

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA  
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: PROCESSOS QUÍMICOS**

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL INTEGRADO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO  
DESCARTE DO MATERIAL DRAGADO DO ESTUÁRIO DE SANTOS**

**Luis Renato Bastos Lia  
Autor**

**Prof. Dr. Edson Tomaz  
Orientador**

**Tese de Doutorado apresentada à Faculdade de Engenharia Química como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Química.**

**Campinas – SP  
Julho de 2008**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA  
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE -  
UNICAMP

L613d Lia, Luis Renato Bastos  
Diagnóstico ambiental integrado da área de influência  
do descarte do material dragado do estuário de Santos /  
Luis Renato Bastos Lia.--Campinas, SP: [s.n.], 2008.

Orientador: Edson Tomaz  
Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de  
Campinas, Faculdade de Engenharia Química.

1. Impacto ambiental. 2. Dragagem. 3. Toxicologia.  
4. Análise multivariada. 5. Mata Atlântica. 6. Poluição  
I. Tomaz, Edson. II. Universidade Estadual de  
Campinas. Faculdade de Engenharia Química. III.  
Título.

Título em Inglês: Integrated Environmental Assessment of Santos  
Estuarine System's Disposal Site and Adjacent Zones

Palavras-chave em Inglês: Environmental assessment, Dredging,  
Ecotoxicology, Multivariate analysis, Atlantic  
Forest coast

Área de concentração: Processos Químicos

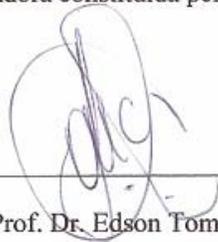
Titulação: Doutor em Engenharia Química

Banca examinadora: Anne Hélène Fostier, Augusto Cesar, Denis Moledo  
de Souza Abessa, Maria Beatriz Bohrer Morel,  
Roberto Pereira Borges

Data da defesa: 31/07/2008

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Química

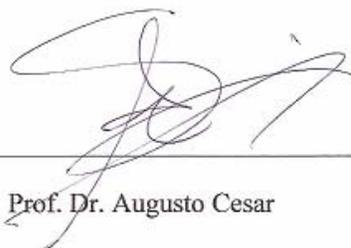
Tese de Doutorado defendida por Luis Renato Bastos Lia e aprovada em 31 de julho de 2008 pela banca examinadora constituída pelos doutores:



Prof. Dr. Edson Tomaz



Prof.ª. Dr.ª. Anne Hélène Fostier



Prof. Dr. Augusto Cesar



Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

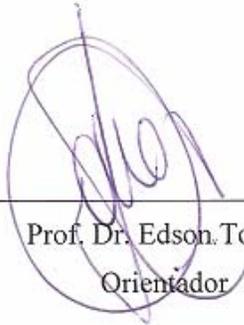


Prof.ª. Dr.ª. Maria Beatriz Bohrer Morel



Prof. Dr. Roberto Pereira Borges

Este exemplar corresponde à versão final da Tese de Doutorado em Engenharia Química defendida por Luis Renato Bastos Lia e aprovada pela banca examinadora em 31 de julho de 2008.



---

Prof. Dr. Edson Tomaz  
Orientador

Dedico este trabalho à minha esposa Lúcia, a meus filhos Lucas e Caio e a meus pais Raphael e *Sônia (in memoriam)*.

## **Agradecimentos**

Ao Prof. Dr. Edson Tomaz, pela orientação geral e por ter me preparado para participar do desenvolvimento deste trabalho desafiador.

Ao Prof. Dr. Augusto Cesar, pela coorientação e pelas valiosas sugestões, dicas e revisões no trabalho.

Ao Prof. Dr. Aldo Ramos, pelas lições de vida e de trabalho em equipe e pela oportunidade e honra de poder participar do Departamento de Ecotoxicologia da UNISANTA, neste projeto.

Ao Prof. Dr. Camilo Dias Seabra Pereira pela paz, sabedoria e bom astral que você sempre nos transmite, principalmente nos momentos mais difíceis. Obrigado pelas suas importantes contribuições.

À Reitoria e Presidência da Universidade Santa Cecília, Dr<sup>a</sup>. Sílvia, Dr<sup>a</sup>. Lúcia e demais membros da família e comunidade ceciliana. Tenho “orgulho de ser do Santa” desde 1985.

Aos Diretores da Engenharia e da Pós-Graduação da UNISANTA, Eng<sup>o</sup>. Antonio Penteado e Eng<sup>o</sup>. Áureo Figueiredo pela oportunidade, incentivo, apoio e confiança.

Aos amigos do Laboratório de Ecotoxicologia da UNISANTA: Tio Aldo, Augusto, Camilo, Fernando e todos os estagiários e colaboradores que por lá passaram durante o desenvolvimento deste estudo. Vocês são muito especiais!!!

Aos colegas e amigos da FUNDESPA e do IOUSP: Prof. Tommasi, Bauer, Roberto, Elcio, Helder, Ceci e Satie pela oportunidade de desenvolver este trabalho em uma equipe integrada e multidisciplinar.

Aos amigos do LPDTA da UNICAMP: Ana Cláudia, Kelly, Lucy, Jorge e Edler. Vocês me encorajaram para vencer os obstáculos e dificuldades iniciais de um programa de Doutorado. Aprendi muito com todos vocês!

Aos amigos e colegas do Laboratório de Operações Unitárias da UNISANTA: Deovaldo, Gilmar e Volnei pela cooperação para continuar e tornar possível o nosso trabalho na coordenação da Engenharia Química.

Aos colegas professores e amigos Eduardo, Flávio e Marlene pelas substituições em algumas das minhas aulas e pelas correções das provas e ao professor Sílvio Vicente pelas avaliações dos resultados de água de coluna.

Ao Eng<sup>o</sup> Silvestre da ECOLABOR pelo apoio e pelas informações técnicas sobre as análises químicas, prestadas durante o desenvolvimento dos trabalhos.

Aos colegas Renan e Alexandra do NPH da UNISANTA pelos mapas e preciosas dicas.

À Priscila Ramos pela dedicação e eficiência no apoio das campanhas do projeto.

À Cíntia, pela sempre eficiente assistência na coordenação do curso de Engenharia Química.

À Mariana Monte Bastos. Este trabalho não teria sido possível sem a sua ajuda, dedicação e sugestões.

À minha namorada, esposa e mãe de meus queridos filhos. Amiga desde 1968, namorada em 1978, esposa em 1983, mãe em 1986 e 1988. Já são 40 anos de convivência com muitos dias e momentos felizes e inesquecíveis. Lúcia Lia, obrigado por você ser assim tão especial!

À minha mãe Sônia Bastos Lia. Saudades! Espero ter correspondido um pouco às suas expectativas e sonhos.

*Caís*

*Para quem quer se soltar  
Invento o caís  
Invento mais que a solidão me dá  
Invento lua nova a clarear  
Invento o amor  
E sei a dor de encontrar  
Eu queria ser feliz  
Invento o mar  
Invento em mim o sonhador  
Para quem quer me seguir  
Eu quero mais  
Tenho o caminho do que sempre quis  
E um saveiro pronto pra partir  
Invento o caís  
E sei a vez de me lançar*

*Milton Nascimento / Ronaldo Bastos*

## RESUMO

A Costa da Mata Atlântica é uma região do Estado de São Paulo com uma grande importância econômica, principalmente devido ao porto de Santos, o maior da América Latina e ao complexo industrial de Cubatão. O estuário da região foi impactado ao longo de anos pelas atividades antrópicas das indústrias, porto e da população residente nas vizinhanças do estuário. O objetivo deste trabalho consistiu no desenvolvimento e aplicação de uma metodologia integrada para um diagnóstico ambiental da área de influência do descarte do material dragado no sistema estuarino de Santos. Nas campanhas de monitoramento foram avaliadas a qualidade das águas e sedimentos através de análises físico-químicas e ecotoxicológicas. As amostras foram coletadas em nove estações de amostragem, sendo uma delas na região de disposição do material dragado e as demais na zona costeira dos municípios de Praia Grande, Santos, Guarujá e Bertioga. No intervalo de tempo entre as duas campanhas avaliadas, foi dado início às atividades de dragagem do canal de Piaçaguera. Os resultados obtidos foram comparados aos padrões da legislação brasileira para águas salinas (Resolução CONAMA nº 357/05) e sedimentos (Resolução CONAMA nº 344/04). Em uma das campanhas também foi avaliada a comunidade de fundo inconsolidado (bentos). A integração dos resultados foi realizada através de diferentes métodos incluindo técnicas de análise multivariada. A aplicação do método de Análise de Fatores elucidou a relação dos contaminantes ambientais com os efeitos biológicos observados. Confirmou-se que uma abordagem integrada utilizando diversas técnicas é necessária para caracterizar regiões impactadas. As duas campanhas avaliadas apresentaram padrões e estruturas diferentes que foram evidenciadas pela Análise de Fatores e correlações. Foi possível propor uma metodologia sistematizada para o diagnóstico da região estudada e espera-se que, de alguma forma, este trabalho possa fornecer subsídios de gestão e controle ambiental das atividades de dragagem, para as empresas envolvidas e órgãos ambientais.

Palavras chave: diagnóstico ambiental, dragagem, ecotoxicologia, análise multivariada, Costa da Mata Atlântica, poluição.

## ABSTRACT

The Atlantic Forest coastal plain which surrounds the city of Santos in the State of São Paulo, Brazil, has a great economic importance, principally due to the port of Santos, the largest in Latin America, and the Cubatão industrial complex. The region's estuary has been polluted by multiple contaminant sources for decades, due to industrial, portuary and human activities. The aim of this work is to develop and apply an integrated method of environmental assessment of the dredging disposal site in Santos estuarine system (SES). Samples of water and sediment were collected at nine monitoring stations in order to perform physical, chemical and ecotoxicological analyses. One of the stations is at the actual disposal site, while the others are situated along the shorelines of the cities of Praia Grande, Santos, Guarujá and Bertioga. The dredging activities in the Piaçaguera channel, part of SES, started between the two sampling campaigns. The results are compared with Brazilian and foreign guidelines for sediment and water quality. In one of the campaigns, the benthic community was also analysed. The results were integrated by different methods including multivariate statistical analysis. The application of Factor Analysis explained the relationship between the chemical contaminants and the observed biological responses. It was confirmed that an integrated approach with different tools is necessary to the characterization of polluted sites. It was possible to propose a diagnosis method for the region studied and contribute to the pollution control and environment assessment performed by the companies involved as well as state and federal environmental organizations.

Key words: environmental assessment, dredging, ecotoxicology, multivariate analysis, Atlantic Forest Coast, pollution.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Organização da Tese	1
1.2 Caracterização da região	1
1.3 Objetivos	6
2. REVISÃO DA LITERATURA	7
2.1 Ecotoxicologia aquática	7
2.2 Dragagem, disposição de material dragado e legislação no Brasil	9
2.3 Estrutura da Comunidade Bentônica	14
2.4 Métodos integrados de avaliação ambiental	17
3. MATERIAIS E MÉTODOS	21
3.1 Coleta de amostras	21
3.1.1 Água de coluna	22
3.1.2 Água de fundo	24
3.1.3 Sedimentos	27
3.2 Análises Físico-Químicas	30
3.2.1 Fase Líquida - Água de coluna e Água de fundo	30
3.2.2 Fase Sólida – Sedimentos	31
3.3 Testes de Toxicidade	33
3.3.1 Teste de Toxicidade Aguda com <i>Tiburonella viscana</i>	34
3.3.2 Teste de Toxicidade Crônica de Curta Duração com <i>Lytechinus variegatus</i>	35
3.4 Integração dos Resultados Físico-Químicos e Ecotoxicológicos do Sedimento	39
3.5 Análises Biológicas - Estrutura da Comunidade de Fundo Inconsolidado (Macrofauna Bentônica)	40
3.6 Integração dos Resultados Físico-Químicos, Ecotoxicológicos e Estrutura da comunidade Bentônica. (Triade da Qualidade dos Sedimentos – TQS)	43
3.6.1 Método RTMV (“Ratio to Mean Values”)	43
3.6.2 Tabelas de Decisão	44
3.6.3 Análise Multivariada	46

3.7 Comparação entre as duas campanhas	47
3.8 Controle de Qualidade Analítica	47
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1 Primeira Campanha (Novembro de 2006)	55
4.1.1 Avaliação e Interpretação dos Resultados Físico-Químicos	55
4.1.1.1 Água de coluna	55
4.1.1.2 Água de fundo	68
4.1.1.3 Sedimentos	81
4.1.2 Avaliação e Interpretação Ecotoxicológica	99
4.1.2.1 Sedimento Integral - Teste de Toxicidade Aguda com <i>Tiburonella viscana</i>	99
4.1.2.2 Elutriato - Testes de Toxicidade Crônica de Curta Duração com <i>Lytechinus variegatus</i> (ouriço-do-mar)	103
4.1.2.3 Interface Sedimento-Água Testes de Toxicidade Crônica de Curta Duração com <i>Lytechinus variegatus</i> (ouriço- do-mar)	108
4.1.3 Integração dos Resultados Físico-Químicos e Ecotoxicológicos do Sedimento	113
4.1.4 Análises Biológicas - Estrutura da Comunidade de Fundo Inconsolidado (Bentos)	119
4.1.5 Integração dos Resultados Físico-Químicos, Ecotoxicológicos e Estrutura da Comunidade Bentônica. (Tríade da Qualidade dos Sedimentos – TQS)	146
4.1.5.1 Método RTMV (“ <i>Ratio to Mean Values</i> ”)	146
4.1.5.2 Tabelas de Decisão	150
4.1.5.3 Análise Multivariada	158
4.1.5.4 Considerações sobre os métodos utilizados na tríade de qualidade dos sedimentos	164
4.2 Segunda Campanha (maio de 2007)	165
4.2.1 Avaliação e Interpretação dos Resultados Físico-Químicos	165
4.2.1.1 Água de coluna	165
4.2.1.2 Água de fundo	180
4.2.1.3 Sedimentos	191
4.2.2 Avaliação e Interpretação Ecotoxicológica	210
4.2.2.1 Sedimento Integral - Teste de Toxicidade Aguda com <i>Tiburonella viscana</i>	210

4.2.2.2 Elutriato - Testes de Toxicidade Crônica de Curta Duração com <i>Lytechinus variegatus</i> (ouriço-do-mar).	214
4.2.2.3 Interface Sedimento-Água Testes de Toxicidade Crônica de Curta Duração com <i>Lytechinus variegatus</i> (ouriço-do-mar).	217
4.2.3 Integração dos Resultados Físico-Químicos e Ecotoxicológicos do Sedimento	221
4.3 Comparação entre as duas campanhas	229
5. CONCLUSÕES	241
6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	247
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	248

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa da área de estudo	4
<b>Figura 2.</b> Probabilidade de ocorrência das direções das correntes na zona de descarte	5
<b>Figura 3.</b> Esquema descritivo de um método integrado para avaliar a qualidade ambiental em sistemas aquáticos	19
<b>Figura 4.</b> Posição geográfica das estações de coleta para água de coluna	23
<b>Figura 5.</b> Garrafa tipo Niskin	24
<b>Figura 6.</b> Posição geográfica das estações de coleta de água de fundo e sedimentos (1ª campanha)	26
<b>Figura 7.</b> Posição geográfica das estações de coleta de água de fundo e sedimentos (2ª campanha)	27
<b>Figura 8.</b> Pegador de fundo tipo Van Veen	30
<b>Figura 9.</b> Sistema para montagem do ISA	37
<b>Figura 10.</b> Turbidez nas amostras de água de coluna (superfície)	56
<b>Figura 11.</b> Turbidez nas amostras de água de coluna (meio)	57
<b>Figura 12.</b> Turbidez nas amostras de água de coluna (fundo)	57
<b>Figura 13.</b> Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (superfície)	59
<b>Figura 14.</b> Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (meio)	60
<b>Figura 15.</b> Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (fundo)	60
<b>Figura 16.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (superfície)	61
<b>Figura 17.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (meio)	62
<b>Figura 18.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (fundo)	62
<b>Figura 19.</b> Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (superfície)	63
<b>Figura 20.</b> Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (meio)	63
<b>Figura 21.</b> Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (fundo)	64
<b>Figura 22.</b> Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de água de fundo	71
<b>Figura 23.</b> Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de água de fundo	72
<b>Figura 24.</b> Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de água de fundo	72
<b>Figura 25.</b> Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de água de fundo	73
<b>Figura 26.</b> Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de água de fundo	73
<b>Figura 27.</b> Valores de potencial redox nas amostras de sedimentos	82
<b>Figura 28.</b> Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos	83
<b>Figura 29.</b> Concentrações de PCBs nas amostras de sedimentos	85
<b>Figura 30.</b> Concentrações de chumbo (Pb) nas amostras de sedimentos	87
<b>Figura 31.</b> Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de sedimentos	88
<b>Figura 32.</b> Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de sedimentos	88

<b>Figura 33.</b> Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de sedimentos	89
<b>Figura 34.</b> Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de sedimentos	89
<b>Figura 35.</b> Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de sedimentos	90
<b>Figura 36.</b> Concentrações de nitrogênio Kjeldhal total nas amostras de sedimentos	90
<b>Figura 37.</b> Concentrações de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos	91
<b>Figura 38.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de sedimentos	91
<b>Figura 39.</b> Classificação granulométrica das amostras de sedimentos	92
<b>Figura 40.</b> Média de organismos vivos, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de sedimento integral testada e para a amostra controle	101
<b>Figura 41.</b> Média de desenvolvimento larval normal, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de elutriato testada e para a amostra controle de água (CA)	107
<b>Figura 42.</b> Média de desenvolvimento larval normal, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de interface sedimento-água testada e para a amostra controle de água (CA) e controle de rede (CR)	112
<b>Figura 43.</b> <i>Scores</i> calculados dos 2 fatores principais para todas as estações de amostragem	117
<b>Figura 44.</b> <i>Scores</i> dos nove pontos de coleta, distribuídos no espaço bidimensional (F1xF2)	118
<b>Figura 45.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA, BRYOZOA e OUTROS) encontrados na estação 1	123
<b>Figura 46.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA e BRYOZOA) encontrados na estação 2	124
<b>Figura 47.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (CRUSTACEA e POLYCHAETA) encontrados na estação 3	124
<b>Figura 48.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (POLYCHAETA) encontrados na estação 4	125
<b>Figura 49.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (CRUSTACEA e POLYCHAETA) encontrados na estação 5	125
<b>Figura 50.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (POLYCHAETA e OUTROS) encontrados na estação 6	126
<b>Figura 51.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA e OUTROS) encontrados na estação 7	126
<b>Figura 52.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA e POLYCHAETA) encontrados na estação 8	127
<b>Figura 53.</b> Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA e OUTROS) encontrados na estação 9	127
<b>Figura 54.</b> Ordenamento hierárquico aglomerativo ( <i>Cluster</i> ), representando os grupos de pontos obtidos a partir dos dados da densidade da macrofauna total.	131
<b>Figura 55.</b> Escalonamento multidimensional (MDS) a partir dos dados de abundância média	133

<b>Figura 56.</b> Gráficos de pizza representando, em cada ponto, o grau de degradação apresentado nas tabelas de decisão	155
<b>Figura 57.</b> Resultados ( <i>scores</i> ) de cada fator nos nove pontos de amostragem	163
<b>Figura 58.</b> <i>Scores</i> dos nove pontos de coleta, distribuídos no espaço tridimensional (F1xF2xF3)	164
<b>Figura 59.</b> Turbidez nas amostras de água de coluna (superfície).	167
<b>Figura 60.</b> Turbidez nas amostras de água de coluna (meio).	167
<b>Figura 61.</b> Turbidez nas amostras de água de coluna (fundo).	168
<b>Figura 62.</b> Concentrações de ferro total nas amostras de água de coluna (fundo).	169
<b>Figura 63.</b> Concentrações de manganês total nas amostras de água de coluna (fundo).	170
<b>Figura 64.</b> Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (superfície).	171
<b>Figura 65.</b> Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (meio).	172
<b>Figura 66.</b> Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (fundo).	172
<b>Figura 67.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (superfície).	173
<b>Figura 68.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (meio).	174
<b>Figura 69.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (fundo).	174
<b>Figura 70.</b> Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (superfície).	175
<b>Figura 71.</b> Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (meio).	175
<b>Figura 72.</b> Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (fundo).	176
<b>Figura 73.</b> Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de água de fundo.	182
<b>Figura 74.</b> Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de água de fundo.	182
<b>Figura 75.</b> Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de água de fundo.	183
<b>Figura 76.</b> Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de água de fundo.	183
<b>Figura 77.</b> Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de água de fundo.	184
<b>Figura 78.</b> Valores de potencial redox nas amostras de sedimentos	192
<b>Figura 79.</b> Concentrações de Benzo(a)pireno nos sedimentos.	193
<b>Figura 80.</b> Concentrações de Dibenzo(a,h)antraceno nos sedimentos.	194
<b>Figura 81.</b> Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos.	194
<b>Figura 82.</b> Concentrações de PCBs nas amostras de sedimentos.	195
<b>Figura 83.</b> Concentrações de arsênio (As) nas amostras de sedimentos.	197
<b>Figura 84.</b> Concentrações de chumbo (Pb) nas amostras de sedimentos	197
<b>Figura 85.</b> Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de sedimentos.	198
<b>Figura 86.</b> Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de sedimentos.	198
<b>Figura 87.</b> Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de sedimentos.	199
<b>Figura 88.</b> Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de sedimentos.	199
<b>Figura 89.</b> Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de sedimentos.	200
<b>Figura 90.</b> Concentrações de nitrogênio Kjeldhal total nas amostras de sedimentos.	201
<b>Figura 91.</b> Concentrações de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos.	201

<b>Figura 92.</b> Concentrações de fósforo total nas amostras de sedimentos.	202
<b>Figura 93.</b> Classificação granulométrica das amostras de sedimentos.	203
<b>Figura 94.</b> Média de organismos vivos, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de sedimento integral testada e para a amostra controle.	212
<b>Figura 95.</b> Média de desenvolvimento larval normal, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de elutriato testada e para a amostra controle de água (CA).	216
<b>Figura 96.</b> Média de desenvolvimento larval normal, com os respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de interface sedimento-água testada e para a amostra controle de água (CA) e controle de rede (CR).	220
<b>Figura 97.</b> <i>Scores</i> calculados dos 4 fatores principais para todas as estações de amostragem.	227
<b>Figura 98.</b> <i>Scores</i> dos nove pontos de coleta, distribuídos no espaço bidimensional (F1 x F2).	228
<b>Figura 99.</b> <i>Scores</i> calculados dos 3 fatores principais para todas as estações de amostragem.	235
<b>Figura 100.</b> <i>Scores</i> calculados dos 3 fatores principais para todas as estações de amostragem.	236
<b>Figura 101.</b> <i>Scores</i> dos nove pontos de coleta (A- 1ª campanha e B- 2ª campanha), distribuídos no espaço tridimensional (F1xF2xF3).	237

