderá representar severo aumento da carga poluidora sobre as águas costeiras.

Desde a revolução industrial a capacidade do homem em modificar o ambiente tem se tornado ampla e profunda. Com isso, há grande número de substâncias químicas sendo lançadas nos ecossistemas aquático, terrestre e na atmosfera. Essas substâncias podem ser transportadas e transformadas no ambiente, através de diferentes processos, tais como lixiviação, drenagem continental, lançamento de efluentes domésticos e industriais (NASCIMENTO, 2002).

O interesse do homem pelas questões ambientais tem aumentado gradativamente nas últimas décadas, devido à ocorrência de acidentes com produtos químicos, com repercussão mundial. Vários exemplos podem ser citados, dentre os quais o uso indiscriminado do DDT, que causou declínio na população de algumas espécies de pássaros nos Estados Unidos. A contaminação ambiental em Minamata, no Japão, decorrente do lançamento de efluentes líquidos de uma indústria que utilizava mercúrio como catalisador na fabricação de acetaldeído. No Brasil, na cidade de Caruaru-PB, cerca de 70 pessoas morreram devido ao uso de água contaminada com hepatotoxinas de florações de algas cianofíceas durante processo de hemodiálise (CARMICHAEL *apud* ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006).

Diante desses fatos, é possível perceber que o ambiente aquático não é um receptor capaz de diluir infinitamente a poluição gerada e que a superfície da Terra e seus ambientes nada mais são do que compartimentos frágeis de matéria viva, dos quais a existência humana depende.

O crescente acúmulo de substâncias no ambiente marinho tem causado graves efeitos para o ecossistema. Os compostos tóxicos podem ser acumulados e transferidos através da cadeia alimentar fazendo com que a contaminação represente riscos para o homem.

Os efeitos tóxicos potenciais dessas substâncias, no ambiente aquático, podem ser avaliados por meio de testes de toxicidade. A ecotoxicologia aquática estuda os efeitos de substâncias químicas manufaturadas e de outros materiais, antropogênicos ou naturais, em organismos aquáticos. Os efeitos adversos dessas substâncias em nível de organismos incluem efeitos letais a curto e longo prazo e efeitos subletais, como mudança de comportamento, alteração do crescimento, da reprodução, da tomada de alimentos e outros (NASCIMENTO *et al.*, 2002).

Segundo MANAHAN (1991) *apud* NASCIMENTO *et al.*, (2002), a origem da toxicologia moderna pode ser atribuída a M. J. B. Orfila (1787-1853), cientista espanhol que em 1815 publicou um livro clássico, o primeiro a descrever os efeitos maléficos de substâncias químicas em organismos. A partir da década de 30 foram implementados alguns testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos, com o objetivo de estabelecer a relação causa/efeito de substâncias químicas e despejos líquidos. Nos anos 50 e 60 foram estabelecidos em vários países critérios e padrões que permitiram a disposição desses agentes em níveis compatíveis com a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Esses padrões foram estabelecidos com ênfase na potabilidade sendo que apenas os critérios norte-americanos e soviéticos fizeram alusão à proteção da vida aquática. Esses níveis de substâncias tóxicas foram estabelecidos apenas para os efeitos dos agentes tóxicos isolados, sem considerar suas interações sinérgicas, aditivas e antagônicas (BERTOLETTI, 1989). Na década de 60, o Water Quality Act – USA estabeleceu os primeiros padrões de qualidade das águas para a proteção da vida aquática, baseado em testes de toxicidade aguda. Na década de 70, houve grande desenvolvimento de sistemas sofisticados para a condução de testes de toxicidade aguda¹ e crônica², utilizando ovos e larvas de peixes para avaliação da toxicidade de substâncias químicas em diferentes fases do desenvolvimento dos organismos (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006).

Ao longo dos anos 70 pesquisadores americanos observaram que os limites estabelecidos para vários agentes tóxicos isoladamente não poderiam preservar, efetivamente, a qualidade da água necessária à manutenção da vida. Na década de 80 foram desenvolvidos ensaios de toxicidade de curta duração com as fases mais sensíveis de alguns organismos com

¹ Efeito observado de curta duração, que se manifesta rápida e severamente, causando a letalidade ou alguma outra manifestação do organismo, num intervalo de 0 a 96 horas.

² Efeito de longa duração relatado como mudança no metabolismo, crescimento, reprodução, mutações e até mesmo morte dos organismos-teste.

a finalidade de aumentar a eficiência e minimizar os custos. Esses métodos, que utilizam micro-crustáceos e peixes foram normatizados, estão mundialmente em uso e fazem parte das exigências legais dos órgãos ambientais em vários países (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006).

Apesar das vantagens dos testes normatizados com espécies internacionalmente padronizadas, atualmente muitos especialistas defendem o uso de espécies locais, sensíveis, pela maior segurança e rapidez de extrapolação para situações de campo, significando mais segurança na tomada de decisões (NASCIMENTO *et al.*, 2002).

O uso de testes ecotoxicológicos integra conceitos da Ecologia no que diz respeito à diversidade e representatividade dos organismos e seu significado ecológico nos ecossistemas, e da Toxicologia, em relação aos efeitos adversos dos poluentes sobre as comunidades biológicas (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006).

O termo Ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em junho de 1969, durante reunião do Committee of the International Council of Scientific Unions (ICSU), Estocolmo, pelo toxicologista francês René Truhaut. A ecotoxicologia foi definida então como “a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais e vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado” (PLAA, G.L. CAIRNS & NIEDERLEHNER *apud* ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006). Foi definido também o direcionamento dos estudos ecotoxicológicos, que compreende três seqüências principais:

1. estudo da emissão e entrada de poluentes no ambiente abiótico, da distribuição e do destino nos diferentes compartimentos;
2. estudo da entrada e destino dos poluentes nas cadeias biológicas e suas formas de transferência como alimento via cadeia trófica;
3. estudo qualitativo e quantitativo dos efeitos tóxicos dos poluentes no ecossistema com conseqüências para o homem (TRUHAUT, 1977).

Segundo ABESSA (2002) os estudos ecotoxicológicos podem ser utilizados para estimar os efeitos das substâncias desde níveis bioquímicos e nucleares até níveis mais elevados de organização, como comunidades e ecossistemas e têm sido empregados com diversas finalidades, dentre as quais se destacam: 1) conhecimento da qualidade de águas,

sedimentos, solos e ar; 2) regulamentação e definição de limites máximos permissíveis para o lançamento de efluentes e substâncias químicas; 3) estimativas do efeito de descargas de contaminantes sobre as populações naturais; 4) definição de áreas críticas; 5) análise de risco ecológico; 6) detecção dos primeiros sinais de impacto ambiental devido a compostos químicos (“*early warning*”); 7) indicar significado biológico para dados de contaminação; 8) servir como prova legal.

O uso de métodos ecotoxicológicos apresenta uma série de vantagens, como o baixo custo, a rapidez, a simplicidade da maior parte dos métodos e a fácil interpretação dos resultados (CHAPMAN & LONG, 1983).

No Brasil, embora exista um amplo registro de estudos ecotoxicológicos datados do final da década de 70 e 80 (BERTOLETTI *et al.*, 1989; DAMATO *et al.*, 1989; DELAVECCHIA, 1981; ZAGATTO, 1988), esta ciência se desenvolveu de forma efetiva apenas nos anos 90, com a consolidação de grupos de pesquisa em diversos Estados, a elaboração de novos procedimentos e normas técnicas e, também, com a fundação da Sociedade Ecotox Brasil.

A maioria dos estudos já realizados no Brasil concerne à Ecotoxicologia de águas doces (BERTOLETTI *et al.*, 1992; COSTA & ESPÍNDOLA, 2000; JONSSON & MAIA, 1999; MALAGRINO & MAZZILI, 1994; ZAGATTO & GHERARDI-GOLDSTEIN, 1991), enquanto que as demais áreas desta ciência ainda necessitam de desenvolvimento. Uma delas é a Ecotoxicologia Marinha, que vem crescendo nos últimos anos (ABESSA *et al.*, 1998a; *in press*; ABESSA & SOUSA; 2001; BARBIERI *et al.*, 2000; BASSFELD *et al.*, 1999; CETESB, 1990; MASTROTI *et al.*, 2001; MELO, 1993; NIPPER *et al.*, 1990; PRÓSPERI, 1993; RACHID *et al.*, 1998; ZAMBONI, 1993) e, dentro dela, um ramo ainda carente de atenção é aquele voltado ao estudo da qualidade de sedimentos marinhos e estuarinos (ABESSA, 2002).

De acordo com RAND & PETROCELI (1985), o grande objetivo dos esforços científicos em Toxicologia Aquática se concentrou na caracterização de efeitos tóxicos na coluna d’água resultantes da contaminação de origem terrestre. Hoje em dia existe crescente reconhecimento de que a contaminação localizada em sedimentos pode apresentar efeitos adversos significativos nos ecossistemas aquáticos, com impacto na estrutura da comunidade bentônica, sendo os efeitos associados à água superficial da interface sedimento-água (ANDERSON, 2001).

ADAMS *et al.* (1985) mencionam que a proteção da qualidade dos sedimentos tem sido vista como extensão da qualidade da água, uma vez que além de sua importância como habitat para diversos organismos aquáticos, também pode ser o maior depósito de agentes químicos persistentes introduzidos no ambiente. Além disso, estudos geoquímicos, em campo ou em laboratório, têm mostrado que o sedimento apresenta potencial de formar associações com várias classes de poluentes antropogênicos (PRUELL & QUINN, 1985 *apud* PRÓSPERI, 2002).

Segundo SWARTZ (1982), sedimentos podem acumular contaminantes em concentrações bem maiores do que a coluna d'água, produzindo desta forma efeitos nocivos sobre a comunidade bentônica e também a organismos que se alimentam do bentos ou dos sedimentos. Devido a essa importância ecológica e à persistência dos contaminantes neste compartimento, o sedimento é mais adequado para o monitoramento e avaliação ambiental.

A incorporação de contaminantes em um determinado ecossistema pode alterar os complexos fatores biológicos, físicos e químicos que, por sua vez, controlam a estrutura e a função da macrofauna bentônica (WARWICK, 1987; LONG e MORGAN, 1991; CHAPMAN *et al.*; 1992; LUOMA & HO, 1992).

As primeiras abordagens utilizadas na avaliação da contaminação de sedimentos marinhos foram as análises químicas, que consistem simplesmente na listagem das substâncias, e são usadas para qualificar e quantificar a contaminação do sedimento. No entanto, a abordagem química pode não ser a mais adequada para estimar ou prever riscos ambientais advindos de poluentes, principalmente se utilizada de forma isolada. Certos contaminantes podem não ser detectados pelas técnicas de análise e, além disso, não se tem informação a respeito dos efeitos adversos sobre os organismos (CHAPMAN & LONG, 1983).

Outra abordagem bastante utilizada na avaliação da contaminação de sedimentos marinhos baseia-se na realização de testes de toxicidade, que consistem na exposição de organismos pré-selecionados a uma substância biologicamente ativa (no caso de sedimentos, amostras coletadas em campo, fases líquidas obtidas a partir desta, ou ainda, sedimento limpo acrescido de um ou mais poluentes), para determinação de efeitos letais e subletais (CHAPMAN & LONG, 1983; LAMBERSON *et al.*, 1992).

Os testes de toxicidade visam avaliar os efeitos e riscos da presença de poluentes sobre um ecossistema, sendo utilizados de modo isolado ou dentro de estudos integrados.

Apesar de suas inúmeras vantagens, os testes de toxicidade apresentam algumas limitações, tais como não indicar a substância responsável pelo efeito, não repetir em laboratório as condições encontradas na natureza e não ser suficiente para desenvolver critérios químicos, se usados isoladamente (ADAMS *et al.*, 1992). Por estas razões, muitas vezes são utilizados em conjunto com métodos químicos e/ou ecológicos.

Os testes de toxicidade com fase sólida têm sido usados há alguns anos na avaliação de sedimentos, rotineiramente em sítios de despejos de dragagens, efluentes e resíduos industriais e domésticos, tais como estuários, lagunas, emissários, etc. São de baixo custo e relativamente simples, podendo ser conduzidos com várias espécies, e produzem medida direta e integrada da toxicidade resultante da mistura de poluentes (ADAMS *et al.*, 1992).

Os testes de toxicidade são considerados efetiva ferramenta para prover direta e confiável evidência de conseqüências biológicas da contaminação e podem ser usados para estimar a interação do efeito tóxico de contaminantes complexos misturados no ambiente aquático (BURTON, 1992).

Estuários são importantes ambientes costeiros, não só por seu papel ecológico, mas também pelo intenso uso humano associado, como a implantação de diversas obras costeiras.

Os ambientes estuarinos representam uma porção intermediária entre drenagem continental superficial e ambiente marinho. Tendo em vista esta interface, poluentes gerados pelas populações, como rejeitos urbanos, agrícolas e industriais, são transportados para ambientes marinhos por meio do escoamento superficial dos rios ou pela atmosfera. Segundo PROCOPIAK (2007) estudos realizados sobre a contaminação por metais em ambientes costeiros indicam como maior fonte as atividades antrópicas, despejos industriais, lixo doméstico e emissões atmosféricas.

Segundo LAMOUR (2007) essas áreas representam um local com características ideais para operações, devido à baixa energia dos processos hidrodinâmicos e proteção relativa às forçantes climáticas.

O Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá abrange zona portuária de tráfego intenso de navios, de modo que suas águas, sedimentos e organismos estão sujeitos a contaminação. Muitos destes contaminantes podem causar efeitos diretos ou indiretos nos organismos e no funcionamento dos ecossistemas (JORGENSEN, 1998).

Sabe-se que o substrato sedimentar atua como depósito e ao mesmo tempo fonte não pontual de contaminantes para todo o ecossistema, o que inclui organismos planctônicos, bentônicos e pelágicos (BURTON, 1992).

Pode-se ainda acrescentar que os sedimentos atuam como indicadores do nível de poluição, que facilmente atingem diversos níveis da cadeia alimentar, como a contaminação em peixes, pássaros, mamíferos e, eventualmente, no homem.

Sendo assim, os sedimentos superficiais do Complexo Estuarino de Paranaguá serão analisados quanto à toxicidade, utilizando duas espécies de organismos-teste, em diferentes compartimentos.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho tem como principal objetivo avaliar a qualidade dos sedimentos através da análise integrada baseada em pesos de evidência, a partir da tríade de qualidade do sedimento. Para tanto, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterização sedimentológica através de análise granulométrica e da determinação dos teores de carbonatos, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo totais;
- Avaliação das concentrações de metais e PAHs;
- Avaliação da toxicidade dos sedimentos utilizando testes de toxicidade com espécies padronizadas nacionalmente que permitem avaliar as diferentes rotas de exposição: sedimento integral, interface sedimento-água e elutriatos;
- Avaliar alterações *in situ* através da estrutura e distribuição das comunidades bentônicas com a aplicação de índices ecológicos descritivos e de integridade biológica;
- Integração dos resultados através de análises estatísticas multivariadas, buscando identificar correlações entre os componentes ecológicos e os fatores ambientais analisados.

2.1. JUSTIFICATIVA

A qualidade dos sedimentos se tornou uma séria questão econômica e ambiental, tanto para a restauração e monitoramento de ecossistemas aquáticos contaminados e de grande importância ecológica, como para atividades de dragagem em hidrovias e portos. Dentre os principais problemas detectados está a falta de dragagem em diferentes portos.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 344, de 25 de Março de 2004, que estabelece as diretrizes e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, propõe valores orientadores de qualidade de sedimento baseados em publicações oficiais internacionais (*Environmental Canada*, 2002; LONG *et al.*, 1995; FDEP, 1994).

Uma crítica comum em se aplicar valores orientadores é a inabilidade destes em considerar as especificidades ambientais locais, sobretudo no caso brasileiro em que os valores-guia adotados são baseados em estudos internacionais.

No sentido de aportar maiores subsídios técnico-científicos para caracterizar precisamente a qualidade dos sedimentos em áreas portuárias e em zonas de grande importância ecológica, este projeto propõe um estudo integrado em áreas de grande relevância ecológica e de importante atividade portuária como as do Complexo Estuarino de Paranaguá (PR), selecionadas de acordo com a diversidade dos níveis e fontes de contaminação (urbana, industrial e portuária). Segundo CHOUERI (2008) este sistema está sujeito a gradientes de concentração de diversas substâncias contaminantes inorgânicas, como metais pesados e metalóides, e orgânicas, como bifenilas policloradas (PCBs) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs).

Por fim, como objetivo maior deste estudo, propõe-se a caracterização dos sedimentos, com especial aplicabilidade às zonas portuárias e naturais protegidas que requerem monitoramento quanto à qualidade ambiental.

Os resultados deste trabalho serão de interesse para distintos organismos. As Prefeituras das cidades localizadas no Complexo Estuarino de Paranaguá (Paranaguá, Antonina e Pontal do Paraná) e a Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA)

beneficiar-se-ão com a avaliação detalhada da qualidade dos sedimentos nas áreas de estudo e o cálculo de valores-guia específicos, bem como a sociedade preocupada com a conservação desse ecossistema e as comunidades ribeirinhas que dependem dos recursos extraídos do Complexo Estuarino de Paranaguá.

Por fim, este trabalho estabelece a almejada relação entre a pesquisa científica e a comunidade local, contribuindo para a melhoria da qualidade vida da população e a preservação ambiental, ao suprir a necessidade de informações mais precisas no âmbito de gestão e monitoramento ambiental em zonas de alta significância ecológica e em sistemas portuários costeiros e estuarinos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) está situado na costa sul do Brasil, no litoral paranaense (figura 1), entre 25°16' e 25°34' de latitude sul e 48°17' e 48°42' W de longitude (Tabela 1). É composto basicamente por corpos d'água com dois eixos de orientação. No eixo norte-sul encontram-se as baías das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e dos Pinheiros; no leste-oeste, as baías de Antonina e de Paranaguá. A conexão do CEP com o oceano se faz através dos canais da Galheta, do Norte e do Superagüi, sendo ao redor da Ilha do Mel a principal entrada do sistema estuarino (MANTOVANELLI, 1999; LANA *et al.*, 2000).

A diversidade de ambientes é acentuada, formada por planícies de marés, manguezais, marismas, baixios, canais de marés, praias arenosas, costões rochosos e estuários menores formados pela desembocadura de inúmeros rios que alcançam suas águas. Este aporte fluvial faz com que a salinidade das águas do CEP possua gradiente horizontal que varia de 0, na sua porção mais a montante e próxima às desembocaduras de rios, até 34,5, nas regiões alijadas da influência dulcícola (BRANDINI *et al.*, 1988, LANA *et al.* 2000). A profundidade média no Complexo Estuarino é de 5,40 m, podendo atingir 33 m; a temperatura das águas oscila entre 17°C no inverno e 32°C no verão (BRANDINI *et al.*, 1988).

A área que compreende o CEP pode ser considerada como pouco impactada, se comparada com outras áreas costeiras do Sul-Sudeste brasileiro e, juntamente com a região de Cananéia e Iguape, no sul do Estado de São Paulo, forma o Complexo Estuarino Lagunar Paranaguá-Cananéia-Iguape, terceiro no mundo em produção primária. O CEP tem sua importância ambiental patenteada pelas 16 unidades de conservação localizadas nesta área, além de sua definição como Reserva da Biosfera pela UNESCO³.

³ Há propostas que visam ampliar o Sítio Ramsar do Lagamar até o Complexo Estuarino de Paranaguá.

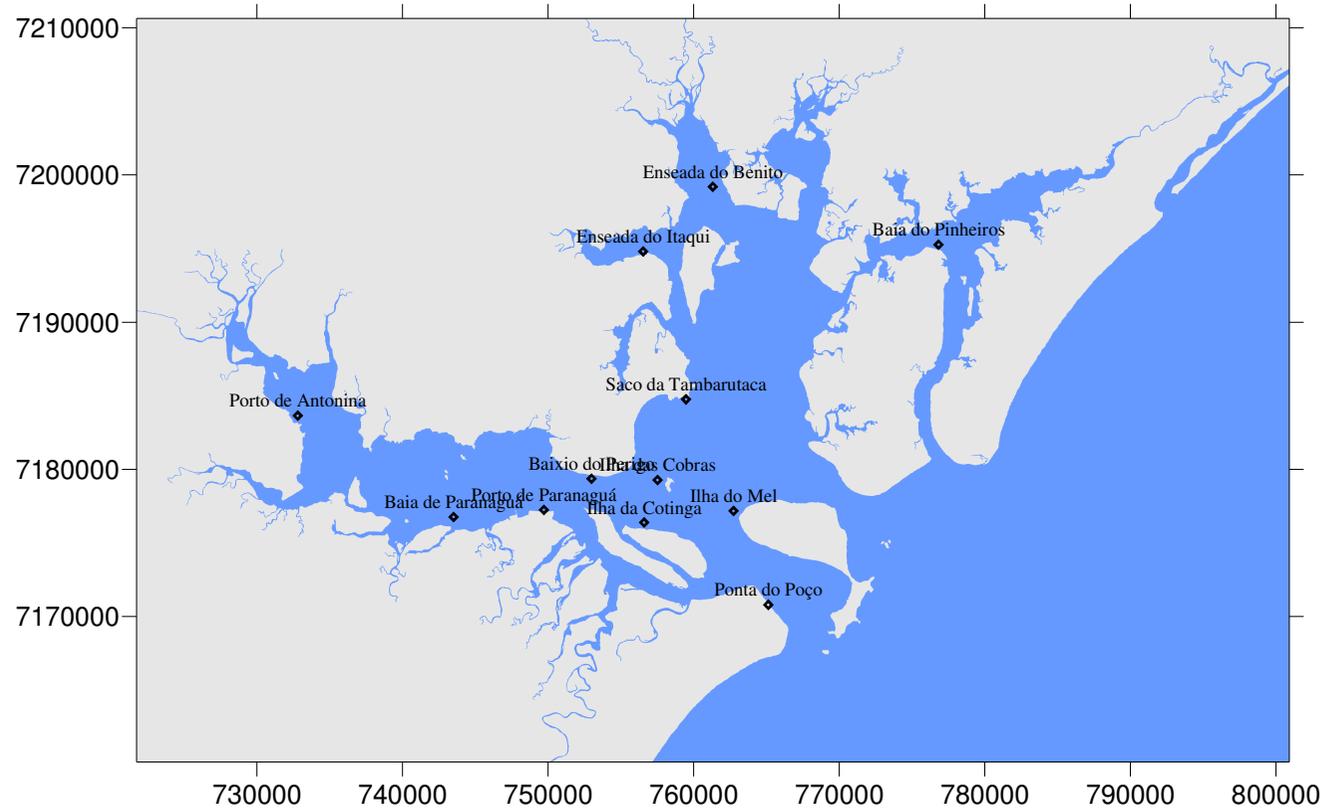


Figura 1 – Mapa da área de estudo e suas respectivas estações de coleta.

Tabela 1 – Coordenadas e profundidade das estações de coleta.

Estações	Coordenadas		
	Norte	Leste	Profundidade
Porto de Antonina	7183644	732797	7.7
Baía de Paranaguá	7176771	743506	4.3
Porto de Paranaguá	7177248	749704	11.3
Baixio do Perigo	7179370	752986	5.7
Ilha da Cotinga	7176390	756594	9.0
Ilha das Cobras	7179280	757516	6.8
Saco da Tambarutaca	7184756	759480	2.0
Ilha do Mel	7177172	762735	7.1
Ponta do Poço	7170808	765124	4.0
Enseada do Itaqui	7194800	756530	4.5
Enseada do Benito	7199201	761315	3.1
Baía do Pinheiros	7195264	776826	6.0

3.1.1. Clima e Características Hidrológicas

A maioria das informações de circulação do Complexo Estuarino se concentra no eixo leste-oeste correspondente às baías de Paranaguá e Antonina. Este eixo é regido por correntes de maré, com influência sazonal do aporte fluvial (KNOPPERS *et al.*, 1987). Outros fatores que exercem influência na circulação são a geometria do corpo estuarino, a salinidade e a circulação da região costeira adjacente (KJERFVE, 1990; MIRANDA, 1996).

O clima regional é subtropical úmido mesotérmico, com duas estações bem definidas: a chuvosa no verão e a seca no inverno (BIGARELLA *et al.*, 1978). O período chuvoso se inicia no final da primavera e dura a maior parte do verão (fevereiro ocorre maior precipitação), enquanto que o período seco começa no final do outono e permanece até o final do inverno (julho e agosto), interrompido, às vezes, por pequenos e fracos períodos chuvosos no início.

A porção leste, mais externa do Complexo Estuarino de Paranaguá, é dominada por águas da plataforma continental adjacente, enquanto que a porção oeste tem maior influência fluvial. O maior aporte de rios está localizado na margem sul e nos setores internos da baía. A descarga média anual de água doce é de 150 m³/s, alcançando valores mais elevados no período de intensa precipitação (fevereiro).

Segundo MARONE & JAMIYANAA (1997) a maré do Complexo Estuarino de Paranaguá é classificada como micromaré, predominantemente semidiurna com desigualdades diurnas, de amplitude média de 1,4 m em situação de quadratura e 1,7 m em períodos de sizígia. KNOPPERS *et al.* (1987) interpretaram que o eixo L-O do Complexo Estuarino de Paranaguá pode ser classificado como um estuário parcialmente misturado tipo 2, no diagrama Estratificação – Circulação de HANSEN & RATTRAY (1965).

Segundo NOERNBERG (2001), o eixo L-O sofre maior influência do aporte de água doce da bacia de drenagem em relação ao eixo N-S, apresentando resposta mais rápida e intensa aos processos relacionados à estratificação da coluna d'água, intrusão salina, aporte de sedimentos fluviais e formação da zona de máxima turbidez. Este autor delimitou a presença de zona de máxima turbidez (ZMT) no eixo L-O, entre as Ilhas Gererês e o Porto de Paranaguá, relacionando a ocorrência desta zona com a geometria do corpo estuarino, a intensidade das correntes de maré e a estratificação da coluna d'água.

3.1.2. Distribuição dos sedimentos de fundo na Baía de Paranaguá

Segundo LAMOUR *et al.* (2006) os sedimentos da baía de Paranaguá têm diâmetro médio entre silte fino e areia fina e são pobremente selecionados, com 40 a 60% de sedimentos grossos. Em associação à grande extensão de áreas rasas nas bordas da baía de Antonina, o diâmetro médio dos sedimentos apresenta-se menor que no centro da baía.

Os sedimentos grossos estão concentrados nas desembocaduras dos grandes rios da baía de Paranaguá, como resultado do intenso processo de erosão das bacias hidrográficas da Serra do Mar.

Na baía das Laranjeiras, o diâmetro médio dos sedimentos varia entre silte médio e areia fina, de muito pobremente a pobremente selecionados, com 20 a 100% de sedimentos grossos.

Na desembocadura da baía de Guaraqueçaba, observa-se aumento do diâmetro médio com posterior redução na baía das Laranjeiras.

Em uma extensa área conhecida como Baixio do Perigo, os sedimentos apresentam diâmetro médio variando entre silte médio e grosso, porém os limites desta ocorrência não acompanham os limites do Baixio, como ocorre nas margens da baía de Paranaguá.

Na desembocadura sul predominam areias finas a médias, de moderadamente a bem selecionadas, enquanto que na desembocadura norte ocorrem areias finas a grossas, pobremente selecionadas e praticamente não ocorrem sedimentos finos.

A desembocadura sul tem sido freqüentemente dragada para a manutenção das condições de navegação do canal da Galheta, o que direciona o fluxo de correntes de maré, gerando maior grau de seleção das areias finas ali observadas (figura 2).

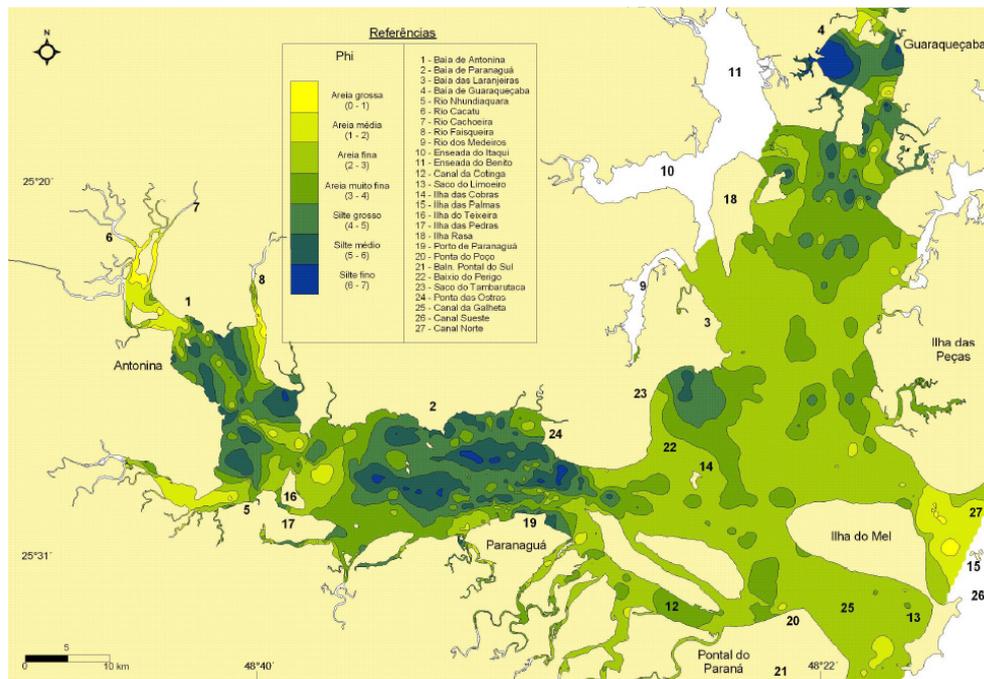


Figura 2 – Distribuição dos sedimentos segundo LAMOUR (2006).

Segundo NOERNBERG (2001) na baía das Laranjeiras o padrão de distribuição dos sedimentos é similar ao da baía de Paranaguá, ou seja, sedimentos arenosos finos e muito finos nas proximidades da desembocadura e sedimentos finos com baixo grau de seleção na parte mais interna. Há, desta forma, independência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras quanto ao recebimento de sedimentos por parte das áreas fonte, ocorrendo, ainda,

pouca troca de sedimento de fundo entre os dois troncos principais (SOARES, 1996; SOARES & BARCELOS, 1995).

3.1.3. Principais fontes de contaminação

Nas margens do CEP vivem aproximadamente 178 mil pessoas (IBGE, 2006), distribuídas entre os municípios de Guaraqueçaba, Antonina e Paranaguá, que basicamente se desenvolvem em função e ao redor dos portos, sendo Paranaguá o município com maior concentração urbana (NOERNBERG, 2001). Essa ocupação urbana produz grande quantidade de esgoto, que acaba sendo constante fonte de contaminação, especialmente na cidade de Paranaguá.

Juntamente com os esgotos doméstico e industrial, os Portos de Paranaguá e Antonina são os principais responsáveis pela contaminação do sedimento e da água estuarina em razão de acidentes com vazamento de óleo, liberação de produtos fosfatados por indústrias de fertilizantes, lavagem de porões de navios, entre outros.

Os principais produtos movimentados pelo Porto de Paranaguá são os granéis sólidos, especialmente produtos agrícolas (exportações de soja, milho e importação de trigo, cevada, malte), seguidos de fertilizantes, sal e minérios. Além destes produtos, há o terminal petrolífero da PETROBRÁS, conectado à refinaria de Araucária por um oleoduto.

O CEP foi palco de importantes acidentes envolvendo hidrocarbonetos. Em 2001 o petroleiro *Norma* teve seu casco rompido ao chocar-se com uma pedra, lançando 392 mil litros de Nafta nas águas da Baía de Paranaguá. Em 2004, entre 3 e 4 milhões de litros de Metanol, IFO e MGO fluíram do navio chileno *Vicuña*, após explosões ocasionadas por uma falha no descarregamento dos combustíveis.