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Estações de coleta de água de coluna.	22
<b>Tabela 2.</b> Estações de amostragem de água de fundo e de sedimentos.	25
<b>Tabela 3.</b> Coordenadas dos vértices dos triângulos de amostragem de sedimentos.	29
<b>Tabela 4.</b> Critérios de classificação do grau de degradação do ambiente em função dos índices descritores da comunidade bentônica.	46
<b>Tabela 5.</b> Analitos da matriz água acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR	49
<b>Tabela 6.</b> Analitos da matriz sedimento acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR	52
<b>Tabela 7.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (superfície) – Novembro de 2006	65
<b>Tabela 8.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (meio) – Novembro de 2006	66
<b>Tabela 9.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (fundo) – Novembro de 2006	67
<b>Tabela 10.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006	75
<b>Tabela 11.</b> Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006	93
<b>Tabela 12.</b> Parâmetros físico-químicos (salinidade, pH, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ )) obtidos na fração aquosa do teste com sedimento integral no início e ao final do teste.	99
<b>Tabela 13.</b> Porcentagem de organismos vivos em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste com sedimento integral.	100
<b>Tabela 14.</b> Variáveis correlacionadas com os resultados dos testes ecotoxicológicos e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.	102
<b>Tabela 15.</b> Parâmetros físico-químicos: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) medidos na fração elutriato, no início dos testes.	104
<b>Tabela 16.</b> Parâmetros físico-químicos: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) medidos na fração elutriato, no final dos testes.	105
<b>Tabela 17.</b> Porcentagem de desenvolvimento larval normal em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste com elutriato.	106
<b>Tabela 18.</b> Parâmetros físico-químicos: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) medidos na fração sedimento-água, no início dos testes.	108

<b>Tabela 19.</b> Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), oxigênio dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) e amônia não-ionizada (NH <sub>3</sub> ) medidos na fração sedimento-água, no final dos testes.	109
<b>Tabela 20.</b> Porcentagem de desenvolvimento larval normal (médias e desvios padrão) obtida no teste interface sedimento-água.	111
<b>Tabela 21.</b> Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).	114
<b>Tabela 22.</b> Resultados obtidos para cada fator principal ( <i>eigenvalues</i> ).	115
<b>Tabela 23.</b> Pesos ( <i>Loadings</i> ) calculados para as variáveis.	116
<b>Tabela 24.</b> Abundância média expressa em números de indivíduos por m <sup>2</sup> e desvios padrão para os grupos taxonômicos identificados nas amostras de sedimentos de todas as estações de estudo.	120
<b>Tabela 25.</b> Parâmetros e índices descritivos por réplicas, empregando o número de indivíduos por m <sup>2</sup> .	129
<b>Tabela 26.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 1 e 9)	135
<b>Tabela 27.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 2 e 9)	137
<b>Tabela 28.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 3 e 9)	139
<b>Tabela 29.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 4 e 9)	140
<b>Tabela 30.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 5 e 9)	141
<b>Tabela 31.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 6 e 9)	142
<b>Tabela 32.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 7 e 9)	143
<b>Tabela 33.</b> Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e porcentagens de contribuição (Estações 8 e 9)	145
<b>Tabela 34.</b> RTMV calculados para os contaminantes químicos .	147
<b>Tabela 35.</b> RTMV calculados para os testes de toxicidade .	147
<b>Tabela 36.</b> Índices Ecológicos calculados em cada ponto, após agrupamento das réplicas.	148
<b>Tabela 37.</b> RTMV calculados para os índices descritores da comunidade bentônica.	148
<b>Tabela 38.</b> Índices das estações de amostragem calculados a partir dos RTMV <sub>Q</sub> , RTMV <sub>T</sub> e RTMV <sub>B</sub> .	149
<b>Tabela 39.</b> SQGQ1 <sub>F</sub> * calculados com as referências apresentadas em Fairey, 2001.	151
<b>Tabela 40.</b> SQGQ1 <sub>C</sub> * calculados com as referências do nível 2 da Resolução CONAMA 344/04.	151
<b>Tabela 41.</b> SQGQ1 <sub>P</sub> * calculados com as referências PEL.	152
<b>Tabela 42.</b> Referências para os cálculos dos SQGQ1 <sub>F</sub> *, SQGQ1 <sub>C</sub> * e SQGQ1 <sub>P</sub> *.	152
<b>Tabela 43.</b> Resultados e avaliações dos testes de toxicidade.	153

<b>Tabela 44.</b> Resultados e avaliações dos índices ecológicos.	154
<b>Tabela 45.</b> Tabela de decisão integrando os resultados da química, toxicidade e comunidade bentônica.	154
<b>Tabela 46.</b> Resultados integrados da Tríade com os critérios de decisão e as possíveis conclusões.	157
<b>Tabela 47.</b> Matriz com os índices ecológicos, dados de toxicidade para anfípodes e ouriços e dados físico-químicos empregados na análise de fatores.	159
<b>Tabela 48.</b> Resultados obtidos para cada fator principal ( <i>eigenvalues</i> ).	160
<b>Tabela 49.</b> Pesos ( <i>loadings</i> ) calculados para as variáveis.	161
<b>Tabela 50.</b> <i>Scores</i> obtidos para as variáveis.	161
<b>Tabela 51.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (superfície) – Maio de 2007	177
<b>Tabela 52.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (meio) – Maio de 2007	178
<b>Tabela 53.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (fundo) – Maio de 2007	179
<b>Tabela 54.</b> Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007	185
<b>Tabela 55.</b> Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007	204
<b>Tabela 56.</b> Parâmetros físico-químicos (salinidade, pH, amônia total e amônia não ionizada (NH <sub>3</sub> )) obtidos na fração aquosa do teste com sedimento integral no início e ao final do teste.	210
<b>Tabela 57.</b> Porcentagem de organismos vivos em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste com sedimento integral.	211
<b>Tabela 58.</b> Variáveis correlacionadas com os resultados do teste ecotoxicológico e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.	213
<b>Tabela 59.</b> Porcentagem de organismos vivos obtida nas concentrações da substância de referência K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> , com suas respectivas médias e desvios padrão.	213
<b>Tabela 60.</b> Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, sulfeto total (S <sup>2-</sup> ), sulfeto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S), amônia total e amônia não-ionizada (NH <sub>3</sub> ) medidos na fração elutriato, no início dos testes.	214
<b>Tabela 61.</b> Porcentagem de desenvolvimento larval normal em cada réplica com as médias e desvios-padrão obtidos no teste com elutriato.	215
<b>Tabela 62.</b> Variáveis correlacionadas com os resultados do teste embriolarval com elutriato e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.	217
<b>Tabela 63.</b> Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, sulfeto total (S <sub>2</sub> <sup>-</sup> ), sulfeto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S), amônia total e amônia não-ionizada (NH <sub>3</sub> ) medidos na fração interface sedimento-água, no início dos testes.	218

<b>Tabela 64.</b> Porcentagem de desenvolvimento larval normal (médias e desvios padrão) obtida no teste interface sedimento-água.	219
<b>Tabela 65.</b> Variáveis correlacionadas com os resultados do teste embriolarval com interface sedimento-água e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.	221
<b>Tabela 66.</b> Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).	223
<b>Tabela 67.</b> Resultados obtidos para cada fator principal ( <i>eigenvalues</i> ).	224
<b>Tabela 68.</b> Pesos ( <i>loadings</i> ) calculados para as variáveis.	225
<b>Tabela 69.</b> Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).	230
<b>Tabela 70.</b> Resultados obtidos para cada fator principal ( <i>eigenvalues</i> ).	232
<b>Tabela 71.</b> Pesos ( <i>loadings</i> ) calculados para as variáveis.	233
<b>Tabela 72.</b> <i>Scores</i> obtidos para as variáveis.	234
<b>Tabela 73.</b> RTMV <sub>Q</sub> calculados por ponto de amostragem nas duas campanhas.	239
<b>Tabela 74.</b> SQGQ1 <sub>P</sub> * calculados por ponto de amostragem nas duas campanhas.	239
<b>Tabela 75.</b> RTMV <sub>T</sub> calculados por ponto de amostragem nas duas campanhas.	240

## GLOSSÁRIO

AGEM – Agência Metropolitana da Baixada Santista  
ASTM – *American Society for Testing and Materials*  
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental  
CODESP – Companhia Docas do Estado de São Paulo  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
COT – Carbono orgânico total  
D<sub>p</sub> – Dominância de polychetas  
E<sub>H</sub> – Potencial de oxi-redução  
EEA – Agência Europeia do Meio Ambiente (*European Environment Agency*)  
ERL – Intervalo de efeito-baixo (*Effect Range-Low*)  
ERM – Intervalo de efeito-médio (*Effect Range-Median*)  
ESL - *Ecological Screening Level*  
FA – Análise de Fatores (*Factor Analysis*)  
H' – Diversidade de Shannon-Wiener  
HPA – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos  
HPA<sub>OC</sub> – Concentração de HPA em µg/g de carbono orgânico  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia  
ISA – Interface sedimento-água  
MDS - *Multi-Dimensional Scaling*  
MSD – *Minimum Significant Difference*  
OC – *Organic Carbon*  
OD – Oxigênio Dissolvido  
PCA – Análise de Componentes Principais (*Principal Components Analysis*)  
PCBs – Bifenilas policloradas  
PEL – Nível provável de efeitos (*Probable Effect Level*)  
RTMV – *Ratio to Mean Values*  
S – Riqueza de espécies  
SES – *Santos estuarine system*  
SIMPER – Porcentagens de Similaridade  
SQG – *Sediment Quality Guidelines*  
SQGQ - *Sediment Quality Guidelines Quotients*  
TEL – Nível limiar de efeitos (*Threshold Effect Level*)  
TQS – Tríade da qualidade dos sedimentos  
U.S. EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency*)  
VGQS – Valores Guia de Qualidade de Sedimentos

## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1 ORGANIZAÇÃO DA TESE**

Esta tese foi organizada de modo que cada uma das etapas fosse desenvolvida em um capítulo.

No capítulo 1, “Introdução”, a organização da tese, a caracterização da região de estudo e os objetivos são apresentados.

No capítulo 2, “Revisão da literatura”, são apresentadas algumas informações relevantes, obtidas na literatura disponível, sobre ecotoxicologia aquática; dragagem, disposição de material dragado e legislação no Brasil, estrutura da comunidade bentônica e métodos integrados de avaliação ambiental.

No capítulo 3, “Materiais e métodos”, são apresentados os materiais e a metodologia empregada para as coletas de amostras, análises físico-químicas, testes de toxicidade, análises biológicas, integração dos resultados e comparação entre campanhas.

No capítulo 4, os resultados e a discussão dos resultados são apresentados separadamente por campanha e divididos em indicadores físico-químicos, ecotoxicologia, integração dos resultados físico-químicos e ecotoxicológicos, análises biológicas e tríade da qualidade dos sedimentos. Ao final do capítulo, as campanhas são comparadas.

O capítulo 5 apresenta as conclusões do trabalho e o capítulo 6, as sugestões para trabalhos futuros.

### **1.2 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO**

A Baixada Santista, região agora também denominada Costa da Mata Atlântica, possui grande importância para o país. Nela está localizado o maior porto da América Latina – o Porto de Santos. Concentra também grandes empresas no pólo industrial de Cubatão e localiza-se pouco mais de 50 km de uma das maiores cidades do mundo e maior pólo de negócios da América do Sul, a cidade de São Paulo.

Segundo o IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a região possui uma população de 1.474.665 habitantes em nove cidades: Bertioga, Cubatão, Guarujá,

Santos, São Vicente, Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe. A maior cidade, em população, é Santos, com 417.777 habitantes (IBGE, 2000).

Com referência ao seu potencial econômico, a Baixada Santista possui um PIB – Produto Interno Bruto – estimado de US\$ 9,3 bilhões sendo 58,5% de atividades ligadas ao setor de prestação de serviços, contribuindo com 3,7% da riqueza estadual. Abrange uma área de 2.373 km<sup>2</sup>, o que representa menos de 1% do território paulista (AGEM, 2008).

O porto de Santos, principal porta de entrada e saída de produtos do país, movimenta em seus 13 quilômetros de cais, mais de 80 milhões de toneladas entre carga geral, líquidos e sólidos a granel. Dos milhões de contêineres movimentados anualmente nos portos brasileiros, 1,6 milhão passam pelo cais santista (CODESP, 2008a).

A questão portuária continua sendo uma das mais importantes do cenário nacional, particularmente neste momento, em que se aponta como crucial a adoção de medidas que promovam a retomada do desenvolvimento e é um item prioritário para o desenvolvimento econômico e social do país. O Porto de Santos tem um expressivo papel neste cenário já que o Estado de São Paulo representa cerca de 35% das exportações brasileiras (Argentino-Santos, 2006).

A região tem uma grande importância econômica principalmente devido ao porto de Santos e ao complexo industrial de Cubatão, onde estão instaladas indústrias químicas, petroquímicas, atividades de refino de petróleo e produção de aço, além de outras atividades também relevantes relacionadas ao turismo e à pesca. Recentemente, Santos foi designada como a sede central da chamada Bacia de Santos, onde foram feitas grandes descobertas de reservatórios de gás natural e petróleo. Além da sua importância econômica, a região também apresenta uma importante relevância ambiental dado que o sistema estuarino é cercado por mangues, os quais compõem 43% da área total de regiões de manguezais do Estado de São Paulo (Lamparelli *et al.*, 2001). A região do estuário foi impactada ao longo de anos pelas atividades antrópicas das indústrias, porto e da população residente nas cercarias e vizinhanças do estuário. Como consequência, grandes quantidades de contaminantes foram lançados no estuário, resultando em altos níveis de contaminação

dos sedimentos e toxicidade (Tommasi, 1979, 1985; Lamparelli *et al.*, 2001; Abessa, 2002; Rachid, 2002; Cesar *et al.*, 2006).

A manutenção das atividades portuárias e a segurança à navegação nos Portos de Santos e Piaçaguera/Cubatão exigem operações constantes de dragagens, tanto dos canais de navegação quanto dos berços de atracação. Esse processo é realizado em todo o mundo, dada às características dos corpos hídricos costeiros, especialmente os estuarinos, propícios à deposição sedimentar natural ou acelerada pela ação antrópica.

As dragagens são normalmente realizadas, quer os sedimentos sejam caracterizados como contaminados ou não, sendo necessário, em caso positivo, de identificação de contaminação e estudos adequados que a viabilizem. Esses estudos devem contemplar diferentes áreas do conhecimento, de modo a fornecer subsídios para a análise de técnicas e de alternativas adequadas que promovam a minimização dos possíveis impactos ambientais decorrentes da mobilização e disposição de sedimentos.

A dragagem de manutenção no canal do porto de Santos e no canal de Piaçaguera tem por finalidade a recuperação do calado de projeto ou a remoção do material sedimentar depositado recentemente, propiciando a movimentação de embarcações e navios de vários tamanhos.

O atual local de disposição do material dragado do Porto de Santos está situado ao largo da Baía de Santos, com influência na zona costeira dos Municípios de Praia Grande, Santos, Guarujá e Bertioga (Figura 1). Na mesma figura podem ser observadas as localizações dos emissários de esgoto doméstico pré-tratado dos municípios de Praia Grande, Santos e Guarujá.

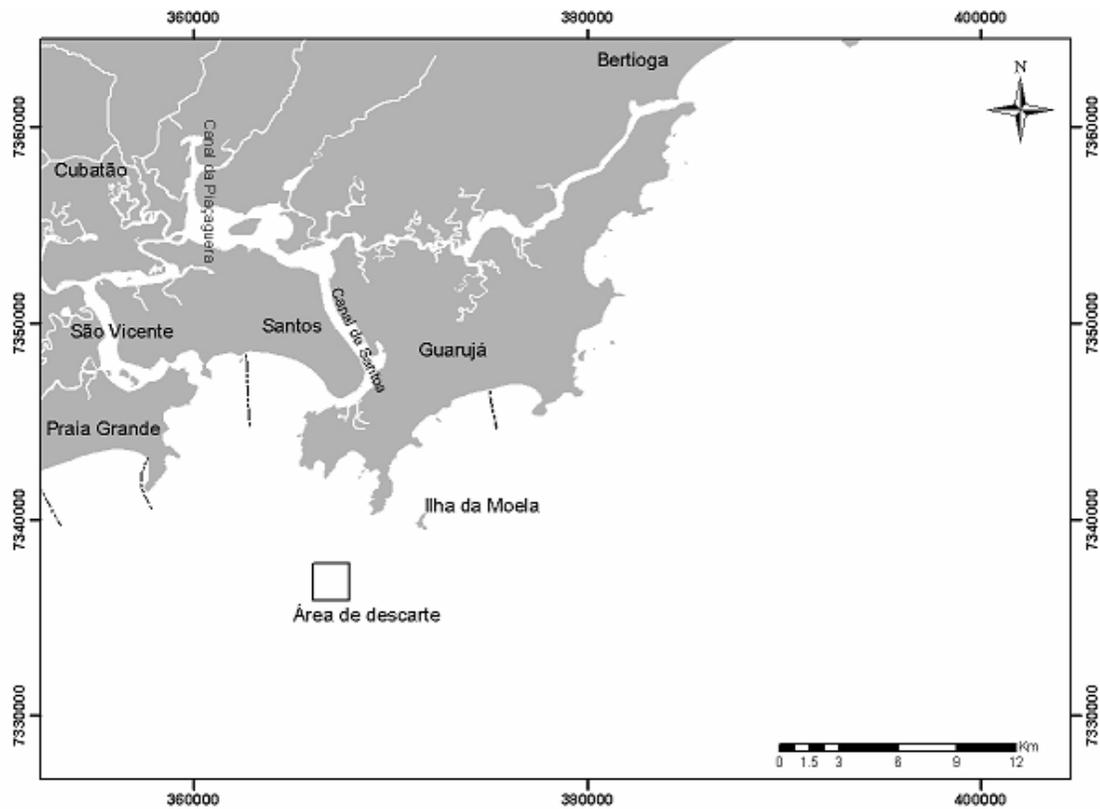


Figura 1. Mapa da área de estudo.

A zona de descarte de material dragado é um quadrilátero delimitado pela Marinha Brasileira e o órgão ambiental estadual, localizado em uma área considerada oceano aberto, com coluna d'água de 22 m e área de 3,24 km<sup>2</sup> aproximadamente, situado entre as latitudes 24°04' S e 24°05' S e longitudes 46°18' W e 46°19' W, distando cerca de 20 km da costa a partir da entrada do porto de Santos. Este local vem sendo utilizado para a disposição do material dragado em mar aberto desde 1996. Na Figura 2 é apresentada a probabilidade de ocorrência das direções das correntes na zona de descarte. Tanto na camada 1 (0 a 10m de profundidade) como na camada 2 (10m – fundo), nota-se a predominância da direção ENE (Leitão *et al.*, 2001).

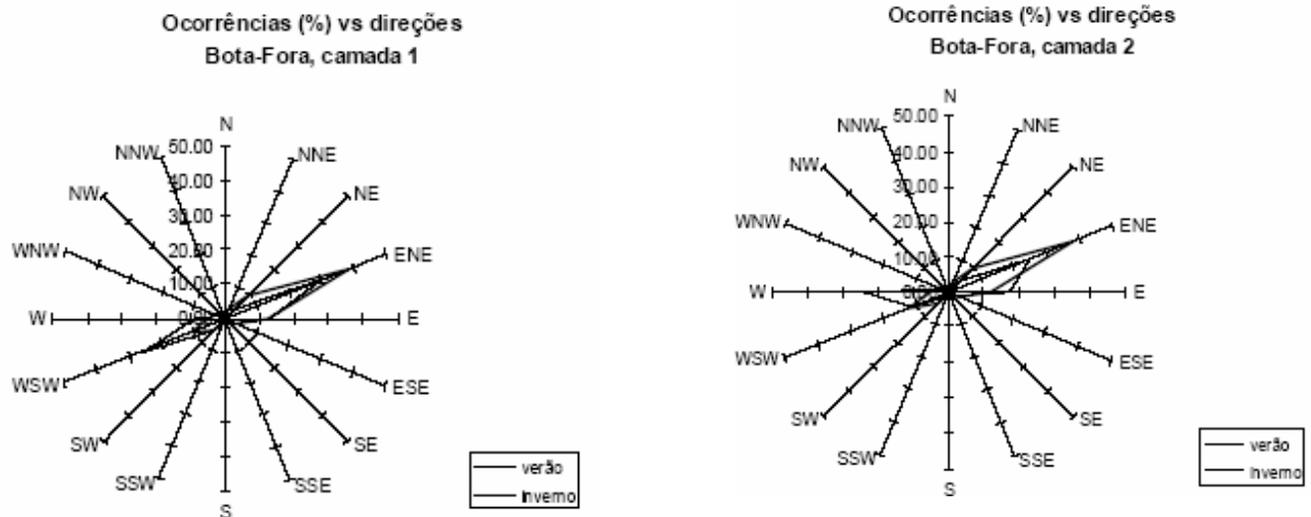


Figura 2. Probabilidade de ocorrência das direções das correntes na zona de descarte (Leitão *et al.*, 2001).

A Companhia Docas do Estado de São Paulo - CODESP está realizando desde fevereiro de 2005, um acompanhamento ambiental de dragagem inédito no Brasil. A área está sendo monitorada através de análises químicas e biológicas, de água e de sedimentos, em pontos distribuídos na região sob a influência do lançamento. A dragagem é executada para manter as profundidades do canal de navegação, bacias de evolução e berços de atracação, cuja lâmina d'água estiver sendo significativamente reduzida, devido ao assoreamento. O projeto da dragagem de manutenção, para o porto de Santos, tem cotas de 13 a 14 m. Já a dragagem de aprofundamento, em processo de licenciamento ambiental, tem por finalidade aprofundar o canal existente visando receber navios com maiores calados. O projeto da dragagem de aprofundamento tem cotas de 16 a 17 m (CODESP, 2008b). Na dragagem do canal de Piaçaguera, que esteve interrompida por oito anos, objetiva-se a recuperação e manutenção da cota de 13 m.

Este trabalho, iniciado em 2006 para monitorar as atividades de dragagem do Canal de Piaçaguera, faz parte de um programa mais amplo, estabelecido no Termo de Referência "Monitoramento da área de descarte de material dragado e adjacências" editado

pela Autoridade Portuária de Santos (CODESP, 2004), o qual foi consolidado com o órgão estadual de controle ambiental, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, para monitorar as atividades de disposição do material dragado no porto de Santos.

Os dados apresentados neste estudo de avaliação ambiental da Baía de Santos e adjacências foram gerados antes do início da dragagem do Canal de Piaçaguera, de acesso aos portos privativos da Cosipa e Fosfertil, porém durante outros eventos de lançamento de material dragado do estuário do porto de Santos (1ª campanha - novembro de 2006 - campanha de primavera) e após o início das atividades de dragagem do canal de Piaçaguera em abril de 2007, realizada simultaneamente com a dragagem do canal do estuário do porto de Santos (2ª campanha - maio de 2007 – campanha de outono).

### **1.3 OBJETIVOS**

O objetivo geral deste estudo foi o desenvolvimento e a aplicação de um método integrado para um diagnóstico ambiental da área de influência do descarte do material dragado no sistema estuarino de Santos, através de análises multivariadas. Os objetivos específicos foram os seguintes:

- o conhecimento da qualidade de águas e sedimentos em duas campanhas de monitoramento ;
- a comparação dos resultados obtidos com os padrões da legislação brasileira para águas salinas e sedimentos;
- a integração dos resultados físico-químicos, ecotoxicológicos e da estrutura da macrofauna bentônica;
- a comparação entre os resultados das duas campanhas para avaliar a influência do início das atividades de dragagem do canal de Piaçaguera, ocorrida no intervalo de tempo entre as duas campanhas;

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA

O termo ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em 1969, pelo toxicologista francês René Truhaut. Em 1976, a ecotoxicologia foi definida como a “ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou 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” (Zagatto e Bertolotti, 2006). Mais recentemente, definiu-se ecotoxicologia como a ciência dos contaminantes na biosfera e os seus efeitos nos constituintes da biosfera, incluindo os humanos (Hoffman *et al.*, 2002).