No passado a mineração nesta região poderia ser considerada uma grande fonte de metais, principalmente na região da Baía de Antonina, que compreende os municípios de Morretes e Antonina, onde atividades de mineração de ouro (Au), principalmente no Rio Nhundiaquara, datam do final do século XVI. No município de Morretes a extração de ouro nos rios do Pinto, Nhundiaquara e Marumbi floresceu entre o final do século XVII e o início do XVIII. Os últimos relatos de atividades de mineração são das Empresas MINEROPAR (1982 a 1986) e CERRO DO OURO (1983 a 1990).

3.2. Coleta e preservação de água e sedimentos

3.2.1. Sedimentos

A campanha amostral foi realizada entre os dias 22 e 23 de outubro de 2007, com o auxílio da embarcação Baeti. Para a localização exata das estações de coleta foi utilizado um aparelho GPS (Global Positioning System) de marca *Garmin* modelo Etrex H. As amostras foram coletadas utilizando-se um pegador de fundo do tipo *petite ponar* de área 0,02m².

Em cada estação foram realizadas dez pegadas de sedimentos, destinadas as análises químicas, granulométricas, ecotoxicológicas e geoquímicas.

Para os testes ecotoxicológicos foram coletados cerca de 3 litros de sedimentos da camada superficial, que foram armazenados em sacos plásticos, acondicionados em caixas de isopor com gelo e transportados até o Laboratório de Biogeoquímica Marinha do Centro de Estudos do Mar/UFPR (CEM). No laboratório, as amostras foram mantidas refrigeradas a 4 ± 2 °C, durante dez dias, até a execução dos testes (EPA 823-B-01-002, 2001).

As amostras destinadas à análise da concentração de metais (cerca de 200 ml de sedimento) foram separadas com o auxílio de uma espátula plástica e acondicionadas em sacos plásticos. As amostras destinadas à análise de compostos orgânicos (cerca de 400 ml de sedimento) foram separadas com o auxílio de uma espátula metálica e armazenadas em recipientes de alumínio. Todas as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo e transportadas para o Laboratório de Biogeoquímica Marinha do CEM/UFPR, onde foram devidamente congeladas a -18 ± 2 °C até a execução das análises.

As amostras destinadas às análises granulométricas e geoquímicas foram armazenadas em sacos plásticos, acondicionadas em caixa de isopor e transportadas para o Laboratório de Biogeoquímica Marinha do CEM/UFPR, onde foram devidamente congeladas a -18 ± 2 °C até a execução das análises.

Em cada estação foram também realizadas três pegadas de sedimentos para análise da comunidade bentônica. Esses sedimentos foram lavados ainda no local utilizando-se uma

malha de 0,5 mm. O material biológico retido foi fixado em formaldeído 4%, transferido para álcool 70% e, posteriormente, observado em estereomicroscópio, visando sua identificação.

3.2.2. Água de fundo

Em cada estação também foram coletadas amostras de água de fundo com auxílio de uma garrafa de Niskin, para análise de salinidade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido. A salinidade foi medida em campo, utilizando-se um refratômetro da marca ATAGO com precisão de 0,5‰. A temperatura foi medida em campo com o auxílio de um termômetro. As medidas de pH foram realizadas em laboratório, no mesmo dia da coleta, utilizando um pHmetro de marca HANNA HI-8424, dotado de sensor de temperatura. As amostras para a determinação de oxigênio dissolvido foram fixadas imediatamente após a coleta e conservadas em local escuro, sem variação de temperatura, até a análise (em 24 horas), realizada de acordo com o método de WINKLER (1888), modificado por GRASSHOFF *et al.* (1983).

3.3. Análises sedimentológicas

As amostras de sedimento foram analisadas em triplicata para granulometria, matéria orgânica, nitrogênio total e fósforo total.

3.3.1. Granulometria

As análises granulométricas foram realizadas no Laboratório de Geologia Marinha do Centro de Estudos do Mar/UFPR, seguindo o método de peneiramento e pipetagem sugerido por CARVER (1971). Antes de se iniciar a análise granulométrica propriamente dita, efetuou-

se a queima da matéria orgânica existente nas amostras utilizando peróxido de hidrogênio (H_2O_2 P. A.).

A partir desta etapa, separou-se por via úmida a fração grossa da fração fina, utilizando-se uma peneira com abertura da malha de 0,062 mm. O material retido nesta peneira foi seco em estufa. Em seguida, o material foi peneirado por quinze minutos em agitador, utilizando-se um conjunto de 12 peneiras sobrepostas, com malhas de tamanho decrescente do topo para a base, seguindo intervalos de meio Φ na escala de Went-Worth.

O material fino (lama) foi separado numa proveta de 1000 ml com água destilada. As diferentes frações granulométricas foram separadas a partir de pipetagens efetuadas após os seguintes períodos de decantação: 58seg; 3min52seg; 7min44seg; 31min; 2h03min.

É importante ressaltar que para evitar a floculação da argila foi adicionado às amostras o reagente Pirofosfato de Sódio. Este peso adicional foi subtraído antes de serem efetuados os cálculos estatísticos.

Com os resultados, foram calculadas as classificações granulométricas de SHEPARD (1954) e obtidos os teores de areia e finos, segundo classificação de FOLK & WARD (1957), utilizando o programa Sysgran versão 3.0 (CAMARGO, 2005).

3.3.2. Carbonatos

Para a análise do teor de CaCO_3 , separou-se outra porção da amostra total (cerca de 10 g). A esta amostra adicionou-se ácido clorídrico (HCl) diluído a 10% para a dissolução dos carbonatos. Após a reação (formação de espuma), a amostra foi lavada com água quente ($\pm 90^\circ \text{C}$) para a remoção do ácido. O peso resultante desta dissolução foi subtraído do peso inicial, que forneceu o percentual de CaCO_3 .

3.3.3. Potencial Redox (Eh)

O potencial redox foi medido utilizando-se um eletrodo de marca Orion, acoplado a um *meter*. A precisão desse eletrodo é de 0,01.

3.3.4. Matéria orgânica

A porcentagem de matéria orgânica foi quantificada através da ignição de uma parcela de 5g da amostra em mufla a 550°C durante uma hora, com posterior pesagem. A diferença entre o peso anterior e posterior à queima nos forneceu a porcentagem de matéria orgânica contida em cada amostra.

3.3.5. Nutrientes

O método para análise dos nutrientes segue o descrito por GRASSHOFF *et al.* (1983), cujo cálculo geral é apresentado a seguir:

Cálculos:

$$C_i (\mu\text{mol.dm}^{-3}) = (\text{Abs amostra} - \text{Abs branco}) \times F \text{ calibração}$$

Onde:

C_i = concentração do nutriente analisado;

Abs = absorvância;

F_c = fator de calibração.

$$F_{\text{calibração}} = \frac{(\text{concentração da solução padrão})}{(\text{Abs padrão} - \text{Abs branco})}$$

O método para determinação de Nitrogênio e Fósforo total consiste na oxidação simultânea de 100 mg de sedimento e posterior determinação dos nutrientes. O limite de detecção para esse método é de 0,05 $\mu\text{mol/g}$.

3.3.5.1. Nitrogênio total

O método empregado consiste na oxidação da amostra e posterior redução à forma de nitrito utilizando-se uma coluna redutora de cádmio cuperizado. Após a redução, as amostras foram tratadas como amostras de nitrito.

O método para determinação de nitrito (N-NO_2^-) baseia-se na reação deste com amina aromática, formando um composto que reage com amina aromática secundária produzindo coloração rosada. Para tanto, retirou-se alíquota de 15 ml da amostra oxidada e adicionaram-se os seguintes reagentes: sulfanilamida e N(1-naftil)-etilenodiamina (NED). Após o tempo de reação de 15 minutos, as amostras foram lidas, utilizando-se um espectrofotômetro de marca Shimadzu UV-1601 em comprimento de onda 540 nm.

3.3.5.2. Fósforo

Neste método, o fosfato inorgânico reage com o molibdato acidificado, produzindo complexo de fosfomolibdato, posteriormente reduzido, por ácido ascórbico, a composto azul. Tal análise consiste na utilização de 15 ml de amostra oxidada que recebeu ácido ascórbico e “reagente mistura para fosfato”, os quais, reagindo com o fosfato, promovem a formação do complexo colorido. A leitura da absorbância foi feita 15 minutos após a adição dos reagentes (para evitar a interferência do silicato), utilizando-se um espectrofotômetro de marca Shimadzu UV-1601 em comprimento de onda 880 nm.

3.4. Análises Químicas

3.4.1. Metais

As análises foram realizadas pelo Laboratório de Toxicologia do Centro Universitário Positivo, em Curitiba-PR.

Foram analisados em triplicata os seguintes elementos: Cádmio, Cobre, Cromo, Ferro, Níquel, Chumbo e Zinco.

As amostras de sedimento foram preparadas para extração por meio de secagem em temperatura ambiente, para evitar a perda de elementos voláteis que poderiam ser sub-avaliados, seguida de posterior peneiramento em malha de 1 mm, com a finalidade de retirar partículas mais grosseiras, para evitar interferência nos resultados.

As concentrações totais foram obtidas através da digestão com água régia HCl/HNO₃ 3:1 sob aquecimento, em recipientes de teflon, segundo metodologia descrita em EPA 3050b (1996). Um grama de sedimento foi transferido para o recipiente de teflon de 100 ml e então foram adicionados 20 ml de água régia. O recipiente foi aquecido em chapa aquecedora por 40 minutos, a cerca de 90 °C. Após o resfriamento, o material contido no recipiente foi filtrado em papel filtro e transferido para um balão calibrado de 25 ml, sendo esse volume completado pela adição de ácido clorídrico (HCl) 2%.

A leitura dos extratos foi feita com o Spectrofotômetro de Absorção Atômica AA-6800 Shimadzu com limite de detecção de partes por milhão (mg/l).

Os gases utilizados para a leitura foram o acetileno e ar comprimido em análise de chama com lâmpadas de cátodo oco. O limite de detecção variou de 0,02 a 5 mg kg⁻¹ dependendo do metal analisado. Os resultados foram dados em mg.L⁻¹ e convertidos para mg.kg⁻¹, conforme o cálculo:

$$\text{Concentração de metais (mg. Kg-1)} = \frac{\text{leitura (mg.L-1)} \times \text{volume extrato (=25 ml)}}{\text{Massa da amostra (mg)}}$$

3.4.2. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs)

As amostras de sedimento foram mantidas em freezer a -20°C no laboratório. Antes de cada análise foi realizado descongelamento e as extrações foram feitas mediante pesagem de cerca de 10 g (precisão de $\pm 0,0001\text{g}$) de sedimento *in natura*, seguida da adição da mistura 50 ml hexano/acetona 1:1 em erlenmeyer que foi colocado em banho de ultra-som em dois períodos de quinze minutos (figura 8) e, ainda, adição de sulfato de sódio para retirar a umidade da amostra (a concentração final é reportada em peso seco), que foi concentrada em evaporador rotativo até aproximadamente 2 ml e aferido em fluxo de nitrogênio em proveta graduada até o volume de 1 ml, conforme o método 3550B (USEPA, 1996b). Após, foi feito *clean-up* em coluna de sílica gel com eluição por mistura de 50 ml diclorometano/hexano 2:3 e novamente concentrado em evaporador rotativo e aferido para 1 ml final em fluxo de N_2 de acordo com o método 3630C (USEPA, 1996c). O volume de injeção do extrato no GC/MS é de 1 μl .

As análises de compostos orgânicos xenobióticos nos sedimentos (PAH) foram integralmente realizadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (LBGqA) do DQ-UFSCar, em GC/MS, 26 cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas, da marca Shimadzu modelo QP 2010. Para essas análises foi utilizada a técnica de monitoramento de íon seletivo (*'selective ion monitoring'* – SIM).

O método para análise de PAH foi criado em modo SIM, monitorando os íons principais, com temperatura inicial de coluna de 45°C e final de 250°C , em modo *splitless* por 1 minuto, seguido de *split* 1:15 e *solvent cut* de 3,5 minutos, com fluxo de hélio, pressão de 66.4 kPa e fluxo na coluna de 1,2 ml/min pelo método EPA 8270C (USEPA, 1996d).

Para controle das concentrações de PAH nos extratos, foi adicionado o padrão interno p-p' d-terfenil.

Os LD e LQ para PAH foram calculados pelo *Método Visual* (RIBANI *et al.*, 2004). O método baseado no limite visual consta da adição da menor concentração conhecida da solução do padrão de interesse e que se possa distinguir entre o ruído e o sinal analítico detectável (visível). Os limites de detecção e quantificação calculados foram de $0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{g kg}^{-1}$.

3.4.2.1. Razões entre PAHs

Segundo YUNKER *et al.* (2002) *apud* MARTINS (2005), as concentrações individuais de determinados PAHs, como fenantreno, antraceno (P.M = 178), fluoranteno, pireno (P.M = 202), benzo(a)antraceno, criseno (P.M = 228), indeno[1,2,3-c,d]pireno e benzo(g,h,i)perileno (P.M = 276) têm sido utilizadas na forma de razões entre os compostos de mesmo peso molecular e gráficos entre diferentes razões com o objetivo de identificar as possíveis fontes destes PAHs nos sedimentos marinhos (YUNKER *et al.*, 2002).

Com o objetivo de identificar as possíveis fontes de PAHs na área de estudo, foram calculadas as seguintes razões:

Razão Ant/ Σ -178: corresponde à razão entre o antraceno e a soma dos isômeros de peso molecular 178 (ou seja, fenantreno e antraceno). Fenantreno é menos estável termodinamicamente do que antraceno, de modo que os menores valores desta razão indicam fontes petrogênicas, enquanto os maiores valores reportam a processos de combustão (MARTINS, 2005).

Segundo MARTINS (2005), pode-se concluir que $\text{Ant}/\Sigma\text{-178} < 0,10$ é indicativo de petróleo (óleo cru, combustíveis, diesel e querosene) enquanto $\text{Ant}/\Sigma\text{-178} > 0,10$ indica a predominância de processos de combustão (queima de diferentes tipos de carvão, biomassa e óleo crus). Os valores de $\text{Ant}/\Sigma\text{-178}$ entre 0,10 e 0,20 podem ser associados com a queima e introdução de alguns tipos de óleo diesel, combustíveis, óleo de xisto e de petróleo bruto, embora valores de $\text{Ant}/\Sigma\text{-178} < 0,10$ sejam mais associados com estas fontes. Neste caso, a utilização de outras razões é necessária a fim de elucidar as principais fontes.

Razão F-ant/ Σ -202: corresponde à razão entre o fluoranteno e a soma dos isômeros de peso molecular 202 (ou seja, fluoranteno e pireno). Os menores valores desta razão sugerem fontes associadas ao petróleo, enquanto valores superiores a 0,50 são associados a processos de combustão de querosene, de biomassa vegetal e da maioria dos tipos de carvão (vegetal, coque e betuminoso) (YUNKER *et al.*, 2002).

Razão Bz(a)a/ Σ -228: esta razão associa a concentração do benzo(a)antraceno com a soma das concentrações dos isômeros de peso molecular 228 (benzo(a)antraceno e criseno). Os menores valores desta razão sugerem fontes associadas ao petróleo, enquanto os maiores valores apontam para processos de combustão.

Os valores da razão $Bz(a)/\Sigma-228 < 0,20$ são associados a fontes petrogênicas. Não é possível discriminar as fontes dos PAHs quando o valor desta razão varia entre 0,20 e 0,35. Valores superiores a 0,35 são associados a processos de combustão de petróleo e derivados e de biomassa (YUNKER *et al.*, 2002 *apud* MARTINS, 2005).

Razão Ind/ Σ -276: corresponde à razão entre o indeno[1,2,3-c,d]pireno e a soma dos isômeros de peso molecular 276 (indeno[1,2,3-c,d]pireno e benzo(g,h,i)perileno).

Para a razão Ind/ Σ -276, os valores inferiores a 0,20 são atribuídos a fontes petrogênicas (petróleo bruto e diferentes tipos de óleos derivados). A combustão de gasolina, querosene, diesel e óleos crus geram valores desta razão entre 0,20 e 0,50, enquanto valores superiores a 0,50 correspondem a processos de combustão envolvendo biomassa vegetal e carvão (YUNKER *et al.*, 2002 *apud* MARTINS, 2005).

3.5. Testes de toxicidade

3.5.1. Testes de toxicidade com ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*

Os testes aqui descritos foram realizados no Departamento de Ecotoxicologia Professor CAETANO BELLIBONI, da Universidade Santa Cecília em Santos-SP, durante o mês de janeiro de 2008. Nestes testes foram utilizadas amostras compostas por três réplicas.

3.5.1.1. Manipulação dos Sedimentos

3.5.1.1.1. Elutriato

Testes de toxicidade com elutriatos simulam em pequena escala a capacidade de transferência dos poluentes para a coluna d'água como consequência de ressuspensão dos sedimentos, seja por causas naturais como tempestades ou ressacas, seja por causas antrópicas, como dragagens. Esta manipulação foi realizada conforme descrito em USEPA

(2001). Uma alíquota de 200 g de sedimento de cada amostra foi homogeneizada por trinta minutos com 800 ml de água de diluição marinha filtrada. Após rigorosa agitação, as amostras permaneceram em repouso durante vinte e quatro horas; posteriormente, 10 ml do sobrenadante foram sifonados e adicionados a cada réplica do teste (figura 3). Os sedimentos foram avaliados nas concentrações 100%, 50% e 25%.



Figura 3 – Sedimento após o processo de homogeneização.

3.5.1.1.2. Interface sedimento-água

Testes de toxicidade com interface sedimento-água proporcionam condições de exposição mais realistas quando se trata de teste embrionarval com organismos epibentônicos. Este método é uma adaptação de ANDERSON (2001) e foi realizado conforme descrito em CESAR *et al.* (2004), em que foram adicionados a cada uma das quatro réplicas, 2 ml de sedimento utilizando uma seringa de 5 ml (trocada a cada mudança de amostra); sobre o sedimento colocou-se uma rede de plâncton (45 μ m) fixada por anel plástico e, em seguida, foram adicionados 8 ml de água de diluição marinha (figura 4).

Sistema interface sedimento-água

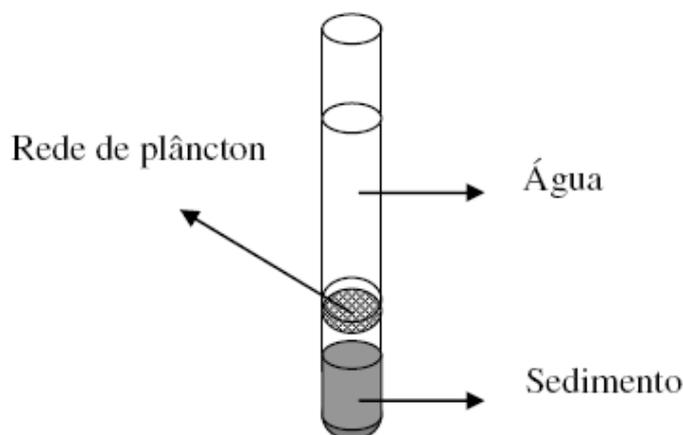


Figura 4 – Sistema interface sedimento-água segundo CESAR (2004).

3.5.1.1.3. Organismo teste

Como organismos teste foram utilizados embriões do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* (Echinodermata) (figura 5). Segundo RACHID (1996) esses organismos são ideais para uso em testes de toxicidade, pois: 1- são altamente sensíveis a diversas classes de contaminantes; 2- possuem ampla distribuição geográfica; 3- são abundantes durante todo o ano; 4- exemplares adultos apresentam-se férteis o ano todo, 5- sua fertilização é fácil, permitindo a obtenção de grandes quantidades de gametas, 6- o desenvolvimento dos embriões é rápido, com estágios larvais morfológicamente bem definidos e, por fim, 7- o método de testes de toxicidade com esses organismos já foi normatizado – ABNT 15350 (2006).

Pertencente à família Toxopneustidae, possui carapaça esverdeada e achatada inferiormente, espinhos de cor variando desde verde até púrpura-arroxeadado. Esta espécie alimenta-se de macroalgas e vive em locais onde estas são abundantes. Estes organismos podem ser encontrados desde a zona entre marés até cerca de 20 m de profundidade e são bastante comuns na região do Caribe e na costa atlântica da América do Sul, ocorrendo desde a Carolina do Norte (EUA) até a costa sudeste do Brasil (ABNT NBR 15350, 2006). Mostram

grande tendência de agregação, principalmente quando estão em época de desova, embora indivíduos imaturos também se agregam (MOORE *et al. apud* RACHID, 1996). Uma característica interessante desta espécie é a colocação de conchas, algas e outros detritos sobre a superfície do seu corpo. Foi verificado que esse recobrimento está relacionado com a preservação de determinados pigmentos sensíveis ao excesso de luz (GIORDANO, 1986; MOORE *et al.*, 1963 *apud* RACHID, 1996). É descrito como espécie fértil no verão, com desova completa em junho e julho, nas Bermudas, e de abril a agosto na Flórida (MOORE *et al.*, 1963 *apud* RACHID, 1996). Apresentam também marcada desova sincronizada quando agrupados. Em geral, a eliminação dos óvulos depende da presença de esperma da mesma espécie na água (BOOLOOTIAN, 1966 *apud* RACHID, 1996).



Figura 5 – Ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*.

Pouco se conhece a respeito das larvas de equinóides, mas sabe-se que em relação à luminosidade tendem ao fototropismo positivo, comportando-se, portanto, contrariamente aos adultos. Tanto a blástula, como a gástrula e a larva *pluteus* são livre natantes e se utilizam de cílios para tal. Em poucas horas a gástrula alonga-se, transforma-se na larva *pluteus* (figura 6) que passa a se alimentar do microplankton (BOOLOOTIAN, op. cit. *apud* RACHID, 1996).



Figura 6 – Larva *pluteus*.

3.5.1.1.4. Obtenção dos organismos teste

Ouriços-do-mar adultos da espécie *Lytechinus variegatus* (LAMARCK, 1816) foram coletados por meio de mergulho livre, na Ilha das Palmas na Cidade de Santos-SP. Após a coleta, os ouriços foram cobertos com macro algas *Ulva sp*, coletadas no mesmo local, mantidos em temperatura constante e transportados imediatamente para o laboratório. No laboratório foram mantidos em aquário, com circulação e filtração de água marinha e receberam diariamente como alimento macro algas *Ulva sp*, provenientes do mesmo local onde haviam sido coletados. Para este teste foram coletados aproximadamente 20 organismos que, após o experimento, foram devolvidos ao local de origem.

3.5.1.1.5. Obtenção dos gametas

Machos e fêmeas adultos de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* (mínimo três de cada) foram estimulados à liberação de gametas com leve choque elétrico (35v). Os gametas foram coletados separadamente. Os óvulos, caracterizados pela coloração amarelo alaranjado, foram coletados utilizando-se um becker de 400 ml contendo água de diluição marinha; o

becker tinha diâmetro menor que o do ouriço para que este pudesse permanecer apoiado, com a face aboral voltada para baixo. Uma subamostra dos óvulos de cada fêmea foi observada ao microscópio, a fim de confirmar seu formato e tamanho, os quais devem ser redondos, lisos e de tamanho homogêneo. Os lotes que continham óvulos envelhecidos e, portanto, inviáveis, foram descartados. Separados os lotes viáveis, foram reunidos em um recipiente. Após a sedimentação dos óvulos, foi descartado o sobrenadante e filtrado através de malha de 350 μm . Foi acrescentada água marinha de diluição, elevando-se o volume para 600 ml. Este processo de lavagem dos óvulos foi repetido por três vezes. Os espermatozóides de coloração branca foram coletados diretamente dos gonopóros, utilizando-se uma micropipeta de *Pasteur* e, em seguida, mantidos em um becker com gelo até a fecundação.

3.5.1.1.6. Fecundação

Uma solução de esperma foi preparada utilizando 1 a 2 ml de espermatozóides diluídos em 25 ml de água de diluição marinha, misturando-se bem para dissolução dos grumos. Para a fecundação acrescentou-se de 1 a 2 ml da solução espermática ao recipiente contendo os óvulos, sempre mantendo uma leve agitação para possibilitar a fecundação (figura 7). Foram tomadas três subamostras de 30 μl para contagem dos ovos fecundados, identificáveis pela membrana de fecundação a sua volta. Foi calculada a média entre as três subamostras e determinado o volume da solução que contivesse 600 ovos, que foi acrescentado aos recipientes teste utilizando-se uma pipeta automática, não ultrapassando 1% do volume da solução teste. Para sedimento elutriado e interface sedimento-água, foram utilizadas quatro réplicas para cada amostra sendo que para água de diluição utilizaram-se dez réplicas. A duração do experimento foi de vinte e quatro horas, conforme ABNT NBR 15350 (2006).



Figura 7 – Ovo de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* com membrana de fecundação.

3.5.1.1.7. Montagem do testes

Os testes foram conduzidos em tubos de ensaio de 10 ml, onde para cada estação foram montadas quatro réplicas tanto para a manipulação elutriato quanto para interface sedimento-água. Em cada réplica foram adicionados cerca de 600 ovos de de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*. O conjunto foi mantido sob temperatura constante de 25 ± 2 °C e fotoperíodo de 12h/12h, com auxílio de câmara incubadora. Após cerca de vinte e quatro horas, os experimentos foram finalizados e os embriões fixados pela adição de 0,5 ml de formaldeído aos frascos testes.

3.5.1.1.8. Leitura dos testes

Segundo Norma ABNT NBR 15350 (2006), os testes foram encerrados após 24 a 28 horas quando pelo menos 80% dos organismos no controle atingiram o estágio de *pluteus*, bem desenvolvidos, com braços de comprimento mínimo igual ao comprimento da larva. Isto foi verificado com a leitura do estágio de desenvolvimento dos 100 primeiros organismos de uma das réplicas adicionais do controle. Para tanto foi anotado o número de larvas normais

bem como o número de larvas mal formadas ou com desenvolvimento retardado (figura 8), afetadas pela toxicidade da amostra.

Além disso, foi calculada a concentração de inibição a 50 % dos organismos teste, CI50, para a substância de referência Sulfato de Zinco. Os valores encontrados estavam de acordo com os limites estipulados pela Carta Controle de Sensibilidade de Organismos (Documento interno Departamento de Ecotoxicologia – UNISANTA).



Figura 8 – Larva anormal de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*.

3.5.2. Teste de toxicidade com sedimento integral utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*

Os testes aqui descritos foram realizados no Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA), no Campus Experimental do Litoral Paulista da Universidade Estadual Paulista (UNESP), durante o mês de dezembro de 2007. Nestes testes foram utilizadas réplicas verdadeiras.

O anfípodo escavador *Tiburonella viscana* (THOMAS & BARNARD, 1983) é um Crustacea, Malacostraca, Peracarida, Amphipoda, Platyischnopidae. Segundo MELO (1993), *T. viscana* é um animal adequado ao uso em testes de toxicidade de sedimento, pois preenche a maioria dos requisitos sugeridos por alguns autores como recomendáveis a um organismo teste, que são: 1- apresenta alta sensibilidade a diversas classes de contaminantes, 2- está

disponível em abundância, 3- é um organismo autóctone e representativo, 4- apresenta ampla distribuição geográfica, 5- apresenta sobrevivência alta no período de aclimação e às condições de laboratório, mostrando-se tolerante ao “stress” de coleta e manuseio, 6- apresenta tolerância a vários fatores abióticos, 7- pelo seu hábito escavador, assegura uma exposição máxima aos contaminantes retidos no sedimento, entrando em contato com a água intersticial e com as partículas do sedimento.

O hábito alimentar sugerido para *T. viscana* é predador/detritívoro (THOMAS & BARNARD, 1983), sendo que os autores acima citados sugeriram que esse anfípodo deveria alimentar-se dos microorganismos presentes na interface sedimento-água. Além disso, indivíduos dessa espécie foram observados em ambiente de laboratório capturando náuplios de *Artemia sp* (ABESSA *et al.* 1998c). *Tiburonella viscana* vem sendo utilizado com sucesso em estudos sobre toxicidade de sedimentos da região de Santos-SP (ABESSA *et al.* 1998a; ABESSA & SOUSA, 2001; ABESSA, 2002; SOUSA, 2007; CESAR, 2007).

3.5.2.1. Obtenção dos organismos teste

Os exemplares de *Tiburonella viscana* (figura 9) foram coletados no nível superior do infralitoral da Praia do Engenho d’Água, em Ilhabela-SP, com auxílio de uma draga especial para coleta de anfípodos. Após a coleta, os animais foram transferidos para frascos de polietileno contendo sedimento e água do mar do local e transportados, dentro de caixas de isopor, para o Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA) da Universidade do Estadual Paulista (UNESP), em São Vicente-SP. Durante a coleta dos anfípodos, amostras de água de fundo da Praia do Engenho d’Água (1 m de profundidade) foram coletadas utilizando-se uma garrafa de Van Dorn com capacidade para 2 litros, para análise das seguintes variáveis: salinidade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e concentração de nitrogênio amoniacal.

Após triagem e identificação dos indivíduos de *T. viscana* em estereomicroscópio, os animais foram aclimatados por três dias em tanques contendo água do mar filtrada e uma camada de 1 cm de sedimento controle, a 25 ± 2 °C, com iluminação e aeração constantes, obtidas respectivamente por um conjunto de lâmpadas fluorescentes e compressor de ar da

marca *Betta*. O período de aclimação de três dias é considerado adequado e está de acordo com o tempo de dois a sete dias, sugerido por MELO (1993) e ABESSA *et al.* (1998c).



Figura 9 – Anfípodo escavador *Tiburonella viscana*.

3.5.2.2. Montagem dos testes

O método utilizado na execução dos testes de toxicidade de sedimentos foi o mesmo descrito por MELO & ABESSA (2002) para *Tiburonella viscana*. Os testes foram conduzidos em frascos de polietileno de alta densidade com volume de 1 litro (figura 10). Esse tipo de frasco foi anteriormente utilizado com sucesso por MELO *et al.* (1993), ABESSA *et al.* (1998), ABESSA *et al.* (2001), CESAR *et al.* (2004), na condução de testes de toxicidade com sedimentos.

Cerca de vinte e quatro horas antes do início do experimento, as amostras de sedimento foram homogeneizadas manualmente e as réplicas preparadas, em número de três por amostra testada. Em cada uma foi introduzida uma camada de 2 cm de sedimento não peneirado e 800 ml de água do mar filtrada em elemento filtrante do tipo CUNO (0,1 μm). No dia seguinte foram iniciados os testes. Cada réplica recebeu dez indivíduos adultos saudáveis e de mesmo tamanho. De acordo com MELO (1993), são considerados saudáveis os organismos que apresentam movimentação regular dos apêndices e do tubo digestivo, respondem a estímulos contraindo o corpo, não apresentam deformações ou anomalias morfológicas e se

enterram num período de até uma hora após serem introduzidos nos frascos-teste. Não foram utilizadas fêmeas ovadas.

Durante o experimento os animais não foram alimentados e permaneceram sob aeração e iluminação constantes e temperatura de 25 ± 2 °C.

Foi observado diariamente o número de organismos mortos e vivos desenterrados (emergentes) em cada frasco, assim como as variáveis físico-químicas (nitrogênio amoniacal, pH, salinidade e oxigênio dissolvido).



Figura 10 – Teste de toxicidade com anfípodo escavador *Tiburonella viscana*.

3.5.2.3. Leitura dos testes

Após dez dias os experimentos foram encerrados. O sedimento de cada réplica foi peneirado em malha 0,5 mm. Os exemplares de *T. viscana* retidos foram então transferidos para placas de Petri, com auxílio de um conta-gotas e examinados em estereomicroscópio.

O número de animais mortos e vivos foi anotado. Para as réplicas em que a soma de organismos vivos e mortos não atingiu dez, os não encontrados foram considerados mortos.

Foi realizado teste de toxicidade com substância de referência, sem a presença de sedimento, para avaliar a sensibilidade dos organismos utilizados. A substância de referência testada foi o dicromato de potássio. Esse teste estabeleceu faixa aceitável de Concentração Letal a 50% dos organismos após 48h de exposição (CL50-48h), que variou entre 3,78 a

18,75 mg/l, sendo a CL50 média de $11,217 \pm 3,768$ mg/l. Os resultados obtidos foram analisados pelo método estatístico Trimmed Spearman-Kärber com correção Abbot (HAMILTON *et al.*, 1997). Esses valores estavam dentro da faixa aceitável da carta controle do Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA), do Campus Experimental do Litoral Paulista da Universidade Estadual Paulista (UNESP).

3.5.3. Análises físico-químicas

Durante os testes de toxicidade foram realizadas análises físico-químicas iniciais e finais dos seguintes parâmetros:

pH - utilizando-se do medidor de pH de marca *Laborgraf* – B474 com eletrodo de vidro combinado e precisão de duas casas decimais.

Temperatura - utilizando-se do medidor de pH de marca *Laborgraf* – B474 com sensor de temperatura.

Salinidade - utilizando-se de um refratômetro de marca *Shibuya 145*.

Oxigênio dissolvido - utilizando-se um medidor portátil de oxigênio dissolvido (método do eletrodo de membrana) marca *Oxi WTW 3151*, com precisão de duas casas decimais.

Amônia - utilizando-se de um meter de marca *Laborgraf* – B474 com eletrodo de vidro combinado específico para medição da amônia total com precisão de duas casas decimais. A conversão para amônia não ionizada foi realizada associando-se os valores de amônia total, pH, temperatura e salinidade de cada amostra, através de planilha do Microsoft Excel originária do *Southern California Coastal Water Research Project (California)*.

3.6. Análises estatísticas

Os resultados de toxicidade foram submetidos ao teste de normalidade dos dados Chi-Quadrado e a avaliação de homogeneidade de variâncias pelo método Bartlett. Para os dados considerados homogêneos e de normal distribuição foi aplicada a análise de variância (ANOVA) e posteriormente empregado o *post-hoc* t'student para comparação pareada das estações em relação ao controle.

Para os demais dados, utilizou-se o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* seguido de comparação múltipla de *Steels Many One*. A análise dos dados foi feita com o programa TOXSTAT 3.5 versão 3.5® (West & Gulley, 1996).

3.7. Comunidade Bentônica

Os organismos coletados foram identificados no Laboratório de Bentos da Universidade Federal do Paraná. Os poliquetas foram identificados pela Mestranda Eliatrice Louize Hatich; moluscos e crustáceos pela M.sc. Verônica Maria de Oliveira; e os equinodermos pelo Mestrando Carlos Alberto Barboza.

Técnicas univariadas foram empregadas para a descrição de estruturas da comunidade bentônica e os seguintes parâmetros descritivos foram calculados: número de famílias, número de indivíduos, riqueza de famílias Margalef (d), equitatividade de distribuição dos indivíduos entre famílias Pielou's (J), diversidade de Shannon-Wiener (H') e Dominância de Simpson (D).

3.8. Escalonamento multidimensional (MDS)

Neste estudo foram utilizados métodos multivariados não paramétricos de escalamento multidimensional (*non metric* – Multi Dimensional Scaling: MDS). A principal vantagem deste tipo de análise, frente às análises multiparamétricas, refere-se à desnecessidade de

relações lineares ou normalidade dos dados. Em concreto existem quatro componentes básicos para a análise de comunidades:

1. disposição de padrão da comunidade através de ordenação e/ou dendograma (*cluster*);
2. determinação das espécies responsáveis na agrupação de uma série de amostras;
3. comprovar diferenças espaciais e temporais na estrutura da comunidade quando as hipóteses são definidas a priori;
4. relacionar padrões da comunidade com as variáveis ambientais.

Seguindo as recomendações citadas no trabalho de CLARKE e WARWICK (1993), neste trabalho calculou-se a matriz de similaridade com os dados de abundância de todos os grupos taxonômicos, com base no coeficiente de *Bray-Curtis*, aplicando a transformação dos dados ($\log X+1$) e calculando o agrupamento hierárquico por grupos médios (*group-average*). A transformação dos dados foi realizada para incrementar ligeiramente a importância dos grupos ou espécies raras na análise.

A partir da matriz de similaridade de *Bray-Curtis*, usando as mesmas transformações e procedimentos citados acima, realizou-se cálculo das Porcentagens de Similaridade (SIMPER) empregando os dados de abundância das famílias que apresentaram mais de 10% de representatividade. Este tipo de análise destaca os grupos mais importantes nas similaridades entre amostras pertencentes a um mesmo tratamento e as diferenças entre amostras de distintos tratamentos.

Com esta mesma matriz de similaridade também foi realizado o escalamento multidimensional (MDS) através da ordenação das amostras por um processo iterativo de minimização de stress (*statistical stress*) e representação gráfica dos pontos de amostragem.

O stress se define com o cálculo da diferença entre as distâncias dos pontos na matriz original e as correspondentes distâncias entre pontos na ordenação final. Para uma correta interpretação da representação, o stress deve oscilar entre 0 (completamente ajustada) e 0,2 (mínima possibilidade de definir relações entre as amostras). Valores maiores de stress correspondem a distribuições ao acaso das amostras dentro da ordenação (CLARKE, 1993).

Todas as análises, univariadas e multivariadas, foram realizadas com auxílio do software PRIMER v. 6 (Plymouth Routines in Marine Ecological Research), de acordo com CLARKE & GORLEY (2001).

3.9. Exploratore Benthic Index (EBI)

O EBI (CESAR *et al.*, 2007) é baseado em oito parâmetros ecológicos que incluem o número total de espécies (1/8), número de espécies de crustáceos (1/8), número de espécies de moluscos (1/8), número de espécies de poliquetas (1/8), número total de indivíduos (1/8) e a presença ou ausência de espécies indicadoras e não indicadoras de poluição (2/8) e três índices ecológicos de diversidade, Shannon-Wiener, Pielou's e Margalef (1/8).

Espécies sensíveis à poluição são normalmente encontradas em estações controle onde distúrbios antropogênicos não são observados, enquanto que espécies indicadoras de poluição são comuns em estações com alto nível de estresse.

Os parâmetros foram calculados através da divisão da variável em questão de cada estação pelo maior valor encontrado (entre todas as estações), com posterior divisão por 100 para a obtenção do percentil. O valor encontrado para cada parâmetro é depois multiplicado por 1/8, que corresponde ao peso de cada um em relação ao índice, com exceção dos três índices ecológicos que juntos correspondem a 1/8 do índice. Estes últimos foram multiplicados por 0,33/8 cada. O parâmetro referente às espécies indicadoras de locais poluídos e não poluídos somam 2/8 do índice.

Exemplo:

$$\left[\frac{\text{Nº TOTAL DE ESPÉCIES/MAIOR VALOR}}{100} \right] * 1/8$$

Onde:

Nº total de espécies = número total de espécies na amostra em questão.

Maior valor = maior valor encontrado entre todas as amostras da variável em questão.

Para o cálculo do parâmetro referente a espécies indicadoras de locais poluídos e não poluídos os valores de suas abundâncias foram transformados utilizando raiz quadrada dupla, com o objetivo de diminuir a variação dos valores.

Em seguida, foram feitos os seguintes cálculos:

$$\text{ESPÉCIE}(+) = \sum \text{ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIE}(+)/\text{MAIOR VALOR}(+)$$

$$\text{ESPÉCIE}(-) = \sum \text{ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIE}(-)/\text{MAIOR VALOR}(-)$$

$$\text{ESPÉCIE}(+) - \text{ESPÉCIE}(-)$$

$$(\text{ESPÉCIE}(+) - \text{ESPÉCIE}(-)) + 1$$

$$(\text{ESPÉCIE}(+) - \text{ESPÉCIE}(-) + 1) * 50$$

$$(\text{ESPÉCIE}(+) - \text{ESPÉCIE}(-) + 1 * 50) / 100$$

$$(\text{ESPÉCIE}(+) - \text{ESPÉCIE}(-) + 1 * 50 / 100) * 2/8$$

Onde:

Espécie(+) = espécie indicadora de local não poluído.

Espécie(-) = espécie indicadora de local poluído.

O valor integral do índice EBI é obtido por meio da soma dos oito parâmetros calculados para cada estação, cujo resultado varia entre 0 (mais impactado) e 1 (menos impactado). Os intervalos de 0 a 0,30, 0,31 a 0,60 e 0,61 a 1 são considerados, respectivamente, indicador de alteração da comunidade bentônica, indicador de ambiente de alteração transicional e indicador de ambiente não alterado.

Este índice é baseado em estudos toxicológicos e naturais, levando em conta as respostas da comunidade bentônica marinha a distúrbios antrópicos e naturais, e foram desenvolvidos para áreas específicas através da seleção de diferentes espécies indicadoras.

No presente trabalho, em que a comunidade bentônica foi identificada até o nível de família, foram utilizados os valores ecológicos correspondentes, em lugar dos valores de espécies.

3.10. Integração dos dados

3.10.1. Correlações

Para a correlação dos dados foram empregadas correlações múltiplas de *Pearson* para facilitar a interpretação e explicar as variáveis mais importantes. Foram consideradas correlacionadas, as variáveis cujos coeficientes de correlação estimados foram superiores a $|0,45|$ enquanto que aquelas com valores menores foram consideradas não correlacionadas.

Segundo TABACHNIC and FIDELL (1996) valores de corte para correlação de no mínimo $|0,32|$ podem ser usados, sendo que valores maiores que $|0,45|$ são considerados mais adequados.

Para os testes de toxicidade utilizando as manipulações elutriato e interface sedimento-água com o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*, e sedimento integral com anfípodo escavador *Tiburonella viscana*, foram utilizadas matrizes com dados de desenvolvimento larval anormal e de mortalidade, respectivamente.

A matriz de correlação foi gerada utilizando o software estatístico STATISTICA software toll (Stat Soft, Inc., 2001; versão 6).

3.10.2. Análise fatorial

A relação entre as variáveis foi avaliada através da integração de três linhas de evidência. Esta análise proporciona melhor entendimento das relações que ocorrem em cada estação e vem sendo utilizada com sucesso na avaliação da qualidade dos sedimentos como importante ferramenta para a integração dos dados (CESAR *et al.* 2007; RIBA *et al.* 2004a; RIBA *et al.* 2004b; DELLVALLS *et al.* 2002; DELLVALLS *et al.* 1998b; DELLVALLS & CHAPMAN, 1998).

A análise de principais componentes (PCA) foi utilizada para a extração da matriz. Este método utiliza as características geoquímicas dos sedimentos (porcentagem de M.O., N, P, Fe, Zn, Cr, Cu, Ni, % finos), os resultados de toxicidade (porcentagem de desenvolvimento

larval de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*, porcentagem de sobrevivência de anfípodo escavador e reprodução de copépode bentônico) e os índices da comunidade bentônica (riqueza, diversidade, dominância, equitatividade, número de indivíduos, número de família e EBI).

A análise foi realizada utilizando-se matriz (varimax normalized rotation) que incluiu todos os eixos da PCA que apontaram para mais de 10% das variâncias. O valor mínimo de correlação definido de $|0,45|$ foi utilizado para a seleção e inclusão das variáveis nos fatores. As variáveis foram estandarizadas para serem tratadas com a mesma importância. A PCA e a análise de correlação foram realizadas utilizando o software estatístico STATISTICA software toll (Stat Soft, Inc., 2001; versão 6).

4. RESULTADOS

4.1. Análises sedimentológicas

4.1.1. Análises granulométricas

A distribuição dos sedimentos na área de estudo corrobora com os valores descritos por outros autores (SOARES, 1996; LAMOUR *et al.*, 2006), onde há predominância de sedimentos finos na porção mais interna do eixo leste-oeste (Porto de Antonina) e posterior aumento do diâmetro médio dos sedimentos (areia muito fina e areia fina) em direção à porção externa da baía (tabela 2, figuras 11 e 12).

Tabela 2 – Distribuição e classificação granulométrica das estações.

Estações	Classificação	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% finos	% CaCO₃	% M.O.	Eh
Porto de Antonina	Silte fino	2,70	15,70	75,98	5,61	81,59	10,5	12,4	-174,7
Baía de Paranaguá	Areia fina	2,44	82,55	7,16	7,84	15,00	6,7	5,6	-136,7
Porto de Paranaguá	Silte grosso	1,43	65,12	29,73	3,71	33,44	7,4	5,6	-187,7
Baixio do Perigo	Areia fina	1,77	84,34	9,72	4,16	13,89	3,7	1,6	-125,7
Ilha da Cotonga	Areia fina	4,74	85,32	3,77	6,16	9,93	5,9	3,3	-131,7
Ilha das Cobras	Areia fina	0,00	93,33	5,26	1,40	6,67	3,8	1,9	-53,0
Saco da Tambarutaca	Silte grosso	0,00	67,17	15,45	17,38	32,83	7,5	6,2	-128,0
Ilha do mel	Areia fina	0,40	87,80	6,59	5,20	11,80	4,7	0,4	-8,0
Ponta do Poço	Areia muito fina	0,00	88,39	5,98	5,63	11,61	4,4	1,7	-59,3
Enseada do Itaqui	Silte grosso	0,59	57,51	22,29	19,60	41,89	7,1	6,6	-154,3
Enseada do Benito	Areia fina	0,36	89,18	5,92	4,53	10,46	7,7	6,7	-169,7
Baía dos Pinheiros	Areia média	5,43	87,60	4,64	2,32	6,96	2,0	3,0	-169,7

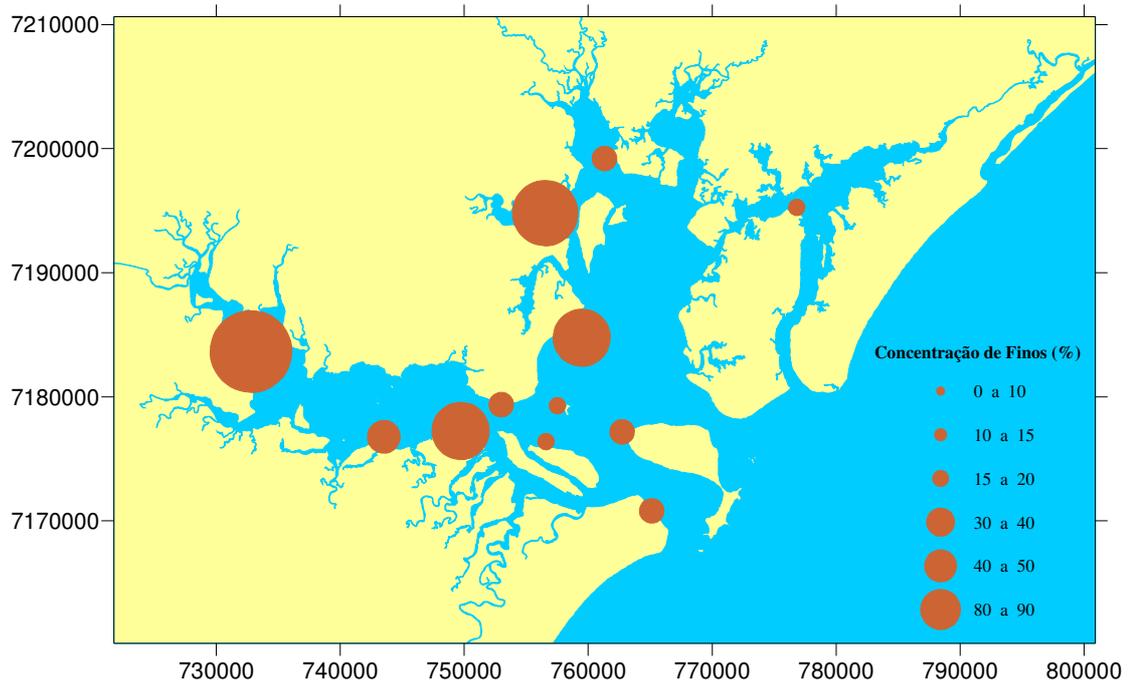


Figura 11 – Distribuição de sedimentos finos.

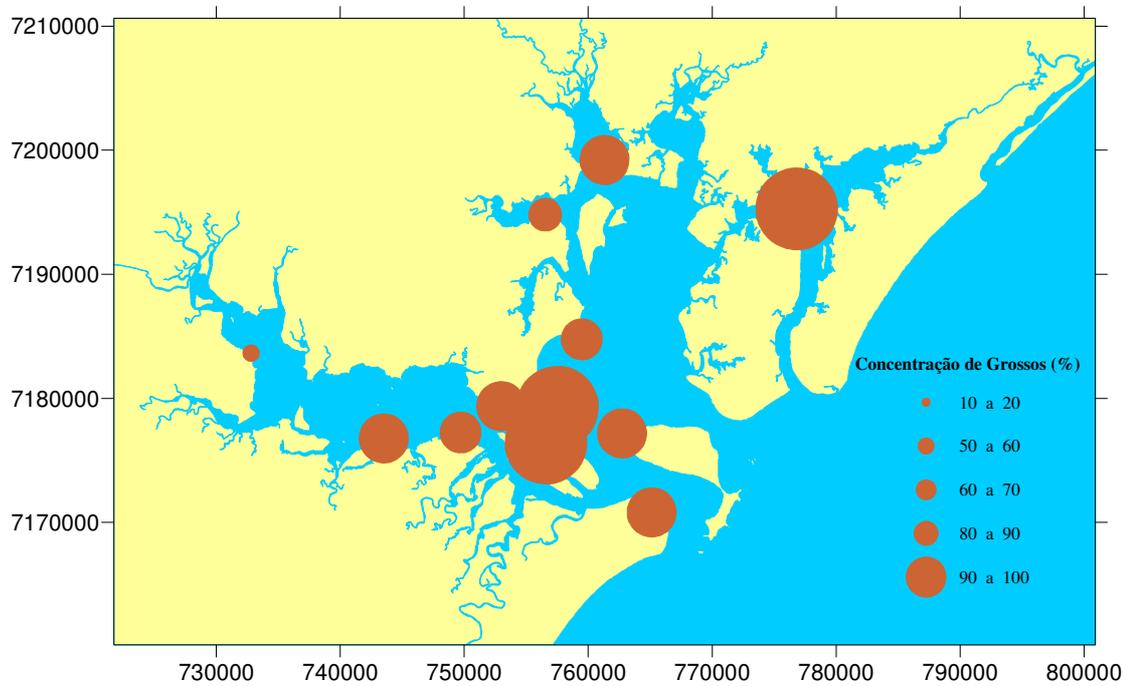


Figura 12 – Distribuição de sedimentos grossos.

4.1.2. Carbonatos

A porcentagem média de carbonato de cálcio variou de 2% (Baía dos Pinheiros) a 10,5% (Porto de Antonina), apresentando maiores valores nas estações Porto de Antonina, Porto de Paranaguá, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito (figura 13).

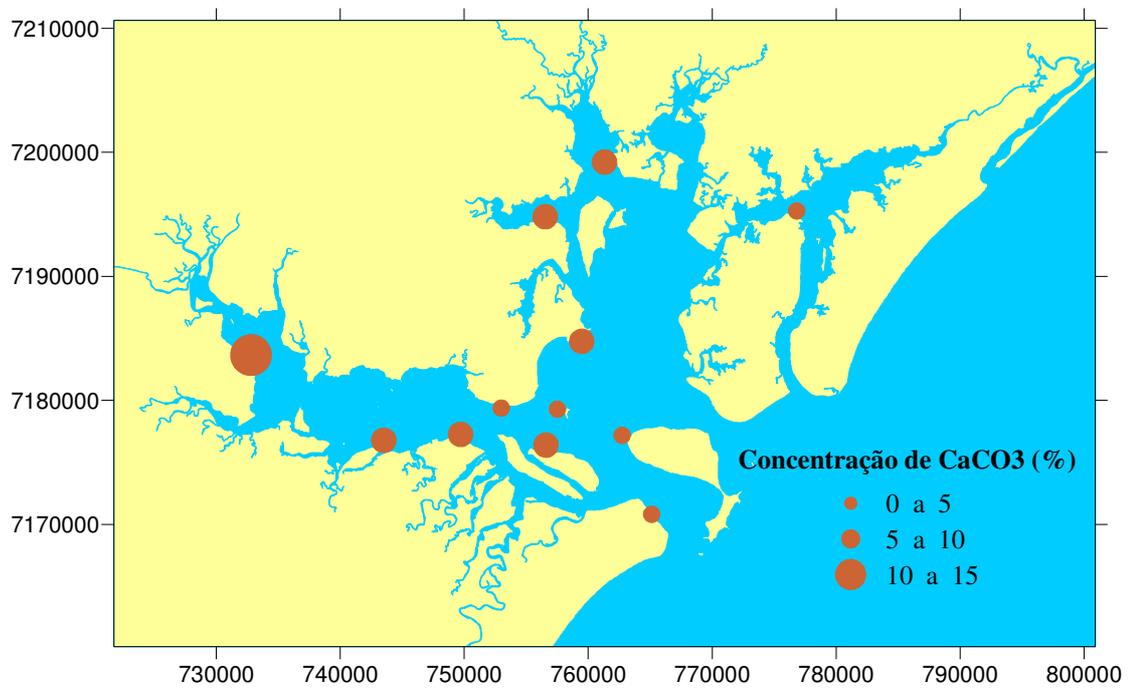


Figura 13 – Porcentagem de carbonato de cálcio.

4.1.3. Potencial redox (Eh)

Os sedimentos mostraram-se mais reduzidos nas estações Porto de Antonina, Porto de Paranaguá, Enseada do Itaqui, Enseada do Benito e Baía dos Pinheiros, com valores variando entre -169,7 (Estações Enseada do Benito e Baía dos Pinheiros) e 187,7 (estação Porto de Paranaguá) (figura 14).

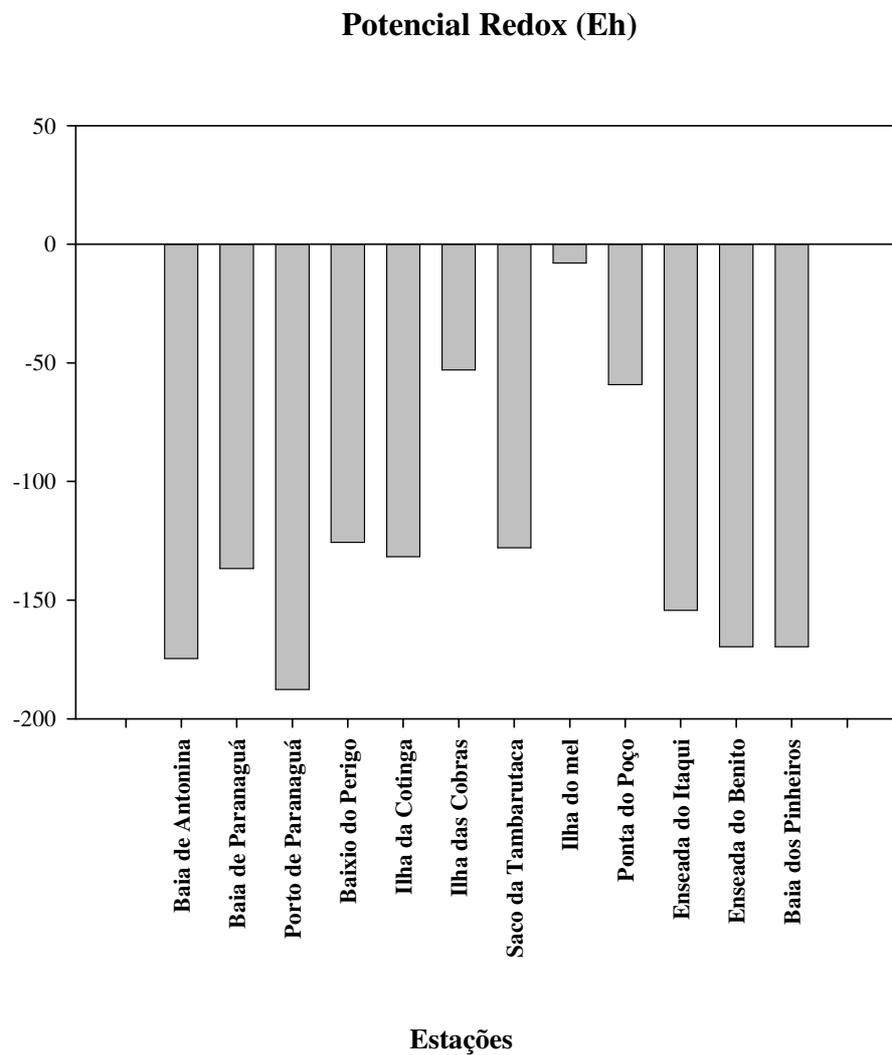


Figura 14 – Potencial redox nas estações de coleta.

4.1.4. Matéria orgânica (M.O.)

Os teores médios de matéria orgânica variaram de 0,4% (Ilha do Mel) a 12,4% (Porto de Antonina), apresentando maiores valores nas estações Porto de Antonina, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito (figura 15).

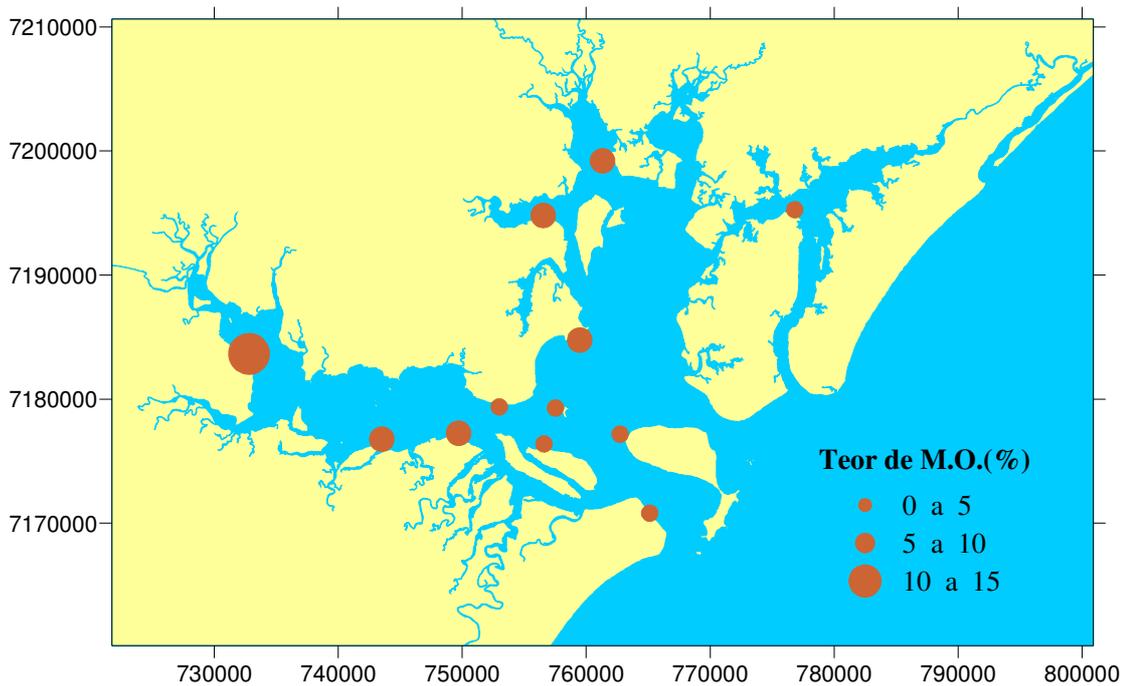


Figura 15 – Teor médio de matéria orgânica.

4.1.5. Nutrientes

A razão para os nutrientes nitrogênio e fósforo (razão N:P) está abaixo dos valores sugeridos para detritos planctônicos (16:1) e detritos de manguezal (11:1), evidenciando outras fontes para tais nutrientes. O fósforo apresentou concentrações que violaram os limites da legislação CONAMA 344/04. MARONE *et al.* (2005) também encontrou altas concentrações de fósforo nessa mesma área de estudo. As maiores concentrações deste nutriente são encontradas próximo às cidade de Antonina e Paranaguá, provavelmente

causadas por processos de lixiviação, lançamento de esgoto doméstico e atividades de produção de fertilizantes (tabela 3).

Tabela 3 – Distribuição das concentrações e porcentagens de nutrientes e razão N/P. Em negrito, concentrações que ultrapassaram o limite CONAMA 344/04 (4800 mg/kg para N-total e 2000 mg/kg para P-total).

Estações	Nutrientes				Razão
	% N	% P	N (mg/kg)	P (mg/kg)	N/P
Porto de Antonina	0,28	0,45	2912	4457	1,395
Baía de Paranaguá	0,06	0,16	750	1564	0,911
Porto de Paranaguá	0,02	0,45	349	4499	0,120
Baixio do Perigo	0,02	0,18	345	1769	0,299
Ilha da Cotinga	0,03	0,11	404	1141	0,576
Ilha das Cobras	0,04	0,21	489	2089	0,406
Saco da Tambarutaca	0,13	0,32	1445	3171	0,934
Ilha do mel	0,01	0,12	187	1244	0,144
Ponta do Poço	0,14	0,18	1536	1782	1,779
Enseada do Itaqui	0,15	0,06	1561	642	5,015
Enseada do Benito	0,05	0,14	66	1436	0,847
Baía dos Pinheiros	0,08	0,13	91	1291	1,368

4.1.5.1. Nitrogênio total

A porcentagem média de nitrogênio total variou de 0,01% (Ilha do Mel) a 0,28% (Porto de Antonina), apresentando seus maiores valores nas estações Porto de Antonina e Ponta do Poço (figura 16).

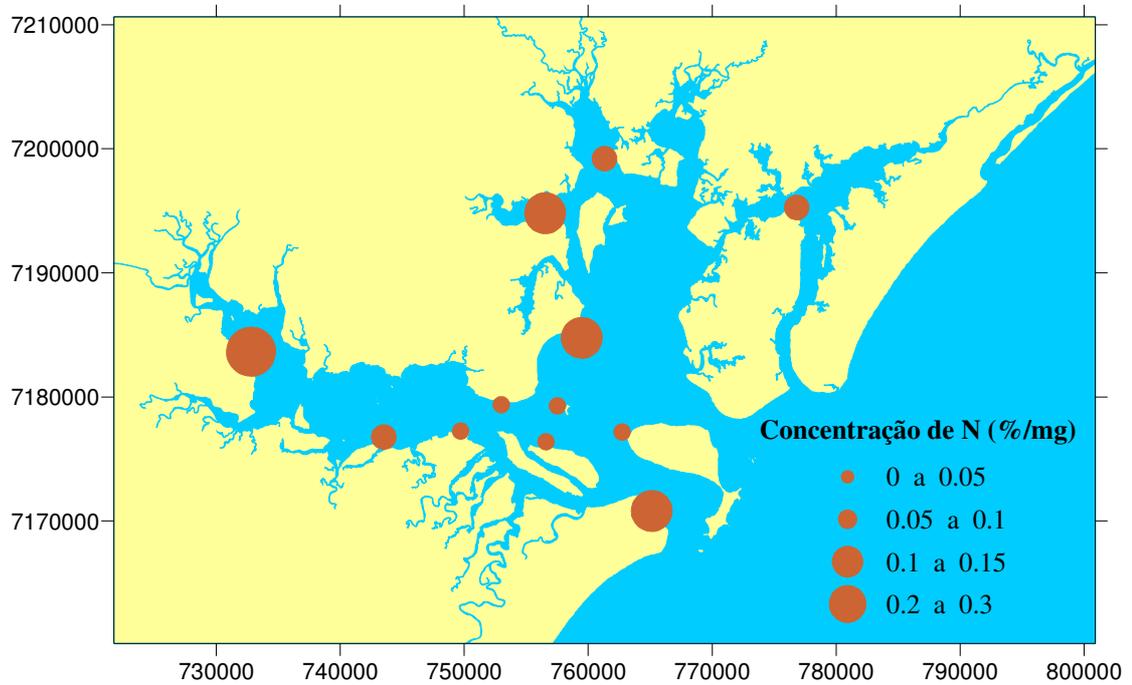


Figura 16 – Porcentagem média de nitrogênio total.

4.1.5.2. Fósforo total

A porcentagem média de fósforo total variou de 0,11% (Ilha da Cotinga) a 0,45% (Porto de Antonina). Nas estações Porto de Antonina, Porto de Paranaguá, Ilha das Cobras e Saco da Tambarutaca os valores ultrapassaram os limites da resolução CONAMA 344 (figura 17).