A ecotoxicologia compreende a integração da ecologia com a toxicologia. Tem por objetivo o entendimento e a estimativa dos efeitos dos compostos químicos nas comunidades da natureza sob condições reais de exposição (Chapman, 2002). Trata-se, portanto, de uma ciência que estuda a origem dos contaminantes, seus transportes entre os distintos ambientes, as transformações que sofrem tais componentes e, finalmente, os efeitos que estes produzem nos ecossistemas (Marin-Guirao, 2007).

Os testes de toxicidade consistem na exposição de organismos-teste frente a substâncias químicas ou amostras ambientais e têm sido empregados com diversas finalidades, das quais destacam-se: 1) o conhecimento da qualidade de águas, sedimentos, solos e do ar; 2) os fins de regulação e a definição de limites máximos permissíveis para o lançamento de efluentes e substâncias químicas; 3) as estimativas do efeito de descargas de contaminantes sobre as populações naturais; 4) a definição de áreas críticas; 5) as análises de risco ecológico; 6) a integração em programas de monitoramento ambiental; 7) a detecção dos primeiros sinais de impacto devido a compostos químicos; 8) o significado biológico para dados de contaminação (Abessa, 2002).

O princípio fundamental sob o qual todos os testes de toxicidade são baseados é o reconhecimento de que as respostas dos organismos vivos à presença (exposição) de agentes tóxicos são dependentes das concentrações (nível de exposição) de tais agentes tóxicos. Com este princípio em mente, os testes de toxicidade aquática são planejados para

descrever uma relação concentração x resposta. Testes agudos de toxicidade são geralmente planejados para avaliar a relação concentração x resposta para a sobrevivência de algum organismo, enquanto que os testes crônicos avaliam efeitos subletais como o crescimento, reprodução, comportamento, resíduos nos tecidos ou efeitos bioquímicos e são projetados para estimar a concentração que produz efeitos não – adversos (Hoffman *et al.*, 2002).

Outro fator importante que determina a qualidade dos resultados dos testes de toxicidade é a seleção do organismo-teste apropriado. Vários critérios são empregados na seleção, tais como, sensibilidade, relevância ecológica, disponibilidade, possibilidade de cultivo, baixa variabilidade biológica, cosmopolismo, curto ciclo de vida, tamanho, custos, entre outros fatores como o conhecimento da espécie, facilidade de interpretação das respostas biológicas e reprodutibilidade dos resultados (U.S. EPA, 1994).

A ciência da toxicologia aplicada a sedimentos expandiu-se rapidamente na última década. Os sedimentos nos ecossistemas e em sistemas para testes geralmente agem como adsorventes de contaminantes ambientais, frequentemente reduzindo a sua biodisponibilidade. A biodisponibilidade refere-se à fração dos contaminantes presentes que podem ser assimilados pelos organismos aquáticos e é capaz de exercer um efeito tóxico (Hoffman *et al.*, 2002).

Os testes para avaliação da qualidade dos sedimentos devem ser representativos quanto às rotas predominantes de exposição (DeValls *et al.*, 2004). Geralmente têm sido analisadas três matrizes de exposição: fase sólida (sedimento integral), água intersticial e elutriatos onde na grande maioria são utilizados testes agudos de toxicidade (Prósperi, 2002).

Os testes com o sedimento na fase sólida consistem na exposição dos organismos-teste diretamente às amostras de sedimento. Já nos testes com elutriato, uma sub-amostra do sedimento é homogeneizada, sendo que a água de diluição é acrescentada, em geral na proporção 1:4, seguindo-se uma vigorosa agitação dessa mistura. Após esse processo o sobrenadante é retirado e utilizado nos testes de toxicidade (U.S. EPA, 2001).

Com relação à água intersticial, formada durante o processo de sedimentação, a quantidade de água disponível depende diretamente da porosidade e indiretamente do

tamanho de partícula e do grau de compactação. Ela é definida como a água que ocupa os espaços entre o sedimento ou partículas de solo, sendo que existem vários métodos para sua obtenção tais como centrifugação, compressão, pressurização, sucção, etc. (Prósperi, 2002).

A seleção e uso de testes de toxicidade marinhos para avaliar a qualidade do material a ser dragado foi utilizado por muitos pesquisadores que descreveram que a água intersticial é o meio primário de exposição na toxicidade de sedimentos. No entanto, o uso da água intersticial na avaliação de sedimentos é criticado devido aos procedimentos de extração utilizados, pois podem alterar a biodisponibilidade de alguns contaminantes (Carr, R. S. e Niper, M., 2000).

Em uma quarta matriz de exposição, a interface sedimento – água, os organismos são expostos ao fluxo de contaminantes oriundos dos sedimentos. Anderson *et al.* (1996) enfatizaram várias vantagens deste método.

Testes de toxicidade com sedimento têm sido recomendados por agências de controle ambiental para a avaliação do material dragado a ser disposto em águas continentais e ou oceânicas. Portanto, são ferramentas úteis para o estabelecimento de diretrizes de qualidade de sedimentos e podem auxiliar nas tomadas de decisões para a disposição de material dragado (Bertoletti *et al.*, 2008).

## **2.2 DRAGAGEM, DISPOSIÇÃO DE MATERIAL DRAGADO E LEGISLAÇÃO NO BRASIL**

Zonas costeiras são áreas onde ocorrem o encontro e a interação da costa terrestre com o mar. A faixa costeira varia dependendo da natureza do meio ambiente local e das interações entre os processos dinâmicos dos oceanos com a costa terrestre (EEA, 1999). As zonas costeiras ocupam menos de 15% da superfície da Terra, entretanto, são habitadas por mais de 60% da população mundial. Com esta tendência, mais de 75% da população mundial estará residindo em zonas costeiras por volta de 2025 (UNCED, 1992).

A zona costeira brasileira compreende uma faixa de aproximadamente 7,4 mil km de extensão e compõe um conjunto de ecossistemas contíguos sobre uma área de aproximadamente 440 mil km<sup>2</sup>. A enorme extensão da costa marítima brasileira propicia grandes potenciais naturais, turísticos, econômicos e comerciais voltados para o mar (Diehl, F.P. e Dambrós, F., 2006).

Uma das principais atividades econômicas relacionadas às zonas costeiras é a dragagem de estuários e canais de navegação de acesso a portos. O termo dragagem pode ser definido como a escavação ou remoção de sedimentos do fundo de rios, lagos e outros corpos de água através de um equipamento denominado “draga”, que geralmente é uma embarcação ou plataforma flutuante equipada com mecanismos necessários para efetuar a remoção dos sedimentos (Torres, 2000).

Várias centenas de milhões de metros cúbicos de sedimento são dragadas em portos e canais de navegação a cada ano para manter a navegabilidade. A seleção do equipamento e o método a ser utilizado em uma dragagem dependem de alguns fatores, como por exemplo: características físicas do material a ser dragado; quantidade do material; profundidade de dragagem; distância do local de disposição; características físicas do local onde será dragado e onde será disposto; nível de contaminação do sedimento; método da disposição; tipo de draga disponível e custo. Existem três alternativas para a disposição do material dragado: disposição em ambientes aquáticos, confinamento e reciclagem do material dragado. A disposição em ambientes aquáticos consiste na locação do material dragado em rios, estuários ou mar aberto. A disposição em confinamento consiste na colocação do material dragado dentro de diques submersos ou em aterros terrestres; e a reciclagem do material dragado consiste em sua utilização para um propósito benéfico, como por exemplo, aterramento de praias ou sua utilização na fabricação de cimento (Argentino-Santos, 2006).

A maior parte das várias centenas de milhões de m<sup>3</sup> de sedimentos dragados a cada ano nos portos e canais dos Estados Unidos poderia ser utilizada de uma maneira mais nobre, tais como restauração de “habitats”, aterro de praias, utilização na agricultura e reciclagem em indústrias. No entanto, a maior parte do material dragado ainda é disposta

em águas abertas ou em locais confinados. Os motivos são os elevados custos para reutilização dos sedimentos, maior esforço em planejamento e coordenação das campanhas e falta de regulamentação complementar. Há um pensamento generalizado de que o material dragado é mais um poluente do que uma possível fonte de matéria-prima (U.S. EPA, 2002). No Brasil, o tipo de material dragado e os ambientes onde são feitas as dragagens variam enormemente, abrangendo ambientes fluviais, lacustres, estuarinos e marinhos. As características geológicas desses ambientes, principalmente as condições de sedimentação, são determinantes primários do tipo de material a ser dragado, acrescentando-se a importância dos usos e das atividades a que estes ambientes estão sujeitos. Estes fatores são determinantes das características e grau de contaminação dos sedimentos, sendo importantes indicadores para o gerenciamento dos mesmos (Netto e Teixeira, 2008)

O meio ambiente portuário é, em geral, poluído. Após as operações de dragagem e dispersão, o material dragado contribui para a poluição das águas costeiras. Os poluentes que atingem os portos chegam por um grande número de rotas, tais como: via efluentes industriais; navios mercantes; vazamentos e através de águas poluídas de rios que deságuam nos estuários portuários. A contaminação dos sedimentos é resultado de um ineficaz gerenciamento ambiental. Alguns poluentes não se dispersam, ou o fazem apenas suavemente. Se as substâncias não se dissolvem muito bem na água, podem fixar-se nas partículas dos sedimentos. Os grupos mais importantes encontrados em materiais dragados incluem os metais, PCBs e dioxinas, HPA, pesticidas organoclorados, óleos, radionuclídeos, terras raras e outros compostos orgânicos. Como as substâncias poluentes são adsorvidas mais facilmente nas partículas finas, frações arenosas de canais e portos dificilmente ou nunca são contaminadas e, portanto, podem ser utilizadas em reciclagem, por exemplo, como materiais de construção (Stronkhort *et al.*, 2001).

A contaminação dos sedimentos representa uma grave ameaça ao funcionamento harmônico dos ecossistemas aquáticos. Os organismos bentônicos expostos a sedimentos contaminados podem apresentar efeitos tóxicos letais e subletais (por exemplo, alterações nas taxas de sobrevivência, do crescimento e da reprodução). Além disso, alguns contaminantes podem ser acumulados dentro dos tecidos dos organismos bentônicos. Os

níveis da contaminação começam a ser acumulados em níveis tróficos superiores. Este processo é conhecido como o biomagnificação. Conseqüentemente, estes contaminantes uma vez incorporados pelos organismos bentônicos podem atingir toda a cadeia trófica do ecossistema, afetando não somente a biota em contato direto com os sedimentos, mas também os peixes, pássaros e mamíferos, incluindo os seres humanos (Choueri, 2008). Os sedimentos contaminados podem afetar diretamente os seres humanos por meio do consumo de organismos contaminados. Ao mesmo tempo, os sedimentos contaminados também geram implicações econômicas, afetando a pesca, o turismo e especialmente as atividades portuárias.

O tema dos materiais dragados portuários é atualmente preocupante para diferentes setores da sociedade. A contaminação dos sedimentos pode ameaçar a viabilidade de muitos portos comerciais através da imposição de limitações nas operações de dragagem e na disposição final do material dragado (Choueri, 2008). Por exemplo, recentemente no Brasil, as atividades de dragagem no porto de Santos foram suspensas devido à inadequada disposição de sedimentos contaminados da zona do porto e do canal de acesso. As operações foram liberadas três anos mais tarde, em 2005 (CODESP, 2008b).

A disposição de sedimentos no mar foi regulamentada no princípio dos anos 70, pela “*London Convention*” de 1972 (<http://www.londonconvention.org>) e pela convenção de Oslo-Paris (OSPAR) (<http://www.ospar.org>). Estas convenções estabeleceram protocolos gerais para avaliação da qualidade ambiental e manejo de materiais dragados (Choueri, 2008).

No Brasil, a regulamentação federal é de competência do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA do Ministério do Meio Ambiente. Em 2004 foi aprovada a Resolução CONAMA 344/04 (Brasil, 2004) que dispõe sobre as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras. A Resolução CONAMA 344/04 segue todos os preceitos da “*London Convention*” e considera que as atividades de dragagem sujeitam-se a licenciamentos ambientais, nos termos da Resolução CONAMA 237/97 (Brasil, 1997), e, quando couber, da Resolução CONAMA 01/86 (Brasil, 1986), com base em estudos ambientais e

obrigatoriedade de monitoramento da atividade. No ano de 2005, aprovou-se a Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005) que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes.

As análises químicas dos sedimentos são os principais métodos de avaliação do material dragado, apesar de que alguns países europeus, como por exemplo, a Bélgica, Alemanha e Espanha, introduziram também ensaios ecotoxicológicos (DelValls *et al.*, 2004), além dos Estados Unidos (U.S. EPA, 1994) e também o Brasil (Bertoletti *et al.*, 2008). As análises químicas, quando utilizadas isoladamente para interpretar os efeitos dos poluentes, mostram-se inadequadas, uma vez que a biodisponibilidade dos contaminantes depende das condições físico-químicas do meio ambiente local e nem sempre são detectados efeitos adversos aos organismos (Ingersoll, 1995; Long *et al.*, 1995).

O monitoramento de áreas de disposição através das análises químicas é conduzido através de uma série de padrões denominados “SQG – Sediment Quality Guidelines” ou, em português, “VGQS – Valores Guia de Qualidade de Sedimentos”. Chapman e Mann (1999) e MacCauley *et al.* (2000) apresentam os limites e padrões de vários procedimentos com base nos “SQG”. Burton Jr. (2002) apresenta uma revisão ampla sobre os critérios de qualidade utilizados em todo o mundo. As metodologias para derivação dos padrões que podem ser empíricas, teóricas e combinadas (empirismo com base teórica) são apresentadas por DelValls (2004), junto com uma revisão dos diferentes métodos utilizados para caracterizar e classificar materiais dragados. Há basicamente dois tipos de “SQG”:

1) aqueles que se apóiam, teoricamente, no equilíbrio de partição de contaminantes para metais (guias de qualidade da fase sólida ou dos sulfetos volatilizáveis por acidificação e das águas intersticiais) e compostos orgânicos.

2) aqueles que se apóiam, empiricamente, em dados emparelhados de concentração química dos contaminantes individuais e efeitos biológicos observados, ou seja, aqueles derivados de informações da comunidade bentônica residente ou de testes de toxicidade realizados em laboratório com sedimentos. Para estes, existem vários modelos,

todos derivados de maneira bastante similar como os VGQs denominados de a) ‘TEL’ e ‘PEL’, ou seja nível limiar de efeitos (ou do inglês, ‘*Threshold Effect Level*’) e nível provável de efeitos (ou do inglês, ‘*Probable Effect Level*’), respectivamente; b) ‘ERL’ e ‘ERM’, ou seja intervalo de efeito-baixo (ou do inglês, ‘*Effect Range-Low*’) e intervalo de efeito-médio (ou do inglês, ‘*Effect Range-Median*’), respectivamente; dentre outros (Mozzeto *et al.*, 2006).

A chave para o sucesso do uso dos “SQG” é o entendimento de como eles foram derivados e suas limitações. Isto é essencial desde que muitos países adotaram os “SQG” para fins regulatórios e tomadas de decisão para a disposição do material dragado, esquecendo que esses valores devem ser utilizados como orientadores junto com outros estudos, e não como valores absolutos e taxativos. As maiores limitações dos “SQG” é que tais números não contemplam bioacumulação/ biomagnificação e mistura de contaminantes, uma vez que estes valores são derivados de estudos de compostos isolados. O uso dos “SQG” não é suficiente para gerenciar as diferentes aplicações e opções de disposição de materiais dragados. O uso de análises químicas e ecotoxicológicas integradas através de uma abordagem baseada em “*WOE – Weight of Evidence*” é a mais poderosa ferramenta para a determinação dos riscos associados aos contaminantes dos materiais dragados. A utilização de outras técnicas como a estrutura da comunidade bentônica, pode ser válida, especialmente para o monitoramento do sítio de disposição (DelValls *et al.*, 2004; DelValls, 2006).

### **2.3 ESTRUTURA DA COMUNIDADE BENTÔNICA**

A comunidade bentônica habita os substratos de ambientes aquáticos e sua estrutura altera-se em resposta a variações na qualidade destes sistemas, possibilitando a elaboração de um diagnóstico ecológico. Seus resultados integram efeitos de vários poluentes presentes na água, respondem a concentrações de contaminantes às vezes não detectáveis por análises químicas, acusam a ocorrência de despejos intermitentes e inserem o componente temporal na avaliação da qualidade (Mozzeto *et al.*, 2006). Dentre os diferentes compartimentos biológicos marinhos, o bentos desempenha um papel vital tanto

como receptor de energia do ambiente pelágico quanto como fornecedor de energia para os organismos que se alimentam junto ao fundo (peixes e crustáceos, entre outros), além de nutrientes para o fitoplâncton. Portanto, o estudo da fauna bentônica é imprescindível para qualquer abordagem que se pretenda realizar no ambiente marinho (Amaral e Rossi-Wongtschowski, 2004).

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 função da macrofauna bentônica (Warwick *et al.*, 1987; Long e Morgan, 1991; Chapman *et al.*, 1992; Luoma e Ho, 1992).

As comunidades bentônicas são utilizadas com freqüência como indicadoras de alteração ambiental, principalmente por responderem direta e indiretamente às condições ambientais a que são submetidas (Jackson, 1993).

Segundo diversos autores (Pearson e Rosemberg, 1978; Aller, 1982; Gray *et al.*, 1988; Jackson, 1993; DelValls, 1994), o estudo da estrutura e função da comunidade macrobentônica vem sendo empregado como um bom indicativo do estado da alteração em que se encontra um determinado ecossistema, baseando-se nas seguintes características:

- Serem formadas por organismos relativamente sedentários;
- Terem ciclos de vida relativamente longos, o que permite utilizá-los como indicadores da qualidade do sedimento;
- Serem constituídas por um amplo espectro de espécies, em distintos estágios de desenvolvimento, que apresentam comportamentos e tolerâncias de acordo com as condições ambientais que as cercam;
- Muitas espécies são de interesse econômico ou pertencem à cadeia alimentar destes organismos;
- Por apresentarem um papel importante dentro dos ciclos de nutrientes, potencializando os fluxos por difusão entre o sedimento e a água.

Nos oceanos, a biomassa do bentos em profundidades maiores que 3000 m pode ser menor que 1 g/m<sup>2</sup> (peso úmido), em profundidades entre 200 e 3000 metros a média mundial é por volta de 20 g/m<sup>2</sup> e para águas mais rasas que 200m é 200 g/m<sup>2</sup>, aproximadamente. Estima-se que mais de 80% da biomassa bentônica marinha do mundo esteja nas plataformas continentais em profundidades de 0-200 metros (Barnes e Mann, 2004).

Existem dois grupos de animais bentônicos: o classificado como “infauna” escava nos sedimentos e ali se alimenta ou coleta alimento na superfície em uma abertura de uma cova, por exemplo. Já o bentos “epifauna” vive na superfície de um modo sedentário (Barnes e Mann, 2004).

O bentos da “infauna” pode ser coletado quantitativamente com amostras através de “grabs” ou pegadores. A triagem, ou seja, a separação dos organismos do sedimento pode ser realizada a olho nu ou sob esteromicroscópio (Mozeto *et al.*, 2006; Barnes e Mann, 2004).

Os dados referentes aos organismos obtidos na triagem são transformados em abundância (indivíduos/m<sup>2</sup>) empregando-se a área de amostragem e o número de pegadas para compor uma amostra.

Atributos da comunidade considerados importantes ao diagnóstico ambiental devem ser calculados em índices como:

A Riqueza, que mede a variedade de organismos na amostra e tende a diminuir com a degradação do habitat. A medida mais simples deste atributo é a Riqueza de Espécies (S), ou seja, a soma dos diferentes táxons que compõem a amostra.

Alternadamente o índice de Riqueza de Margalef (d) também pode ser utilizado, o qual incorpora o número total de indivíduos (N) e é uma medida do número de espécies presentes para um dado número de indivíduos.

$$d = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Equitatividade ou Equitabilidade, que mede a distribuição de densidade entre os táxons que compõem a comunidade. A Equitatividade diminui com a degradação do ambiente. Um dos itens mais utilizados para representar a equitatividade é o índice Pielou ( $J'$ ) onde  $H'$  é a diversidade de Shannon-Wiener, descrito a seguir:

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

A diversidade, integra os atributos de riqueza e equitatividade e tende a diminuir com a degradação. O índice que têm sido mais frequentemente utilizado em estudos da comunidade bentônica é o índice de Shannon-Wiener ( $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$ ) onde  $p_i$  é a proporção da espécie  $i$  (Mozeto *et al.*, 2006; Clarke e Gorley, 2001).

## **2.4 MÉTODOS INTEGRADOS DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL**

Nos últimos anos têm sido propostos esquemas para avaliação da qualidade de sedimentos que adotam abordagens integradas e hierárquicas, que combinam dados levantados com base em várias linhas de evidência como físicas, químicas, toxicológicas e biológicas. Tais métodos têm permitido uma avaliação mais abrangente e inequívoca da qualidade dos sedimentos e formas de manejo a serem adotadas quando um processo de contaminação é detectado (Mozeto *et al.*, 2006).

Em vários estudos, foi comprovado que a determinação da concentração das substâncias antropogênicas no sedimento geralmente não guarda relação direta com os danos produzidos ao ecossistema. Existem aspectos tais como a biodisponibilidade dos contaminantes, a ação concomitante das condições físico-químicas do meio e a possibilidade de efeitos sinérgicos ou antagônicos com outros compostos que dificultam uma avaliação objetiva da “saúde ambiental” desses ecossistemas (DelValls, 2006).

Têm sido propostas outras alternativas, como a determinação da bioacumulação em organismos selecionados como indicadores de contaminação, os efeitos letais e/ou subletais observados com a exposição de organismos a sedimentos supostamente contaminados, as alterações produzidas pela contaminação na estrutura das comunidades do

sistema, etc. Todas essas possibilidades, além de algumas outras, se consideradas individualmente, não estarão isentas de subjetividade e fazem com que as informações que proporcionam sejam inconclusivas (DeIvalls, 2006). Neste contexto surgem os chamados métodos integrados de qualidade ambiental. Estes métodos estão fundamentados na utilização do maior número de técnicas e métodos analíticos disponíveis e a partir das intercorrelações dos resultados obtidos, é possível uma melhor identificação e caracterização dos sistemas em estudo. Somente através do máximo conhecimento das diversas características ambientais, podem-se reduzir as incertezas e subjetividades inerentes a cada método e assim, atingir um melhor e mais efetivo diagnóstico dos ecossistemas contaminados (Cesar, 2003)

Os primeiros trabalhos que aplicaram essa abordagem integrada são de meados da década de 80: Chapman e Long (1983) sugeriram a necessidade de considerar toda a informação que possa contribuir para uma visão do "estado" dos sistemas aquáticos, como uma única maneira de estabelecer o grau de qualidade ambiental. Esta idéia foi aplicada em um trabalho financiado pela agência ambiental americana U.S. EPA (Long e Chapman, 1985) e posteriormente, juntamente com outros autores que a desenvolveram em diversos sistemas costeiros dos Estados Unidos e Canadá (Chapman *et al.*, 1987; Chapman *et al.*, 1991; Paine *et al.*, 1996).

No trabalho de Long e Chapman (1985), foi desenvolvida uma metodologia que atualmente é conhecida e aplicada em diversas partes do mundo com denominação Triáde de Qualidade de Sedimentos (TQS). A base desta metodologia está fundamentada na integração de dados físico-químicos, toxicológicos e ecológicos dos sedimentos (Figura 3)

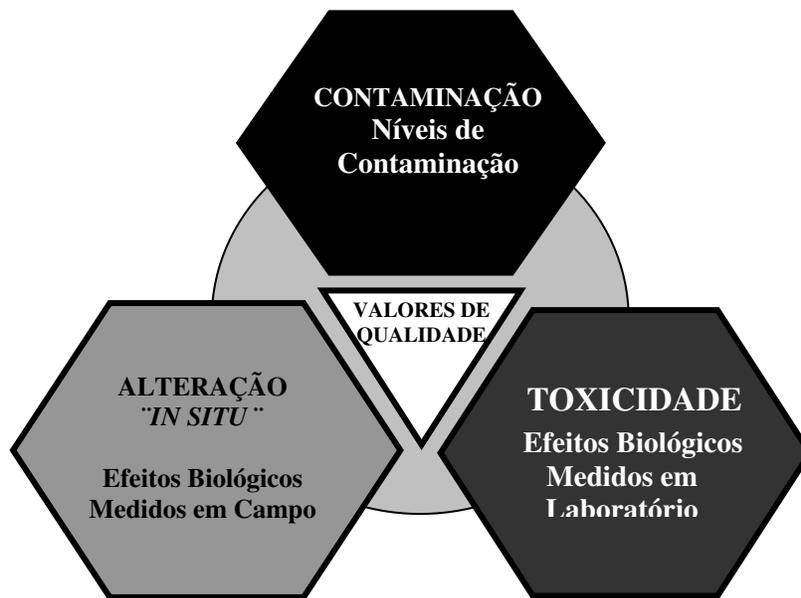


Figura 3. Esquema descritivo de um método integrado para avaliar a qualidade ambiental em sistemas aquáticos (Cesar, 2007).

Qualquer método que avalie um sedimento deve determinar o efeito que as concentrações de contaminantes produzem sobre os organismos que vivem no ecossistema aquático. De acordo com Chapman *et al.* (1992), para isto seria necessário responder a três questões essenciais: Que tipos de contaminantes estão presentes? Quais são as concentrações destes contaminantes? Quais são os efeitos potenciais sobre as comunidades biológicas?

Nos anos noventa através de um Projeto financiado pelo Governo Espanhol, aplicou-se um método integrado em três ecossistemas litorais do golfo de Cádiz (DelValls *et al.*, 1996; 1997; 1998 a, b, c, d; DelValls e Chapman, 1998). Esta aplicação foi a primeira que se desenvolveu na Europa (DelValls e Chapman, 1998). Estes estudos, junto com outros desenvolvidos paralelamente em outras regiões, como na Nova Zelândia (Nipper *et al.*, 1998), Estados Unidos (Carr *et al.*, 1996) Rússia (Leslie *et al.*, 1999), Antártida

(Lenihan *et al.*, 1995), e mais recentemente na Bahía de Portmán – Espanha (Cesar *et al.*, 2000; 2003), são algumas das referências de aplicações deste método, realizadas até o momento. No Brasil, esse método é bastante recente, tendo sido aplicado parcialmente no estuário da Lagoa dos Patos / RS (Zamboni, 2000) e integralmente para o Sistema Estuarino de Santos (Abessa, 2002; Cesar *et al.*, 2007; Torres, 2007; Abessa *et al.*, 2008) e Bertioga (Zaroni *et al.*, 2007).

A necessidade da utilização de um método integrado reside, principalmente, na própria complexidade e dinamismo do meio ambiente, bem como na dificuldade existente para definir, com precisão e segurança, os critérios de qualidade através de uma só técnica (Chapman *et al.*, 1992).

Levando em conta a filosofia dos modelos integrados, deve-se incluir pelo menos duas das técnicas descritas a seguir, que permitem a avaliação da qualidade ambiental com enfoques diferentes. As cinco metodologias clássicas mais utilizadas como parte dos métodos integrados são (DeValls, 2006):

- I. Análises químicas nos sedimentos: informa a presença e as concentrações dos distintos contaminantes encontrados.
- II. Determinação da toxicidade de sedimentos: determina as respostas dos organismos expostos aos sedimentos, em condições controladas de laboratório.
- III. Análises químicas nos organismos e tecidos: informa a presença e concentrações dos possíveis contaminantes encontrados nos organismos e, portanto, a existência de processos de bioacumulação.
- IV. Análise da alteração da estrutura da comunidade bentônica: determina as características e índices apresentados pela estrutura da comunidade bentônica associada ao sedimento.
- V. Determinação de alterações histológicas: avalia a resposta patológica sobre os organismos coletados em campo e seus tecidos mediante a determinação dos danos histológicos presentes.

Um aspecto importante na aplicação do método integrado é o tratamento da informação, a qual geralmente se efetua baseando-se em comparações entre os valores de uma determinada zona estudada, com relação aos valores das estações de referência supostamente livres de contaminação (Chapman *et al.*, 1997). As formas de integrar estes dados (físico-químicos, toxicológicos e ecológicos) geralmente utilizam a combinação de métodos matemáticos, estatísticos, gráficos, tabelas de decisões e mais recentemente através de análises multivariadas. Atualmente, a tendência está centrada na utilização de métodos estatísticos mais sofisticados e robustos, que levam a uma menor perda de informações.

As técnicas multivariadas vêm sendo utilizadas cada vez mais por aportar uma interpretação mais realista e efetiva (Chapman *et al.*, 1996; DelValls e Chapman, 1998; Nipper *et al.*, 1998; Carr *et al.*, 1996; Anderson *et al.*, 2001; Hunt *et al.*, 2001; Abessa, 2002). Entre os métodos estatísticos empregados atualmente, destacam-se a análise de componentes principais (PCA - *Principal Components Analysis*), a análise de fatores (FA – *Factor Analysis*) e o escalonamento multidimensional (MDS - *Multi-Dimensional Scaling*), juntamente com os métodos estatísticos tradicionais, como análises de variância de uma e duas vias (ANOVA), regressões e correlações múltiplas.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

Nos meses de novembro de 2006 e maio de 2007 foram realizadas coletas de amostras para análises em laboratório, além de medições “*in situ*” de parâmetros físico-químicos. As estações de coleta para água de coluna e de fundo, e para sedimento seguiram as coordenadas planejadas em conjunto com a CETESB e estão apresentadas nas Tabelas 1 e 2 e nas Figuras 4, 6 e 7.

#### **3.1 COLETA DE AMOSTRAS**

As coletas das amostras de água de coluna, água de fundo e sedimento foram realizadas utilizando-se a embarcação (Lancha modelo DM-37) registrada na Capitania dos

Portos do Estado de São Paulo sob nº 401-029860-0. Os métodos de coleta para cada tipo de amostra estão descritos a seguir.

### 3.1.1 Água de coluna

A localização das estações de coleta para análise da qualidade da água de coluna foi previamente estabelecida (CODESP, 2004) em três profundidades: superfície, meio e fundo e estão apresentados na Tabela 1 e Figura 4. Esta atividade foi realizada com o objetivo de avaliar a pluma e as condições de sedimentação do material dragado. A profundidade em cada estação foi medida utilizando-se um ecobatímetro portátil marca *Speedtech* - Modelo SM-5 e as amostras foram coletadas empregando-se uma garrafa coletora de PVC revestida com Teflon da General Oceanics, modelo NISKIN e capacidade de 12 litros (Figura 5). Após a coleta, as amostras foram transferidas para recipientes específicos, devidamente identificados e acondicionados em caixas isotérmicas sob refrigeração, onde foram mantidas até a entrega nos laboratórios.

Tabela 1. Estações de coleta de água de coluna.

ID das estações	Coordenadas prévias (UTM)		
	Zona	<i>Easting</i> mE	<i>Northing</i> mN
1	23 J	366993	7336809
2	23 J	367442	7337029
3	23 J	367891	7337249
4	23 J	368342	7337465
5	23 J	368791	7337685
6	23 J	369240	7337904
7	23 J	369691	7338121
8	23 K	397624	7360102

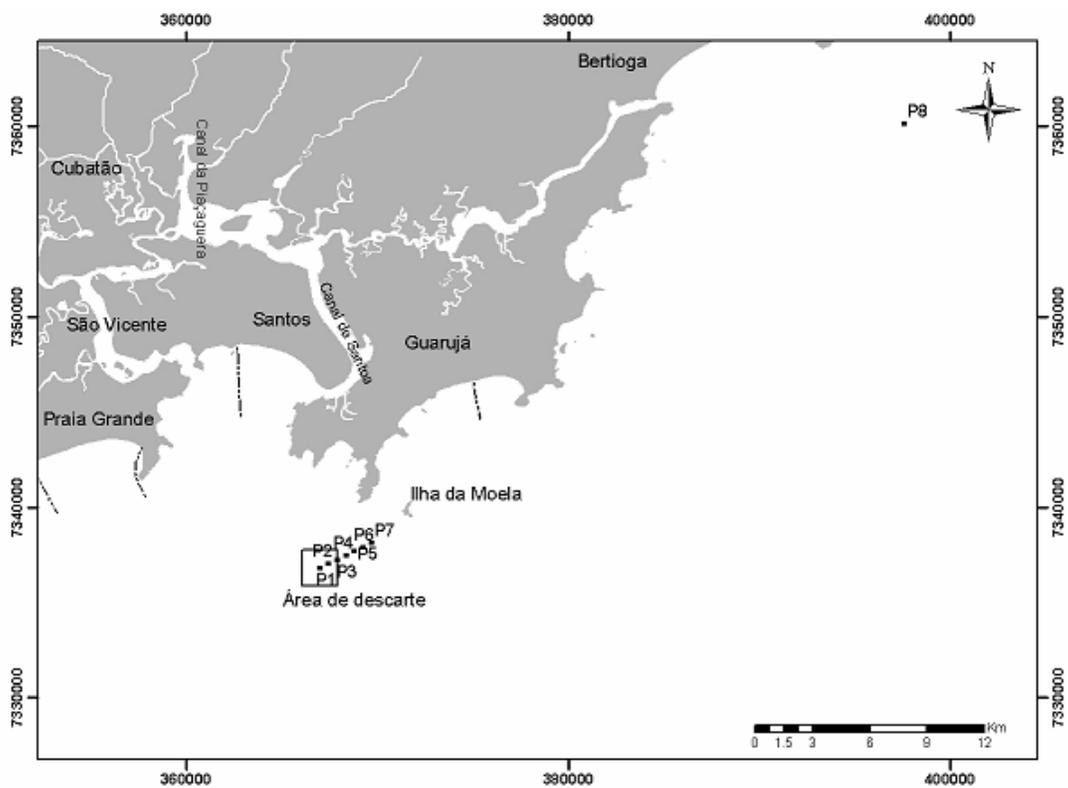


Figura 4. Posição geográfica das estações de coleta para água de coluna.

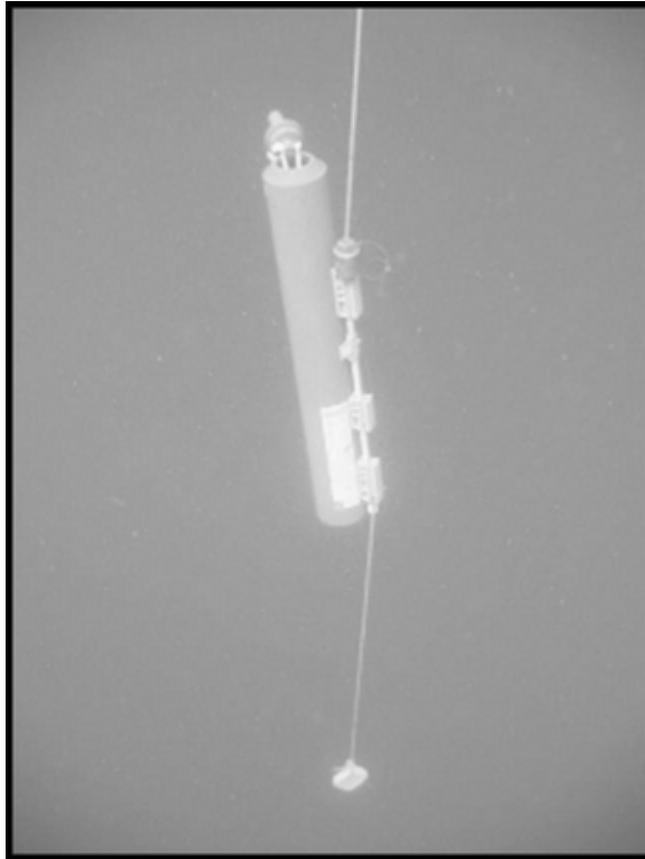


Figura 5. Garrafa tipo Niskin.

### 3.1.2 Água de fundo

A localização das estações de coleta para a análise da qualidade da água de fundo foi previamente estabelecida (CODESP,2004) e está apresentada na Tabela 2 e Figuras 6 e 7. A estação 9 foi escolhida para ser a estação de referência nas comparações estatísticas, em função de seu afastamento de aproximadamente 40 km em relação à zona de descarte e por estar localizada em uma região com menos atividades antrópicas em relação às demais estações. Por razões de ordem técnica e em acordo com o órgão ambiental, a localização das estações 4 e 9 foi modificada entre as campanhas de monitoramento do presente trabalho. A estação 4 foi reposicionada para que se avaliasse uma estação fora da direção das correntes predominantes (ENE) e o local da estação 9 modificou-se para equalizar a sua profundidade à das demais estações. Na segunda campanha, a estação 4 é identificada

então como estação 4B e a estação 9 como estação 9B. A profundidade em cada estação foi medida utilizando-se um ecobatímetro portátil, marca *Speedtech*- Modelo SM-5 e as amostras foram coletadas a uma profundidade aproximada de 0,5 m do leito oceânico, empregando uma garrafa tipo “NISKIN”. Após a coleta, as amostras foram transferidas para recipientes específicos, devidamente identificados e acondicionados em caixas isotérmicas sob refrigeração, onde foram mantidas até a entrega nos laboratórios.

Tabela 2. Estações de amostragem de água de fundo e de sedimentos.

ID das estações	Coordenadas (UTM)		
	Zona	<i>Easting</i> mE	<i>Northing</i> mN
1	23 J	354361	7331492
2	23 J	363913	7334747
3	23 J	366993	7336809
4	23 J	368658	7337619
4B	23 J	369254	7333559
5	23 J	370324	7338429
6	23 J	371428	7339567
7	23 J	373866	7339536
8	23 J	382698	7345241
9	23 K	397624	7360102
9B	23 K	402981	7353002

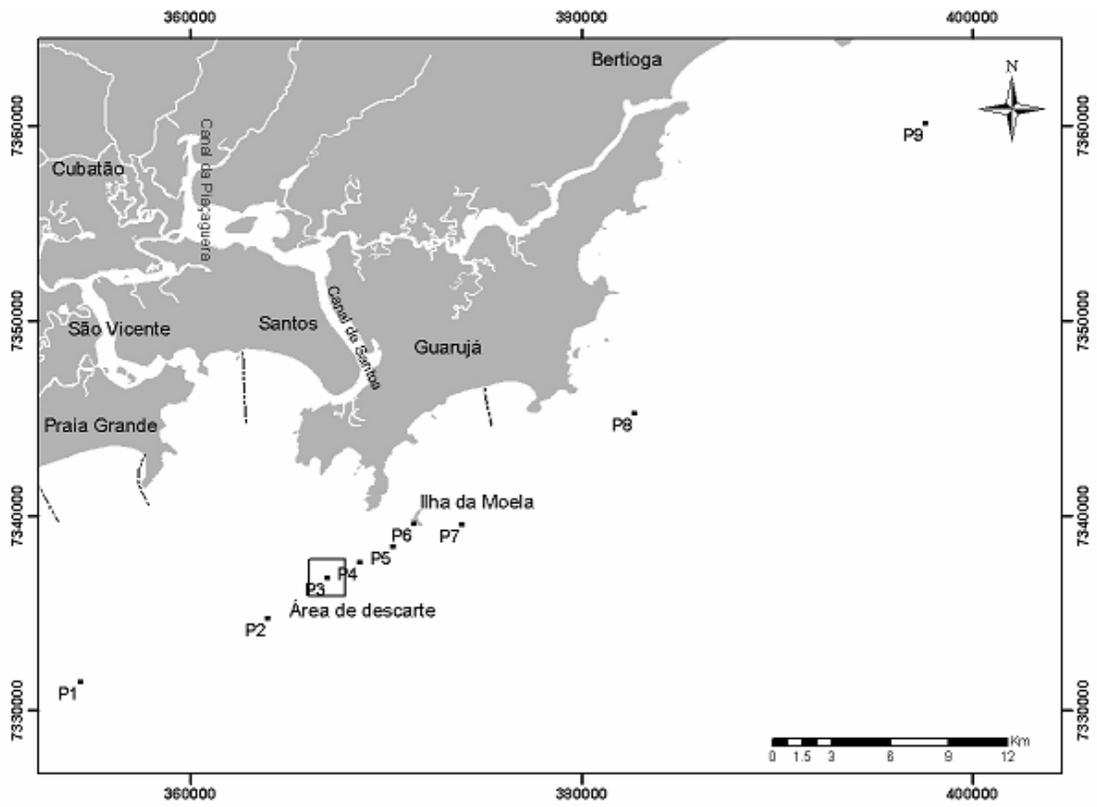


Figura 6. Posição geográfica das estações de coleta de água de fundo e sedimentos (1ª campanha).

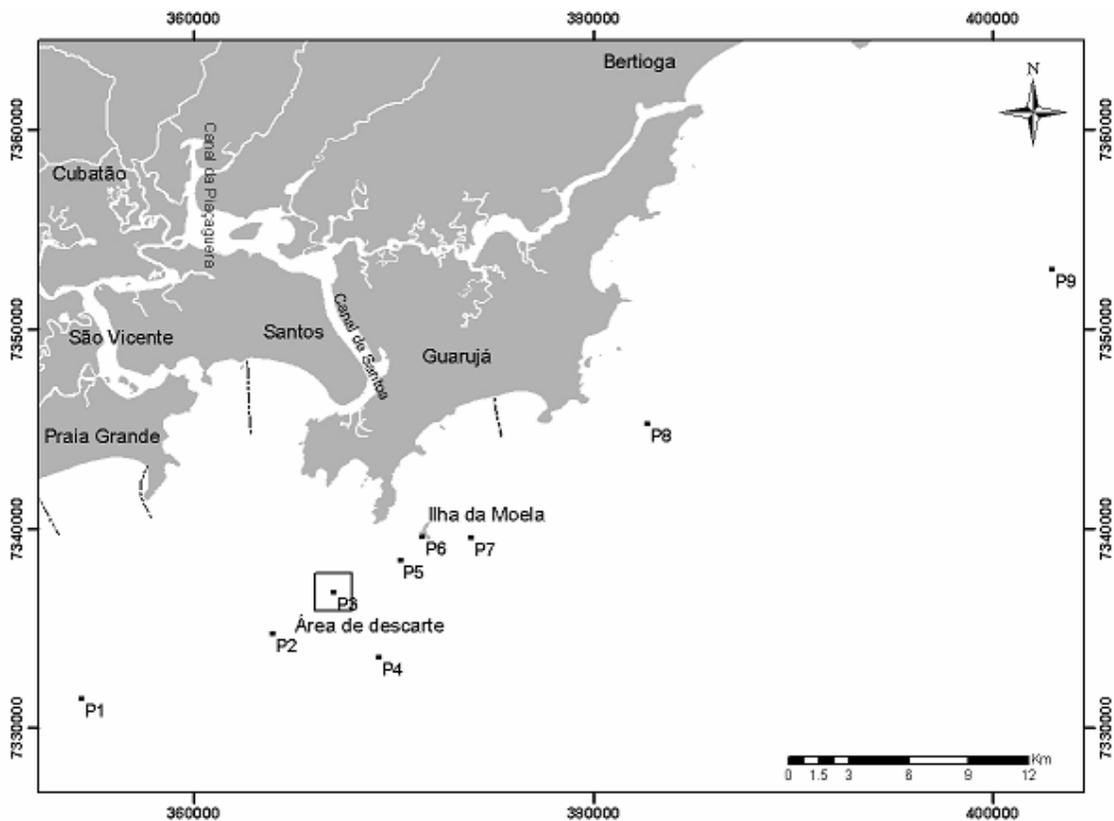


Figura 7. Posição geográfica das estações de coleta de água de fundo e sedimentos (2ª campanha).

### 3.1.3 Sedimentos

A localização das estações de coleta para a análise da qualidade dos sedimentos foi previamente estabelecida (CODESP,2004) e está também apresentada na Tabela 2. Por razões de ordem técnica e em acordo com o órgão ambiental, a localização das estações 4 e 9 foi modificada entre as campanhas de monitoramento do presente trabalho. Na segunda campanha, a estação 4 é identificada então como estação 4B e a estação 9 como estação 9B. Cada estação de amostragem foi constituída por três subestações localizadas nos vértices do triângulo equilátero de 50 metros de lado e o posicionamento dos três vértices do triângulo nos quais as sub-amostras foram coletadas, foram previamente estabelecidos com o auxílio do software *MapSource (v.7) - Garmin®*. A localização dos respectivos vértices está descrita na Tabela 3. As Figuras 6 e 7 apresentam a localização das estações de coleta.

Para a realização das coletas de sedimento utilizou-se um pegador de fundo tipo *Van Veen*, de aço inoxidável com área de 0,04 m<sup>2</sup> (Figura 8). As sub-amostras de sedimento de cada estação foram homogeneizadas e as amostras compostas foram transferidas para recipientes específicos, devidamente identificados e acondicionadas em caixas isotérmicas sob refrigeração até a entrega nos laboratórios.

Tabela 3. Coordenadas dos vértices dos triângulos de amostragem de sedimentos.

ID das estações	Coordenadas (UTM)			
	Zona	Vértice N	Vertice E	Vertice W
1	23 J	0354361	0354386	0354336
		7331520	7331477	7331477
2	23 J	0363912	0363938	0363889
		7334776	7334733	7334732
3	23 J	0366993	0367018	0366968
		7336838	7336795	7336794
4	23 J	0368657	0368683	0368633
		7337648	7337605	7337605
5	23 J	0370324	0370349	0370299
		7338458	7338415	7338415
6	23 J	0371427	0371453	0371403
		7339596	7339553	7339552
7	23 J	0373866	0373891	0373841
		7339565	7339522	7339521
8	23 J	0382698	0382723	0382673
		7345270	7345226	7345226
9	23 K	0397624	0397693	0397689
		7360102	7360111	7360071

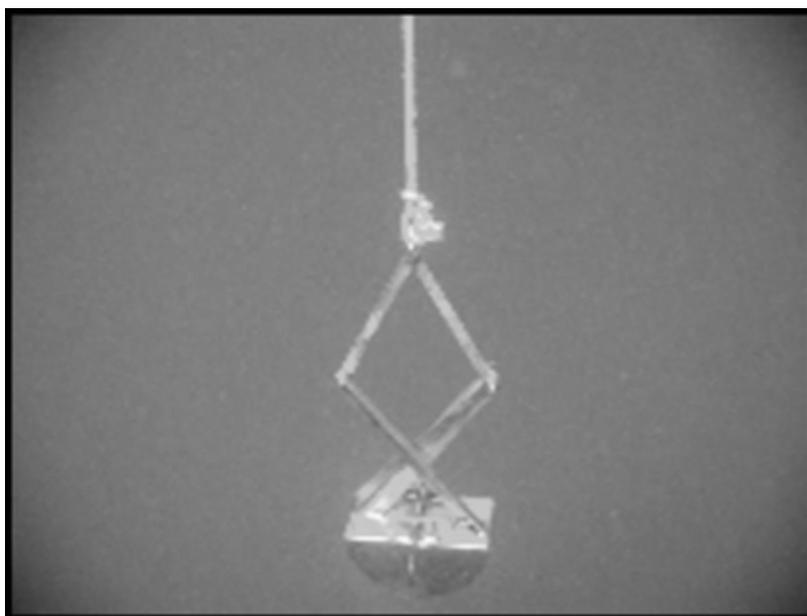


Figura 8. Pegador de fundo tipo Van Veen.