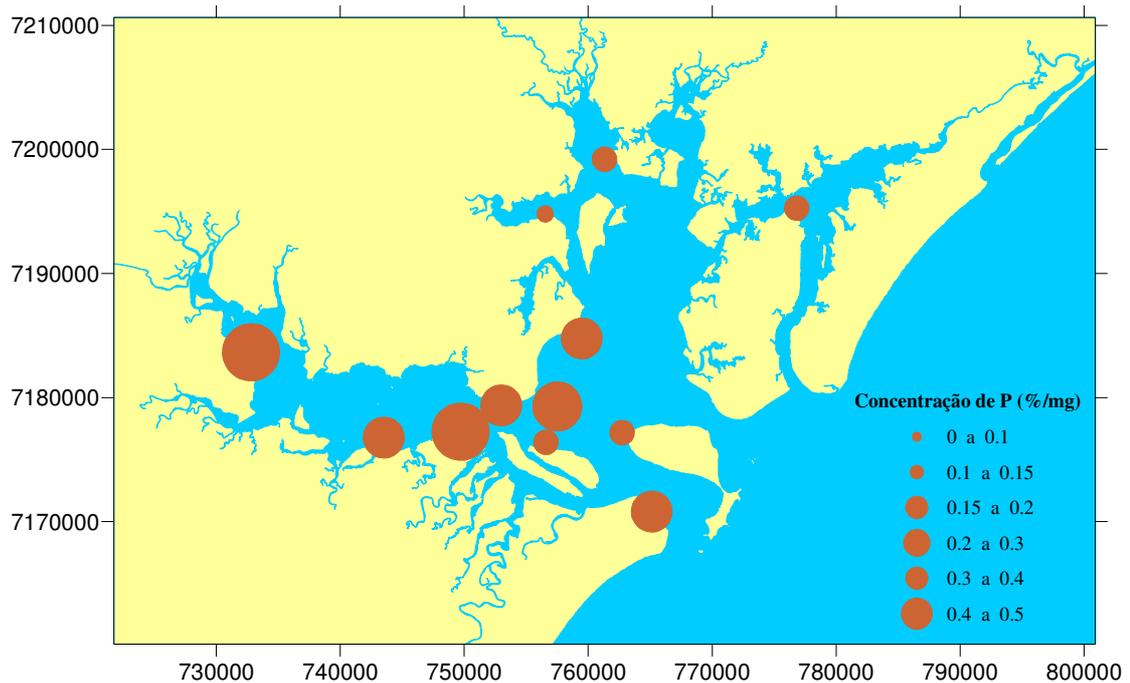


Figura 17 – Porcentagem média de fósforo total.

4.2. Análises químicas

4.2.1. Metais

De modo geral, os maiores valores foram observados nas estações localizadas na porção interna da baía tanto no eixo leste-oeste quanto no norte-sul. A distribuição dos elementos Ni, Zn, Fe, Cu, Pb, Cd e Co na área estudada apresentam correlações significativas e positivas (tabela 4) com os teores de argila, silte e matéria orgânica. Este comportamento sugere que esses metais estão associados aos finos e matéria orgânica ou advêm de uma fonte comum ou, ainda, que sofrem os mesmos processos, por exemplo, a deposição em áreas de menor energia.

As estações Porto de Antonina, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito apresentaram as maiores concentrações de metais se comparadas às outras estações. A concentração de ferro (Fe) nestas estações variou entre 28,65 mg/kg (Porto de Antonina) a 79,52 mg/kg (Enseada do Itaqui). Para o cobre (Cu), as concentrações variaram entre 0,26 mg/kg (Saco da Tambarutaca) e 11,01 mg/kg (Enseada do Benito), sendo que para as demais

estações os valores ficaram abaixo do limite de detecção do aparelho. O cromo (Cr) apresentou concentrações entre 0,01 mg/kg (Ilha da Cotonga) e 52,54 mg/kg (Enseada do Itaqui). Esta última estação apresentou leve violação no limite de TEL. As concentrações de níquel (Ni) apresentaram valores entre 0,93 mg/kg (Saco da Tambarutaca) e 25,89 mg/kg (Porto de Antonina). Para este metal houve violação dos limites TEL e Nível 1 nas estações Porto de Antonina e Enseada do Benito. As concentrações de zinco (Zn) variaram entre 17,03 mg/kg (Baixio do Perigo) e 119,70 mg/kg (Enseada do Itaqui).

Em geral, os metais apresentaram valores homogêneos, à exceção das estações Porto de Antonina, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito, onde foram encontrados os valores mais altos. Possivelmente essas estações sejam áreas de deposição, tendo em vista suas semelhantes características sedimentológicas e por serem consideradas barreiras geoquímicas para os fluxos provenientes do continente, o que aumenta a capacidade de fixação e acumulação dos metais provavelmente trazidos por esses fluxos. O agrupamento *cluster* confirma a semelhança entre essas estações (figura 18).

As concentrações médias de metais nas amostras e seus respectivos limites (CONAMA 344/04, nível 1 e 2 e ENVIRONMENT CANADIAN, 2002, TEL - *Threshold Effect Level* e PEL - *Probable Effect Level*) estão descritos na tabela 4 e nas figuras 19 a 23.

Tabela 4 – Concentração média de metais e seus respectivos limites (CONAMA 344/04 e ENVIRONMENT CANADÁ, 1999). Os valores em negrito correspondem às concentrações que ultrapassaram o limite TEL/Nível 1 ou PEL/Nível 2.

Estações	Concentração de Metais (ppm)						
	Fe (g/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Porto de Antonina	28,65	---	7,72	28,06	25,89	55,53	---
Baía de Paranaguá	7,42	---	---	2,74	---	26,13	---
Porto de Paranaguá	11,28	---	---	6,26	---	38,10	---
Baixio do Perigo	5,40	---	---	0,28	---	17,03	---
Ilha da Cotinga	5,90	---	---	0,01	---	22,37	---
Ilha das Cobras	6,49	---	---	2,96	---	21,35	---
Saco da Tambarutaca	50,89	---	0,26	20,05	0,93	51,63	---
Ilha do mel	6,98	---	---	---	---	21,30	---
Ponta do Poço	13,74	---	---	6,10	---	39,79	---
Enseada do Itaqui	79,52	---	9,34	52,54	11,61	119,70	---
Enseada do Benito	40,93	---	11,01	42,65	25,60	83,50	---
Baía dos Pinheiros	6,06	---	---	---	---	18,47	---
TEL (Environment Canada)		30,2	18,7	52,3	15,9	124	0,7
PEL (Environment Canada)		122	108	160	42,8	271	4,21
Nível 1 (CONAMA 344)		46,7	34	81	20,9	150	1,2
Nível 2 (CONAMA 344)		218	270	370	51,6	410	9,6

A matriz (tabela 5) demonstra que os metais analisados indicam correlação positiva com os teores de CaCO_3 , M.O., silte e argila, confirmando que esses metais provavelmente advêm de fonte comum e sofrem os mesmos processos de fixação. Tais concentrações estão também associadas a locais mais rasos e de menor salinidade, características semelhantes entre as estações que apresentaram as maiores concentrações de metais (Porto de Antonina, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito), evidenciando a existência de ambientes deposicionais.

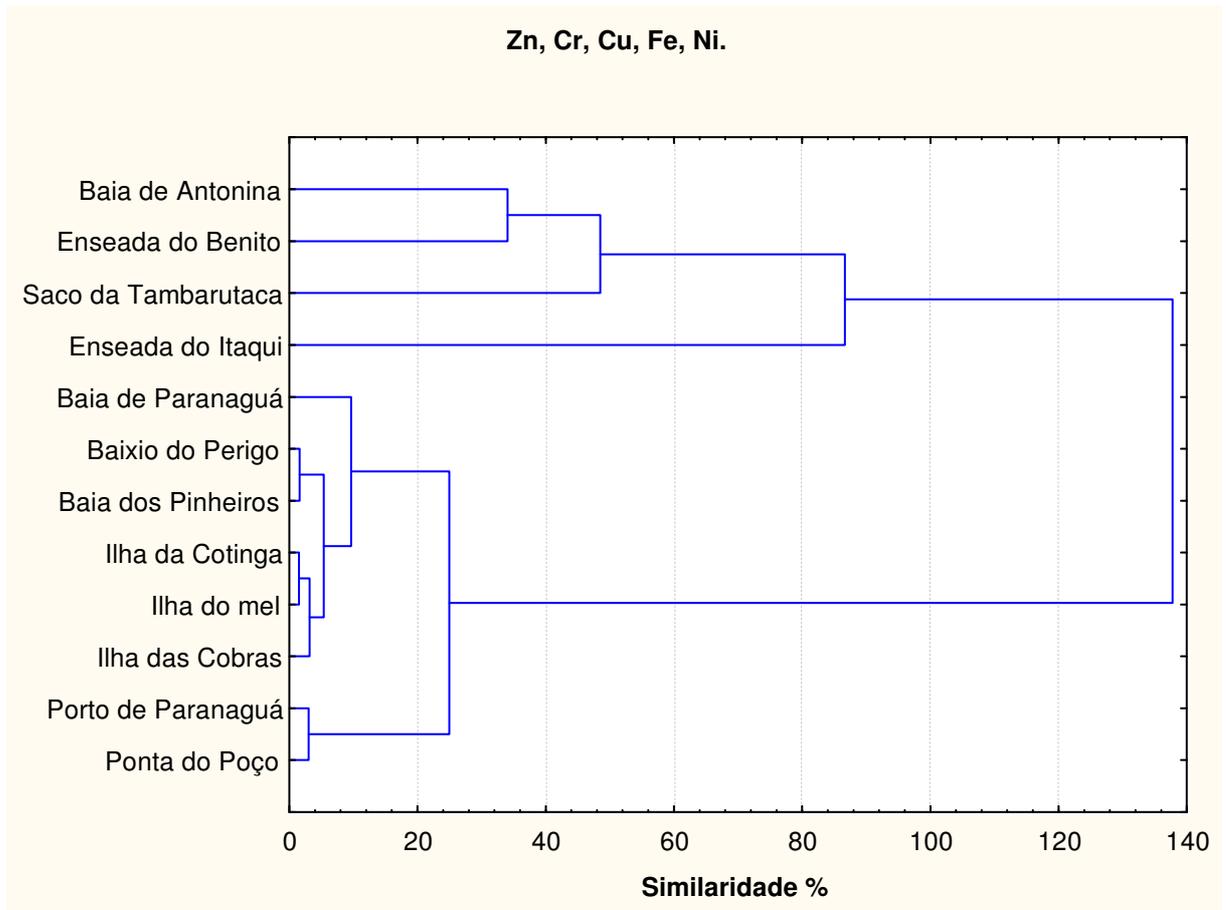


Figura 18 – Ordenação cluster das concentrações de metais.

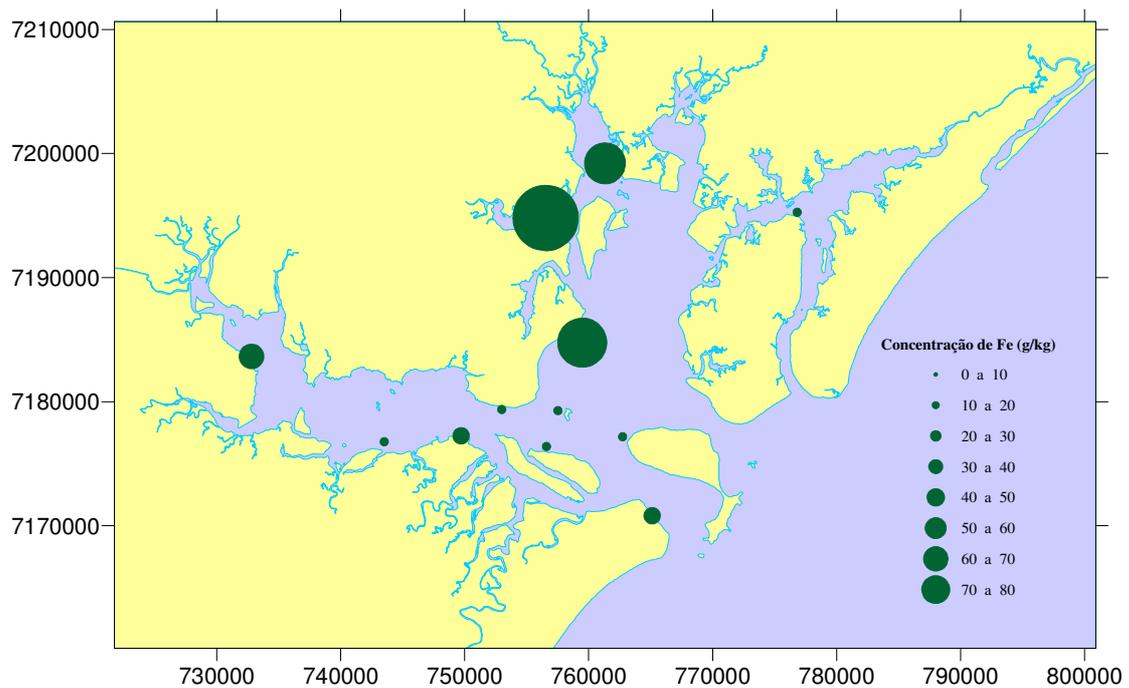


Figura 19 – Concentração média de ferro (g/kg).

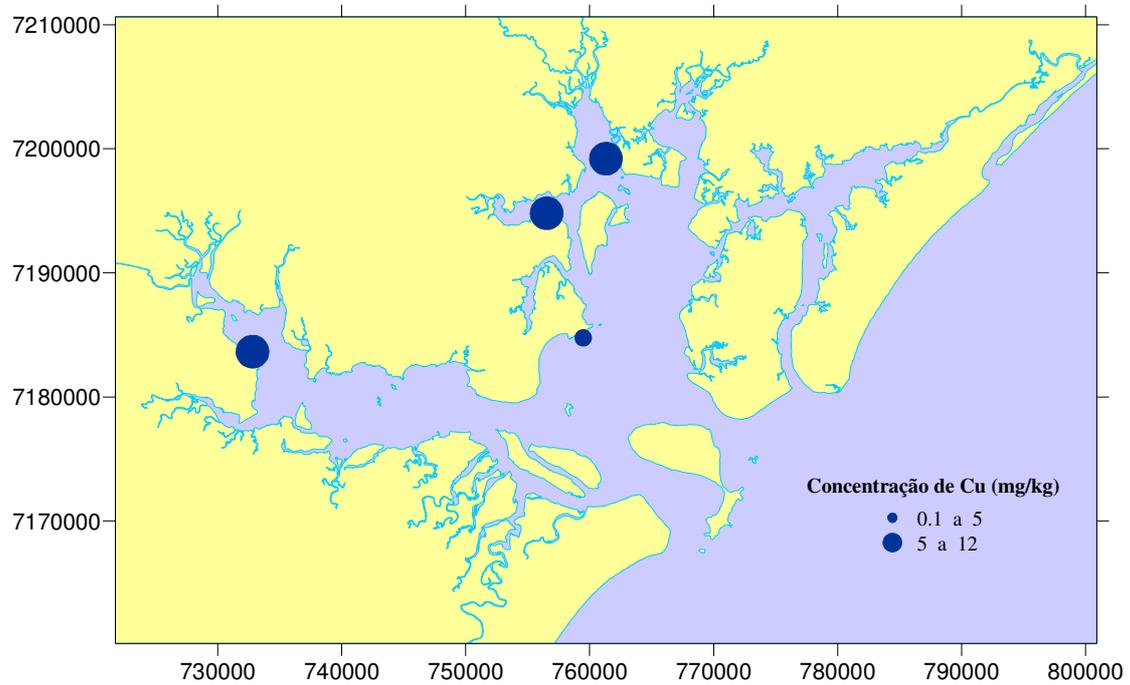


Figura 20 – Concentração média de cobre (mg/kg).

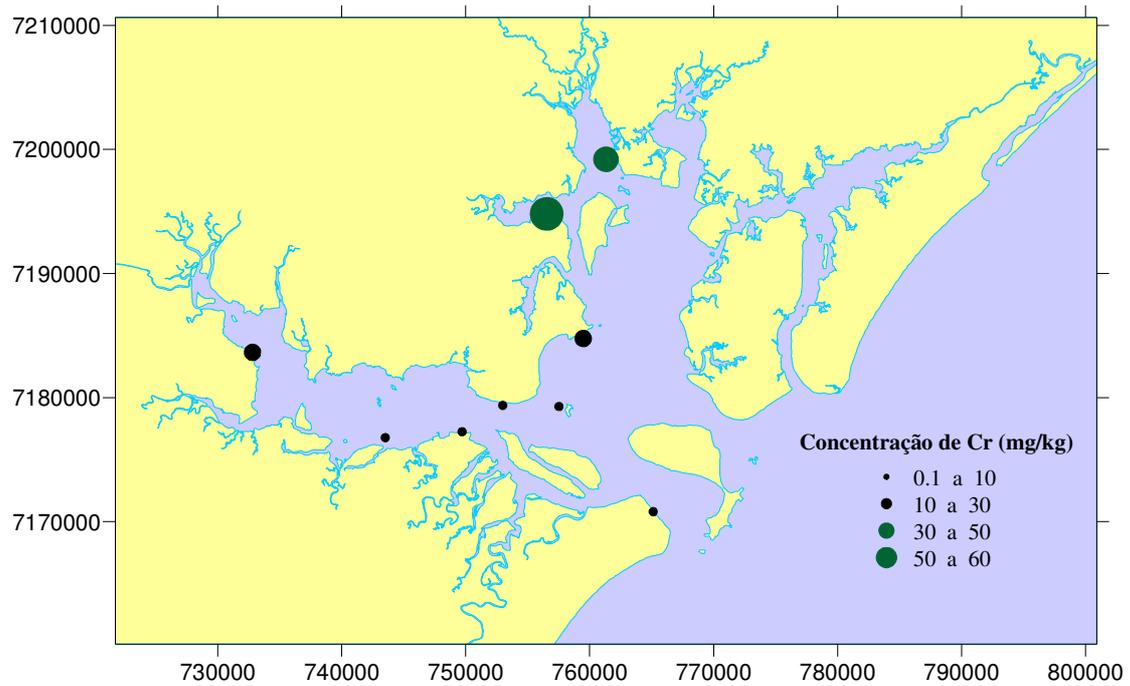


Figura 21 – Concentração média de cromo (mg/kg).

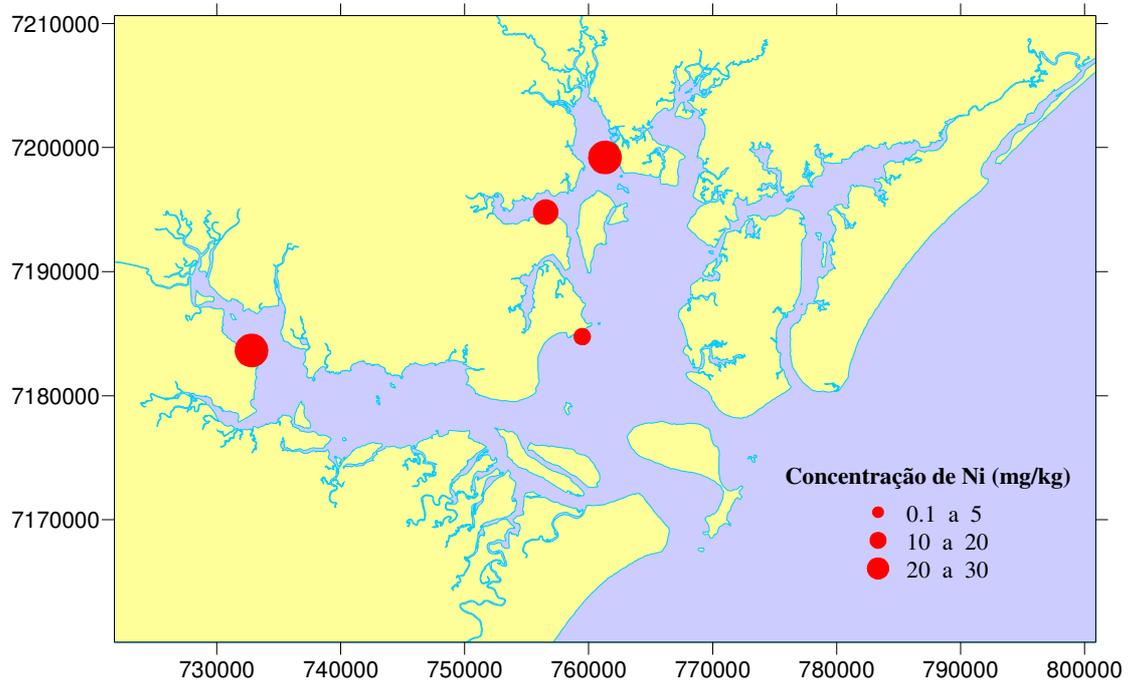


Figura 22 – Concentração média de níquel (mg/kg).

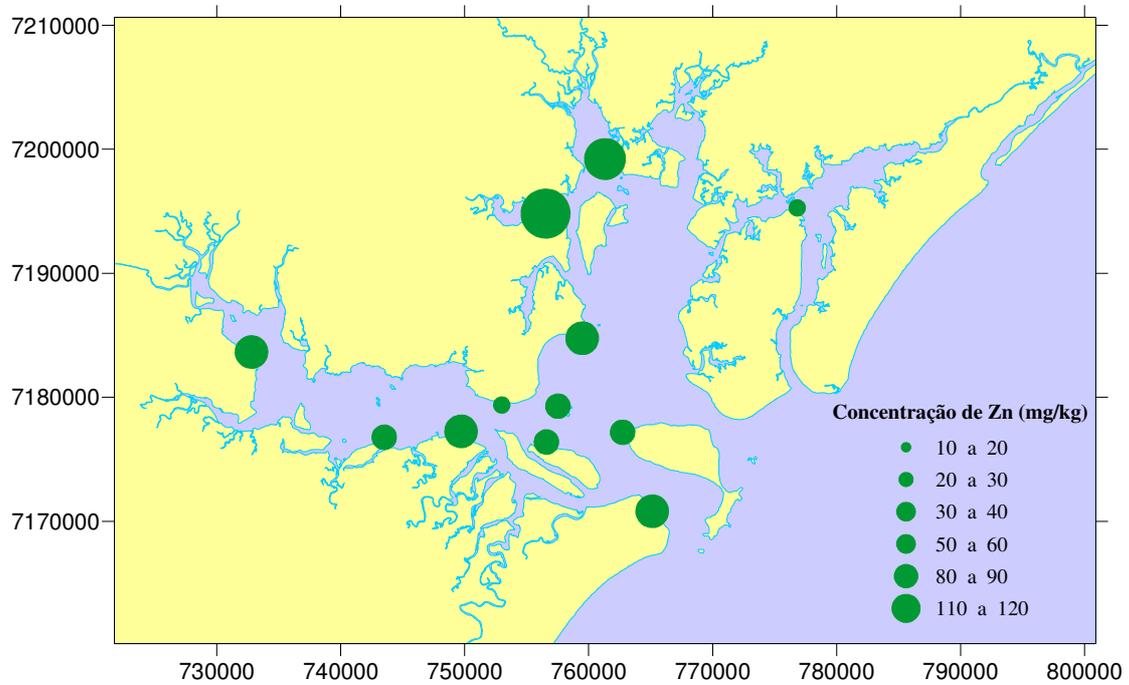


Figura 23 – Concentração média de zinco (mg/kg).

4.2.2. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs)

As concentrações de PAHs apresentaram baixos valores, confirmando aqueles encontrados por CHOUERI *et al.* (2008). A somatória das concentrações de PAHs variou entre 14,08 µg/kg (Ponta do Poço) e 49,83 µg/kg (Saco da Tambarutaca). As maiores concentrações foram encontradas nas estações Porto de Paranaguá, Saco da Tambarutaca, Ilha do Mel, Enseada do Itaqui, Enseada do Benito e Baía dos Pinheiros (figura 24).

As concentrações de PAHs e seus limites (Nível 1 e 2 CONAMA 344/04, TEL e PEL ENVIRONMENT CANADÁ, 2002) estão ilustradas na tabela 6. De modo geral, os maiores valores foram observados nas estações localizadas no eixo norte-sul.

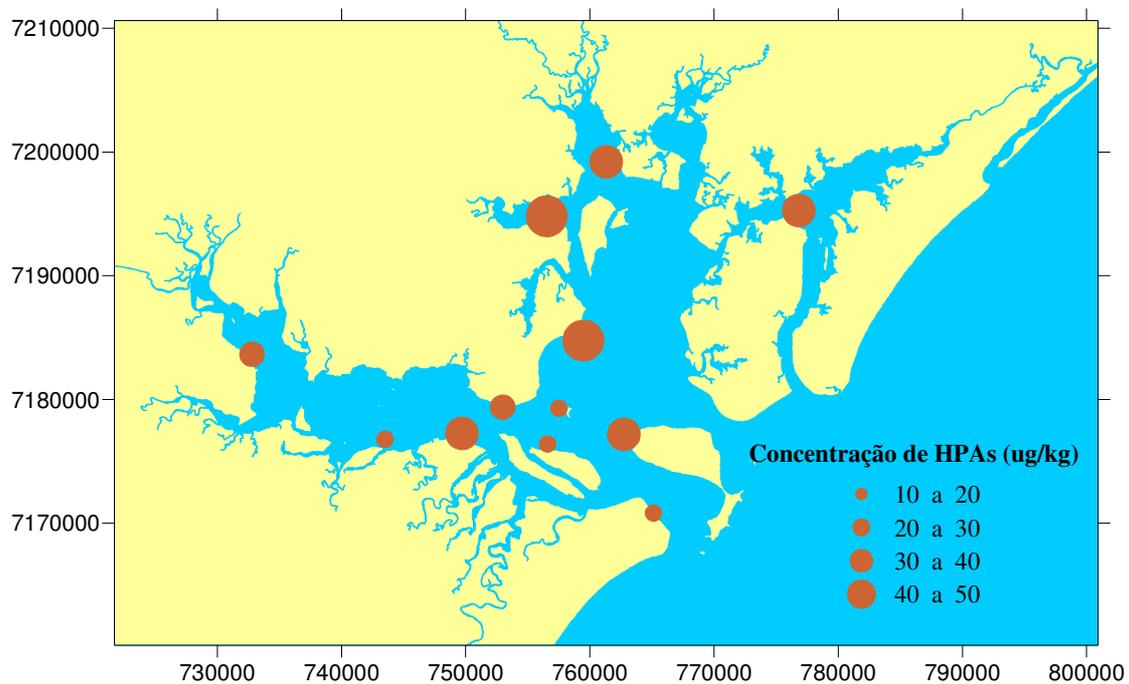


Figura 24 – Somatória dos PAHs nas estações de coleta.

4.2.2.1. Razões entre PAHs

As razões Ant/ Σ -178, F-ant/ Σ -202, Ind/ Σ -276 e Bz(a)a/ Σ -228 (tabela 7) mostraram valores acima de 0,50 em todas as estações, indicando que os PAHs em questão são de fonte pirogênica.

A plotagem entre as razões Ant/ Σ -178, Bz(a)a/ Σ -228 vs F-ant/ Σ -202 confirma os resultados supra citados (figuras 25 e 26).

Tabela 7 – Razões Ant/ Σ -178, F-ant/ Σ -202, Ind/ Σ -276 e Bz(a)a/ Σ -228 ($\mu\text{g}/\text{kg}$).

Estações	Razões			
	Ant/ Σ -178	F-ant/ Σ -202	Ind/ Σ -276	Bz(a)a/ Σ -228
Porto de Antonina	0,72	0,87	0	1,15
Baía de Paranaguá	1,14	0,88	0	1,15
Porto de Paranaguá	0,83	0,98	0	1,25
Baixio do Perigo	0,75	0,91	0	1,25
Ilha da Cotinga	0,71	0,79	0	0
Ilha das Cobras	0,73	0,87	0	1,11
Saco da Tambarutaca	1,13	0,91	0,79	1,15
Ilha do mel	0,79	0,83	0	1,14
Ponta do Poço	0,74	1,10	0	0
Enseada do Itaqui	0,65	0,92	0	1,17
Enseada do Benito	0,80	1,01	0	1,17
Baía dos Pinheiros	0,74	0,97	0	1,18

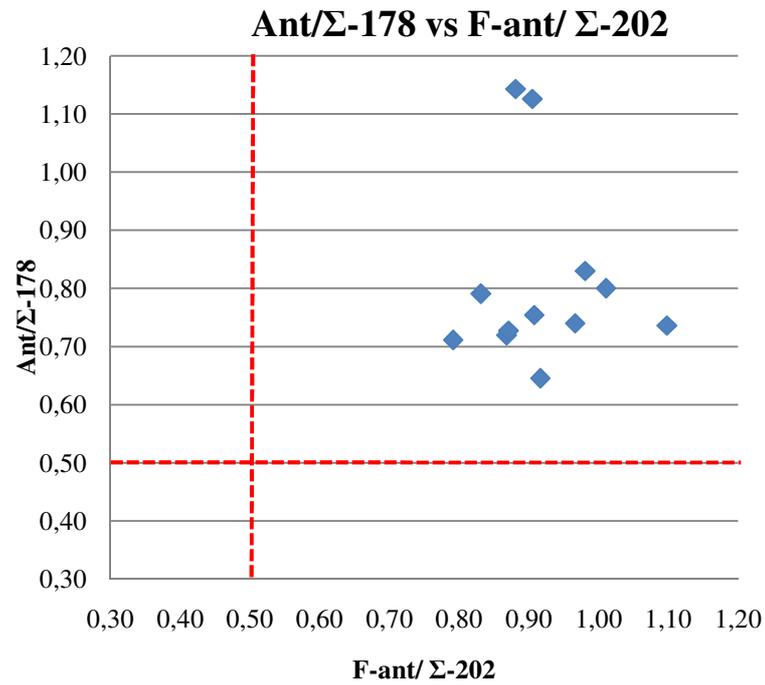


Figura 25 – Gráficos entre razões envolvendo os PAHs Ant/ Σ -178 vs F-ant/ Σ -202. Valores acima de 0,5 indicam fontes pirogênicas.

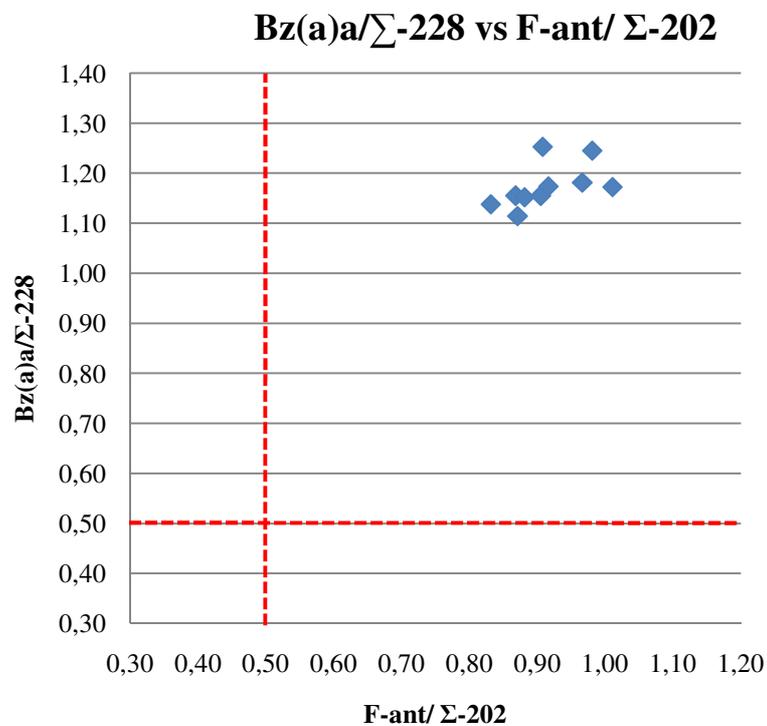


Figura 26 – Gráficos entre razões envolvendo os PAHs Bz(a)a/ Σ -228 vs F-ant/ Σ -202. Valores acima de 0,5 indicam fontes pirogênicas.