## 3.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

### 3.2.1 Fase Líquida – Água de Coluna e Água de Fundo

As determinações “*in situ*” (salinidade, temperatura, profundidade e turbidez) nas águas foram realizadas com uma sonda multiparamétrica da *Sea-Bird Eletronics*, modelo *Seacat SBE 19*. O oxigênio dissolvido, porcentagem de saturação de oxigênio, potencial redox e pH foram medidos através de um aparelho multiparamétrico WTW, modelo Multi 350i com os eletrodos correspondentes.

As amostras de fase líquida (água de coluna e água de fundo) foram submetidas às seguintes análises: (a) carbono orgânico total (COT) determinado pelo método “dicromato” (U.S. EPA 5310B); (b) nitrogênio total (Kjeldahl), análise na qual a amostra é preservada com  $H_2SO_4$  e posteriormente digerida com sulfato de potássio e óxido de mercúrio. Após a digestão, todo o nitrogênio orgânico e amônia presentes nas amostras são quantificados pelo método do fenato descrito em “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2005”, métodos 4500 Norg. B e 4500  $NH_3C$  e G; (c) fósforo total:

determinado pelo método do ácido ascórbico descrito em “Standard Methods”, método 4500 PE; (d) metais cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn) determinados em espectrômetro de emissão por plasma – ICP após digestão das amostras seguindo os métodos 3030 F e 3120 B dos “*Standard Methods*”. O arsênio (As) e mercúrio (Hg) foram determinados pelos métodos 3114 B e 3112 B, respectivamente; (e) hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) determinados em cromatógrafo gasoso acoplado em espectrômetro de massa (GC/MS) pelo método U.S. EPA 8270 após extração ultrasônica pelo método U.S. EPA 3550 C e lavagem em coluna de sílica gel de acordo com o método 3630 C; (f) hidrocarbonetos clorados e hidrocarbonetos aromáticos (BETX) determinados por cromatografia gasosa sendo os clorados com um detector de captura de elétrons (método U.S. EPA 5021 CG/ECD) e os aromáticos seguindo o método 8015 D dos “*Standard Methods*”; (g) pesticidas organoclorados e compostos fenólicos determinados por cromatografia gasosa, métodos U.S. EPA 8081 B e U.S. EPA 8041 A; (h) bifenilas policloradas (PCB’s) determinadas por cromatografia gasosa pelo método U.S. EPA 8082 A com as amostras passando por uma purificação em coluna de alumina (pH neutro) de acordo com o método U.S. EPA 3611B. (i) dioxinas e furanos determinadas por cromatógrafo gasoso de alta resolução acoplado a um espectrômetro de massa também de alta resolução seguindo o método U.S. EPA 8290 A.

Todos os métodos da U.S. EPA supracitados podem ser acessados em U.S. EPA (2008a).

As análises químicas da fase líquida foram realizadas nos laboratórios da ECOLABOR Comercial Consultoria e Análises Ltda.

### **3.2.2 Fase Sólida – Sedimentos**

As determinações “*in situ*” (pH e potencial redox) nos sedimentos foram realizadas com um aparelho multiparamétrico WTW, modelo Multi 350i com os eletrodos correspondentes. A temperatura foi medida com um termômetro digital portátil.

As amostras dos sedimentos foram submetidas às seguintes análises: (a) distribuição granulométrica obtida e reportada conforme a Resolução CONAMA 344/04; (b) carbono orgânico total (COT) determinado pelo método “dicromato” (U.S. EPA 5310B); (c) nitrogênio total (Kjeldahl), análise na qual a amostra é preservada com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e posteriormente digerida com sulfato de potássio e óxido de mercúrio. Após a digestão, todo o nitrogênio orgânico e amônia presentes nas amostras são quantificados pelo método do fenato descrito em “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2005*”, métodos 4500 Norg. B e 4500 NH<sub>3</sub>C e G; (d) fósforo total: determinado pelo método do ácido ascórbico descrito em “*Standard Methods*”, método 4500 PE; (e) metais (As, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn) determinados em espectrômetro de emissão por plasma – ICP pelo método U.S. EPA 6010 C após digestão das amostras pelo método U.S. EPA 3051 A. O mercúrio (Hg) foi determinado em espectrofotômetro de absorção atômica pelo método U.S. EPA 7471; (f) hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e ftalatos, determinados em cromatógrafo gasoso acoplado em espectômetro de massa (GC/MS) pelo método U.S. EPA 8270 após extração ultrasônica pelo método U.S. EPA 3550 C e lavagem em coluna de sílica gel de acordo com o método 3630 C; (g) hidrocarbonetos clorados e hidrocarbonetos aromáticos (BETX) determinados por cromatografia gasosa sendo os clorados com um detector de captura de elétrons (método U.S. EPA 5021 CG/ECD) e os aromáticos com um espectômetro de massa seguindo o método U.S. EPA 5021 A; (h) pesticidas organoclorados e compostos fenólicos determinados por cromatografia gasosa, métodos U.S. EPA 8081 B e U.S. EPA 8041 A; (i) bifenilas policloradas (PCB’s) determinadas por cromatografia gasosa pelo método U.S. EPA 8082 A com as amostras passando por uma purificação em coluna de alumina (pH neutro) de acordo com o método U.S. EPA 3611B; (j) dioxinas e furanos determinadas por cromatógrafo gasoso de alta resolução acoplado a um espectômetro de massa também de alta resolução seguindo o método U.S. EPA 8290 A.

Todos os métodos da U.S. EPA supracitados podem ser acessados em U.S. EPA (2008a).

As análises químicas da fase sólida também foram realizadas nos laboratórios da ECOLABOR Comercial Consultoria e Análises Ltda.

### **3.3 TESTES DE TOXICIDADE**

Dentre diversos métodos disponíveis utilizados em monitoramentos ambientais, os testes de toxicidade estão entre os mais empregados, pois indicam os efeitos biológicos causados pelos contaminantes sobre os organismos-teste.

Segundo Chapman e Long (1983), testes de toxicidade com amostras de água e/ou sedimento são considerados ferramentas bastante efetivas em monitoramentos e avaliações ambientais. Além disso, fornecem respostas rápidas e confiáveis, a um baixo custo.

Os sedimentos dos ambientes aquáticos adsorvem compostos químicos tóxicos e persistentes em níveis muito maiores do que na coluna d'água, causando toxicidade ao longo do tempo e apresentando resultados mais realistas sobre a situação do ambiente estudado (Zaroni, 2006).

Uma vez que as concentrações de contaminantes assumem várias ordens de magnitude acima das encontradas na coluna d'água (Burton Jr., 1992), testes de toxicidade aguda que avaliam a mortalidade do anfípode escavador *Tiburonella viscana* têm sido utilizados em avaliações da qualidade do sedimento na região da Baixada Santista (Abessa, 2002; Cesar *et al.* 2006).

No entanto, a capacidade de interação entre o sedimento e a coluna d'água adjacente por processos físicos, químicos ou biológicos, torna necessária a avaliação de outras possíveis vias de exposição a fim de uma melhor avaliação da qualidade ambiental da área estudada. Neste sentido, testes de toxicidade crônica com elutriato ou interface sedimento-água podem prover informações importantes sobre a biodisponibilidade de contaminantes presentes no sedimento.

Um dos testes mais frequentemente aplicados em avaliações de efeitos crônicos de poluentes no ecossistema aquático é o teste embriolarval com ouriço do mar (Kobayashi, 1991; Kobayashi, 1995; Beiras *et al.*, 2003), devido à facilidade de obtenção de gametas e

fertilização “*in vitro*”, obtenção de resultados em curto período de tempo (24 horas) e sensibilidade a compostos orgânicos e inorgânicos (Fernández e Beiras, 2001; Bellas *et al.*, 2005). Em função da espécie *Lytechinus variegatus* ser abundante nas áreas envolvidas (Jerez *et al.*, 2001), estes organismos vêm sendo utilizado em testes de toxicidade com amostras de água, elutriato e interface sedimento- água da região (Abessa, 2002; Cesar *et al.*, 2006).

Com o objetivo de se verificar a toxicidade do sedimento oriundo da área de influência do descarte do material dragado no Porto de Santos, foram realizados testes de toxicidade aguda com sedimento integral utilizando o anfípode escavador *T. viscana*, e testes de toxicidade crônica de curta duração com amostras de elutriato e interface sedimento-água empregando embriões de ouriço do mar *L. variegatus*.

As amostras de sedimento foram coletadas em novembro de 2006 e maio de 2007, e foram enviadas ao Laboratório de Ecotoxicologia Marinha - Lecotox do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – IOUSP para a realização dos testes de toxicidade aguda e ao Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Santa Cecília – UNISANTA para a realização dos testes de toxicidade crônica.

Todas as amostras chegaram dentro de sacos plásticos, devidamente etiquetadas, refrigeradas com gelo e armazenadas em recipientes térmicos. As amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento da execução do teste.

### **3.3.1 Teste de Toxicidade Aguda com *Tiburonella viscana***

O método usado no teste de toxicidade com sedimento total com o anfípode escavador *Tiburonella viscana* foi o preconizado por Melo (1993) e usado por Abessa (1996) e Zaroni (2006).

Os exemplares de anfípodas da espécie *T. viscana* foram coletados na Praia do Engenho D'Água, Ilhabela – SP, três dias antes do início dos experimentos. Os organismos foram aclimatados às condições de laboratório, mantidos em um recipiente contendo água limpa e uma camada de aproximadamente 1 cm de sedimento proveniente do local de onde

foram coletados, sob aeração constante, iluminação também constante e na temperatura de  $25 \pm 2^\circ\text{C}$ . Após o período de aclimação, os animais foram então selecionados para o teste.

O teste consistiu da exposição de anfípodes adultos (excluindo-se fêmeas ovadas e animais apresentando aparência ou movimentação alterada) às amostras de sedimento, durante o período de 10 dias.

Para cada amostra foram preparadas quatro réplicas, em frascos de polietileno de alta densidade, contendo aproximadamente 175 mL de sedimento e 750 mL de água do mar. Em cada frasco foram introduzidos 10 anfípodes. Todas as amostras receberam aeração, iluminação constante. A temperatura foi controlada em uma sala climatizada ( $25 \pm 2^\circ\text{C}$ ).

Na fração aquosa, foram medidos os seguintes parâmetros, no início e no final do teste: temperatura ( $^\circ\text{C}$ ), salinidade (*Atago Hand Refractometer S/Mill-E*), pH (*Mettler Toledo MP 120 pH Meter*) e amônia total pelo método colorimétrico (*Ammonia Marine & Freshwater Test Lab-Red Sea*). A amônia não ionizável foi estimada a partir desses valores (Whitfield, 1974).

Ao final do período de exposição (10 dias), o teste foi encerrado e observada a taxa de mortalidade. O conteúdo de cada réplica foi peneirado, sendo contados os indivíduos vivos e mortos em cada uma das réplicas. A sobrevivência média dos organismos de cada amostra foi comparada com a observada no sedimento de referência. Os resultados foram comparados estatisticamente pelos métodos MSD (*Minimum Significant Difference*) e análise de variância seguida de teste de Dunnett's, para detecção de diferenças significativas e determinação das amostras tóxicas.

### **3.3.2 Teste de Toxicidade Crônica de Curta Duração com *Lytechinus variegatus***

Os testes de toxicidade com *L. variegatus* foram realizados com as mesmas amostras de sedimento coletadas em novembro de 2006 e maio de 2007 e testadas para *T. viscana*.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, transportadas em recipientes térmicos e mantidas sob refrigeração até a execução dos testes.

### **Sedimento elutriato**

Elutriato é definido como um processo de homogeneização entre um certo volume de sedimento e um volume de diluente por um determinado período de tempo. Após essa homogeneização, a suspensão sedimento + água decanta e posteriormente é separado o sobrenadante para realização dos testes de toxicidade.

Para isso, uma alíquota de 150 g de sedimento de cada amostra foi homogeneizada por 30 minutos com 600 ml de água de diluição marinha filtrada, coletada na estação de referência (estação 9), utilizando agitador Turbo-Floc/2c de marca Policontrol com velocidade constante de 105 rpm. Após agitação, as amostras permaneceram em repouso por 24 h, e posteriormente foram sifonados e adicionados, a cada réplica, 10 ml do sobrenadante, conforme ABNT NBR 15350 (2006).

### **Interface sedimento-água (ISA)**

Para a fase interface sedimento-água foram adicionados 2,0 ml do sedimento utilizando uma seringa de 5 mL a cada réplica: em seguida, sobre o sedimento foi colocado uma rede de plâncton (45  $\mu$ m) fixada por um anel plástico (Figura 9), e então adicionado 8,0 ml de água de diluição marinha utilizando-se de uma pipeta automática conforme descrito em Cesar *et al.* (2004).

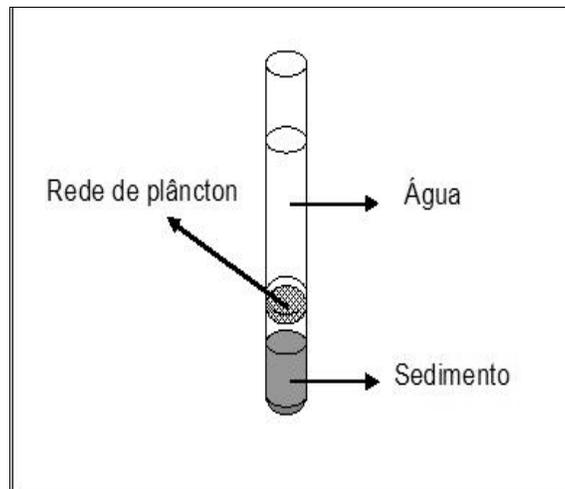


Figura 9. Sistema para montagem do ISA.

### **Análises Físicas e Químicas**

Durante os testes de toxicidade com *L. variegatus* foram realizadas as seguintes medidas físico-químicas, iniciais e finais, na fração aquosa: temperatura (termômetro de vidro INCOTERM), salinidade (refratômetro Shibuya 145), pH (peagâmetro *Laborgraf* – B474), oxigênio dissolvido (método do eletrodo de membrana - Oxímetro *Oxi* WTW 3151), amônia total (Método de destilação e titulação – APHA 4500-C) e a amônia não ionizada foi estimada a partir desses valores (Whitfield, 1974).

### **Obtenção dos embriões e realização dos testes**

A metodologia empregada foi a ABNT NBR 15350 (2006). Ouriços-do-mar adultos da espécie *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) foram coletados por meio de mergulho livre, na Ilha das Palmas, situada na baía de Santos.

Machos e fêmeas de ouriço-do-mar (mínimo três de cada sexo), foram estimulados para a liberação de gametas por meio de choque elétrico (35V). Os gametas foram coletados separadamente e os óvulos, caracterizados pela coloração amarelo alaranjado e

foram separados utilizando-se de um béquer de 400 ml contendo água de diluição marinha. Uma sub-amostra dos óvulos de cada fêmea foi observada ao microscópio, a fim de confirmar seu formato ovóide e tamanho, os quais devem ser redondos, lisos e de tamanho homogêneo. Após a sedimentação dos óvulos, foi descartado o sobrenadante e filtrado através de malha de 350  $\mu\text{m}$  e acrescentada água marinha filtrada, elevando assim, 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 gonoporos, utilizando uma micropipeta e depois mantidos em um béquer armazenado em um recipiente com gelo até o momento da fertilização. Uma solução de esperma, foi preparada utilizando 0,5 ml de espermatozóide diluído em 25 ml de água marinha, homogenizando-se bem para dissolução dos grumos.

Para a fecundação foram acrescentados 1 a 2 ml da solução de esperma ao recipiente contendo os óvulos, sempre mantendo uma leve agitação. Após 10 minutos, foram tomadas três sub-amostras de 1 ml para contagem de ovos com o auxílio de câmara de Sedgwick-Rafter. Calculada a média entre as três sub-amostras, foi estimado o volume da solução que contivesse 450 ovos. Esse volume foi acrescentado aos recipientes teste utilizando-se uma pipeta automática, não ultrapassando 1% do volume da solução teste.

Os ensaios foram conduzidos em tubos de ensaio de 15 ml, onde para cada amostra foram montadas 5 réplicas tanto para o tratamento do sedimento elutriado, quanto para o da interface sedimento-água. Os experimentos foram mantidos em câmara incubadora sob temperatura constante de  $25 \pm 2$  °C e fotoperíodo de 12h/12h. Após 26 h, os experimentos foram finalizados e os embriões fixados pela adição de 0,5 ml de formaldeído tamponado com bórax aos frascos teste.

Após a fixação, procedeu-se a leitura do estágio de desenvolvimento dos 100 primeiros organismos de cada réplica, onde foi avaliado o desenvolvimento normal das larvas até o estágio equinopluteus. Foi anotado o número de larvas normais bem como o número de larvas mal formadas ou com desenvolvimento anômalo.

## **Tratamento estatístico**

Para os testes com interface sedimento-água e sedimento elutriado, os resultados dos testes foram submetidos ao método de análises de variância (ANOVA) de uma via, empregando o método Dunnett's test para comparar as estações amostradas com a estação de referência (estação 9) e *t-Student* para comparações pareadas independentes das estações em relação ao controle. Antes da aplicação, os dados foram submetidos à avaliação de normalidade pelo método Chi-quadrado e homogeneidade de variâncias pelo método *Bartlett's test*.

### **3.4 INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS E ECOTOXICOLÓGICOS DO SEDIMENTO**

Os dados de contaminação e toxicidade foram avaliados empregando-se o método de Análise de Fatores (FA) com extração das variáveis pela Análise de Componentes Principais (PCA).

No conjunto de dados foram considerados os parâmetros físico-químicos dos sedimentos, os parâmetros de efeito biológico e os parâmetros químicos interferentes medidos na água sobrenadante dos testes com ouriço (estes apenas na 2ª campanha).

A análise de fatores foi realizada a partir de uma matriz na qual as variáveis foram padronizadas e os autovetores rotacionados empregando o procedimento *varimax normalized*.

Além da granulometria, foram selecionadas todas as variáveis que apresentaram valores detectáveis, incluindo as que se encontram listadas na Resolução CONAMA 344/04, bem como outras que não apresentam limites de referência nesta resolução.

Todas as análises foram realizadas utilizando a opção MULTIVARIATE EXPLORATORY TECHNIQUES seguido pela Análise de Fatores do software STATISTICA® (Stat Soft, Inc. 2001; versão 6) da qual foram extraídos os fatores principais, sendo considerados os autovalores (*eigenvalues*) acima de 1, de acordo com o critério de Kaiser (Hakstian *et al.*, 1982). O nível de corte para selecionar as variáveis

incluídas nestes fatores (*loadings*) foi de 0,40, conforme proposto por Tabachnic e Fidell (1996).

### **3.5 ANÁLISES BIOLÓGICAS - ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FUNDO INCONSOLIDADO (MACROFAUNA BENTÔNICA)**

#### **Coleta, Triagem e Identificação dos Organismos.**

As amostras da macrofauna bentônica foram coletadas juntamente com as amostras de sedimentos, nas mesmas coordenadas geográficas.

Para a realização das coletas foi utilizado um pegador de fundo do tipo *van Veen* de aço inoxidável com uma área de 0,04 m<sup>2</sup>. Para cada uma das estações amostradas foram coletados três sub-amostras, constituídas por duas pegadas completas, totalizando uma área de 0,08 m<sup>2</sup> para cada uma das sub-amostras. Após a coleta, as amostras foram peneiradas empregando-se uma malha de 0,5 mm de luz. Os organismos retidos nesta malha foram imediatamente transferidos para frascos de polietileno contendo álcool etílico (70%), diluído em água do mar filtrada.

Em laboratório as amostras foram triadas na Universidade Santa Cecília - UNISANTA e os organismos foram separados e identificados de acordo com seus respectivos grupos taxonômicos, até o menor nível possível. A identificação foi feita pelos seguintes especialistas:

**Poliquetos:** identificados pela Dr<sup>a</sup>. Sandra Bromberg (IOUSP);

**Moluscos:** identificados por Sérgio Lopes Cominato (Consultor independente);

**Equinodermes:** identificados por M.Sc. Fabrício Matos Mendes (FUNDESPA);

**Anfípodes:** identificados pela Prof.<sup>a</sup> Maria Teresa Valério Berardo (Universidade Presbiteriana Mackenzie);

**Tanaidáceos e Isópodos:** identificados pela Dr<sup>a</sup>. Kátia Christol dos Santos (IOUSP);

**Outros (Bryozoa, Nemertea, Sipuncula e Chaetognata):** identificados pelo Prof. Dr. Augusto Cesar (UNISANTA) e M.Sc. Fabrício Matos Mendes (FUNDESPA);

## Análise dos Dados

Técnicas univariadas foram empregadas para a descrição da estrutura da comunidade bentônica e os seguintes parâmetros descritivos foram calculados: número de espécies (S), número de indivíduos (N), riqueza de espécies Margalef (d), equitatividade da distribuição dos indivíduos entre espécies - Pielou index ( $J$ ), diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Dominância de Simpson (D). A riqueza Margalef, o índice de Pielou e a diversidade de Shannon-Wiener foram todos calculados com logaritmos na base  $e$  ( $\ln$ ).

Os parâmetros descritos acima foram usados na avaliação das diferenças significativas entre as estações amostradas. A normalidade e homogeneidade de variância foram analisadas *a priori*, empregando-se os testes do Chi-quadrado e Hartley, respectivamente. Em seguida, empregou-se a técnica univariada de análise de variância (ANOVA) e, *a posteriori*, comparações múltiplas foram realizadas aplicando-se o Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Também foram utilizados métodos multivariados não paramétricos de escalamento multidimensional (*no metric – Multi Dimensional Scaling: MDS*). Este método foi desenvolvido por Shepard (1962) e Kruskal (1964), mas só recentemente seu uso foi generalizado a partir de sua incorporação ao programa PRIMER (*Plymouth Routines in Marine Ecological Research*), desenvolvido no Laboratório de Ecologia Marinha da Universidade de Plymouth, UK. Atualmente há um crescente número de publicações que demonstram seu alto rendimento em análises de alterações em comunidades marinhas (Warwick *et al.*, 1990; Somerfield *et al.*, 1994; Jerez, 1998; Marín-Guirao *et al.*, 2005).