4.3 Testes de toxicidade com ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*

4.3.1. Manipulação Elutriato

A diluição das amostras foi utilizada com o objetivo de minimizar os efeitos da amônia, em razão da grande sensibilidade deste organismo e das elevadas concentrações deste composto em ambientes estuarinos. Com exceção da estação Enseada do Benito, todas as demais apresentaram toxicidade na diluição 100%. Tais valores de toxicidade podem ser atribuídos às altas concentrações de amônia que variaram entre 0,08 mg/l (Ponta do Poço) e 0,81 mg/l (Ilha da Cotinha). A partir da diluição 50% as estações Saco da Tambarutaca, Ponta do Poço, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito não apresentaram toxicidade, mesmo com concentrações de amônia variando entre 0,05 mg/l (Saco da Tambarutaca) e 0,13 mg/l (Enseada do Itaqui). Nas diluições de 25%, apenas as estações Porto de Paranaguá e Ilha da Cotinha apresentaram toxicidade, com concentrações de amônia variando entre 0,06 mg/l (Enseada do Benito) e 0,14 mg/l (Ilha da Cotinha). Os sedimentos das estações Porto de Paranaguá e Ilha da Cotinha apresentaram os maiores níveis de toxicidade quando comparados com as outras estações. Nesses testes a alta concentração de amônia na maioria das estações, mesmo depois da diluição, torna o resultado dos testes inconclusivo, tendo em vista tal interferência. Os resultados dos testes ecotoxicológicos e suas características físico-químicas estão apresentados nas tabelas 8, 9, 10 e 11 e na figura 27.

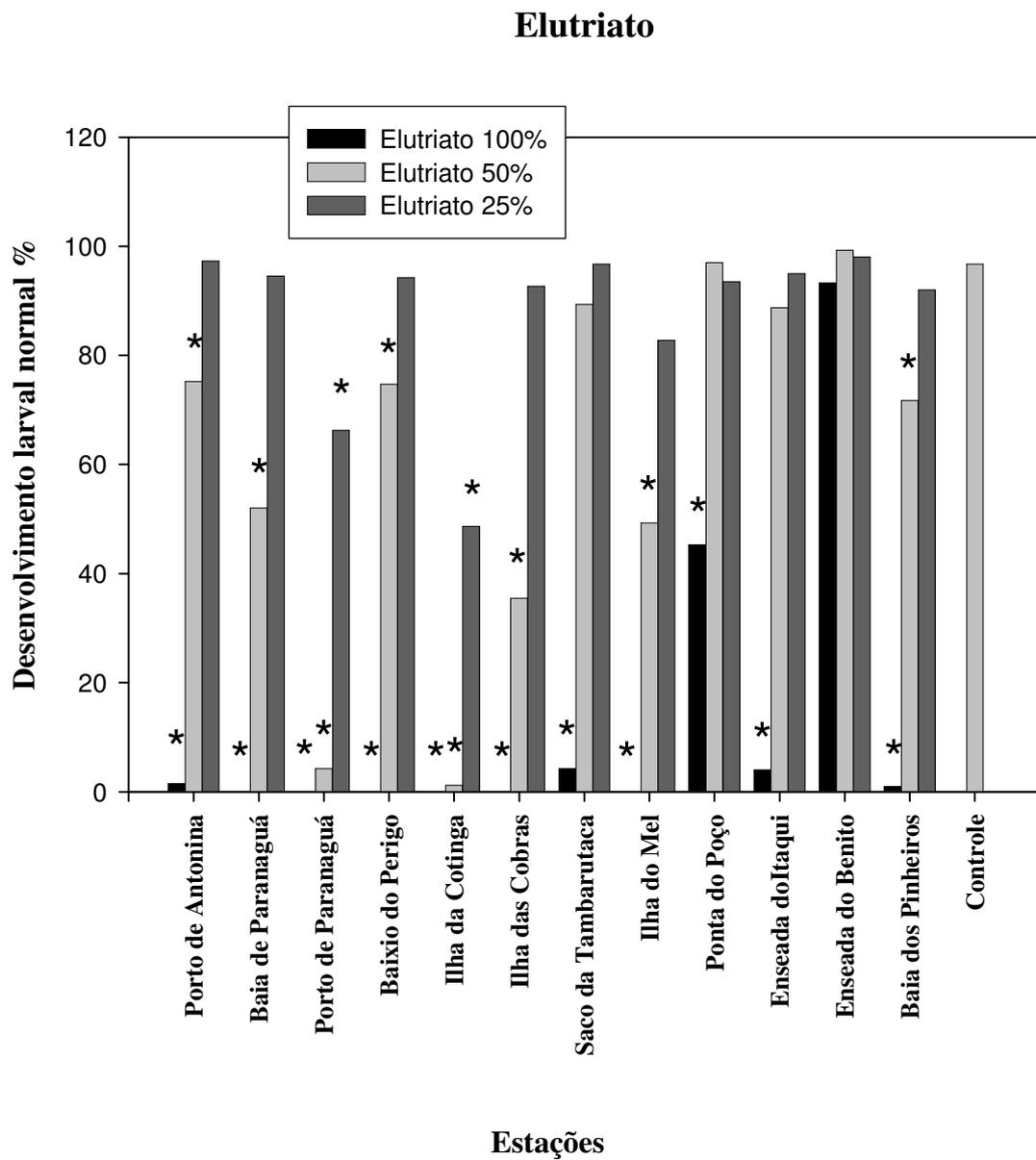


Figura 27 – Desenvolvimento larval normal (%). Média e desvio padrão. * = diferença significativa em relação ao controle teste-t ($p < 0.05$).

Tabela 8 - Resultado dos testes de toxicidade utilizando a manipulação elutriato. Valores em destaque foram considerados *outliers* e por essa razão não foram utilizados nos cálculos. (*) diferença significativa ($p < 0,05$).

Estações		Desenvolvimento larval normal %						
Estações	Conc. (%)	R1	R2	R3	R4	Média	D. padrão	Dif. Sig.
Porto de Antonina	100	03	00	03	00	3	0	*
	50	72	72	86	68	75,25	7,72	*
	25	96	100	97	96	97,25	0,58	
Baía de Paranaguá	100	00	00	00	00	00	00	*
	50	71	53	38	46	52,00	14,07	*
	25	91	96	96	95	94,50	0,58	
Porto de Paranaguá	100	00	00	00	00	00	00	*
	50	05	03	04	05	4,25	0,96	*
	25	61	78	73	53	66,25	8,74	*
Baixio do Perigo	100	00	00	00	00	0	00	*
	50	66	79	78	76	74,75	5,97	*
	25	97	91	95	94	94,25	1,53	
Ilha da Cotinga	100	00	00	00	00	0	00	*
	50	00	05	00	00	5	00	*
	25	27	22	97	0	48,67	41,93	*
Ilha das Cobras	100	00	00	00	00	0	0,00	*
	50	00	55	46	41	47,33	7,09	*
	25	95	88	7	95	92,67	4,04	
Saco da Tambarutaca	100	03	06	05	03	4,25	1,50	*
	50	90	86	2	92	89,33	3,06	
	25	96	98	96	97	96,75	0,58	
Ilha do mel	100	00	00	00	00	0	0,00	*
	50	51	39	48	59	49,25	8,26	*
	25	92	88	75	76	82,75	8,33	
Ponta do Poço	100	46	49	48	38	45,25	4,99	*
	50	98	98	93	99	97	2,71	
	25	90	96	96	92	93,50	2,31	
Enseada do Itaquí	100	06	06	03	01	4	2,45	*
	50	86	85	91	93	88,75	3,86	
	25	94	96	94	96	95,00	1,15	
Enseada do Benito	100	99	91	90	93	93,25	4,03	
	50	100	98	100	99	99,25	0,96	
	25	98	96	98	100	98	1,15	
Baía dos Pinheiros	100	02	93	00	01	1,5	0,71	*
	50	77	70	71	69	71,75	3,59	*
	25	95	88	93	00	92	3,61	
Controle		96	97	100	94	96,75	2,50	

Tabela 9 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação elutriato 100%.

Características físico-químicas										
Estações	pH		O.D. (mg/l)		Salinidade (‰)		Temperatura °C		NH₃ (mg/l)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Porto de Antonina	7,4	8,0	5,8	5,9	36	31	20,4	20,4	0,10	0,49
Baía de Paranaguá	7,4	8,1	5,3	5,7	32	33	20,4	20,4	0,12	0,38
Porto de Paranaguá	7,5	8,2	5,6	5,6	32	33	20,4	20,4	0,16	0,65
Baixio do Perigo	7,6	8,1	5,8	5,7	32	32	20,4	20,4	0,17	0,39
Ilha da Cotinga	7,3	8,2	5,8	5,8	32	32	20,4	20,4	0,12	0,81
Ilha das Cobras	7,3	8,1	5,8	5,9	32	30	20,4	20,4	0,09	0,43
Saco da Tambarutaca	7,1	8,0	6,0	5,9	32	32	20,4	20,4	0,04	0,31
Ilha do mel	7,5	8,1	5,8	6,0	32	32	20,4	20,4	0,11	0,36
Ponta do Poço	7,5	8,0	5,6	6,1	33	33	20,4	20,4	0,08	0,23
Enseada do Itaquí	7,2	8,0	5,6	6,0	30	30	20,4	20,4	0,06	0,21
Enseada do Benito	7,4	8,1	5,6	6,0	32	30	20,4	20,4	0,08	0,20
Baía dos Pinheiros	7,6	8,1	5,6	6,0	33	35	20,4	20,4	0,13	0,34
Controle	8,0	8,0	6,6	6,0	36	35	20,4	20,4	0,03	0,04

Tabela 10 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação elutriato 50%.

Características físico-químicas										
Estações	pH		O.D. (mg/l)		Salinidade (‰)		Temperatura °C		NH₃ (mg/l)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Porto de Antonina	7,7	8,0	6,3	6,3	32	33	20,3	21,6	0,08	0,13
Baía de Paranaguá	7,7	8,0	6,4	6,2	31	33	20,3	21,6	0,12	0,16
Porto de Paranaguá	7,7	8,0	6,3	6,1	33	33	20,3	21,6	0,16	0,14
Baixio do Perigo	7,8	8,0	6,5	5,8	32	33	20,3	21,6	0,12	0,13
Ilha da Cotinga	7,8	8,0	6,5	5,8	33	34	20,3	21,6	0,17	0,23
Ilha das Cobras	7,7	8,0	6,2	5,8	---	34	20,3	21,6	0,13	0,17
Saco da Tambarutaca	7,5	8,0	6,4	5,9	35	33	20,3	21,6	0,05	0,15
Ilha do mel	7,8	8,0	6,1	6,1	35	35	20,3	21,6	0,12	0,19
Ponta do Poço	7,8	8,0	6,1	6,1	35	35	20,3	21,6	0,08	0,12
Enseada do Itaqui	7,6	8,0	6,2	6,2	35	33	20,3	21,6	0,06	0,13
Enseada do Benito	7,7	8,0	6,2	6,2	35	35	20,3	21,6	0,04	0,08
Baía dos Pinheiros	7,9	8,0	6,2	6,2	35	34	20,3	21,6	0,13	0,17
Controle	8,0	8,0	6,6	6,0	36	35	20,4	20,4	0,03	0,04

Tabela 11 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação elutriato 25%.

Características físico-químicas										
Estações	pH		O.D. (mg/l)		Salinidade (‰)		Temperatura °C		NH₃ (mg/l)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Porto de Antonina	7,8	8,0	6,5	6,0	33	34	20,4	21,6	0,10	0,08
Baía de Paranaguá	7,9	8,0	6,4	6,2	34	35	20,4	21,6	0,11	0,10
Porto de Paranaguá	7,9	8,0	6,4	6,0	33	35	20,4	21,6	0,13	0,09
Baixio do Perigo	7,9	8,0	6,5	5,9	35	35	20,4	21,6	0,11	0,10
Ilha da Cotinga	7,9	8,0	6,4	6,0	34	35	20,4	21,6	0,13	0,14
Ilha das Cobras	7,9	8,0	6,4	6,0	33	35	20,4	21,6	0,11	0,11
Saco da Tambarutaca	7,8	8,0	6,5	6,4	33	34	20,4	21,6	0,09	0,08
Ilha do mel	7,9	8,0	6,2	6,3	34	35	20,4	21,6	0,12	0,10
Ponta do Poço	7,9	8,0	6,2	6,3	35	35	20,4	21,6	0,09	0,08
Enseada do Itaqui	7,9	8,0	6,3	6,3	33	35	20,4	21,6	0,11	0,08
Enseada do Benito	7,9	8,0	6,3	6,4	34	34	20,4	21,6	0,07	0,06
Baía dos Pinheiros	7,9	8,0	6,4	6,4	33	35	20,4	21,6	0,10	0,07
Controle	8,0	8,0	6,6	6,0	36	35	20,4	20,4	0,03	0,04

4.3.2. Manipulação Interface sedimento-água

Todas as estações avaliadas com a manipulação interface sedimento-água apresentaram toxicidade, com níveis mais elevados no eixo leste-oeste. Assim como na manipulação elutriato, as estações Porto de Paranaguá e Ilha da Cotinga mostraram os maiores níveis de toxicidade bem como as maiores concentrações de amônia. As concentrações iniciais de amônia nas estações Porto de Antonina, Baía de Paranaguá, Porto de Paranaguá, Baixio do Perigo, Ilha da Cotinga, Ilha das Cobras, Saco da Tambarutaca, Ilha do Mel, Ponta do Poço e Baía dos Pinheiros estavam acima do limiar da espécie (0,05 mg/l). Sendo assim, apesar da baixa concentração de amônia final nos testes, os resultados são considerados inconclusivos devido à interferência deste composto. Nas demais estações (Enseada do Itaqui e Enseada do Benito) as concentrações de amônia estavam abaixo do limiar. Nessas estações a toxicidade estava provavelmente associada a outros contaminantes. Os resultados dos testes ecotoxicológicos e suas características físico-químicas estão apresentados nas tabelas 12 e 13 e na figura 28.

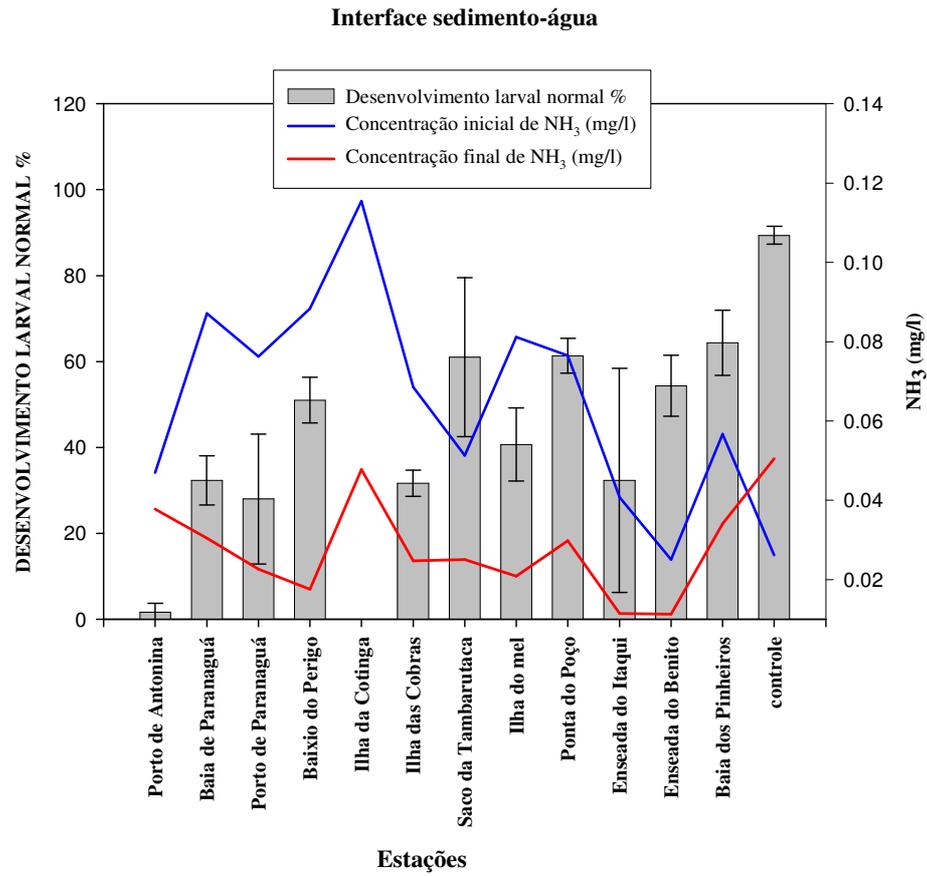


Figura 28 – Desenvolvimento larval normal (%). Média e desvio padrão. Concentração inicial e final de NH₃ (mg/l). * diferença significativa teste-t (p<0.05).

Tabela 12 – Resultado dos testes de toxicidade utilizando a manipulação interface sedimento-água. Valores em destaque foram considerados *outliers* e por essa razão não foram utilizados nos cálculos. (*) diferença significativa ($p < 0,05$).

Desenvolvimento larval normal de ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i> %							
Estações	R1	R2	R3	R4	Desv. Padrão	Média	Dif. Sig.
Porto de Antonina	1	0	4	0	2,12	2,50	*
Baía de Paranaguá	26	7	37	34	13,49	26,00	*
Porto de Paranaguá	45	16	23	10	15,29	23,50	*
Baixio do Perigo	53	55	45	33	9,98	46,50	*
Ilha da Cotinga	0	0	0	0	0,00	0,00	*
Ilha das Cobras	29	31	35	20	6,34	28,75	*
Saco da Tambarutaca	47	54	32	82	20,95	53,75	*
Ilha do mel	14	41	32	49	15,03	34,00	*
Ponta do Poço	46	62	57	65	8,35	57,50	*
Enseada do Itaquí	22	2	13	62	26,15	24,75	*
Enseada do Benito	62	48	53	48	6,60	52,75	*
Baía dos Pinheiros	58	61	59	73	6,95	62,75	*
Controle	84	95	99	89	6,60	91,75	- - -
Controle rede	91	81	87	90	4,50	87,25	- - -

Tabela 13 – Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando a manipulação interface sedimento-água.

Características físico-químicas										
Estações	pH		O.D. (mg/l)		Salinidade (‰)		Temperatura °C		NH₃ (mg/l)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Porto de Antonina	7,4	7,5	6,4	5,5	35	35	21,0	23,2	0,05	0,04
Baía de Paranaguá	7,5	7,6	6,0	5,4	35	35	21,1	23,2	0,09	0,03
Porto de Paranaguá	7,5	7,8	5,8	5,3	35	35	21,1	23,2	0,08	0,02
Baixio do Perigo	7,7	7,7	5,9	5,4	35	35	21,1	23,2	0,09	0,02
Ilha da Cotinga	7,8	7,8	6,1	5,4	36	35	21,1	23,2	0,12	0,05
Ilha das Cobras	7,6	7,8	6,0	5,4	36	35	21,1	23,2	0,07	0,02
Saco da Tambarutaca	7,5	7,6	5,9	5,3	36	35	21,1	23,2	0,05	0,03
Ilha do mel	7,7	7,8	5,8	5,4	35	35	21,1	23,2	0,08	0,02
Ponta do Poço	7,6	7,8	6,2	5,3	35	35	21,1	23,2	0,08	0,03
Enseada do Itaqui	7,5	7,6	6,2	5,4	35	35	21,1	23,2	0,04	0,01
Enseada do Benito	7,5	7,8	6,0	5,3	35	35	21,1	23,2	0,03	0,01
Baía dos Pinheiros	7,5	7,7	5,9	5,4	35	35	21,1	23,2	0,06	0,03
Controle	7,8	8,0	6,4	6,0	36	36	20,9	23,2	0,03	0,05

4.3.3. Teste de toxicidade com sedimento integral utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*

No testes de toxicidade com sedimento integral apenas a estação Baixio do Perigo apresentou diferença significativa quando comparada ao controle ($p < 0.05$). As estações Porto de Antonina, Ilha da Cotinga, Ilha das Cobras, Enseada do Itaqui e Baía dos Pinheiros apresentaram taxa de sobrevivência inferior a 80%, porém, não representaram diferença significativa quando comparadas ao controle. Os resultados dos testes ecotoxicológicos e suas características físico-químicas estão apresentados nas tabelas 14 e 15 e n figura 29.

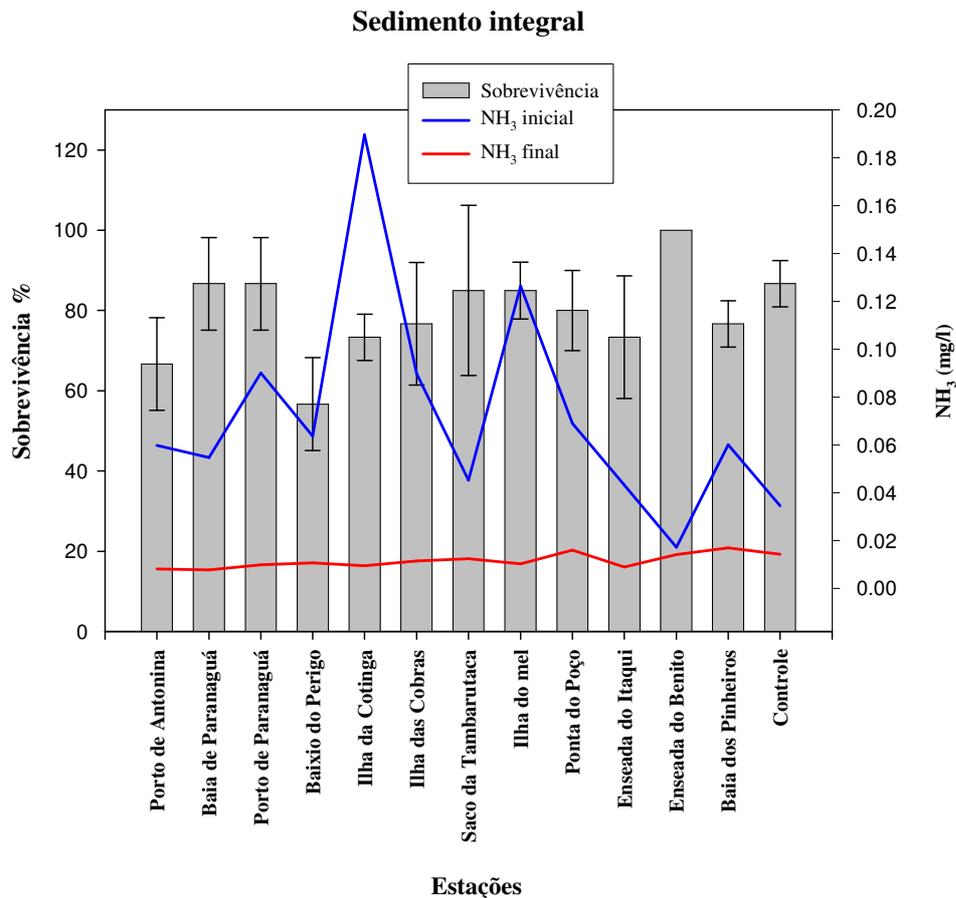


Figura 29 – Sobrevivência de anfípodos %. Média e desvio padrão. * = diferença significativa teste-t ($p < 0.05$).

Tabela 14 - Resultado dos testes de toxicidade utilizando sedimento integral. Valores em negrito foram considerados *outliers* e por essa razão não foram utilizados nos cálculos.

Sobrevivência de anfípodo <i>Tiburonella viscana</i> %						
Estações	R1	R2	R3	Desv. Padrão	Média	Dif. Sig.
Porto de Antonina	60	80	60	11,55	66,67	---
Baía de Paranaguá	80	100	80	11,55	86,67	---
Porto de Paranaguá	100	80	80	11,55	86,67	---
Baixio do Perigo	50	50	70	11,55	56,67	---
Ilha da Cotinga	70	70	80	5,77	73,33	---
Ilha das Cobras	60	90	80	15,28	76,67	---
Saco da Tambarutaca	70	10	100	21,21	85,00	---
Ilha do mel	30	80	90	7,07	85,00	---
Ponta do Poço	90	80	70	10,00	80,00	---
Enseada do Itaqui	90	60	70	15,28	73,33	---
Enseada do Benito	100	100	10	0	100,00	---
Baía dos Pinheiros	80	70	80	5,77	76,67	---
Controle	90	90	80	5,77	85,00	---

Tabela 15 - Características físico-químicas do teste de toxicidade utilizando sedimento integral.

Características físico-químicas										
Estações	pH		O.D. (mg/l)		Salinidade (‰)		Temperatura °C		NH ₃ (mg/l)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Porto de Antonina	8,3	7,9	4,1	9,1	33	36	24,0	24,1	0,06	0,01
Baía de Paranaguá	8,4	7,9	3,3	9,1	32	36	24,0	24,1	0,05	0,01
Porto de Paranaguá	8,4	7,9	2,3	8,6	35	36	24,0	24,1	0,09	0,01
Baixio do Perigo	8,4	7,9	3,9	9,2	33	36	24,0	24,1	0,06	0,01
Ilha da Cotinga	8,6	8,0	2,3	9,3	34	38	24,0	24,1	0,19	0,01
Ilha das Cobras	8,4	8,0	2,8	9,1	34	37	24,0	24,1	0,09	0,01
Saco da Tambarutaca	8,3	7,8	3,2	9,0	35	37	24,0	24,1	0,05	0,01
Ilha do mel	8,5	7,9	3,3	8,5	33	38	24,0	24,1	0,13	0,01
Ponta do Poço	8,5	8,0	2,9	9,4	34	37	24,0	24,1	0,07	0,02
Enseada do Itaqui	8,3	7,8	3,4	9,2	35	37	24,0	24,1	0,04	0,01
Enseada do Benito	8,2	7,8	3,3	9,2	35	37	24,0	24,1	0,02	0,01
Baía dos Pinheiros	8,4	7,8	2,7	9,3	35	39	24,0	24,1	0,06	0,02
Controle	8,3	7,9	3,4	8,8	33	36	24,0	24,1	0,06	0,01

4.4. Comunidade Bentônica

No presente estudo foram coletados 1085 organismos, que totalizaram 53 grupos taxonômicos, onde foram identificadas 19 famílias de poliquetas, 14 de moluscos, 13 de crustáceos, 3 de equinodermos, entre outras.

4.4.1. Porto de Antonina

O grupo **molusco** foi o mais abundante (99,39%) e a maior ocorrência foi da espécie *Heleobia australis* da família Cochliopidae, seguido pelos grupos dos **poliquetas** (0,15%), representado pela família Phylodocidae, e dos **crustáceos** (0,15%), representado pela família Pinnotheridae. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 16 e figura 30.

Tabela 16 – Abundância total na estação Porto de Antonina.

Porto de Antonina	Abundância			
	R1	R2	R3	Total
Família				
Poliquetas				
Phylodocidae	0	1	0	1
Moluscos				
Cochliopidae (<i>Heleobia australis</i>)	200	0	450	650
<i>Mitella gianenses</i>	2	0	0	2
Crustáceos				
Pinnotheridae (<i>Pinixa sayana</i>)	0	1	0	1

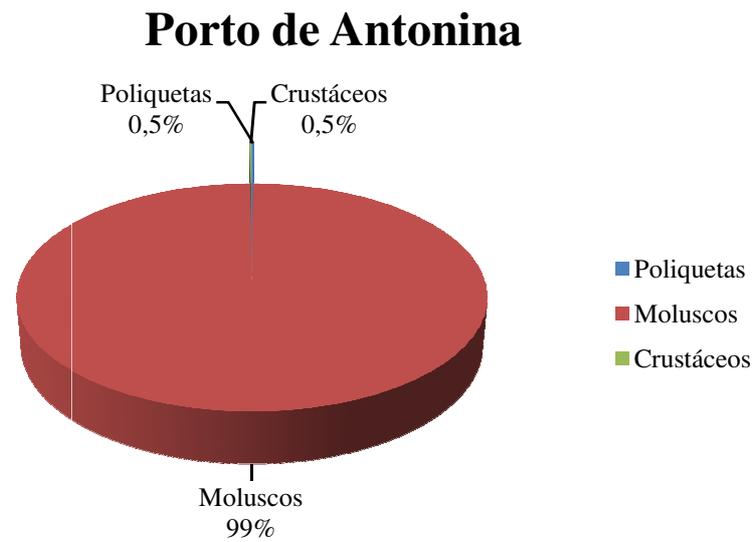


Figura 30 – Distribuição dos grupos na estação Porto de Antonina.

4.4.2. Baía de Paranaguá

O grupo dos **poliquetas** apresentou maior abundância (49,35%) e as famílias Poecilochaetidae, Gliceridae e Lumbrineridae apresentaram a maior ocorrência nesse grupo. O grupo dos **moluscos** (30,33%) apresentou maior ocorrência das famílias Nuculidae, Epitoniidae, bem como do Bivalve espécie 1. O grupo dos **crustáceos** (13,03%) foi representado pela família Gamaridae. Os **equinodermatas** (6,06%) foram representados pela família Anphiuridae. Houve ainda a ocorrência do grupo morfológico Nemertea (3,03%). Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 17 e figura 31.

Tabela 17 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Baía de Paranaguá.

Baía de Paranaguá		Abundância		
Família	R1	R2	R3	Total
Poliquetas				
Poecilochaetidae	2	3	0	5
Glyceridae	0	0	3	3
Lumbrineridae	1	0	1	2
Magelonidae	0	2	0	2
Spionidae	0	2	0	2
Paraonidae	2	0	0	2
Orbineidae	0	0	1	1
Sigalionidae	0	0	1	1
Moluscos				
Nuculidae	0	0	4	4
Bivalve espécie 1	0	0	2	2
Epitoniidae	0	0	2	2
Luciniidae	0	0	1	1
<i>Mitella gianenses</i>	0	0	1	1
<i>Natica sp</i>	0	0	1	1
Crustáceos				
Gamaridae	0	1	0	1
Equinodermos				
Amphiuridae	1	1	0	2

Baía de Paranaguá

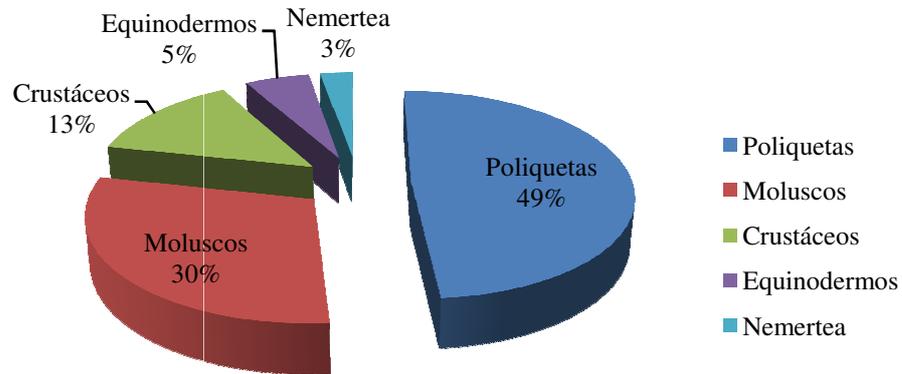


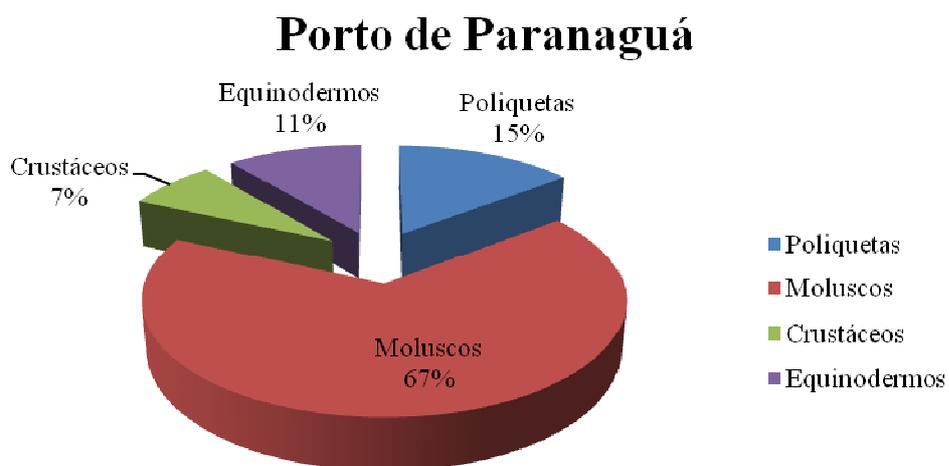
Figura 31 – Distribuição dos grupos na estação Baía de Paranaguá.