A principal vantagem deste tipo de análise, frente às análises multiparamétricas, refere-se a não necessidade de relações lineares ou normalidade dos dados. Em concreto, Legendre e Legendre (1998) definem quatro componentes básicos para a análise de comunidades:

1. Disposição de um padrão da comunidade através de uma ordenação e/ou dendograma (*cluster*).

2. Determinação das espécies responsáveis no agrupamento 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 (1994), calculou-se, neste trabalho, uma matriz de similaridade com os dados de abundância de todos os grupos taxonômicos, utilizando o coeficiente de *Bray-Curtis* e aplicando a transformação da raiz quarta (*Fourth root* -  $\sqrt[4]{y}$ ) dos dados, 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 desta matriz de similaridade, foi produzido um ordenamento hierárquico aglomerativo (*Cluster*).

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 das estações de amostragem. O stress se define como o cálculo da diferença entre as distâncias das estações na matriz original e as correspondentes distâncias entre estações 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).

A partir da matriz de similaridade de *Bray-Curtis*, usando as mesmas transformações e procedimentos citados acima, foram realizados os cálculos 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.

Todas as análises, tanto univariadas, como multivariadas, foram realizadas com auxílio do programa PRIMER v 5 (*Plymouth Routines in Marine Ecological Research*), de acordo com Clarke e Gorley (2001).

### **3.6 INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS, ECOTOXICOLÓGICOS E ESTRUTURA DA COMUNIDADE BENTÔNICA. (TRÍADE DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS – TQS)**

Diferentes métodos têm sido utilizados para interpretar, representar e integrar os componentes da tríade da qualidade dos sedimentos (TQS) (Chapman, 1996; Chapman *et al.*, 1997a,b; Hollert *et al.*, 2002; Riba *et al.*, 2004; DelValls, 2006; Abessa *et al.*, 2008). Não há ainda um consenso a respeito de qual seria o mais adequado e, portanto, recomenda-se a utilização de mais de um método de integração, o que permite a análise dos dados com diferentes abordagens e uma melhor interpretação dos resultados (Abessa *et al.*, 2008).

Neste trabalho foram utilizadas três metodologias para a integração: (a) método RTMV, (b) tabelas de decisão e (c) análise multivariada. Na tríade de qualidade de sedimentos foram utilizados apenas os resultados dos ensaios de toxicidade com sedimento integral e interface sedimento-água. A matriz elutriato não foi utilizada por ser um ensaio mais adequado à avaliação da toxicidade na coluna d'água.

#### **3.6.1 Método RTMV (“*Ratio to Mean Values*”)**

Este método, que foi desenvolvido por Abessa, 2002 e Cesar *et al.*, 2008 uma adaptação do método original ou clássico do TQS que consiste em uma dupla normalização (Riba *et al.*, 2004) dos conjuntos originais de dados (química, toxicidade e ambiental) aos valores máximos (“*Ratio to Maximum*”) (DelValls e Chapman, 1998; DelValls *et al.*, 1998a) e aos valores da estação de referência (“*Ratio to Reference*”) (Long e Chapman, 1985; Chapman, 1990).

Neste método, os valores de cada variável são normalizados aos valores médios pela divisão de cada um dos resultados obtidos em cada estação pelo resultado médio de todas as estações de amostragem. Em seguida, para cada componente da tríade, os RTMV<sub>S</sub> são agrupados com o cálculo da média de cada um deles, resultando em três componentes (RTMV<sub>Q</sub> – componente químico, RTMV<sub>T</sub> – componente toxicológico e RTMV<sub>B</sub> – componente da comunidade bentônica). Calculando-se a média dos três componentes, chega-se a um índice integrado para cada estação de amostragem (Cesar *et al.*, 2008).

Para o cálculo do RTMV<sub>B</sub>, as réplicas em cada estação de amostragem foram agrupadas e foram recalculados os parâmetros descritivos da comunidade bentônica.

### 3.6.2 Tabelas de Decisão

Este é um método não-estatístico de integração que envolve um alto grau de subjetividade, tornando-o difícil para estabelecer comparações com outros estudos (Abessa *et al.*, 2008).

Os dados de Contaminação Química foram comparados aos SQG da Resolução CONAMA N° 344 e aos valores PEL (MacDonald *et al.*, 1996). As comparações seguiram o método proposto por vários autores, (Carr *et al.*, 1996; Hyland *et al.*, 1999) no qual são calculados os SQGQ (“*Sediment Quality Guidelines Quotients*”).

Foram calculados os índices SQGQ1 (Fairey *et al.*, 2001) adaptados, retirando-se o metal prata do índice, em função do mesmo não ter sido analisado no presente estudo. Este índice, o SQGQ1, que se apresentou como o de melhor previsão para a toxicidade de anfípodas, é calculado da seguinte forma:

$$SQGQ1 = \frac{\left( \frac{Cd}{4,21} + \frac{Cu}{270} + \frac{Pb}{112,18} + \frac{Ag}{1,71} + \frac{Zn}{410} + \frac{Clordano}{6} + \frac{Dieldrin}{8} + \frac{HPAoc}{1800} + \frac{PCB}{400} \right)}{9}$$

Retirando-se o metal prata (Ag) do cálculo, a somatória passa a ser dividida por 8 ao invés de 9 e os SQG indicados no cálculo são os apresentados por Fairey *et al.* (2001). Foram então comparados os SQGQ1\* (adaptados sem o metal Ag) utilizando como

referências os propostos por Fairey *et al.* (2001), ( $SQGQ1_F^*$ ); os níveis 2 da Resolução CONAMA N° 344/04, ( $SQGQ1_C^*$ ) e os PEL, ( $SQGQ1_P^*$ ).

O critério de decisão para os resultados deste índice foram de acordo com Abessa *et al.* (2008):

Contaminação mínima:  $0 \leq SQGQ < 0,1$

Contaminação moderada:  $0,1 \leq SQGQ \leq 0,25$

Contaminação alta:  $SQGQ > 0,25$

Os resultados das amostras que apresentaram valores não detectados foram ajustados, para fins de cálculo dos índices, à metade do valor indicado no limite de detecção.

No caso das análises de toxicidade, também de acordo com Abessa *et al.* (2008), foram utilizados os seguintes critérios para a tabela de decisão:

Não tóxica: ausência de toxicidade nos dois ensaios

Toxicidade moderada: toxicidade em um dos dois ensaios

Fortemente tóxica: toxicidade nos dois ensaios

Com relação à estrutura da comunidade bentônica foram utilizados três índices descritivos: riqueza de espécies (S), diversidade de Shannon–Wiener ( $H'$ ) e dominância de Polychetas ( $D_P$ ). A dominância de Polychetas ( $D_P$ ) é a razão entre o número de indivíduos classificados como Polychetas e o número total de indivíduos. Os critérios de classificação utilizados foram os mesmos propostos por Abessa *et al.* (2008) e estão apresentados a seguir, na Tabela 4.

Tabela 4. Critérios de classificação do grau de degradação do ambiente em função dos índices descritores da comunidade bentônica.

ÍNDICE	Grau de Degradação		
	Mínima	Moderada	Forte
Riqueza de Espécies (S)	$\geq 20$	$10 \leq x < 20$	$< 10$
Diversidade de Shannon (H')	$> 2,36$	$1,18 < x \leq 2,36$	$\leq 1,18$
% Polychetas (D <sub>P</sub> )	$< 60\%$	$60\% \leq x < 80\%$	$\geq 80\%$

### 3.6.3 Análise Multivariada

Os dados de contaminação e toxicidade foram avaliados empregando-se o método de Análise de Fatores (FA) com extração das variáveis pela Análise de Componentes Principais (PCA).

No conjunto de dados foram considerados 14 parâmetros físico-químicos do sedimento (granulometria, N Kjeldahl, COT, P total, HPA totais, PCBs, Ftalatos, Aldrin, Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, Zn) e 2 parâmetros de efeito biológico (% de mortalidade de anfípode, % de anormalidade embriolarval para ouriços na interface sedimento-água) e 2 parâmetros descritivos da comunidade de fundo inconsolidado (riqueza de espécies e dominância de Polychetas).

A análise de fatores foi realizada a partir de uma matriz na qual as variáveis foram padronizadas e os autovetores rotacionados empregando o procedimento *varimax normalized*.

Todas as análises foram realizadas utilizando a opção MULTIVARIATE EXPLORATORY TECHNIQUES seguido pela Análise de Fatores do software STATISTICA® (Stat Soft, Inc. 2001; versão 6) da qual foram extraídos os fatores principais, sendo considerados os autovalores (*eigenvalues*) acima de 1. O nível de corte

para selecionar as variáveis incluídas nestes fatores (*loadings*) foi de 0,40, conforme proposto por Tabachinic e Fidell (1996).

### **3.7 COMPARAÇÃO ENTRE AS DUAS CAMPANHAS**

Os dados físico-químicos e os dados de toxicidade das duas campanhas foram avaliados conjuntamente empregando-se também o método de Análise de Fatores (*FA*) com extração das variáveis pela Análise de Componentes Principais (*PCA*).

No conjunto de dados foram considerados 15 parâmetros físico-químicos, comuns às duas campanhas e os 3 parâmetros de efeito biológico. A matriz foi formada então com 18 casos, sendo nove casos (estações de amostragem) de cada campanha. Pretendeu-se, desta forma, avaliar o efeito temporal entre as campanhas e verificar se há algum padrão de similaridade ou dissimilaridade entre as campanhas conforme proposto por Pereira (2008).

Os índices  $RTMV_Q$  (componente químico),  $RTMV_T$  (componente toxicológico) e  $SQGQ1_P^*$  (*Sediment quality guidelines quotients*, Fairey et al.(2001)) modificado e com os valores PEL como referência, também foram calculados com os resultados da 2ª campanha, com o intuito de comparar, utilizando correlações, as duas campanhas com relação à contaminação química e aos efeitos biológicos medidos em laboratório, através dos ensaios de toxicidade.

### **3.8 CONTROLE DE QUALIDADE ANALÍTICA**

As análises físicas, químicas e biológicas foram realizadas em laboratórios que possuem os processos de análises credenciadas pelo Instituto Nacional de Metrologia (INMETRO), ou em laboratórios que possuem esses processos de análises qualificados ou aceitos pelo órgão ambiental (CETESB), como por exemplo, o Laboratório de Ecotoxicologia Marinha – Lecotox do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – IOUSP.

As análises contemplaram rastreabilidade analítica, validação e consistência analítica dos dados, cartas controle, ensaios com amostras certificadas e brancos de campo (CODESP, 2004).

O INMETRO concedeu, em 2006, a acreditação ao Laboratório de Ecotoxicologia "Prof. Caetano Belliboni" da UNISANTA, segundo os requisitos estabelecidos pela norma ABNT NBR ISO 17025:2005 (nº CRL 0237), para testes de toxicidade crônica com *Lytechinus variegatus* de acordo com o procedimento descrito na ABNT NBR 15350/2006.

A ECOLABOR Comercial Consultoria e Análises Ltda foi acreditada pelo INMETRO em 2004, segundo os requisitos estabelecidos pela norma ABNT NBR ISO 17025:2005 (nº CRL 0171). Na Tabela 5 são apresentados os analitos da matriz "água" cujos ensaios já constam do escopo de acreditação e os analitos que ainda estão em processo de acreditação. Os analitos da matriz "sedimentos" são mostrados na Tabela 6.

Todos os laudos analíticos do presente estudo estão arquivados na Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas – FUNDESPA ([www.fundespa.com.br](http://www.fundespa.com.br)).

Tabela 5. Analitos da matriz água acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR

PARÂMETROS	ABNT NBR ISO/IEC 17025 n° CRL 0171
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,2,4-Triclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,2-Diclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,2-Dicloroeteno	Em processo de acreditação
1,3-Diclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,4-Diclorobenzeno	Em processo de acreditação
2,4,5-Triclorofenol	Acreditado
2,4,6-Triclorofenol	Acreditado
2,4-Diclorofenol	Acreditado
2,4-Dimetilfenol	Em processo de acreditação
2,4-Dinitrofenol	Em processo de acreditação
2,6-Diclorofenol	Em processo de acreditação
2-Clorofenol	Em processo de acreditação
2-Clornaftaleno	Em processo de acreditação
2-Metil-4,6-Dinitrofenol	Em processo de acreditação
2-Metilfenol	Em processo de acreditação
2-Metilnaftaleno	Em processo de acreditação
2-Nitrofenol	Em processo de acreditação
3-Metilfenol	Em processo de acreditação
4,4'-DDD	Acreditado
4,4'-DDE	Acreditado
4,4-DDT	Acreditado
4-Cloro-3-Metilfenol	Em processo de acreditação
4-Metilfenol	Em processo de acreditação
4-Nitrofenol	Em processo de acreditação
Acenafteno	Acreditado
Acenaftileno	Acreditado
Aldrin	Acreditado
alpha-BHC (alpha-HCH)	Acreditado
Antraceno	Acreditado
Arsênio Total.	Acreditado
Benzeno	Acreditado
Benzo (a) Antraceno	Acreditado
Benzo (a) Pireno	Acreditado
Benzo (b) Fluoranteno	Acreditado
Benzo (g,h,i) Perileno	Acreditado
Benzo (k) Fluoranteno	Acreditado

continua

Tabela 5. Analitos da matriz água acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR. (continuação)

<b>PARÂMETROS</b>	<b>ABNT NBR ISO/IEC 17025 Nr CRL 0171</b>
beta-BHC (beta-HCH)	Acreditado
Cádmio Total	Acreditado
Chumbo Total	Acreditado
Clordano (cis + trans)	Acreditado
Clorofórmio	Em processo de acreditação
Cobre Total	Acreditado
Criseno	Acreditado
Cromo Total	Acreditado
delta-BHC (delta-HCH)	Em processo de acreditação
Dibenzo (a,h) Antraceno	Acreditado
Dieldrin	Acreditado
Dodecacloro	Acreditado
Endossulfan II	Acreditado
Endossulfan I	Acreditado
Endrin	Acreditado
Endrin ketone	Em processo de acreditação
Endossulfan Sulfato	Em processo de acreditação
Etilbenzeno	Acreditado
Fenantreno	Acreditado
Fenol	Em processo de acreditação
Ferro Total	Acreditado
Fluoranteno	Acreditado
Fluoreno	Acreditado
Fósforo Total	Em processo de acreditação
gama-BHC (lindano)	Acreditado
Heptacloro	Acreditado
Heptacloro epóxido	Acreditado
Hexaclorobenzeno	Acreditado
Hexaclorobutadieno	Em processo de acreditação
Hexaclorociclopentadieno	Em processo de acreditação
Hexacloroetano	Em processo de acreditação
Indeno (1,2,3-cd) Pireno	Acreditado
m,p-Xilenos	Acreditado
Manganês Total	Acreditado
Mercúrio Total.	Acreditado
Metoxicloro	Acreditado
N Kjeldahl Total	Em processo de acreditação
Naftaleno	Acreditado
Níquel Total	Acreditado

continua

Tabela 5. Analitos da matriz água acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR. (continuação)

<b>PARÂMETROS</b>	<b>ABNT NBR ISO/IEC 17025 Nr CRL 0171</b>
o-Xileno	Acreditado
PCB's	Acreditado
Pentaclorofenol	Acreditado
Pireno	Acreditado
Sólidos Suspensos Totais	Em processo de acreditação
Somatória de PAH	Acreditado
Tetracloroetano	Em processo de acreditação
Tetraclorofenol	Acreditado
Tolueno	Acreditado
Toxafeno	Em processo de acreditação
Tricloroetano	Em processo de acreditação
Xilenos	Acreditado
Zinco Total	Acreditado

Tabela 6. Analitos da matriz sedimento acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR

PARÂMETROS	ABNT NBR ISO/IEC 17025 n° CRL 0171
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,2,4-Triclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,2-diclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,2-Dicloroetano	Em processo de acreditação
1,3-Diclorobenzeno	Em processo de acreditação
1,4-Diclorobenzeno	Em processo de acreditação
2,4,5-Triclorofenol	Em processo de acreditação
2,4,6-Triclorofenol	Em processo de acreditação
2,4-Diclorofenol	Em processo de acreditação
2,4-Dimetilfenol	Em processo de acreditação
2,4-Dinitrofenol	Em processo de acreditação
2,6-Diclorofenol	Em processo de acreditação
2-Clorofenol	Em processo de acreditação
2-Cloronaftaleno	Em processo de acreditação
2-Metil-4-dinitrofenol	Em processo de acreditação
2-Metilfenol	Em processo de acreditação
2-Metilnaftaleno	Em processo de acreditação
2-Nitrofenol	Em processo de acreditação
3-Metilfenol	Em processo de acreditação
4,4 – DDD	Em processo de acreditação
4,4 – DDT	Em processo de acreditação
4,4-DDE	Em processo de acreditação
4-Cloro-3-metilfenol	Em processo de acreditação
4-Metilfenol	Em processo de acreditação
4-Nitrofenol	Em processo de acreditação
Acenafteno	Acreditado
Acenaftileno	Acreditado
Aldrin	Em processo de acreditação
alfa – BHC	Em processo de acreditação
alfa-Clordano	Em processo de acreditação
Antraceno	Acreditado
Arsênio	Acreditado
Benzeno	Acreditado
Benzo (a) Antraceno	Acreditado
Benzo (a) Pireno	Acreditado
Benzo (b) Fluoranteno	Acreditado
Benzo (g,h,i) perileno	Acreditado

continua

Tabela 6. Analitos da matriz sedimento acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR. (continuação)

<b>PARÂMETROS</b>	<b>ABNT NBR ISO/IEC 17025 n° CRL 0171</b>
Benzo (k) Fluoranteno	Acreditado
beta – BHC	Em processo de acreditação
Bis (2-etilhexil) ftalato	Em processo de acreditação
Butilbenzilftalato	Em processo de acreditação
Cádmio	Acreditado
Chumbo	Acreditado
Clorofórmio	Em processo de acreditação
Cobre	Acreditado
Criseno	Acreditado
Cromo	Acreditado
delta – BHC	Em processo de acreditação
Dibenzo (a,h) Antraceno	Acreditado
Dieldrin	Em processo de acreditação
Dietilftalato	Em processo de acreditação
Diisobutilftalato	Em processo de acreditação
Dimetilftalato	Em processo de acreditação
Di-n-Butilftalato	Em processo de acreditação
Di-n-octilftalato	Em processo de acreditação
Endosulfan	Em processo de acreditação
Endosulfan A	Em processo de acreditação
Endosulfan B	Em processo de acreditação
Endrin	Em processo de acreditação
Endrin cetona	Em processo de acreditação
Endossulfan Sulfato	Em processo de acreditação
Etilbenzeno	Acreditado
Fenantreno	Acreditado
Fenol	Em processo de acreditação
Ferro Total	Acreditado
Fluoranteno	Acreditado
Fluoreno	Acreditado
Fósforo Total	Em processo de acreditação
gama - BHC (lindano)	Em processo de acreditação
gama-Clordano	Em processo de acreditação
Heptacloro	Em processo de acreditação
Heptacloro epóxido	Em processo de acreditação
Hexaclorobenzeno	Em processo de acreditação
Hexaclorobutadieno	Em processo de acreditação

continua

Tabela 6. Analitos da matriz sedimento acreditados ou em processo de acreditação na ECOLABOR. (continuação)

<b>PARÂMETROS</b>	<b>ABNT NBR ISO/IEC 17025 Nr CRL 0171</b>
Indeno (1,2,3 - cd) Pireno	Acreditado
Manganês	Acreditado
Mercúrio	Acreditado
Metoxicloro	Em processo de acreditação
Mirex	Em processo de acreditação
Naftaleno	Acreditado
Níquel	Acreditado
Nitrogênio Kjeldahl Total	Em processo de acreditação
PCB's	Acreditado
Pentaclorofenol	Em processo de acreditação
Pireno	Acreditado
Somatória de PAH's	Acreditado
Tetracloroeteno	Em processo de acreditação
Xilenos	Em processo de acreditação
Zinco	Acreditado

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 PRIMEIRA CAMPANHA (NOVEMBRO DE 2006)**

#### **4.1.1 Avaliação e Interpretação dos Resultados Físico-Químicos**

##### **4.1.1.1 Água de coluna**

Nas Tabelas 7, 8 e 9, nas páginas 65-67, são apresentados os valores obtidos para as amostras de água de coluna (superfície, meio e fundo) durante a campanha realizada em Novembro/2006. Estão relacionados os parâmetros profundidade, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, metais (cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio e níquel), nitrogênio amoniacal e total, fósforo solúvel e total e carbono orgânico total. Também foram incluídos os padrões da Resolução CONAMA N° 357 de 2005 e os limites de detecção para cada análise, os quais estão compatíveis com a referida Resolução. Para melhor visualização, estas tabelas foram separadas em Parâmetros de Campo (itens analisados no campo) e Parâmetros Químicos (itens analisados no laboratório e limitados ou não pela Resolução CONAMA N° 357).

##### **Parâmetros de campo**

a) Temperatura: observou-se um esperado perfil decrescente com a profundidade e compatível com as condições climáticas no momento da coleta, apresentando valores entre 27,8 e 28,4°C na superfície, 26,9 e 27,9°C no meio e 21,8 e 25,0°C no fundo;

b) Salinidade: apresentou um gradiente crescente em relação à profundidade e compatível com os valores para águas marinhas, uma vez que amostras mais próximas da superfície são mais diluídas pela ocorrência de chuvas. Os valores variaram entre 31,6 e 32,3 na superfície, 31,9 e 33,8 no meio e 34,8 e 35,8 no fundo. Em uma amostra coletada em uma estação próxima da zona de descarte do material dragado em 1998, Abessa (2002) relatou uma salinidade de 32, tanto na superfície como no fundo. Em estações próximas, na saída da Baía de Santos; o autor supracitado reportou valores de salinidade de 29 a 31 na superfície e 31 a 32 no fundo.

c) Oxigênio dissolvido e saturação: apresentou um esperado perfil decrescente

com a profundidade, variando entre 7,60 e 9,40 mg/L na superfície (94 a 116% de saturação), 7,00 e 7,60 mg/L no meio (83 a 91% de saturação) e 6,60 e 7,10 mg/L no fundo (78 e 84% de saturação). Os valores encontrados estão dentro da faixa normal para águas salinas. No trabalho de Abessa (2002) foram relatados valores de OD na faixa de 6,0 a 7,0 mg/L nas amostras das estações que correspondem ao sul da baía de Santos e região de descarte dos sedimentos.

d) Turbidez: os valores indicaram boa transparência da água, oscilando entre 0,9 e 1,6 NTU na superfície, 1,2 e 1,6 NTU no meio e 1,7 e 19,9 NTU no fundo. Os materiais lançados apresentaram boa sedimentação, o que aumentou, momentaneamente, a turbidez no fundo, não ocorrendo prejuízos ao ecossistema local, sob o ponto de vista de visibilidade, em função da sedimentação observada e dos baixos resultados já notados na superfície e meio da coluna, como pode ser visto na Figuras 10, 11 e 12.

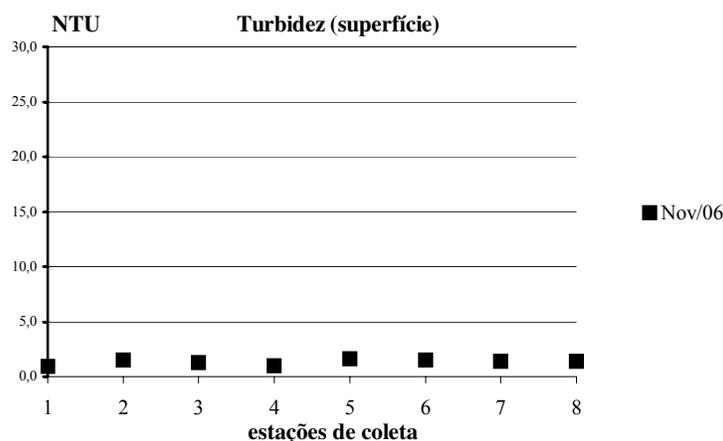


Figura 10. Turbidez nas amostras de água de coluna (superfície).