4.4.3. Porto de Paranaguá

Na estação Porto de Paranaguá o grupo mais abundante foi o dos **moluscos** (67,28%), representado pela família Nuculidae e pelo gastrópode espécie 2, seguido do grupo dos **poliquetas** (14,55%), representado pelas famílias Spionidae, Glyceridae e Capitellidae; dos **crustáceos** (7,28%), representado pelas famílias Pinnotheridae, Anomura e Paguroidea, e, por fim, dos **equinodermatas** (11,27%) representado pela família Amphiuroidae. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 18 e figura 32.

Tabela 18 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Porto de Paranaguá.

Porto de Paranaguá		Abundância			
Famílias	R1	R2	R3	Total	
Poliqutas					
Spionidae	0	3	0	3	
Glyceridae	1	1	0	2	
Capitellidae	0	0	1	1	
Phylodocidae	0	0	1	1	
Sigalionidae	0	1	0	1	
Moluscos					
Nuculidae	0	28	2	30	
Gastropode espécie 2	7	0	0	7	
Crustáceos					
Pinnotheridae (<i>Pinixa sayana</i>)	2	0	0	2	
Anomura	1	0	0	1	
Paguroidea	1	0	0	1	
Equinodermos					
Amphiuridae	4	0	0	4	
Ophiactidae	2	0	0	22	

**Figura 32** – Distribuição dos grupos na estação Porto de Paranaguá.

4.4.4. Baixio do Perigo

O grupo mais abundante foi dos **poliquetas** (52,9%), representado pelas famílias Spionidae, Magelonidae e Oweniidae, seguido do grupo dos **moluscos** (16,32%) representado pelas famílias Nuculidae, Natica e Tellinidae; dos **crustáceos** (12,24%), representados pelas famílias Corophiidae, Upogebiidae e Serolidae; do grupo morfológico Sipuncula (8,16%); do grupo morfológico Nemertea (8,12%); e, por fim, dos **equinodermatas** (4,08%), representado pela família Amphiuiridae. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 19 e figura 33.

Tabela 19 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Baixio do Perigo.

Baixio do Perigo	Abundância			
	Famílias	R1	R2	R3
Poliquetas				
Spionidae	0	6	2	8
Magelonidae	0	4	3	7
Oweniidae	0	0	4	4
Sabellariidae	0	2	0	2
Poecilochaetidae	0	0	1	1
Moluscos				
Nuculidae	1	5	0	6
<i>Natica sp</i>	1	0	0	1
Tellinidae	1	0	0	1
Crustáceos				
Corophiidae (<i>Monocorophium acherusicum</i>)	0	0	2	2
Upogebiidae	0	0	2	2
Serolidae	0	0	1	1
Platyischnopidae	0	1	0	1
Equinodermos				
Amphiuridae	0	0	2	2
Sipuncula				
	0	0	4	4
Nemertea				
	0	0	3	3

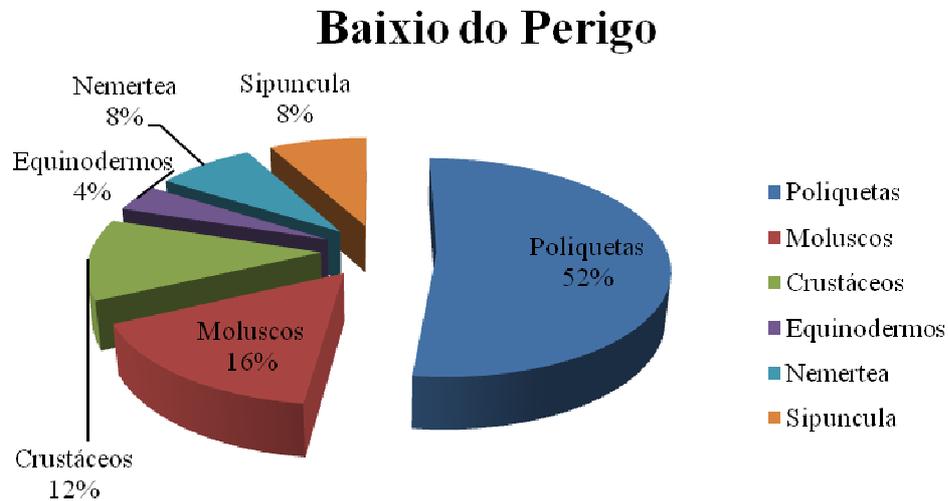


Figura 33 – Distribuição dos grupos na estação Baixio do Perigo.

4.4.5. Ilha da Cotonga

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **poliquetas** (35,73%) representado pelas famílias Spionidae, Onuphidae e Sigalionidae; seguido do grupo dos **equinodermatas** (22,86%) representado pela família Amphiuridae; dos **crustáceos** (18,57%), representado pelas famílias Pinnotheridae e Corophiidae e pelo gênero Cumacea; dos **moluscos** (14,3%), representado pelas famílias Telliniidae e Siphonariidae e pela espécie *Macoma sp*; do grupo morfológico **Sipuncula** (5,71%) e, por fim, do grupo morfológico **Nemertea** (2,86%). Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 20 e figura 34.

Tabela 20 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Ilha da Cotinga.

Ilha da Cotinga	Abundância			
	Famílias	R1	R2	R3
Poliquetas				
Spionidae	4	1	3	8
Onuphidae	0	4	0	4
Sigalionidae	2	1	0	3
Oweniidae	0	2	1	3
Magelonidae	1	0	1	2
Poecilochaetidae	2	0	0	2
Goniadidae	2	0	0	2
Poliniidae	1	0	0	1
Moluscos				
Tellinidae	1	0	1	2
<i>Macoma sp</i>	1	0	1	2
Siphonariidae	0	2	0	2
Luciniidae	0	0	1	1
Bivalve espécie 1	1	0	0	1
<i>Mitella gianenses</i>	1	0	0	1
Gastropode espécie 1	1	0	0	1
Crustáceos				
Cumacea	7	0	0	7
Pinnotheridae (<i>Pinixa sayana</i>)	1	1	0	2
Corophiidae (<i>Monocorophium acherusicum</i>)	4	0	0	4
Equinodermos				
Amphiuridae	3	12	1	16
Sipuncula				
	1	3	0	4
Nemertea				
	2	0	0	2

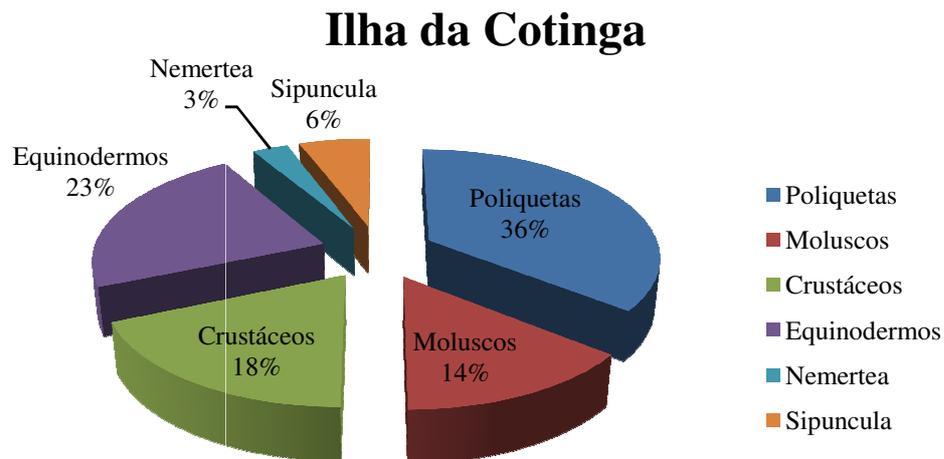


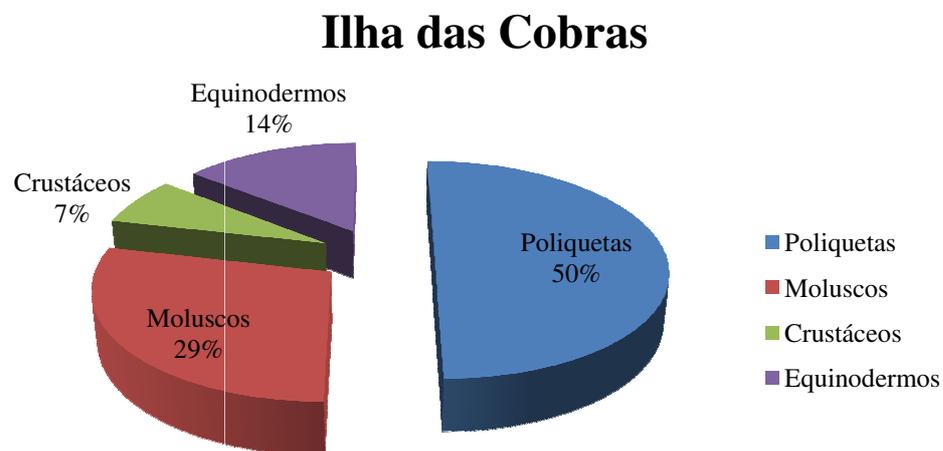
Figura 34 – Distribuição dos grupos na estação Ilha da Cotinga.

4.4.6. Ilha das Cobras

Nesta estação o grupo mais abundante foi dos **poliquetas** (50%) representado pelas famílias Sigalionidae, Goniadidae e Glyceridae, seguido do grupo dos **moluscos** (28,58%) representado pelas famílias Luciniidae e Nuculidae, dos **crustáceos** (7,14%) representado pela família Grapsidae e, por fim, dos **equinodermatas** (14,29%) representado pela família Amphiuridae. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 21 e figura 35.

Tabela 21 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Ilha das Cobras.

Ilha das Cobras		Abundância			
Famílias	R1	R2	R3	Total	
Poliquetas					
Sigalionidae	3	0	0	3	
Goniadidae	2	0	0	2	
Glyceridae	1	0	0	1	
Paraonidae	1	0	0	1	
Moluscos					
Luciniidae	1	0	1	2	
Nuculidae	2	0	0	2	
Crustáceos					
Grapsidae (<i>Chasmagnatus granulata</i>)	1	0	0	1	
Equinodermos					
Amphiuridae	1	0	1	2	

**Figura 35** – Distribuição dos grupos na estação Ilha das Cobras.

4.4.7. Saco da Tambarutaca

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **poliquetas** (85%) representado pelas famílias Magelonidae, Paraonidae e Spionidae; seguido do grupo dos **crustáceos** (5%), representado pela família Upogebiidae e do grupo morfológico Sipuncula (5%); dos **moluscos** (2,5%), representado pela família Bullinidae; e, por fim, do grupo morfológico Nemertea (2,5%). Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 22 e figura 36.

Tabela 22 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Saco da Tambarutaca.

Saco da Tambarutaca	Abundância			
	Famílias	R1	R2	R3
Poliquetas				
Magelonidae	0	0	16	16
Paraonidae	0	0	5	5
Spionidae	0	2	2	4
Goniadidae	0	0	3	3
Maldanidae	0	0	3	3
Oweniidae	0	0	1	1
Glyceridae	0	1	0	1
Sigalionidae	1	0	0	1
Moluscos				
Bullinidae	1	0	0	1
Crustáceos				
Upogebiidae	1	0	1	2
Sipuncula				
	0	0	2	2
Nemertea				
	0	1	0	1

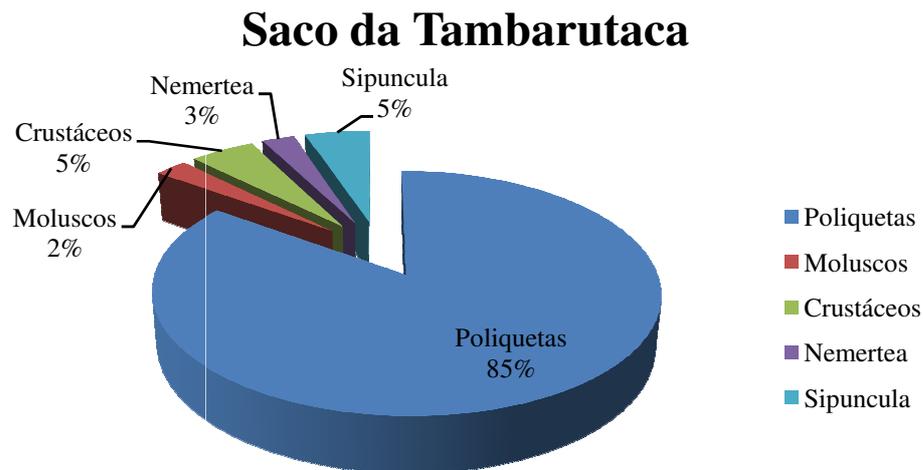


Figura 36 – Distribuição dos grupos na estação Saco da Tambarutaca.

4.4.8. Ilha do Mel

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **poliquetas** (46,43%) representado pelas famílias Magelonidae, Cirratulidae e Paraonidae; seguido do grupo dos **crustáceos** (16,09%), representado pelo gênero Cumacea e pelas famílias Pinnotheridae e Upogebiidae; dos **moluscos** (12,51%), representado pelas famílias Nuculidae e Tellinidae e pela espécie *Macoma sp*; do **chordata** Branquiostoma (12,5%); dos **equinodermatas** (8,93%), representado pela família Amphiuridae; e, por fim, do grupo morfológico Sipuncula (3,57%). Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 23 e figura 37.

Tabela 23 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Ilha do Mel.

Ilha do mel	Abundância			
	Famílias	R1	R2	R3
Poliquetas				
Magelonidae	2	4	7	13
Cirratulidae	0	0	3	3
Paraonidae	3	0	0	3
Poecilochaetidae	0	1	1	2
Sigalionidae	0	2	0	2
Spionidae	2	0	0	2
Goniadidae	0	0	1	1
Moluscos				
Nuculidae	0	0	5	5
Tellinidae	0	1	0	1
<i>Macoma sp</i>	0	1	0	1
Crustáceos				
Cumacea	0	0	2	2
Pinnotheridae (<i>Pinixa sayana</i>)	0	1	1	2
Upogebiidae	0	1	0	1
Corophiidae (<i>Monocorophium acherusicum</i>)	0	1	0	1
Penaeidae	0	1	0	1
Gamaridae	1	0	0	1
Mysidae (<i>Bowmaniella brasilienses</i>)	1	0	0	1
Equinodermos				
Amphiuridae	2	2	1	5
Branquiostoma				
	0	4	3	7
Sipuncula				
	0	1	1	2

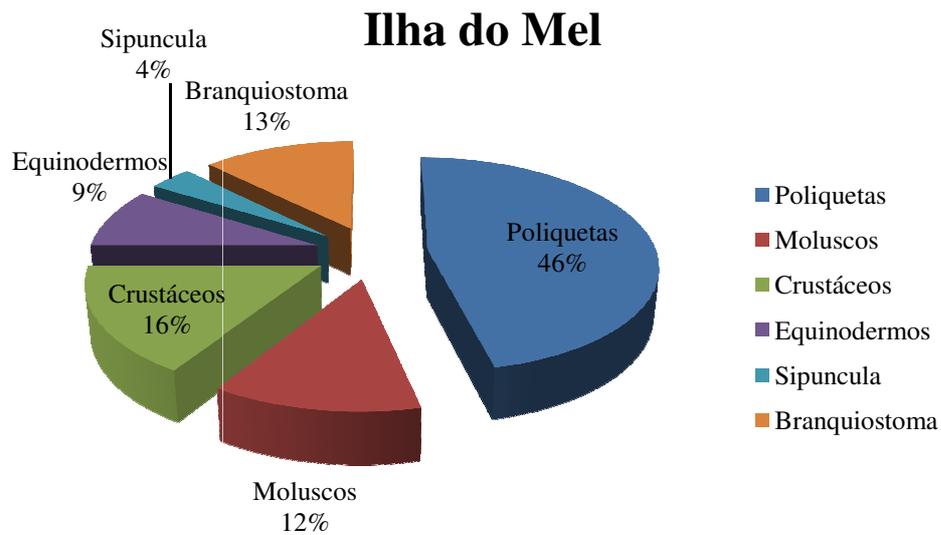


Figura 37 – Distribuição dos grupos na estação Ilha do Mel.

4.4.9. Ponta do Poço

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **crustáceos** (43,97%), representado pelas famílias Corophiidae, Gamaridae e pelo gênero Cumacea; seguido do grupo dos **poliquetas** (18,62%), representado pelas famílias Goniadidae, Magelonidae e Lumbrineridae; dos **moluscos** (11,86%), representado pelas famílias Nuculidae, Luciniidae e Epitoniidae; do grupo morfológico **Sipuncula** (8,47%); do **Chordata** (8,47%); dos **equinodermatas** (6,77%), representado pelas famílias Ephiactidae e Amphiuridae; do grupo **Cnidária** (5,08%) representado pela família Cerianthidae; e, por fim, do grupo morfológico Nemertea (1,69%). Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 24 e figura 38.

Tabela 24 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Ponta do Poço.

Ponta do Poço	Abundância			
	Famílias	R1	R2	R3
Poliquetas				
Goniadidae	1	1	1	3
Magelonidae	0	1	1	2
Lumbrineridae	2	1	0	3
Sigalionidae	1	0	0	1
Orbineidae	0	1	0	1
Ampharetidae	0	1	0	1
Moluscos				
Nuculidae	0	3	1	4
Luciniidae	2	0	0	2
Epitoniidae	0	1	0	1
Crustáceos				
Corophiidae (<i>Monocorophium acherusicum</i>)	6	4	0	10
Gamaridae	4	3	0	7
Cumacea	0	2	0	2
Pinnotheridae (<i>Pinixa sayana</i>)	1	1	0	2
Platyischnopidae	0	1	0	1
Upogebiidae	0	0	1	1
Equinodermos				
Ephiactidae	0	1	0	1
Amphiuridae	3	0	0	3
Sipuncula	0	0	5	5
Nemertea	0	1	0	1
Chordata				
<i>Branquiosstoma marambaiensis</i>	0	0	5	5
Cnidária				
Cerianthidae	0	1	2	3

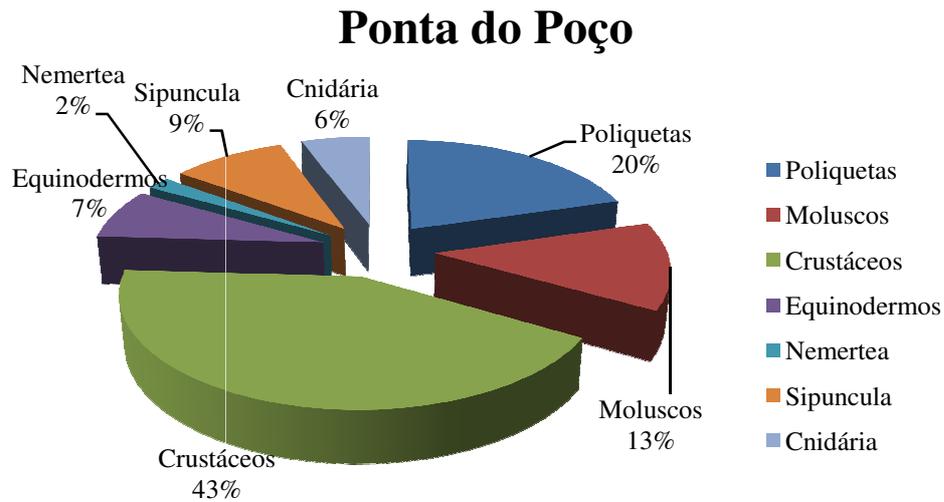


Figura 38 – Distribuição dos grupos na estação Ponta do Poço.

4.4.10. Enseada do Itaqui

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **poliquetas** (85,72%), representado pelas famílias Spionidae e Sigalionidae, seguido do grupo dos **moluscos** (14,29%), representado pela família Cochliopidae. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 25 e na figura 39.

Tabela 25 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Enseada do Itaqui.

Enseada do Itaqui	Abundância				
	Famílias	R1	R2	R3	Total
Poliqueta					
	Spionidae	0	2	1	3
	Sigalionidae	0	1	2	3
Moluscos					
	Cochliopidae (<i>Heleobia australis</i>)	0	0	1	1

Enseada do Itaquí

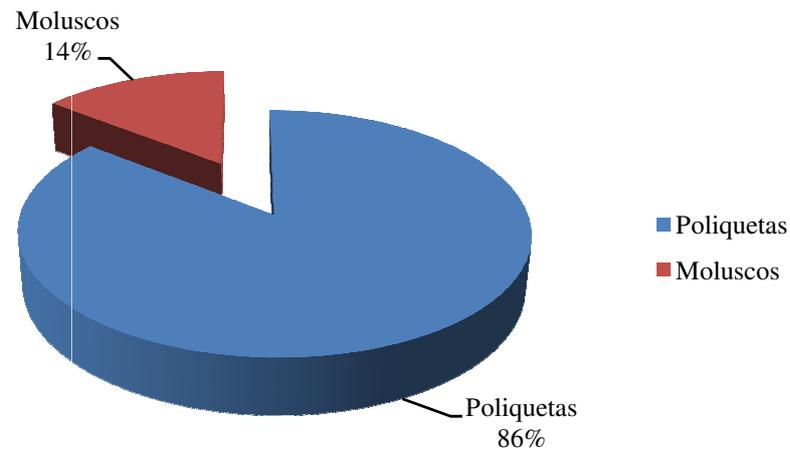


Figura 39 – Distribuição dos grupos na estação Enseada do Itaquí.

4.4.11. Enseada do Benito

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **moluscos** (82,86%), representado pela família Cochliopidae e pela espécie *Mitella gianenses*, seguido do grupo dos **poliquetas** (14,28%), representado pelas famílias Oweniidae, Sigalionidae e Spionidae; e, por fim, dos **crustáceos** (2,86%), representado pela família Ogeyrides. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 26 e figura 40.

Tabela 26 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Enseada do Benito.

Enseada do Benito	Abundância			
Família	R1	R2	R3	Total
Poliqueta				
Oweniidae	0	0	2	2
Sigalionidae	2	0	0	2
Spionidae	1	0	0	1
Moluscos				
Cochliopidae (<i>Heleobia australis</i>)	4	24	0	28
<i>Mitella gianenses</i>	0	0	1	1
Crustáceos				
Ogeyrides (Alpheoidea)	1	0	0	1

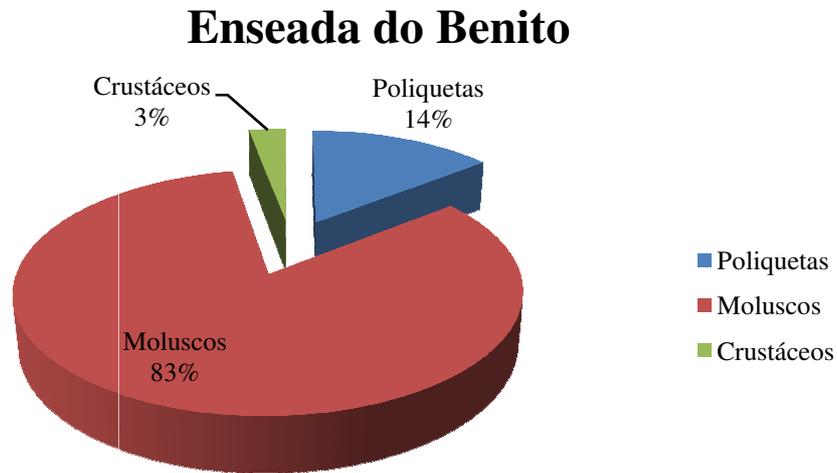


Figura 40 – Distribuição dos grupos na estação Enseada do Benito.

4.4.12. Baía dos Pinheiros

Nesta estação o grupo mais abundante foi o dos **poliquetas** (76,45%), representado pelas famílias Spionidae, Oweniidae e Paraonidae, seguido dos **branquiostoma** (11,76%); e, por fim, dos **moluscos** (5,88%), representado pela espécie *Tagelus plebeius*, e dos **equinodermatas** (5,88%), representado pela família Amphiuroidae. Os dados de abundância e distribuição de cada grupo na estação estão ilustrados na tabela 27 e figura 41.

Tabela 27 – Abundância total de indivíduos/0,02 m² na estação Baía dos Pinheiros.

Baía dos Pinheiros		Abundância		
Famílias	R1	R2	R3	Total
Poliquetas				
Spionidae	4	2	0	6
Oweniidae		2	0	2
Paraonidae	1	1	0	2
Sigalionidae	1	0	0	1
Nephtyidae	1	0	0	1
Poecilochaetidae	1	0	0	1
Moluscos				
<i>Tagelus plebeius</i>	1	0	0	1
Equinodermos				
Amphiuridae	0	1	0	1
Branquiostoma				
	0	2	0	2

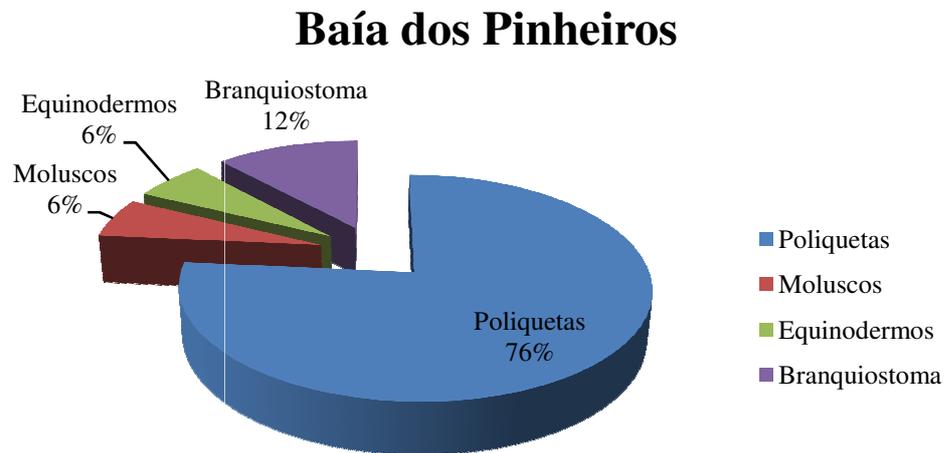


Figura 41 – Distribuição dos grupos na estação Baía dos Pinheiros.

4.5. Índices ecológicos

No presente trabalho foram calculados os índices ecológicos clássicos: número de famílias (S), número de indivíduos (N), riqueza de Margalef (d), equitatividade de Pielou's (J'), diversidade de Shannon-wiener (H') e dominância de Simpson (D) (tabela 28).

As estações Ilha da Cotinga, Ilha do Mel, Ponta do Poço e Baixio do Perigo apresentaram maior quantidade de famílias, enquanto que as estações Porto de Antonina, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito apresentaram os menores valores.

A maior quantidade de indivíduos foi encontrada na estação Porto de Antonina. Esta abundância é atribuída à grande quantidade do gastrópode *Heleobia australis*, uma espécie eurihalina, com densidades muito variáveis ao longo do espaço e tempo. Segundo LANA (1986) as populações tendem a aumentar em áreas submetidas a rápidas e amplas variações de salinidade como na proximidade de rios e gamboas. A ocorrência em densidades muito elevadas aparentemente caracteriza ambientes sujeitos a intensas e frequentes perturbações da natureza físico-química. Segundo LANA (1999) *apud* HOSTIN *et al.* (2007) essa espécie pode ser considerada bioindicadora por presença tendo em vista sua notada capacidade de recolonizar áreas perturbadas por eventos naturais ou antrópicos. As estações Ilha da Cotinga, Ilha do Mel, Baixio do Perigo, Porto de Paranaguá e Ponta do Poço também apresentaram altos valores para o este índice, enquanto que os menores valores foram observados nas estações Baía dos Pinheiros e Ilha das Cobras.

As estações Ilha da Cotinga, Ilha do Mel, Ponta do Poço e Baixio do Perigo apresentaram os maiores valores para o índice riqueza de Margalef, enquanto que os menores valores foram encontrados nas estações Porto de Antonina e Enseada do Benito.

A equitatividade de Pielou's apresentou maiores valores nas estações Baixio do Perigo, Baía de Paranaguá, Ilha do Mel, Ponta do Poço e Saco da Tambarutaca, enquanto que o menor valor foi observado na estação Porto de Antonina.

As estações Ilha do Mel, Ilha da Cotinga, Ponta do Poço e Baixio do Perigo apresentaram os maiores valores para o índice diversidade de Shannon-wiener. O menor valor foi observado na estação Porto de Antonina.

O índice dominância de Simpson apresentou maiores valores nas estações Baixio do Perigo, Ponta do Poço e Ilha da Cotinga, enquanto que seu menor valor foi observado na estação Porto de Antonina.

De modo geral, os maiores valores para os índices ecológicos foram encontrados nas estações Baixio do Perigo, Ponta do Poço, Ilha do Mel e Ilha da Cotinga e os menores nas estações Porto de Antonina, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito (Tabela 28).

Tabela 28 – Índices ecológicos clássicos. Em negrito os maiores valores em cada índice.

Índices ecológicos						
Estações	Famílias (S)	Indivíduos (N)	Margalef (d)	Pielou's (J')	Shannon-wiener (H')	Simpson (D)
Porto de Antonina	1,67	218,00	0,13	0,03	0,03	0,01
Baía de Paranaguá	6,67	11,00	2,32	0,95	1,70	0,89
Porto de Paranaguá	4,67	18,00	1,58	0,76	1,11	0,70
Baixio do Perigo	8,67	18,67	2,74	0,96	1,89	0,95
Ilha da Cotinga	11,00	24,33	3,17	0,89	2,04	0,87
Ilha das Cobras	3,67	5,00	1,52	0,65	0,93	0,65
Saco da Tambarutaca	4,67	12,00	1,83	0,90	1,22	0,86
Ilha do mel	10,00	20,00	3,02	0,93	2,12	0,91
Ponta do Poço	9,67	18,00	2,93	0,90	1,95	0,86
Enseada do Itaqui	2,33	2,67	1,20	0,65	0,81	0,61
Enseada do Benito	2,33	11,67	0,78	0,60	0,62	0,47
Baía dos Pinheiros	3,67	5,67	1,40	0,62	1,05	0,58

4.6. Escalonamento multidimensional (MDS)

A ordenação apresentada através das análises de MDS (figura 42 e 43) mostra uma separação espacial em função da granulometria já evidenciada por LANA (1986) e HOSTIN *et al.* (2007).

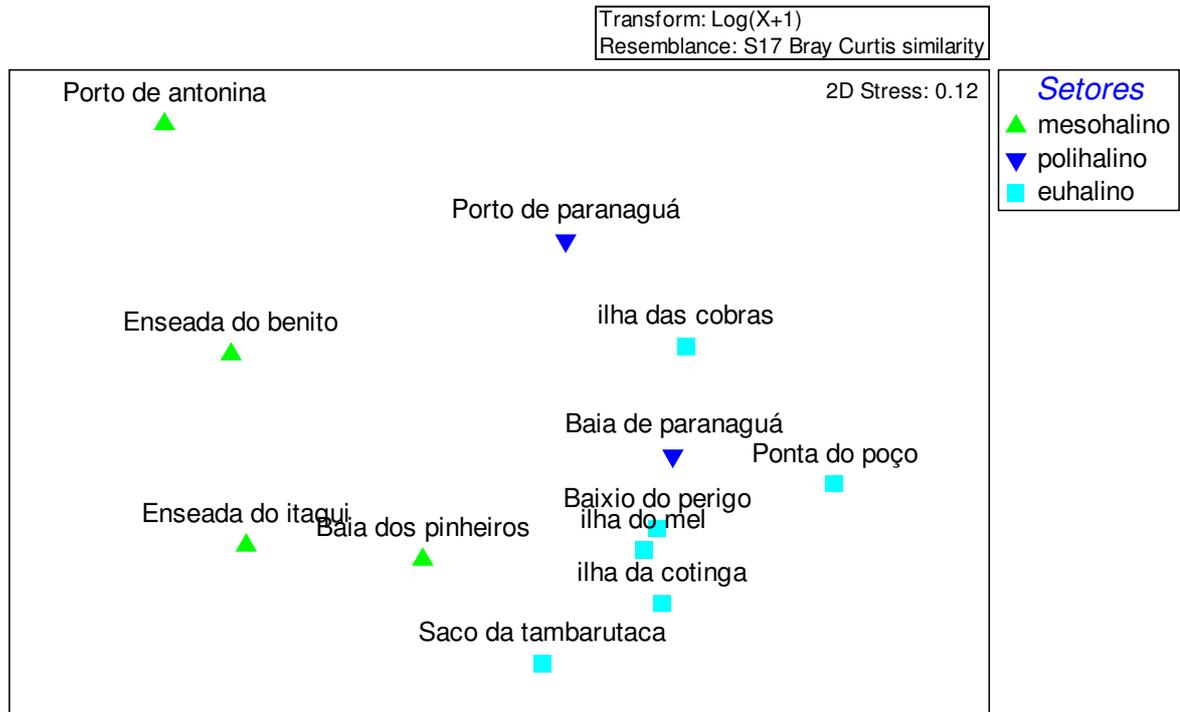


Figura 42 – Escalonamento multidimensional (MDS) da comunidade bentônica agrupadas por setores.

Escalonamento multidimensional (MDS)

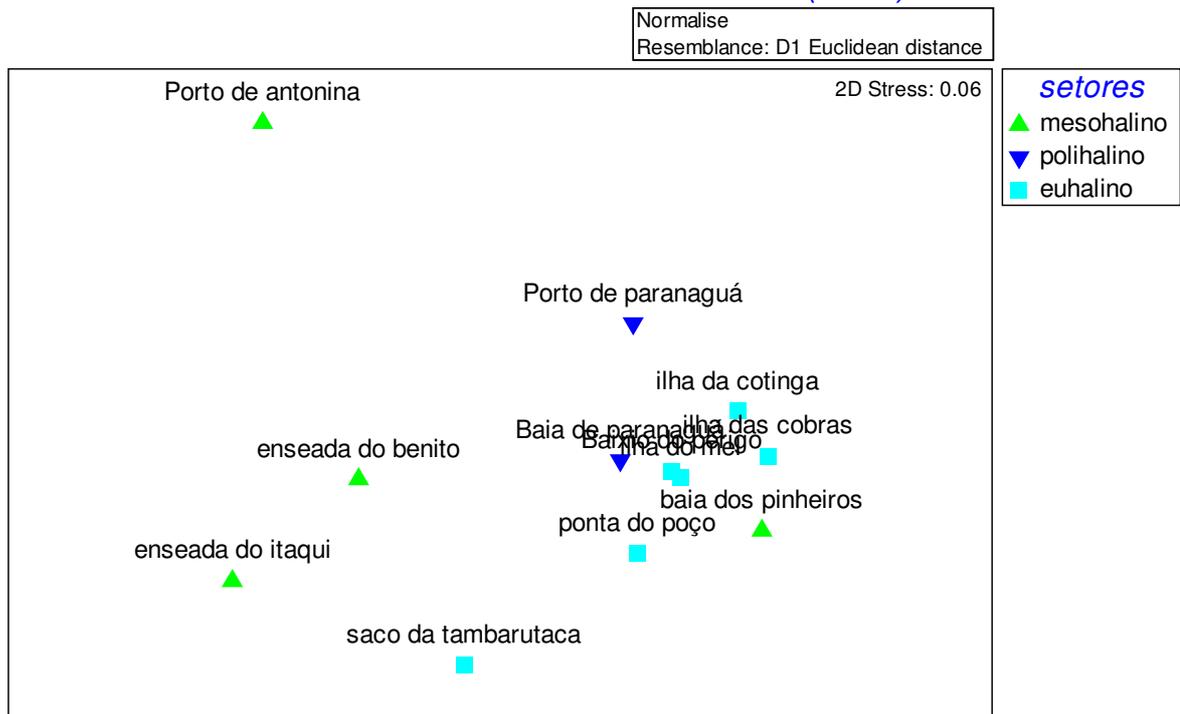


Figura 43 – Escalonamento multidimensional (MDS) das variáveis físico-químicas agrupadas por setores.

4.7. Exploratore Benthic Index (EBI)

A tabela 29 mostra os valores do índice para cada estação e suas respectivas classificações.

Tabela 29 – Níveis de estresse da comunidade bentônica segundo EBI (CESAR, 2007).

Estações	RBI	Nível de estresse		
		estressado 0 – 0.30	Transição 0.31 – 0.60	Não estressado 0.61 - 1
Porto de Antonina	0.30			
Baía de Paranaguá	0.61			
Porto de Paranaguá	0.43			
Baixio do Perigo	0.55			
Ilha da cotinga	0.78			
Ilha das Cobras	0.36			
Saco da Tambarutaca	0.43			
Ilha do Mel	0.69			
Ponta do Poço	0.63			
Enseada do Itaqui	0.28			
Enseada do Benito	0.25			
Baía dos Pinheiros	0.33			

4.8. Integração dos dados

4.8.1. Correlações entre as características físico-químicas dos sedimentos

As frações mais finas dos sedimentos (silte e argila) estão correlacionadas positivamente com as concentrações de metais (Fe, Cu, Cr, Ni, Zn), HPAs, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo e carbonatos (tabela 30). A positiva correlação entre as concentrações de metais, matéria orgânica, silte e argila sugere que os metais estão sendo enriquecidos ou alterados pelos mesmos processos. A associação dos metais aos sedimentos finos é um padrão geoquímico clássico. A elevada área de superfície das partículas finas (principalmente argila) justifica seu grande potencial de adsorção de matéria inorgânica e orgânica dissolvida.

A correlação das variáveis com os teores de carbonatos sugere a existência de áreas de deposição, com altas concentrações de metais e sedimentos organicamente mais ricos.

4.8.2. Correlação entre as características físico-químicas e índices ecológicos

Os índices número de famílias, riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-wiener, equitatividade de Pielou's e dominância de Simpson apresentaram correlação negativa com as concentrações de metais, hidrocarbonetos, carbonatos, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo e silte e, por outro lado, positiva com os teores de sedimentos grossos e pH (tabela 31).

Tabela 31 – Correlação entre características físico-químicas e índices ecológicos. Valores em negrito apontam para correlação significativa ($p > 0.40$).

	Índices ecológicos					
	Famílias	Indivíduos	Margalef	Pielou's	Shannon-wiener	Simpson
Fe	-0,56	0,03	-0,49	-0,26	-0,50	-0,29
Cu	-0,65	0,35	-0,71	-0,63	-0,70	-0,68
Cr	-0,67	0,20	-0,66	-0,48	-0,66	-0,53
Ni	-0,63	0,61	-0,77	-0,78	-0,76	-0,82
Zn	-0,58	0,08	-0,55	-0,36	-0,55	-0,41
HPAs	-0,51	-0,03	-0,44	-0,15	-0,41	-0,18
CaCO₃	-0,43	0,62	-0,54	-0,52	-0,55	-0,55
M.O.	-0,69	0,71	-0,79	-0,76	-0,79	-0,78
% N	-0,48	0,75	-0,57	-0,71	-0,61	-0,69
% P	-0,34	0,60	-0,43	-0,46	-0,46	-0,44
Silte	-0,49	0,91	-0,64	-0,80	-0,67	-0,78
Argila	-0,20	-0,11	-0,09	0,11	-0,10	0,11
Grossos	0,51	-0,83	0,62	0,73	0,65	0,70
pH	0,23	-0,49	0,35	0,44	0,33	0,46
Salinidade	0,10	-0,20	0,17	0,22	0,11	0,26
Profundidade	0,16	0,25	0,06	-0,18	0,03	-0,14

4.8.3. Correlação entre testes de toxicidade e índices ecológicos

Os índices ecológicos apresentaram correlação negativa em relação aos resultados dos testes de toxicidade, indicando que a comunidade bentônica não é influenciada pela toxicidade dos sedimentos, e que suas alterações estão diretamente ligadas a fatores físico-químicos (tabela 32).

Tabela 32 – Correlação entre os índices ecológicos e testes de toxicidade. Valores em negrito apontam para correlação significativa ($p > 0.40$).

Índices ecológicos	Testes de toxicidade		
	ISA	Eletriato	Anfípodo
Famílias	0,02	0,21	0,04
Indivíduos	0,52	0,15	0,22
Margalef	-0,10	0,24	-0,00
Pielou's	-0,35	0,11	-0,06
Shannon-wiener	-0,15	0,21	-0,02
Simpson	-0,31	0,21	-0,02

4.8.4. Correlação entre os testes de toxicidade e as características físico-químicas

Na manipulação interface sedimento-água a toxicidade está correlacionada positivamente com os teores de carbonatos, matéria orgânica, silte e com a profundidade. Esse fato indica que as áreas de deposição organicamente mais ricas estão associadas a toxicidade encontrada. Tais características são comuns às estações localizadas nas porções mais internas da Baía (Porto de Antonina, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito).

Na manipulação elutriato houve a interferência das concentrações de amônia em todas as estações tornando o resultado inconclusivo.

O teste de toxicidade com sedimento integral utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* apresentou correlação positiva com as concentrações de PAHs. Tal fato pode indicar degradação por este contaminante, tendo em vista que apenas a estação Baixio do Perigo apresentou indícios de toxicidade (tabela 33).

Tabela 33 – Correlação entre testes de toxicidade e características físico-químicas. ISA=interface sedimento-água.

Correlação entre testes de toxicidade e características físico-químicas			
	ISA	Elutriato	Anfípodo
Fe	-0,03	-0,19	0,25
Eh	-0,14	0,14	0,12
Cu	0,14	-0,50	0,17
Cr	0,05	-0,40	0,18
Ni	0,21	-0,49	0,22
Zn	0,04	-0,35	0,07
HPAs	-0,23	-0,01	0,46
CaCO₃	0,52	-0,03	0,05
M.O.	0,42	-0,05	0,03
% N	0,18	-0,01	0,15
% P	0,27	0,23	-0,02
Silte	0,52	0,25	0,13
Argila	0,01	0,17	0,24
Grossos	-0,49	-0,28	-0,19
pH	-0,61	-0,09	0,15
Salinidade	0,27	0,45	0,01
Profundidade	0,62	0,46	-0,32

4.9. Análise fatorial

A análise de fatores reorganizou os dados originais em três fatores que, juntos, explicam 86,17% do total de variância dos dados originais. Essa análise proporciona melhor entendimento das relações que ocorrem em cada estação. Para tal foram atribuídos *scores* para cada fator (figura 44) que foram plotados em um mesmo eixo. Os *scores* positivos, indicam influência do fator na estação. Os loadings das variáveis (varimax rotation) e o percentual do total das variâncias para os três fatores estão representados na tabela 34.

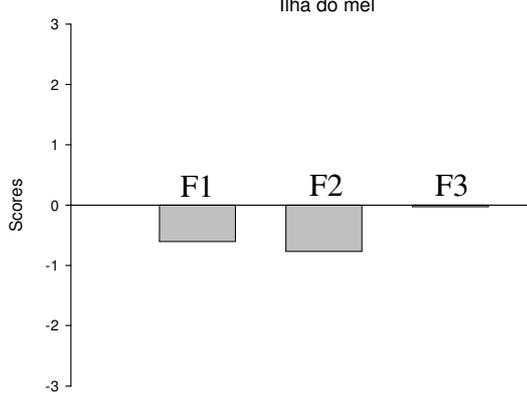
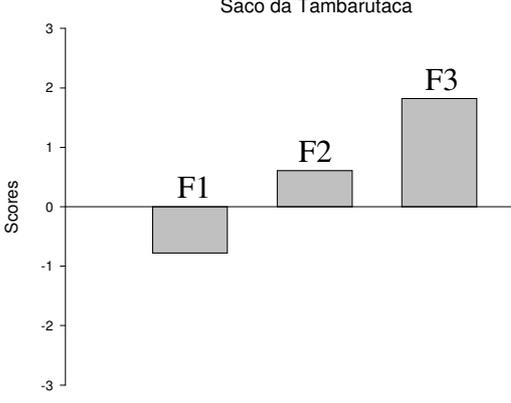
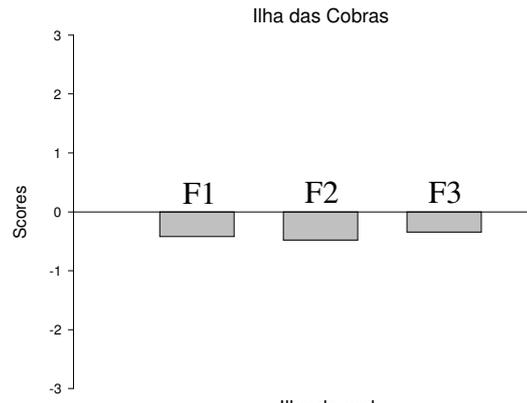
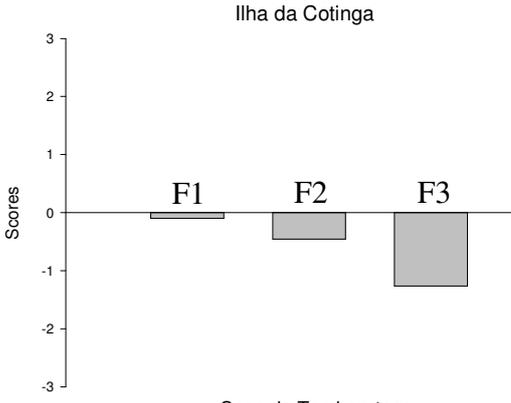
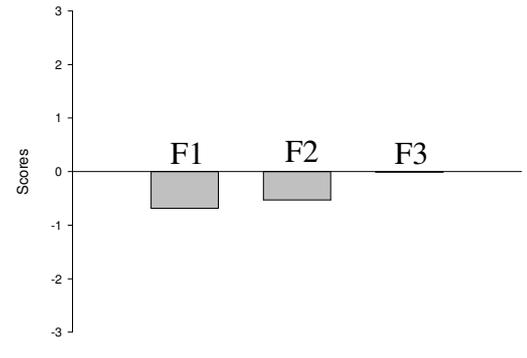
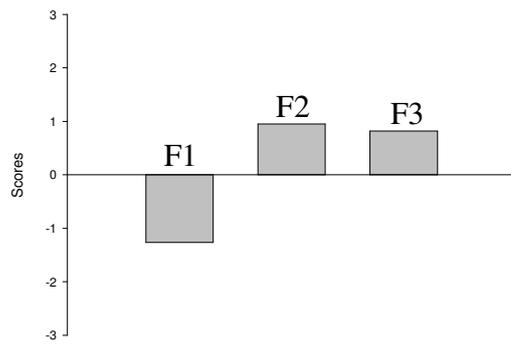
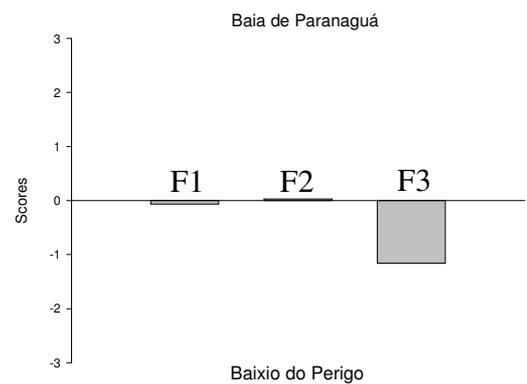
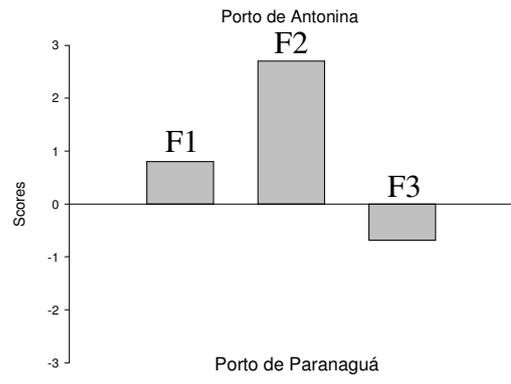
Tabela 34 – Loadings e total das variâncias dos fatores. Valores em negrito apontam para associações entre as variáveis ($p > 0.40$).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Fe	0,65	---	0,66
Cu	0,92	---	---
Cr	0,85	---	0,47
Ni	0,80	0,46	---
Zn	0,81	---	0,50
PAHs	---	---	0,93
CaCO ₃	0,44	0,75	---
M.O.	0,49	0,81	---
Nitrogênio	0,41	0,70	---
Fósforo	---	0,88	---
Finos	---	0,88	---
EBI	0,46	---	0,52
Variância	60,17	17,61	8,38

O fator predominante (F1) aponta para 60,17 % da variância e relata os cinco metais analisados (Fe, Cu, Cr, Ni e Zn), associados aos teores de carbonato de cálcio, matéria orgânica, nitrogênio e índice (EBI).

O fator 2 (F2) representa 17,61 % da variância e correlaciona o metal níquel com os teores de carbonato de cálcio, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e porcentagem de finos, indicando áreas organicamente mais enriquecidas, seja por fontes naturais ou antrópicas.

O último fator (F3) é responsável por 8,38 % da variância e aponta para correlação entre os metais ferro, cromo e zinco, concentração de PAHs associados a alterações na comunidade bentônica.



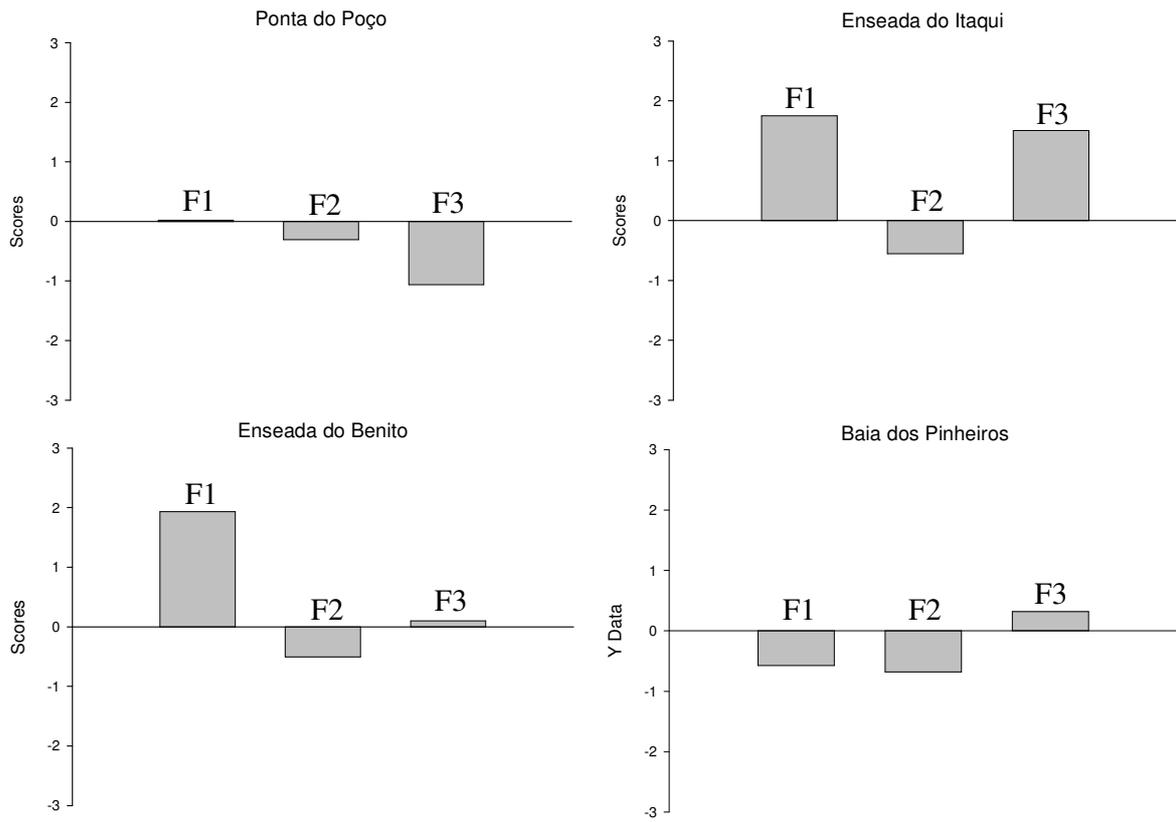


Figura 44 – Gráficos com os *scores* dos fatores de cada estação. Valores positivos indicam influência do fator na estação.

5. DISCUSSÃO

Estuários são importantes áreas ecológicas no que diz respeito a alimentação e reprodução de espécies aquáticas. São ambientes únicos que apresentam grande gradiente de salinidade, bem como fortes gradientes de pH, oxigênio dissolvido, Eh e material particulado. Gradientes de salinidade flutuam temporal e espacialmente, controlando a partição dos contaminantes (CHAPMAN, 2002a).

Segundo SÁ (2003) a hidrodinâmica local é importante quimicamente, pois relaciona-se diretamente com o potencial redox. A perturbação do sedimento pode ocorrer por diversos fatores, tanto de ocorrência natural como ondulações, movimentos turbulentos da água e atividades dos organismos bentônicos (bioturbação), quanto antrópicos como tráfego de navios e trabalhos de dragagens.

A comunidade bentônica estuarina apresenta comportamento único. Basicamente para a maioria dos fatores ecológicos, o maior número de espécies ocorre em locais com valores intermediários, porém, esse padrão não se aplica à salinidade. Grande número de espécies ocorre em águas doces e águas marinhas, com poucas espécies ocorrendo em salinidades intermediárias. Tendo em vista a grande dinâmica dos estuários, o bentos tende a ser naturalmente perturbado devido a grandes flutuações de salinidade, atribuindo alta variabilidade a essas comunidades. A infauna estuarina geralmente é r-estrategista, ou seja, rápida/alto reprodução/desenvolvimento e baixa habilidade de competitividade. Sendo assim medições biológicas tornam-se inviáveis tendo em vista a falta de locais de referência.

Segundo CHAPMAN (2002a) em locais onde a salinidade de água de interface pode flutuar diariamente ou inclusive em poucas horas, a água intersticial dos sedimentos mais finos pode apresentar-se muito mais conservativa. Esse fenômeno pode resultar em movimento sazonal “*up and down stream*” de organismos de água doce, estuarina e marinha, em distâncias que podem exceder 10km², relatando mudanças sazonais no fluxo da drenagem continental e intrusão salina.

Segundo NOERNBERG (2001) o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) é um importante sistema ambiental onde coexistem extensos manguezais preservados, atividades portuárias, concentrações urbanas, pesca artesanal e comercial, atividades de recreação e turismo. A complexidade inerente deste sistema ambiental, além da diversidade de atividades existentes no CEP, demanda grande esforço no sentido de compreender sua estrutura, seus

processos e funcionamento, pois conciliar a busca de qualidade de vida pela população com o equilíbrio desse ecossistema não é uma tarefa simples.

Os sedimentos da estação Porto de Antonina foram classificados como silte fino, e os das estações Porto de Paranaguá, Saco da Tambarutaca e Enseada do Itaqui como silte grosso. Essas estações também apresentaram altos teores de carbonatos e matéria orgânica, evidenciando que se tratam de áreas de deposição com sedimentos organicamente enriquecidos. Os sedimentos das estações Baía de Paranaguá, Baixio do Perigo, Ilha da Cotinga, Ilha das Cobras, Ilha do Mel e Enseada do Benito foram classificados como areia fina, e os da estação Baía dos Pinheiros como areia média, e apresentaram baixos valores para os teores de carbonatos entre 2% e 5,9% e matéria orgânica 0,4% a 5,6%.

Segundo BIGARELLA (2007) elevados teores de matéria orgânica no complexo estuarino de Paranaguá são atribuídos a condições redutoras dos sedimentos. A distribuição da matéria orgânica depende da topografia subaquática, da natureza dos sedimentos e das correntes. Os maiores teores encontram-se nas áreas de águas calmas e de correntes de baixa velocidade. Segundo LAMOUR (2006) os teores de matéria orgânica variam entre 0 e 20% na baía de Antonina, de 10 a 25% na baía de Paranaguá e de 0 a 5% na baía das Laranjeiras.

LAMOUR *et al.* (2006) encontrou na Baía de Antonina, teores de carbonatos variando entre 5 e 10% e na baía das Laranjeiras teores abaixo de 5%. Esses valores corroboram com os encontrados no presente estudo.

Segundo LICHT (2001) a matéria orgânica é um dos constituintes importantes de alguns solos, sedimentos de fundo de drenagens, águas naturais superficiais, efluentes domésticos e depósitos de resíduos sólidos urbanos. Em virtude de suas propriedades singulares quando comparada com outros materiais naturais, mesmo quantidades muito reduzidas de matéria orgânica podem mostrar efeitos importantes na química dos elementos traço. Tais efeitos incluem a complexação de íons traço por matéria orgânica dissolvida, o que resulta em aumento de mobilidade dos elementos, adsorção ou formação de compostos orgânicos, resultando em imobilização e redução a estados de valência mais baixa, com mudanças nas propriedades químicas.

Os metais ligam-se à matéria orgânica de diversas maneiras. Ácidos orgânicos contendo grupos -COOH, -OH ou similares podem formar sais orgânicos nos quais os metais ocupam o local do H⁺ ionizável, geralmente com ligações moderadas. Os metais podem ser ligados diretamente ao carbono formando compostos organometálicos, ou então ao N, O, P ou S com ligações fortes. Em muitos compostos orgânicos os metais são quelados, ou seja, ligado a

duas ou mais posições na molécula por meio de ligações muito fortes (MARTELL, 1971 *apud* ROSE *et al.*, 1979). Os metais também podem ser atraídos eletrostaticamente a partículas coloidais de matéria orgânica por meio de ligações fracas.

Esses complexos sofrem pequeno transporte e são trabalhados e depositados principalmente pelas correntes de marés sendo em sua maior parte depositados nas áreas de águas mais rasas e de menor energia.

Dos fatores que governam a mobilidade dos elementos em solução, talvez o conjunto pH e Eh seja o mais importante. Dentre os metais analisados, o zinco, níquel e cobre são considerados altamente móveis em pH 5-8, enquanto que, nas mesmas condições de pH os metais ferro e cromo são considerados pouco móveis. Em condições redutoras todos esses metais são considerados muito pouco móveis (LICHT, 2001).

As maiores concentrações de metais foram encontradas nas estações Porto de Antonina, Saco da Tambarutaca, Enseada do Itaqui e Enseada do Benito. Nessas áreas, as mudanças de potencial redox, pH, salinidade e a presença mais abundante de agentes complexantes (principalmente matéria orgânica) alteram a especiação dos metais, nutrientes e outros contaminantes através de mecanismos de adsorção/desorção, complexação e precipitação, afetando inclusive a biodisponibilidade dos mesmos. Essas mudanças físico-químicas estuarinas expressam-se através do forte gradiente de mistura da água doce com a do mar, do variável material particulado em suspensão e de complexos processos hidrodinâmicos associados (SALOMONS, 1982; SALOMONS e FÖRSTNER, 1984).

De acordo com ADEMADAN (2005) a Baía de Antonina constitui-se numa eficiente barreira geoquímica do tipo areal e de natureza físico-química dominante. Apresenta pH mais elevado que as áreas continentais, enriquecida em material fino, matéria orgânica, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, entre outros. Ressalta-se que diferenças nas concentrações resultam de diferenciações nas áreas-fonte, somada às diferenças de solubilidade dos compostos e variações nos processos de fixação. Provavelmente a adsorção em óxido/hidróxido de Fe, matéria orgânica, argilas e colóides de várias naturezas, seja o principal processo que conduz ao enriquecimento dos elementos mencionados no fundo da baía.

Segundo REBELO *et al.* (2005) *apud* PROCOPIAK (2007) o litoral norte do Paraná contém ouro primário, podendo ocorrer associação com cobre, chumbo, zinco, arsênio, prata, mercúrio, selênio, bismuto e telúrio. Segundo esse mesmo autor, a hipótese da contaminação por metais ser natural não pode ser descartada.

SÁ *et al.* (2007) encontrou em amostras de testemunho, na estação Enseada do Benito, comportamento conservativo para os metais cobre e níquel, com concentrações de aproximadamente 10 mg/kg e 20mg/kg, respectivamente. Os demais elementos (zinco e cromo) apresentaram variações bem mais significativas ao longo dos testemunhos, com concentrações mais elevadas. Segundo ZAMBONI (2000) o zinco pode ser considerado praticamente um “indicador químico” da presença de efluentes doméstico-cloacais no ambiente hídrico, o que demanda uma maior preocupação com o tratamento do esgoto dos municípios de Antonina e Paranaguá. Esse mesmo autor associa as concentrações de cromo à presença das indústrias de fertilizantes, uma vez que se acredita que o metal esteja ligado a resíduos minerais resistentes ao tratamento das rochas fosfáticas utilizadas na fabricação de adubos.

As concentrações dos metais níquel e cromo excederam o limite de TEL. Segundo SÁ *et al.* (2007), estas variações retratam a influência antropogênica na região.

No presente trabalho, o limite de TEL para o metal níquel foi violado nas estações Baía de Antonina e Enseada do Benito, e para o cromo, na estação Enseada do Itaqui. Esses dados corroboram com os encontrados por SÁ *et al.* (2007).

As semelhanças morfológicas, sedimentológicas e de concentração de metais nas estações mais internas do complexo estuarino, tanto no eixo leste-oeste, quanto no norte-sul, indicam que esses metais estão sendo introduzidos no ambiente através dos mesmos processos, porém, mais estudos são necessários para melhor identificar as fontes que causam o enriquecimento nessas áreas. Esse comportamento também foi evidenciado por ZARONI (2006) que observou grande correlação entre os metais cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco para os ambientes marinho e estuarinos de Bertioga (SP), que possivelmente indica que esses metais podem ter a mesma origem, ou devido ao padrão de circulação, possuir as mesmas áreas de deposição.

Trabalhos pretéritos indicam que os sedimentos da porção interna do eixo leste-oeste do CEP apresentavam taxa de sobrevivência para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* variando entre 10 e 63,33 % indicando toxicidade para os sedimentos desta região (CHOUERI, 2008). Testes realizados com ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* também indicaram toxicidade para esta mesma região apresentando desenvolvimento larval normal de 17,33 % para a manipulação interface sedimento-água (CHOUERI, 2008). Testes com o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii* não apontaram para toxicidade nesta região. A utilização

deste organismo pode gerar dúvidas quando usado para descrever o verdadeiro estado da toxicidade nos sedimentos tendo em vista sua notada resistência (CESCHIM, 2007).

No presente trabalho, durante os testes com o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*, apenas a estação Baixio do Perigo apresentou toxicidade.

MARANHO (2006) em seu trabalho realizado no estuário de Santos, no Estado de São Paulo, encontrou toxicidade para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* na maioria de suas estações de coleta, evidenciando grande degradação desta região, devido à severa contaminação por elementos metálicos nas áreas internas deste estuário, que podem ser consideradas críticas, com concentrações de cádmio, cromo, mercúrio e níquel acima de níveis potencialmente tóxicos segundo as diretrizes de qualidade dos sedimentos canadenses.

MARANHO (2009) encontrou toxicidade para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* em 10 das 15 estações avaliadas na Baía de Guanabara, no Estado do Rio de Janeiro. Esta região é de grande importância ecológica e sócio-econômica e está sob constante influência de atividades portuárias, industriais e urbanas.

MOREIRA (2009) avaliou a toxicidade dos sedimentos superficiais no porto de Mucuripe e Terminal Portuário do Pecém, no Estado do Ceará e do Porto de Santos no Estado de São Paulo. No porto de Mucuripe, 8 de suas 10 estações apresentaram toxicidade para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*, enquanto que no Terminal Portuário do Pecém, 3 das 5 estações avaliadas apresentaram toxicidade para o mesmo organismo e, no porto de Santos, apenas 1 das 5 estações avaliadas.