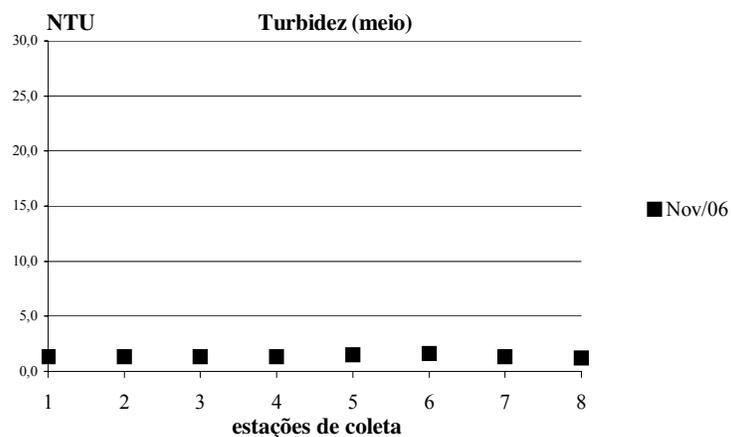


Figura 11. Turbidez nas amostras de água de coluna (meio).

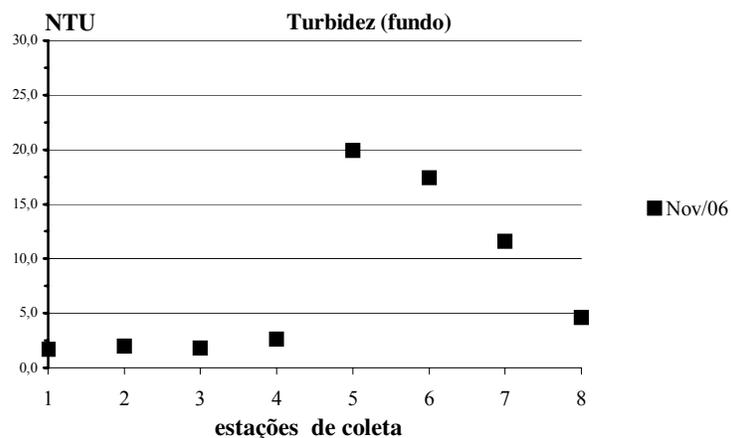


Figura 12. Turbidez nas amostras de água de coluna (fundo).

e) pH: as amostras apresentaram valores bastante homogêneos e compatíveis com águas marinhas, oscilando entre 8,29 e 8,41 na superfície, 8,25 e 8,30 no meio e 8,24 e 8,29 no fundo.

Em junho de 2005, em uma campanha na região do sítio de despejo, Torres (2007), encontrou valores de salinidade na média de 36, um pouco maior que as encontradas no presente estudo, e concentração de oxigênio dissolvido elevada na

superfície (7,3 a 7,6 mg/L), decaindo para o fundo (3,7 a 5,7 mg/L), faixas estas com valores menores do que as relatadas neste trabalho e, no fundo, inferiores ao padrão CONAMA 357, para águas salinas, classe 1 ( $OD \geq 6$  mg/L).

### **Parâmetros químicos**

a) Cádmio: todas as amostras apresentaram valores inferiores ao limite de detecção (0,0002 mg/L), sendo relatados como n.d. exceto a estação AC-07S que apresentou 0,0008 mg/L, abaixo do padrão CONAMA N° 357 que é de 0,005 mg/L;

b) Chumbo: todas as amostras apresentaram resultados abaixo do limite de detecção (0,0004 mg/L), sendo relatados como n.d., bem inferiores ao padrão CONAMA N° 357 que é 0,01 mg/L;

c) Cobre: das 24 amostras analisadas, 14 foram relatadas como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0005 mg/L), 6 apresentaram valores abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,005 mg/L (AC-02S = 0,0019, AC-06S = 0,0008, AC-03M = 0,0022, AC-08M = 0,0019, AC-01F = 0,0019 e AC-04F = 0,0023) e 4 ultrapassaram o padrão citado (AC-07S = 0,0601, AC-07M = 0,0275, AC-03F = 0,0083 e AC-07F = 0,023);

d) Cromo: do total de 24 amostras analisadas, 17 apresentaram valores relatados como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0002 mg/L) e 7 apresentaram valores abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,05 mg/L (AC-03S = 0,0002, AC-06S = 0,0006, AC-07S = 0,0003, AC-08S = 0,0003, AC-03M = 0,0002, AC-05M = 0,0002 e AC-05F = 0,0003);

e) Ferro total: considerando-se as 24 amostras analisadas, 19 apresentaram valores relatados como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,006 mg/L) e 5 apresentaram valores abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,3 mg/L (AC-02S = 0,013, AC-03M = 0,025, AC-04M = 0,025, AC-03F = 0,005 e AC-08F = 0,038);

f) Manganês total: das 24 amostras analisadas, 11 apresentaram valores relatados como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0002 mg/L) e 13 apresentaram valores inferiores ao Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,1 mg/L (AC-01S = 0,0011, AC-02S = 0,0004, AC-03S = 0,0005, AC-07S = 0,0006, AC-08S = 0,0043, AC-01M = 0,0003, AC-

03M = 0,0038, AC-04M = 0,0009, AC-06M = 0,0013, AC-02F = 0,0003, AC-03F = 0,0005, AC-05F = 0,0002 e AC-08F = 0,0010);

g) Mercúrio: todas as 24 amostras analisadas foram reportadas como n.d., pois apresentaram valores inferiores ao limite de detecção laboratorial de 0,0002 mg/L;

h) Níquel: do total de 24 amostras, 4 apresentaram valores relatados como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0002 mg/L) e 20 apresentaram valores entre 0,0003 e 0,0009 mg/L, bem inferiores ao Padrão CONAMA N° 357 que é 0,1 mg/L;

i) Nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ): das 24 amostras analisadas, apenas a estação AC-05M apresentou concentração acima do limite de detecção que é 0,03 mg/L, exibindo o valor de 0,08 mg/L, abaixo do padrão CONAMA N° 357 (0,40 mg/L);

j) Nitrogênio total: este parâmetro foi detectado em todas as 24 amostras, variando entre 0,04 e 0,25 mg/L na superfície, 0,04 e 0,40 mg/L no meio e 0,03 e 0,21 mg/L no fundo. Destaca-se que não existe padrão CONAMA N° 357 para este parâmetro. Os resultados desta campanha podem ser vistos nas Figuras 13, 14 e 15, os quais oscilaram entre n.d. (<0,03 mg/L) e 3,92 mg/L;

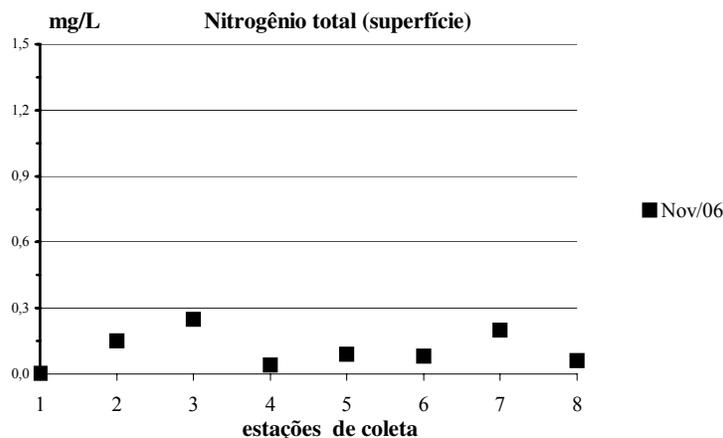


Figura 13. Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (superfície).

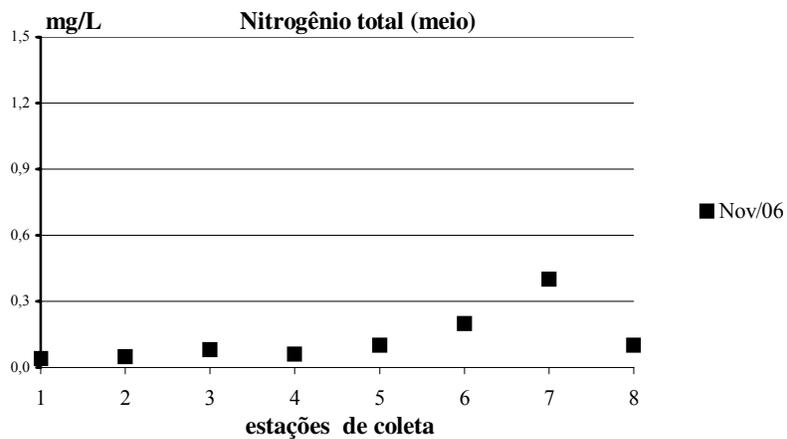


Figura 14. Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (meio).

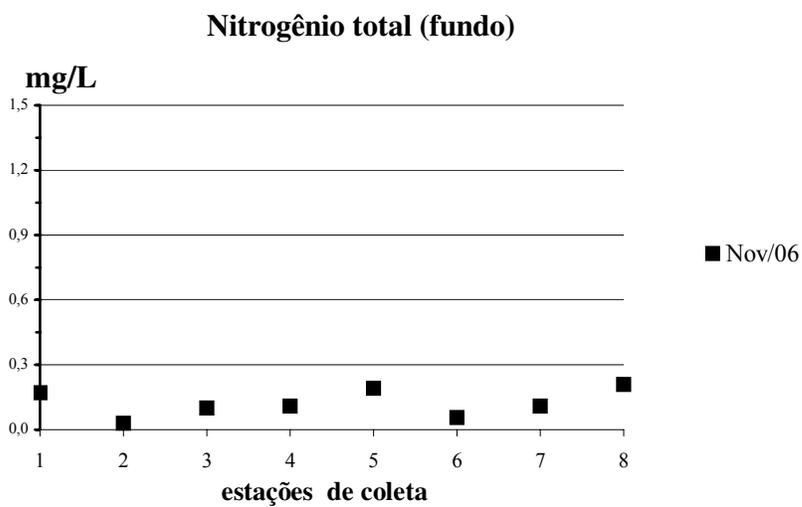


Figura 15. Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (fundo).

k) Fósforo solúvel: este parâmetro foi analisado como orto-fosfato solúvel ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Das 24 amostras, 14 apresentaram resultados abaixo do limite de detecção ( $<0,009$  mg/L), sendo relatadas como n.d. e 10 apresentaram valores entre 0,012 e 0,057 mg/L. Não existe padrão CONAMA N° 357 para este parâmetro;

l) Fósforo total: 22 das 24 amostras apresentaram valores entre 0,012 e 0,056 mg/L, abaixo do padrão CONAMA N° 357 que é de 0,062 mg/L. Apenas as estações AC-05M (0,075 mg/L) e AC-06M (0,063 mg/L) ultrapassaram ligeiramente este limite, como visto nas Figuras 16, 17 e 18;

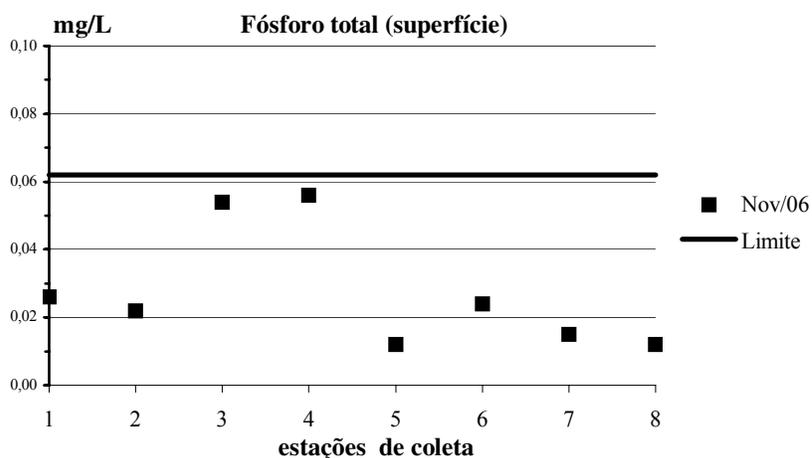


Figura 16. Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (superfície).

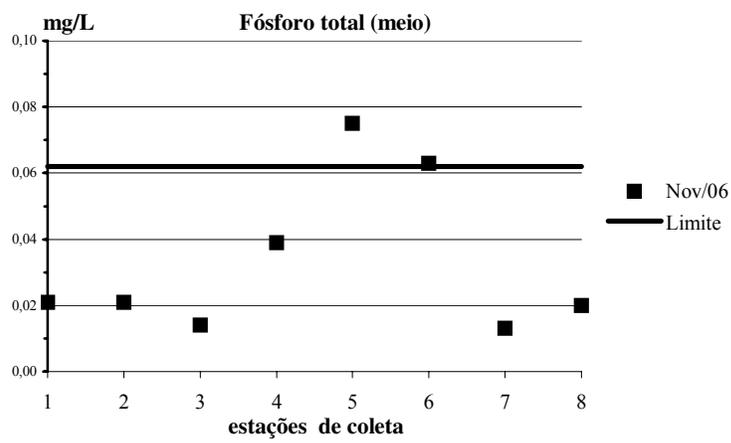


Figura 17. Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (meio).

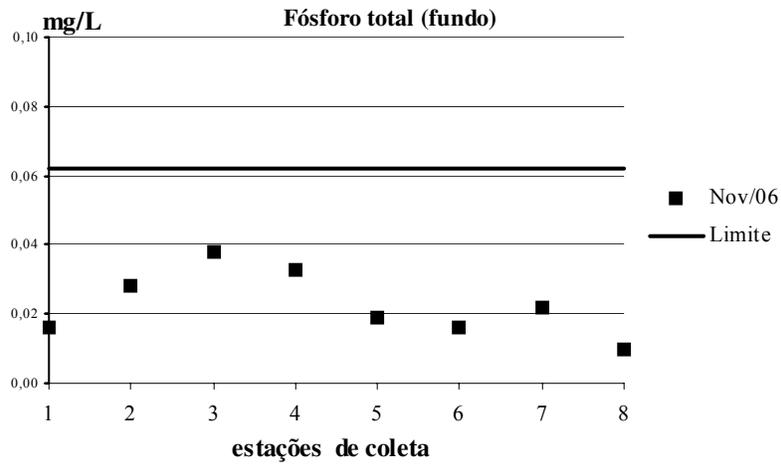


Figura 18. Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (fundo).

m) Carbono orgânico total (COT): as 24 amostras apresentaram valores entre <2,0 e 2,8 mg/L na superfície, <2,0 e 2,3 mg/L no meio e <2,0 mg/L no fundo, todos inferiores ao padrão CONAMA N° 357 que é 3,0 mg/L, como visto nas Figuras 19, 20 e 21.

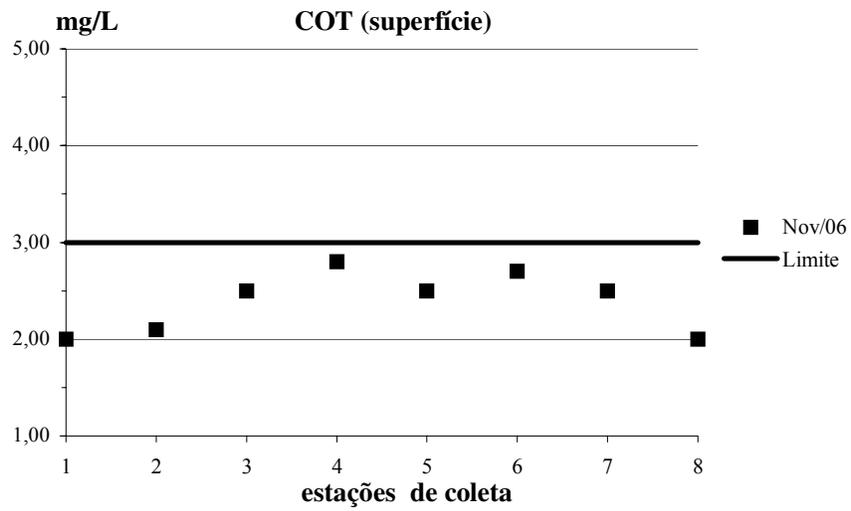


Figura 19. Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (superfície).

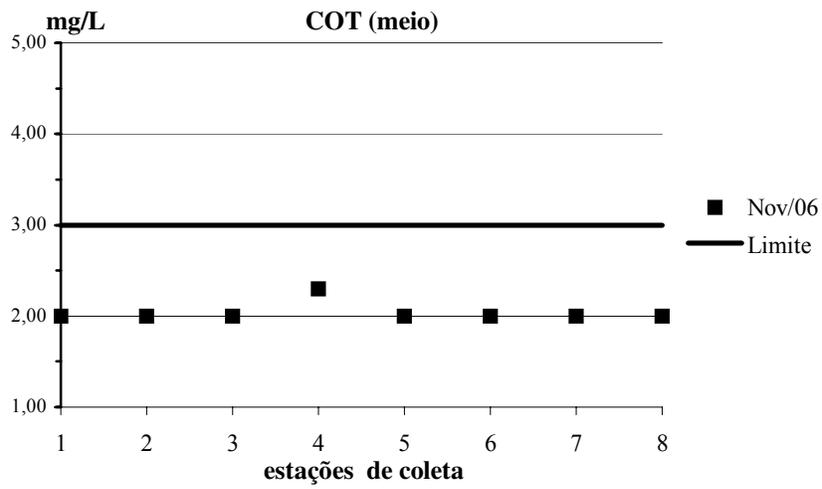


Figura 20. Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (meio).

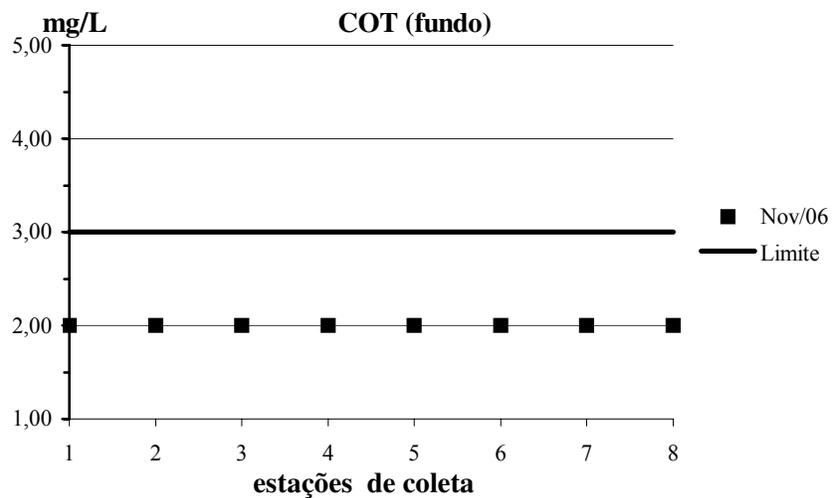


Figura 21. Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (fundo).

Tabela 7. Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (superfície) – Novembro de 2006

Parâmetros de campo	AC-01 S	AC-02 S	AC-03 S	AC-04 S	AC-05 S	AC-06 S	AC-07 S	AC-08 S
Profundidade do CTD (m)	1,1	1,3	1,1	1,0	1,2	1,2	1,4	1,2
Temperatura (°C)	27,8	28,0	28,1	28,2	28,1	28,0	27,9	28,4
Salinidade (‰)	31,7	31,6	31,7	31,7	31,7	31,8	31,9	32,3
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,00	8,70	9,20	8,80	9,00	9,30	9,40	7,60
Oxigênio de saturação (mg/L)	7,77	8,13	8,21	8,15	8,26	8,23	8,10	8,09
% O. Dissolvido / O. Saturação	103	107	112	108	109	113	116	94
Turbidez (NTU)	0,9	1,5	1,3	1,0	1,6	1,5	1,4	1,4
pH	8,30	8,36	8,40	8,41	8,40	8,40	8,40	8,29

Parâmetros químicos (mg/L)	Condições e padrões CONAMA Nº 357	Limite de detecção laboratorial	Amostras coletadas na superfície							
			AC-01 S	AC-02 S	AC-03 S	AC-04 S	AC-05 S	AC-06 S	AC-07 S	AC-08 S
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,0008	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>a</sup>	0,0005	n.d.	0,0019	n.d.	n.d.	n.d.	0,0008	<b>0,0601</b>	n.d.
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	0,0002	n.d.	n.d.	0,0006	0,0003	0,0003
Ferro total	0,3 <sup>b</sup>	0,006	n.d.	0,013	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	0,0011	0,0004	0,0005	n.d.	n.d.	n.d.	0,0006	0,0043
Mercúrio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	0,0004	0,0006	0,0004	0,0005	n.d.	0,0007	0,0007	0,0009
Nitrogênio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio total	-----	0,03	0,04	0,15	0,25	0,04	0,09	0,08	0,20	0,06
Fósforo solúvel <sup>c</sup>	-----	0,009	0,021	n.d.	0,040	0,042	n.d.	0,012	n.d.	n.d.
Fósforo total	0,062	0,009	0,026	0,022	0,054	0,056	0,012	0,024	0,015	0,012
Carbono orgânico total	≤ 3,0	1,0	<2,0	2,1	2,5	2,8	2,5	2,7	2,5	<2,0

Notas para as tabelas de Água de Coluna:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados
  - 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AC (água de coluna).
  - 3) Para a identificação da profundidade de coleta, utilizou-se a codificação S para água de superfície.
  - 4) n.d. = não detectado; n.a = não analisado.
  - 5) Violações dos padrões CONAMA em negrito.
- <sup>a</sup> Padrão CONAMA Nº 357 para cobre dissolvido      <sup>b</sup> Padrão CONAMA Nº 357 para ferro dissolvido      <sup>c</sup> Quantificado como orto-fosfato solúvel

Tabela 8. Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (meio) – Novembro de 2006

Parâmetros de campo	AC-01 M	AC-02 M	AC-03 M	AC-04 M	AC-05 M	AC-06 M	AC-07 M	AC-08 M
Profundidade do CTD (m)	9,2	9,0	10,2	10,2	10,1	10,1	10,3	9,0
Temperatura (°C)	26,9	27,4	27,4	27,4	27,7	27,8	27,9	27,7
Salinidade (‰)	33,8	33,2	33,1	32,9	32,1	31,9	31,9	32,9
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,60	7,40	7,40	7,20	7,00	7,00	7,40	7,30
Oxigênio de saturação (mg/L)	8,35	8,41	8,41	8,47	8,43	8,33	8,41	8,29
% O. Dissolvido / O. Saturação	91	88	88	85	83	84	88	88
Turbidez (NTU)	1,3	1,3	1,3	1,3	1,5	1,6	1,3	1,2
pH	8,30	8,30	8,29	8,29	8,29	8,28	8,29	8,25