Estes relatos indicam diferença na toxicidade dos sedimentos superficiais da porção interna do CEP quando comparada a trabalhos anteriores. Porém, quando comparada a outros estuários, o CEP apresenta baixo nível de degradação.

Os resultados dos testes com o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* na manipulação elutriato foram inconclusivos, tendo em vista a interferência causada pelas altas concentrações de amônia.

Nos testes com ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* na manipulação interface sedimento-água, apenas as estações Enseada do Itaqui e Enseada do Benito não sofreram interferência das concentrações de amônia. Nestas estações, a toxicidade encontrada pode estar associada à presença de outros compostos. Em seu estudo CHOUERI (2008), utilizando o teste com ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* na manipulação interface sedimento-água, não encontrou toxicidade para a estação Enseada do Benito. Segundo PRÓSPERI (2002) este

é o método mais adequado na avaliação da toxicidade de sedimentos marinhos e estuarinos, pois minimiza a interferência da amônia não ionizada.

Segundo GREESNTEIN *et al.*, (1994) *apud* PRÓSPERI (2002) a amônia é um constituinte comum de ambientes aquáticos, sendo oriunda tanto da quebra de produtos nitrogenados quanto da contaminação antropogênica, como por exemplo, a entrada de dejetos provenientes do uso de fertilizantes em terras adjacentes. Essa substância apresenta-se, ao mesmo tempo, na forma ionizada (NH_4^+) e não ionizada (NH_3). A prevalência de qualquer dessas duas formas é dependente da temperatura, pH e salinidade da água. Em função das condições comumente encontradas no ambiente marinho, mais de 95% da amônia total está na forma ionizada. A amônia não ionizada pode estar presente em sedimentos anóxicos e pode ser formada durante o transporte e armazenamento do sedimento, tanto pelos organismos residentes que excretam produtos metabólicos, bem como pelo metabolismo bacteriano da matéria orgânica (ASTM, 1994). A amônia na água intersticial é instável e dependente de numerosas variáveis, incluindo o método de coleta do sedimento, o método de extração, condições de armazenamento, temperatura, pH e concentração de oxigênio dissolvido (SARDA & BURTON, 1995 *apud* PRÓSPERI, 2002).

A comunidade bentônica apresentou distribuição influenciada pelas condições físico-químicas do complexo estuarino (tabela 33). Segundo LANA (1986) os padrões observados da macrofauna regional são um reflexo direto da maior ou menor quantidade de energia ambiental nos diversos setores estudados. Os processos de sedimentação prevalescentes estão entre os principais fatores responsáveis pelas interações que se estabelecem entre as diversas associações bêmicas descritas e os tipos de fundo regionais. Em seu trabalho esse autor reconheceu cinco setores, definidos por distintas propriedades hidrográficas e sedimentológicas, desde os ambientes de baixa energia na porção ocidental da baía até aqueles de alta energia na porção oriental, próximos às barras de acesso. Estes setores são caracterizados por associações biológicas com composições específicas muito variáveis. Destes cinco setores, três fizeram parte do presente estudo (mesohalino, polihalino e euhalino). Segundo LANA (1986) o setor mesohalino é caracterizado por sedimentos mais finos, normalmente siltico-argiloso, com elevados teores de matéria orgânica, diversidade e abundância reduzida e grande dominância do gastrópode *Heleobia australis*. O setor polihalino é tipicamente arenoso, com predomínio de formas detritívoras, indicadora de ambientes de energia moderada a reduzida. O setor euhalino é caracterizado pela alta energia

devido à proximidade com o mar aberto, com predomínio de areias muito finas a média. Nos fundos de areia fina predominam as formas vágéis, predadoras e filtradoras.

No presente trabalho esse mesmo padrão foi verificado, uma vez que a distribuição da comunidade bentônica obedeceu ao mesmo padrão de distribuição da granulometria e das características físico-químicas da área de estudo (figura 46).

Os índices ecológicos apresentaram baixos valores nas porções internas (tabela 30) (tanto do eixo leste-oeste quanto do norte-sul) do complexo estuarino, correlacionando negativamente com as concentrações de metais, HPAs, matéria orgânica, concentrações de nitrogênio total e fósforo total e silte. Os maiores valores para os índices ecológicos foram encontrados nas áreas que apresentaram sedimentos mais grosseiros (> 80%). As estações Porto de Paranaguá, Baixio do Perigo, Ilha da Cotinga, Ilha das Cobras, Ponta do Poço e Ilha do Mel, localizadas na porção mais externa da baía apresentaram os maiores valores para os índices ecológicos, sendo que, as estações Porto de Antonina, Enseada do Itaquí, Enseada do Benito e Baía dos Pinheiros, localizadas em áreas mais internas, apresentaram menores valores.

O grupo dos poliquetas foi dominante nas estações Baía de Paranaguá, Baixio do Perigo, Ilha da Cotinga, Ilha das Cobras, Saco da Tambarutaca, Ilha do Mel, Enseada do Itaquí e Baía dos Pinheiros. Nas estações Porto de Antonina, Porto de Paranaguá e Enseada do Benito, o grupo dominante foi o dos moluscos, enquanto que, na estação Ponta do Poço, o dos crustáceos.

Na estação Porto de Antonina o grupo dos moluscos foi representado pelo gastrópode *Heleobia australis*. HOSTIN (2007) encontrou o mesmo padrão para setores mesohalinos em seu trabalho. TOMMASI (1970) *apud* HOSTIN (2007) também encontrou grandes densidades deste gastrópode em áreas de baixas salinidades e com altas concentrações de matéria orgânica. SOARES (1996) *apud* HOSTIN (2007) encontrou altas densidades deste organismo, acima de 26 mil indivíduos por m², enquanto os outros organismos encontrados neste estudo não ultrapassaram as densidades de 20 indivíduos por m².

Segundo HOSTIN (2007) essa espécie é considerada oportunista, por possuir alta capacidade de dispersão em curtos períodos de tempo, através de migração ativa ou transporte passivo, apresenta-se como excelente recolonizadora ocupando rapidamente áreas perturbadas por eventos ambientais ou antrópicos.

O EBI apresenta o mesmo padrão de distribuição mostrado pelos índices clássicos, mostrando altos valores para as estações Baía de Paranaguá, Ilha da Cotinga, Ilha do Mel e

Ponta do Poço, classificando essas áreas como não alteradas. As estações Porto de Paranaguá, Baixio do Perigo, Ilha das Cobras, Saco da Tambarutaca e Baía dos Pinheiros foram classificadas como áreas de transição. As estações Porto de Antonina, Enseada do Benito e Enseada do Itaqui foram classificadas como áreas alteradas, porém, deve-se levar em conta que estas estações estão localizadas em locais que sofrem constantes variações físico-químicas, possuem maior quantidade de sedimentos finos, menores valores de salinidade e naturalmente possuem baixa diversidade e abundância de organismos (LANA, 1986). Segundo CHOUERI (2008), locais com maior quantidade de sedimentos finos tendem a apresentar menor abundância de organismos. Tais fatores naturalmente influenciam a comunidade bentônica de forma negativa. Sendo assim, torna-se difícil afirmar que tais estações estão sendo realmente degradadas por fatores diferentes dos naturais. Considerando os diversos processos que ocorrem nos ambientes estuarinos é necessária a melhor avaliação dessas áreas e, também, a adequação desse índice para ambientes estuarinos, tendo em vista sua limitação em separar os efeitos naturais dos antrópicos.

Os fatores 1 e 2 foram positivos para a estação Porto de Antonina indicando a existência de área de deposição com sedimentos finos organicamente enriquecidos, com altas concentrações de fósforo (os valores de fósforo total ultrapassaram os limites CONAMA 344/04), metais (Fe, Cr, Cu, Zn, Ni) associadas a alterações na comunidade bentônica.

Na estação Baía de Paranaguá a análise fatorial indicou que não há alterações tendo em vista os valores negativos dos fatores.

Na estação Porto de Paranaguá os fatores 2 e 3 mostraram a existência de área de deposição com sedimentos organicamente enriquecidos e altas concentrações de fósforo (os valores de fósforo total ultrapassaram os limites CONAMA 344/04), associadas a alterações na comunidade bentônica.

Nas estações Baixio do Perigo, Ilha da Cotinga, Ilha das Cobras, Ilha do Mel e Ponta do Poço a análise fatorial indicou que não há alterações, tendo em vista os valores negativos dos fatores.

Os fatores 2 e 3 foram positivos para a estação Saco da Tambarutaca indicando a existência de uma área de deposição com sedimentos finos organicamente enriquecidos, com altas concentrações de fósforo (os valores de fósforo total ultrapassaram os limites CONAMA 344/04), concentrações dos metais ferro, cromo e zinco e também de concentrações de PAHs associadas a alterações na comunidade bentônica.

Nas estações Enseada do Itaqui e Enseada do Benito o fator 1 apontou para a existência de áreas de deposição com sedimentos organicamente enriquecidos e concentrações dos metais (Fe, Cr, Cu, Zn, Ni) associados à toxicidade para ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* na manipulação interface sedimento-água e alterações na comunidade bentônica. O fator 3 indicou presença dos metais ferro, cromo e zinco associados às concentrações de PAHs e alterações na comunidade bentônica.

Na estação Baía dos Pinheiros, apenas o fator 3 foi positivo, indicando presença dos metais ferro, cromo e zinco associados às concentrações de PAHs e alterações na comunidade bentônica.

6. CONCLUSÃO

A qualidade dos sedimentos do eixo leste-oeste apresentou diferenças quando comparada a trabalhos pretéritos.

Apesar de ser uma grande fonte de contaminantes, o Porto de Paranaguá não apresentou toxicidade para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*. Isso se deve provavelmente à elevada dinâmica das marés e correntes nesta região, que transportam os contaminantes para regiões de deposição.

As regiões chamadas “estações controle” (Enseada do Itaqui, Enseado do Benito e Baía dos Pinheiros) apresentaram elevadas concentrações de metais. A origem dessas concentrações ainda não é conhecida e algumas hipóteses podem ser trabalhadas, como o transporte desses contaminantes através da dinâmica estuarina ou, ainda, a contribuição da drenagem continental.

A semelhante morfologia das regiões internas do Complexo (nos eixos norte-sul e leste-oeste) propicia a formação de barreiras geoquímicas, que poderiam explicar a grande concentração de metais nessas regiões. Porém, mais estudos são necessários para a confirmação desta hipótese.

Algumas estações localizadas no meio do Complexo parecem funcionar como áreas de deposição, como é o caso da estação Saco da Tambarutaca. Esta estação apresentou, para os metais cromo e zinco (Cr = 20,05 mg/kg; Zn = 51,63 mg/kg) concentrações maiores do que as encontradas no Porto de Paranaguá. Esses valores são próximos aos encontrados no Porto de Antonina (Cr = 28,06mg/kg; Zn = 55,53 mg/kg) (local com maior concentração de metais no eixo leste-oeste).

A utilização de larvas de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* em testes de toxicidade deve ser feita com cautela quando aplicada em ambientes estuarinos, tendo em vista a grande quantidade de compostos nitrogenados nesses ambientes e a notada sensibilidade destes organismos a tais compostos.

O anfípodo escavador *Tiburonella viscana* mostrou ser uma ferramenta eficaz na avaliação da toxicidade dos sedimentos superficiais, tendo em vista seu hábito escavador que possibilita uma exposição máxima aos contaminantes retidos no sedimento, entrando em contato com a água intersticial e com as partículas do sedimento.

O EBI mostra-se ótima ferramenta na classificação do estresse da comunidade bentônica, porém deve ser aplicado com cuidado quando se trata de ambientes estuarinos. A elevada dinâmica físico-química desses ambientes faz com que alterações naturais ocorram nas comunidades, devidas principalmente a variações de salinidade e granulometria. A flutuação de população decorrente de variações naturais pode causar resultado falso positivo. A falta de identificação de espécies indicadoras de áreas poluídas e não poluídas impossibilitou maior precisão desta análise, tendo em vista que neste trabalho foram identificadas apenas famílias. Porém, foi possível identificar padrões de estresse que podem ser utilizados como dados adicionais na classificação das estações estudadas.

A análise de fatores proporcionou melhor entendimento das relações abióticas que ocorrem em cada estação.

REFERÊNCIAS

- ABESSA, D.M.S. *et al.* 2001. Toxicity of Sediments from Santos Estuary (SP, Brazil): Preliminary Results. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 4(1) 2001.
- ABESSA, D. M. S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos**, SP, Brasil. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 2002.
- ABNT NBR 15350. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com ouriço do mar (Echinodermata: Echinoidea). 2006.
- ADAMS, W.J.; KIMERLE, R.A. & MOSHER, R.G. (1985). Aquatic safety assessment of chemicals sorbed to sediments. In: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: 7th Symposium*, STP 854, R.D. Cardwell, R. Purdy & R.C. Bahner (eds.). Philadelphia, American Society for Testing and Materials, p. 429-453.
- ADAMS, W. J.; KIMERLE, R. A. & BARNETT Jr., J. W. 1992. (SEM TITULO). *Environmental Science and Technology*, 26(10):1865-1875.
- ANDERSON, B.S., HUNT, J.W., PHILLIPS, B.M., FAIREY, R., ROBERTS, C.A., OAKDEN, J.M., PUCKTT, H.M., STEPHENSON, M., TJEERDEMA, R.S., LONG, E.R., WILSON, C.J. and LYONS, J.M. 2001. Sediment quality in Los Angeles harbor, USA: A triad assessment. *Environmental Toxicology Chemistry*, 20: 359-370.
- BARBIERI, E.; NGAN, P. V. & GOMES, V. 2000. Efeitos do LAS-C12 no metabolismo de rotina de tainhas em função da temperatura em três salinidades. In: Espíndola, E. L. G.; C. M. R. Botta-Paschoal; O. Rocha; M. B. Camino-Bohrer; A. L. Oliveira- Neto (Eds.). *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*. Rima Editora. São Carlos, SP. p.293-308.
- BASSFELD, J. C.; QUEIROZ, R. L. V.; BRANDINI, F. P. & FERNANDES, L. F. 1999. Avaliação de um bioensaio multiespécie utilizando o fitoplâncton marinho natural. Pesticidas: *Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 9:75-84.
- BERTOLETTI, E.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E. & ZAGATTO, P. A. 1989. Variabilidade de testes de toxicidade com peixes. *Ambiente*, 3(1):52-58.
- BERTOLETTI, E.; NIPPER, M. G. & MAGALHÃES, N. P. 1992. A precisão de testes de toxicidade com *Daphnia*. *Ambiente*, 6(1):55-59.

BIGARELLA, J. J.; BECKER, R. D.; MATOS, D. J.; WERNER, A. (1978). **A Serra do Mar e a Porção Oriental do Estado do Paraná**. Secretaria de Estado do Planejamento, Governo do Paraná. 248 p.

BIGARELLA, J.J. Problemas de assoreamento na Baía de Paranaguá. In: **Dragagens portuárias no Brasil. Licenciamento e Monitoramento ambiental**. 2007. P. 136-143.

BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A.; VENTURA, I. (1988). Ecological studies in the Bay of Paranaguá. Seasonal and spatial variations of nutrients and chlorophyll a. *Nerítica*, Curitiba, v. 3, n.1, p. 1-30.

BURTON Jr., G. A. 1992a. Sediment collection and processing: factors affecting realism. In: BURTON Jr., G. A. (Ed.). *Sediment Toxicity Assessment*. Chelsea, Lewis Publishers, Inc., p.37-203.

CAMARGO, M. G. (2005). SYSGRAN. 3.0. Análises e gráficos sedimentológicos.

CESAR, A.; GUIRAO, L. R. M.; VITA, R.; MARÍN, A. 2004. Amphipod and sea urchins tests to assess the toxicity of Mediterranean sediments: The case of Portmán Bay. *Scientia Marina*, v. 68, p. 205-207.

CESAR, A.; CHOUERI, R.B.; RIBA, I.; MORALES-CASELLES, C.; PEREIRA, C.D.S.; SANTOS, A.R.; ABESSA, D.M.S.; DELVALLS, T.A. 2007. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). *Environment International* 33 : 429–435.

CESAR, A *et al.* 2008. INTEGRATIVE ECOTOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF SEDIMENT IN PORTMÁN BAY. *In press*.

CETESB. 1990. Desenvolvimento e implantação de testes de toxicidade com organismos aquáticos. Relatório Anual. São Paulo, CETESB, 28p. + anexos.

CESCHIM, L. M. M. 2007. Tríade como ferramenta para identificação de áreas impactadas no complexo estuarino de paranaguá, paraná. Monografia. Centro de estudos do mar. Universidade Federal do Paraná.

CHAPMAN, P. M. & LONG, E. R. 1983. The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 14(3):81-84.

CHAPMAN, P.M.; E.A. POWER; G.A. JR. BURTON. Integrative assessment in aquatic ecosystems. In: *Sediment Toxicity Assessment*; Lewis: Boca Raton, FL. 313- 340. 1992.

CHAPMAN, P.M. 2002a. Integrating toxicology and ecology: putting the “ eco “ into ecotoxicology. *Marine pollution Bulletin* 44.p. 7-15.

CHOUERI. R. B. 2008. **Armonização de protocolos para la evaluación de sedimentos y materiales dragados en zonas costeras del Atlántico**. Tese de Doutorado. Universidade de Cádiz, Espanha. 256p.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143. 1993.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. Similarity-based testing for community pattern: the 2 – way layout with no replication. *Mar. Biol.* 118: 167 – 176. 1994.

CLARKE, K.R., GORLEY, R.N. *PRIMER v5: User Manual/ Tutorial*. Plymouth, United Kingdom. 2001.

COSTA, J. B. & ESPÍNDOLA, E. L. G. 2000. Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento em tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tiête Superior, SP). In: Espíndola, E. L. G.; C. M. R. Botta-Paschoal; O. Rocha; M. B. Camino-Bohrer; A. L. Oliveira-Neto (Eds.). *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*. Rima Editora. São Carlos, SP. p.75-93.

DAMATO, M.; BEYRUTH, Z.; MUCCI, J. L. N.; ALVARENGA, C. D. & ROCHA, A. R. 1989. O sulfato de cobre como agente tóxico. *Ambiente*, 3(1):26-31.

DELAVECCHIA, M. L. 1981. Tolerância a íons cúpricos em acará, *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) Pisces Cichlidae. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos, SP.

DELVALLS, T.A., CHAPMAN, P.M. 1998a. The use of multivariate analysis to link the sediment quality triad components to site-specific sediment quality values in the Gulf of Cádiz (Spain) and in San Francisco Bay (USA). *Cien. Mar.* 24: 313-336.

DELVALLS, T.A., FORJA, J.M., GONZÁLEZ-MAZO, E., GÓMEZ-PARRA, A. 1998b. Determining contamination sources in marine sediments using multivariate analysis. *Trac-681 Trend. Anal. Chem.* 17: 181-192.

DELVALLS, T.A., FORJA, J.M., GÓMEZ-PARRA, A. Seasonality of contamination, toxicity and quality values in sediments from littoral ecosystems in the Gulf of Cádiz (SW, Spain). *Chemosphere.* 2002; 46(7): 1033-1043.

ENVIRONMENTAL CANADA. (2002). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. *Canadian Environmental Quality Guidelines - Summary Tables.*

FDEP. (1994). Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Vol. I: *Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines.* Prepared for Florida Department of Environmental Protection - FDEP, Office of Water Policy, Tallahassee, FL, by MacDonald Environmental Sciences Ltd., Ladysmith, British Columbia.

GRASSHOFF, K., EHRHARDT, M., KREMLING, K. (1983). **Methods of Seawater Analysis**, 2nd, Verlag Chemie, Weinheim, 419 p.

HANSEN, D. V.; RATTARAY JÚNIOR, M. 1965. **Gravitational circulation in straits and estuaries.** J. Mar. Res., New Haven, v. 23, p. 104-122.

HOSTIN, L.M.; SANDRINI-NETO, L.; OLIVEIRA, V.M.. Associações macrofaunais em áreas sujeitas à dragagem do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). In: **Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental.** Antonina. 2007.

JONSSON, C. M. & MAIA, A. H. N. 1999. Toxicidade dos herbicidas clomazone e quinclorac para o invertebrado aquático *Daphnia similis* na presença e ausência de sedimento. Pesticidas: *Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 9:145-153.

JØRGENSEN, S.E. 1998. Ecotoxicological research historical development and perspectives. In: Schüürmann, G., Markert, B. (Eds.), *Ecotoxicology.* John Wiley & Sons, USA, pp. 3–15.

KJERFVE, B. 1990. **Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems.** UNESCO/UNDF Regional Project “Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific” (RAS/79/002 e RAS/86/120), 79p.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. (1987). **Ecological studies in the Bay of Paranaguá**. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica*, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 1-36.

LAMBERSON, J. O.; DeWITT, T.H. & SWARTZ, R. C. 1992. Assessment of sediment toxicity to marine benthos.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. (2006). Mapas de parâmetros texturais de sedimento de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá - PR. *Boletim Paranaense de Geociências*, Curitiba, n. 55, p. 77 – 82.

LAMOUR, M.R. 2007. Variação das características granulométricas dos sedimentos de fundo no canal navegável aos portos da Baía de Paranaguá. In: **Dragagens portuárias no Brasil. Licenciamento e Monitoramento ambiental**. 2007. P. 245-252.

LANA, P.C., (1986). Macrofauna bêntica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá. *Nerítica*. 1(3):79-89.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. (2000). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: **Ecological Studies, Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 144, p. 131-145.

LICHT, O. A. **A geoquímica multielementar na gestão ambiental identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à prospecção mineral e regiões de risco para a saúde no estado do Paraná**, brasil. 2001. Tese de doutorado. Pós-Graduação em Geologia. CURITIBA.

LONG E.R.; MORGAN, L.G. The potention for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program. USNOAA Technical Memorandum NOS/ OMA 52, 2nd Printing, 228pp. 1991.

LONG, E.R.; MACDONALD, D.D.; SMITH, S.L. e CALDER F.D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81-97.

LOTUFO, G.R. ABESSA, D.M.S. 2000. Uso de copépodos bentônicos estuarinos do Estado de São Paulo em testes de toxicidade com sedimentos. In: Encontro de Ecotoxicologia, 6. Reunião SETAC Latino-americana. São Carlos, 2000.

LUOMA, S.N.; HO, K.T. The appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. In: *The Handbook of Ecotoxicology* Ed. P. Calow. Cap. 11: 193-226. 1992.

MALAGRINO, W. & MAZZILI, B. 1994. Use of ^{65}Zn as a radioactive tracer in the bioaccumulation study of zinc by *Poecilia reticulata*. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles*, 83(2):389-393.

MANTOVANELLI, A. 1999. **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. Curitiba. 146 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

MARANHO, L. A. 2006. **Avaliação da toxicidade aguda de sedimentos no sistema estuarino de santos: canal de dragagem do porto de santos e área de disposição**. Monografia. Universidade Estadual Paulista. Campus experimental do Litoral Paulista. Unidade São Vicente.

MARANHO, L. A. *et al.* 2009. Sediment toxicity assessment of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*. Portugal. 851-855.SI-56.

MARONE, E.; JAMIYANAA, D. 1997. **Tidal characteristics and a variable boundary numerical model for the M2 tide for the Estuarine Complex of the Bay of Paranaguá, PR, Brazil**. *Nerítica*, v. 11 (1-2), p. 95-107

MARONE, E. *et al.* 2005. Land-ocean fluxes in the Paranaguá Bay Estuarines System, Southern Brazil. *Brazilian journal of oceanography*. 53 (3/4) 169-181.

MARTINS, C.C.; 2005. **Marcadores Orgânicos Geoquímicos em testemunhos de sedimento do Sistema Estuarino de Santos e São Vicente, SP** : um registro histórico da introdução de hidrocarbonetos no ambiente marinho. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

MASTROTI, R. R.; SOUSA, E. C. P. M. & ABESSA, D. M. S. 2001. Toxicidade de tensoativos aniônicos sobre embriões de ouriço do mar *Lytechinus variegatus*. In: Moraes, R.; M. Crapez; W. Pfeiffer; M. Farina; A. Bainy; V. Teixeira (Eds.). *Efeitos de Poluentes sobre Organismos Marinhos*. Arte & Ciência Villipres. São Paulo, pp.207-216.

MELO, S.L.R. 1993. **Testes de toxicidade com sedimentos marinhos: adequação de metodologia para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana***. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 172p.

MELO, S. L. R.; ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos como organismo-teste. In: NASCIMENTO, I.; SOUSA, E. C. P. M.; NIPPER, M. G. (Eds.). **Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil**. Salvador: Editora Artes Gráficas, Cap.16, p.163-1778, 2002.

MOREIRA, L. B. 2009. **Avaliação da toxicidade dos sedimentos e da macrofauna bentônica em áreas portuárias: porto do mucuripe e terminal portuário do pecém (ce); e porto de santos (sp)**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará.

NASCIMENTO, Iracema Andrade; SOUSA, Eduinetty Ceci Pereira Moreira; NIPPER, Marion. **Métodos em ecotoxicologia marinha**. São Paulo: Artes Gráficas e Industrias Ltda, 2002. 262p.

NIPPER, M. G.; BADARÓ-PEDROSO, C.; JOSÉ, V. F. & PRÓPERI, V. A. 1990. Marine bioassays and their application in coastal management and biological monitoring. In: *Simpósio da Costa Sul e Sudeste Brasileira-Estrutura, Função e Manejo*, 2. Águas de Lindóia, 1990, São Paulo, ACIESP. vol.1, p.160-170.

NOERNBERG, M.A. (2001). **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil: um estudo a partir de dados in situ e LANDSAT-TM**. 127 f. Tese de doutorado, Pós-Graduação em Geologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PRIMER 5 FOR WINDOWS VERSION 6.0. Copyright 2001 PRIMER-E Ltd.

PROCOPIAK, L.K. Uso e ocupação do solo na orla marítima no município de Antonina e poluição no complexo Estuarino de Paranaguá. In: *Dragagens portuárias no Brasil. Licenciamento e Monitoramento ambiental*. 2007. P. 203-212.

PRÓSPERI, V. A. 1993. Aplicação de testes de toxicidade com organismos marinhos para a análise de efluentes industriais lançados em áreas estuarinas. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.120p.

PRÓSPERI, V. A. Comparação de métodos ecotóxicológicos na avaliação de sedimentos marinhos e estuarinos. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos - USP. São Carlos. 2002.

RACHID, B. R. F. 1996. **Ecotoxicidade de efluentes sanitários urbanos lançados ao mar através de emissários submarinos**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. São Paulo. 106p.

RACHID, B. R. F.; SOUSA, E. C. P. M. ; DAVID, C. J. & ABESSA, D. M. S. 1998. Ensaio de toxicidade utilizando efluentes domésticos lançados através de emissários submarinos na Baixada Santista, SP. In: *Anais do 4º Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. 1998. Águas de Lindóia, SP. *Publ. ACIESP*, 104(1):378-385.

RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. (ed) *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Methods and Applications*. Hemisphere Publishing - Washington, USA. 666p. (1985).

RESOLUÇÃO nº 344. Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 2004.

RIBA, I., FORJA, J.M., GÓMEZ-PARRA, A., DELVALLS, T.A. 2004a. Sediment quality in littoral regions of the Gulf of Cádiz: a triad approach to address the influence of mining activities. *Environ. Pollut.*; 132: 341-353.

RIBA, I., CASADO-MARTÍNEZ, M.C., FORJA, J.M., DELVALLS, T.A. 2004b. Sediment Quality 728 in Atlantic Coast of Spain. *Environ. Toxicol. Chem.*; 23(2): 271-282.

RIBANI, M.; BOTTOLI, C.B.G.; COLLINS, C.H.; JARDIM, I.C.S.F. & MELO, L.F.C. “Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos”. *Química Nova*, 27(5) 771-780. 2004.

ROSE, A.W.; HAWKES, H.E.; WEBB, J.S. **Geochemistry in mineral exploration**. 2 ed. New York : Academic Press, 1979

SÁ, F. (2003). **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino de Paranaguá (PR)**. 85 f. Dissertação de mestrado apresentada ao curso de Pós-Graduação em Geologia Ambiental. UFPR/Curitiba.

SÁ, F. *et al.* Metais pesados e arsênio em sedimentos do canal de acesso aos portos do Estado do Paraná.. In: *Dragagens portuárias no Brasil. Licenciamento e Monitoramento ambiental*. 2007. P. 253-263.

SALOMONS, W. & FORSTNER, U. *Metals in the hydrocycle*. Berlin: Springer-Verlag 1984.349 p.

SALOMONS, W. Speciation and metal behavior in rivers and estuaries. In: Ispra Courses. Ecological Effects on Heavy Metals Speciation in Aquatic Ecosystem. Ispra, 1982.

SOARES, C. R.; BARCELOS, J. H. (1995). Considerações sobre os sedimentos de fundo das baías de Laranjeiras e de Guaraqueçaba, Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Boletim Paranaense de Geociências, Curitiba, n. 43, p. 41-60.

SOARES, C.R.; LESSA, G.C.; GOTTARDI NETO, A.; RIESEMBERG, C.E.; SILVA, C.B. 1996. Caracterização da distribuição dos sedimentos de fundo das baías de Paranaguá e Antonina, Estado do Paraná. In: Congresso Brasileiro de Geologia, 39., Salvador. Anais: SBG. Vol. 3, p. 390-396.

SOUSA, E. C. P. M.; ABESSA, D. M. S.; GASPARRO, M. R.; ZARONI, L. P.; RACHID, B. R.F. 2007. Ecotoxicological Assessment of Sediments from the Port of Santos and the Disposal Sites of Dredged Material. Brazilian Journal of Oceanography, v. 55, p. 75- 81.

STATISTICA. 6.0. Copyright. Stat Soft. Inc. 1984-2001.

SWARTZ, N. and *et al.* Sediment toxicity and the distribution of the amphipods in Commencement Bay, Washington, USA. *Mar. Pol. Bull.*, 113: 359-364. 1982.

TABACHNIC, B.G., FIDELL, L.S. 1996. Using Multivariate Statistics. Harper Collins, College Publishers, New York, NY, USA.

TOXTAT WORKGROUP. VERSION 3.5. Copyright. 1996. West. Inc Dave Gully. Univ. of Wyoming.

THOMAS, R.C.; BERNARD, J.L. 1983. The Platyschnopidae of América (Crustácea: Amphipoda. Smithson. Contr. Zool., n. 375, 33p., 12fig.)

TRUHAUT, R. 1977. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 1: 151-173.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Acid digestion of sediments, sludges and soils*. Method 3050B. Revision 2, December 1996a. 12p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Ultrasonic extraction*. Method 3550B. Revision 2, December 1996b. 12 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)*. Method 8270C. Revision 3, December 1996c. 54 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual. 2001. EPA-823-B-01-002.

WARWICK, R.M.; T.H. PEARSON; RUSWAHYUNI. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Mar. Biol.* 95: 193-200. 1987.

YUNKER, M. B.; R. W. MACDONALD, R. VINGARZAN, R. H. MITCHELL, D. OYETTE & S. SYLVESTRE. 2002. PAHs in Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem.*, **33**: 489-515.

ZAMBONI, A. J. 1993. Avaliação da qualidade de água e sedimentos do Canal de São Sebastião através de testes de toxicidade com *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos. 102p + figs.

ZAMBONI, A. J. (2000). **Caracterização ecotoxicológica do estuário da Lagoa dos Patos no entorno de Rio Grande, RS: fundamentos e técnicas**. 193p. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos.

ZAGATTO, P. A. 1988. Sensibilidade de *Daphnia similis*: controle de qualidade culturas. *Ambiente*, 2(2):79-83.

ZAGATTO, P. A. & GHERARDI-GOLDSTEIN, E. 1991. Toxicidade em águas do Estado de São Paulo. *Ambiente*, 5(1):13-20.

ZAGATTO, P. A. BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: Princípios e aplicações**. São Carlos, Editora Rima, 2006.

ZARONI, L.P. **Avaliação da qualidade dos sedimentos marinhos e estuarinos no município de Bertioga – SP.** 2006. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico de São Paulo. São Paulo.