Parâmetros químicos (mg/L)	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	Amostras coletadas no meio da coluna de água							
			AC-01 M	AC-02 M	AC-03 M	AC-04 M	AC-05 M	AC-06 M	AC-07 M	AC-08 M
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>a</sup>	0,0005	n.d.	n.d.	0,0022	n.d.	n.d.	n.d.	<b>0,0275</b>	0,0019
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	0,0002	n.d.	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.
Ferro total	0,3 <sup>b</sup>	0,006	n.d.	n.d.	0,025	0,025	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	0,0003	n.d.	0,0038	0,0009	n.d.	0,0013	n.d.	n.d.
Mercúrio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	0,0008	0,0003	0,0009	n.d.	0,0006	0,0005	0,0006	0,0005
Nitrogênio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio total	-----	0,03	0,04	0,05	0,08	0,06	0,10	0,20	0,40	0,10
Fósforo solúvel <sup>c</sup>	-----	0,009	0,016	n.d.	n.d.	n.d.	0,057	0,027	n.d.	n.d.
Fósforo total	0,062	0,009	0,021	15,9	0,014	0,039	<b>0,075</b>	<b>0,063</b>	0,013	0,020
Carbono orgânico total	≤ 3,0	1,0	<2,0	<2,0	<2,0	2,3	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0

Notas para as tabelas de Água de Coluna:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.
  - 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AC (água de coluna).
  - 3) Para a identificação da profundidade de coleta, utilizou-se a codificação M para água de meio da coluna.
  - 4) n.d. = não detectado; n.a.= não analisado.
  - 5) Violações dos padrões CONAMA em negrito.
- <sup>a</sup> Padrão CONAMA N° 357 para cobre dissolvido    <sup>b</sup> Padrão CONAMA N° 357 para ferro dissolvido    <sup>c</sup> Quantificado como orto-fosfato solúvel

Tabela 9. Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (fundo) – Novembro de 2006

Parâmetros de campo	AC-01 F	AC-02 F	AC-03 F	AC-04 F	AC-05 F	AC-06 F	AC-07 F	AC-08 F
Profundidade do CTD (m)	18,6	18,6	19,1	20,5	20,6	20,7	20,4	17,7
Temperatura (°C)	22,4	22,1	22,6	22,0	21,8	21,9	22,0	25,0
Salinidade (‰)	35,5	35,7	35,7	35,7	35,8	35,8	35,8	34,8
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,10	6,80	6,90	6,60	7,00	7,00	6,90	6,80
Oxigênio de saturação (mg/L)	8,55	8,50	8,52	8,46	8,43	8,37	8,36	8,19
% O. Dissolvido / O. Saturação	83	80	81	78	83	84	83	83
Turbidez (NTU)	1,7	2,0	1,8	2,6	19,9	17,4	11,6	4,6
pH	8,29	8,29	8,28	8,26	8,29	8,28	8,27	8,24

Parâmetros químicos (mg/L)	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	Amostras coletadas no fundo							
			AC-01 F	AC-02 F	AC-03 F	AC-04 F	AC-05 F	AC-06 F	AC-07 F	AC-08 F
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>a</sup>	0,0005	0,0019	n.d.	<b>0,0083</b>	0,0023	n.d.	n.d.	<b>0,023</b>	n.d.
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,0003	n.d.	n.d.	n.d.
Ferro total	0,3 <sup>b</sup>	0,006	n.d.	n.d.	0,005	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,038
Manganês total	0,1	0,0002	n.d.	0,0003	0,0005	n.d.	0,0002	n.d.	n.d.	0,0010
Mercúrio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	0,0009	0,0004	0,0004	0,0004	0,0007	n.d.	n.d.	0,0004
Nitrogênio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio total	-----	0,03	0,17	0,03	0,10	0,11	0,19	0,06	0,11	0,21
Fósforo solúvel <sup>c</sup>	-----	0,009	n.d.	n.d.	0,031	0,021	n.d.	0,014	n.d.	n.d.
Fósforo total	0,062	0,009	0,016	0,028	0,038	0,033	0,019	0,016	0,022	0,010
Carbono orgânico total	≤ 3,0	1,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0

Notas para as tabelas de Água de Coluna:

1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.

4) n.d. = não detectado; n.a.= não analisado.

2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AC (água de coluna).

5) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

3) Para a identificação da profundidade de coleta, utilizou-se a codificação M para água de meio da coluna.

<sup>a</sup> Padrão CONAMA N° 357 para cobre dissolvido    <sup>b</sup> Padrão CONAMA N° 357 para ferro dissolvido    <sup>c</sup> Quantificado como orto-fosfato solúvel

#### **4.1.1.2 Água de fundo**

Na Tabela 10, página 75, estão relacionados os valores encontrados nas análises das amostras de água de fundo, incluindo os compostos orgânicos (HPA, PCBs, HC aromáticos e clorados, fenóis, pesticidas clorados, dioxinas e furanos), metais e nutrientes. Encontram-se, nesta mesma tabela, as condições e padrões de qualidade de água como definidos na Resolução CONAMA N° 357 de 2005 e os limites de detecção de cada análise, os quais são compatíveis com a referida Resolução, exceto para os itens heptacloro, heptacloro epóxido, PCBs totais, gama-BHC / lindano, hexaclorobenzeno, toxafeno e arsênio os quais apresentaram limites de detecção acima dos padrões da citada Resolução. Para melhor visualização, esta tabela foi separada em Parâmetros de campo (itens analisados no campo) e Parâmetros químicos (itens analisados em laboratório e limitados ou não pela Resolução CONAMA N° 357).

##### **Parâmetros de campo**

a) Temperatura: foram obtidos valores compatíveis com as condições climáticas no momento da coleta, variando entre 21,0 e 23,9° C.

b) Salinidade: apresentou valores compatíveis com os esperados para águas marinhas, oscilando entre 34,8 e 35,9.

c) Oxigênio dissolvido e saturação: foram obtidos resultados abaixo dos valores de saturação, oscilando entre 6,0 e 8,5 mg/L (71,5 a 99,0% da saturação). Das estações analisadas, nenhuma apresentou valores inferiores aos indicados na Resolução CONAMA N° 357 que é de 6,0 mg/L; apenas a estação AF-07 apresentou 6,0 mg/L. Deve ser destacado que o oxigênio dissolvido depende de vários fatores como correntes, ondas, temperatura, ventos, presença de materiais biodegradáveis ou oxidáveis e taxa de difusão.

d) Turbidez: na atual campanha, os resultados oscilaram entre 4,5 e 26,1 NTU.

e) pH: foram obtidos valores bastante homogêneos e compatíveis com águas marinhas, oscilando entre 8,1 e 8,24.

## Parâmetros químicos

a) Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA): em nenhuma das estações de coleta para água de fundo foi detectada a presença de qualquer um dos HPA analisados, considerando-se os limites de detecção declarados. Resultados semelhantes foram observados por Lamparelli *et al.* (2001) que constataram que estes resultados podem ser decorrentes da baixa solubilidade desses compostos, tendo em vista que os mesmos tendem a estar presentes em baixas concentrações na água, sendo frequentemente encontrados no material particulado suspenso e no sedimento. Torres (2007) relatou, em uma amostra de água de fundo coletada na zona de descarte, baixas concentrações para os HPA analisados que somadas, resultaram em um valor de  $0,103\mu\text{g/l}$ . Em rios não poluídos e em águas marinhas os níveis encontrados são menores que  $0,1\mu\text{g/l}$ . Matéria orgânica coloidal ou dissolvida em água marinha podem agir como solubilizadores de HPA (Lamparelli *et al.*, 2001).

b) Hidrocarbonetos clorados, bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados: os hidrocarbonetos clorados estiveram abaixo do limite de detecção, com exceção para: o heptacloro epóxido que apresentou na estação AF-02 valor de  $0,001\mu\text{g/L}$ , sem padrão CONAMA N<sup>o</sup> 357 e o dodecacloro pentaciclodecano que apresentou  $0,025\mu\text{g/L}$  na estação AF-01,  $0,012\mu\text{g/L}$  na estação AF-02 e  $0,007\mu\text{g/L}$  na estação AF-09, valores esses superiores ao padrão CONAMA N<sup>o</sup> 357 que é de  $0,001\mu\text{g/L}$ . O limite de detecção do heptacloro e do heptacloroepóxido é  $0,0003\mu\text{g/L}$  enquanto que o padrão CONAMA é  $0,000039\mu\text{g/L}$  para a soma destes dois compostos. Os hidrocarbonetos aromáticos clorados constituem matéria prima da indústria petroquímica e são, em geral, substâncias tóxicas de difícil degradação e de grande persistência no ambiente. No estudo apresentado pela CETESB (Lamparelli *et al.*, 2001) estes compostos não foram encontrados em nenhuma das amostras de água, assim como os PCBs, os quais também não foram detectados no presente trabalho. Quanto aos PCBs totais, o limite de detecção é  $0,01\mu\text{g/L}$ , enquanto que o padrão CONAMA é  $0,000064\mu\text{g/L}$ . Em relação aos pesticidas organoclorados, foi observado que: o Alfa-BHC apresentou valor de  $0,001\mu\text{g/L}$  na estação AF-04, o Beta-BHC apresentou valores que oscilaram de  $0,010\mu\text{g/L}$  a  $0,048\mu\text{g/L}$  entre

todas as estações de amostragem, com exceção das estações AF-06, AF-07 e AF-08 nos quais não foi detectada a presença de Beta-BHC, o DDE apresentou valor de 0,002 µg/L nas estações AF-03 e AF-04, sendo o padrão CONAMA 0,001 µg/L, o Dieldrin apresentou valor de 0,001 µg/L na estação AF-02 e o padrão CONAMA é 0,0019 µg/L. O limite de detecção do Gama-BHC/Lindano é 0,005 µg/L enquanto que o padrão CONAMA é 0,004 µg/L. O limite de detecção do hexaclorobenzeno é 0,0008 µg/L e o padrão CONAMA é 0,00029 µg/L. O limite de detecção do toxafeno é 0,01 µg/L e o padrão CONAMA é 0,0002 µg/L. Devido aos impactos provocados à biota e à saúde pública, o uso de agrotóxicos organoclorados foi proibido na Brasil a partir de 1985 (Brasil, 1985). No entanto, devido à sua alta resistência à degradação química e biológica em condições naturais, estes compostos são ainda encontrados no ambiente, especialmente nos sedimentos e nos organismos aquáticos conforme Lamparelli *et al.* (2001) que não encontraram pesticidas organoclorados acima dos limites de detecção apresentados, na Baía de Santos.

c) Hidrocarbonetos aromáticos e fenóis: quanto aos hidrocarbonetos aromáticos, nada foi detectado nos nove estações de amostragem e os limites de detecção estão bem abaixo dos padrões CONAMA 357. No trabalho de Lamparelli *et al.* (2001), apenas em uma amostra do Rio Cubatão foi detectada a presença de benzeno, com uma concentração de 31,1 µg/L. Quanto aos fenóis, os limites de detecção estão abaixo dos padrões CONAMA. Com exceção das estações AF-04 e AF-05, nos quais foi detectada a presença de 2,4-diclorofenol, nas concentrações respectivas de 0,148 µg/L e 0,134 µg/L, abaixo do padrão CONAMA de 290 µg/L, não foi detectado, em todo o campo amostral, a presença de outros compostos fenólicos. Os demais compostos fenólicos não foram detectados em nenhuma das nove estações de amostragem. Lamparelli *et al.* (2001) encontraram apenas o 2,4 – dimetil – fenol, em uma amostra coletada na baía de Santos, com uma concentração de 2,9 µg/L.

d) Dioxinas e Furanos: estes compostos não foram detectados em nenhuma das nove amostras coletadas e a Resolução CONAMA N° 357 não apresenta valores para os padrões;

e) Metais: com exceção do arsênio, todos os limites de detecção estão abaixo do padrão CONAMA. Excluindo a estação AF-01, nas demais estações foi detectada a presença de cobre em concentrações que variam desde 0,0005 mg/L (estações AF-08 e AF-09) até 0,0031 mg/L (estação AF-02), inferiores a 0,005 mg/L, que é o padrão CONAMA (Figura 22). Nas amostras de água avaliadas por Torres (2007), coletadas na zona de descarte e estações vizinhas, os únicos metais detectados foram o arsênio com 0,0021 mg/L e o zinco com 0,012 mg/L. O cromo, excluindo-se a estação AF-09, foi detectado em todas as demais estações, com valores na faixa de 0,0003 mg/L (estação AF-02) a 0,0013 mg/L (estação AF-05), todavia abaixo do padrão CONAMA que é 0,05 mg/L (Figura 23). O manganês, cujo padrão CONAMA é 0,1 mg/L, foi detectado em todas as nove estações, em faixa de concentração entre 0,0007 mg/L (estação AF-02) e 0,0118 mg/L (estação AF-05) (Figura 24). O níquel foi detectado em todas as estações de amostragem, em valores variando de 0,0003 mg/L (estação AF-04) a 0,0010 mg/L (estação AF-02), todos abaixo do padrão CONAMA, de 0,025 mg/L (Figura 25). Excetuando a estação AF-09, o zinco foi detectado nas demais estações, com valores na faixa de 0,010 mg/L (estações AF-01, 02, 04, 05, 06, 07 e 08) a 0,020 mg/L (estação AF-03), porém abaixo de 0,09 mg/L, padrão CONAMA (Figura 26).

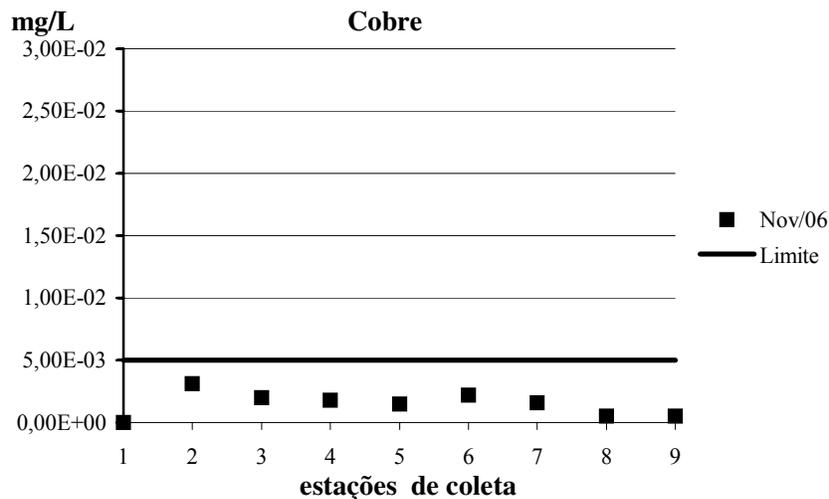


Figura 22. Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de água de fundo.

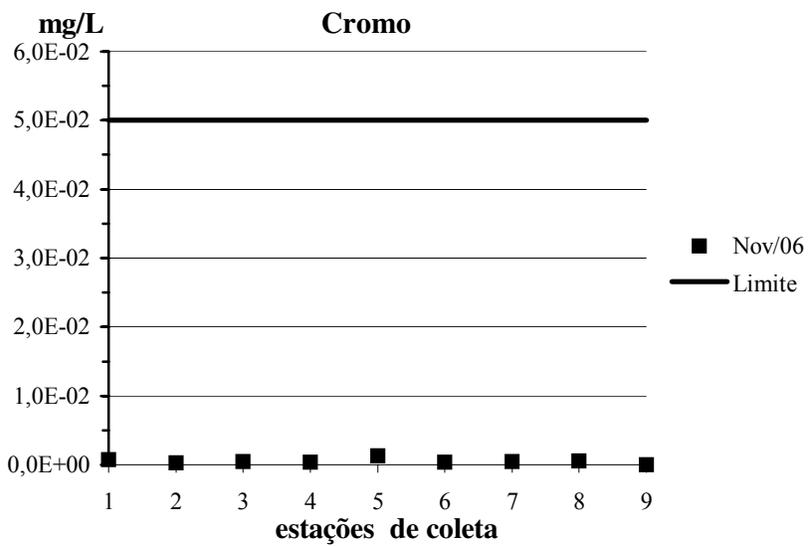


Figura 23. Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de água de fundo.

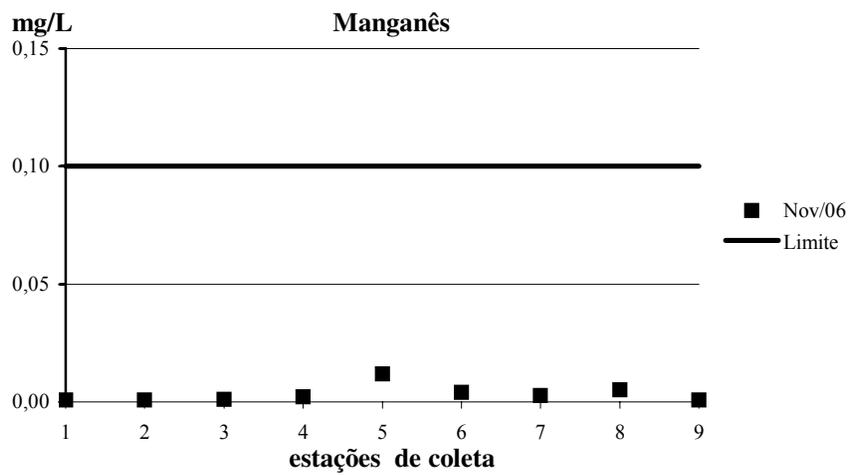


Figura 24. Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de água de fundo.

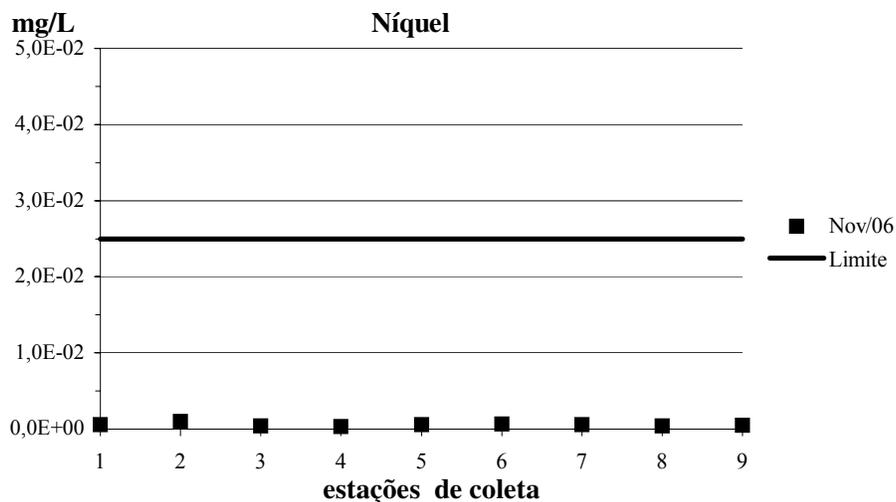


Figura 25. Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de água de fundo.

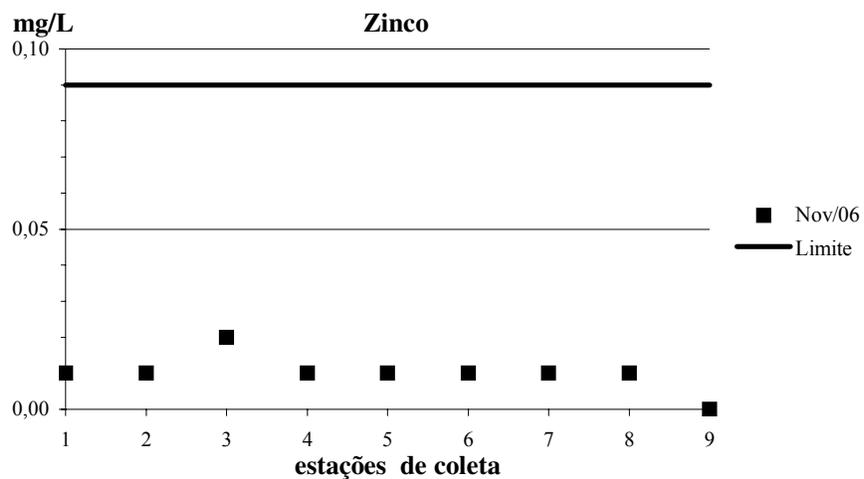


Figura 26. Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de água de fundo.

f) Nutrientes: o nitrogênio Kjeldahl foi detectado em todas as estações, em concentrações variando de 0,04 mg/L (estação AF-07) a 0,25 mg/L (estação AF-06), inexistindo padrão CONAMA. O carbono orgânico total não foi analisado. O fósforo não

foi detectado na estação AF-07, mas foi nas demais estações, variando de 0,012 mg/L (estações AF-02 e AF-08) a 0,061 mg/L (estação AF-05), pouco abaixo de 0,062 mg/L que é o padrão CONAMA.

Tabela 10. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006

Parâmetros de campo		AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Profundidade do CTD (m)		19,8	21,2	18,6	19,7	20,8	21,1	18,2	17,1	17,7
Temperatura (°C)		22,0	21,9	21,3	21,0	21,0	21,0	21,4	23,9	23,5
Salinidade (‰)		35,8	35,8	35,8	35,9	35,9	35,9	35,7	34,8	35,2
Oxigênio dissolvido (mg/L)		8,50	8,30	8,40	6,50	6,70	6,80	6,00	6,80	6,80
Oxigênio de saturação (mg/L)		8,59	8,38	8,66	8,22	8,80	8,72	8,39	8,39	8,19
% Oxigênio dissolvido / Oxigênio de saturação		99,0	99,0	97,0	79,0	77,0	78,0	71,5	81,0	83,0
Turbidez (NTU)		4,5	8,3	12,3	18,7	19,5	26,1	18,5	18,6	7,9
pH		8,19	8,18	8,13	8,14	8,13	8,14	8,11	8,22	8,24

Parâmetros químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
			Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ou HPA (µg/L)								
Benzo(a)antraceno	0,018	0,015	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)pireno	0,018	0,016	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Criseno	0,018	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dibenzo(a,h)antraceno	0,018	0,011	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acenafteno	-----	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acenaftileno	-----	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Antraceno	-----	0,013	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenantreno	-----	0,014	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoranteno	-----	0,013	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoreno	-----	0,013	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2-Metil-naftaleno	-----	0,05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftaleno	-----	0,013	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pireno	-----	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,018	0,003	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(b)fluoranteno	0,018	0,018	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(g,h,i)perileno	-----	0,014	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(k)fluoranteno	0,018	0,012	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2-Cloro-naftaleno	-----	0,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HPA totais	-----	-----	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

continua

Tabela 10. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
<b>Hidrocarbonetos clorados (µg/L)</b>											
1,2-Diclorobenzeno	----	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,3-Diclorobenzeno	----	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,4-Diclorobenzeno	----	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tetracloroetano	3,3	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tricloroetano	30	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	----	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,4-Triclorobenzeno	80 <sup>a</sup>	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2-Dicloroetano	----	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Clorofórmio	----	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Heptacloro	0,000039 <sup>b</sup>	0,0003	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Heptacloroepóxido		0,0003	n.d.	0,001	n.d.						
Hexaclorobutadieno	----	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexacloroetano	----	0,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001	0,0003	<b>0,025</b>	<b>0,012</b>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<b>0,007</b>
Metoxicloro	0,03	0,001	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Bifenilas policloradas ou PCBs (µg/L)</b>											
PCBs totais	0,000064	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

continua

<sup>a</sup> Padrão CONAMA N° 357 para 1,2,3-Triclorobenzeno + 1,2,4-Triclorobenzeno

<sup>b</sup> Padrão CONAMA N° 357 para Heptacloro + Heptacloroepóxido

Tabela 10. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Pesticidas organoclorados (µg/L)											
Aldrin	0,0019 <sup>c</sup>	0,0003	n.d.								
Alfa-BHC	-----	0,001	n.d.	n.d.	n.d.	0,001	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Beta-BHC	-----	0,001	0,010	0,028	0,020	0,018	0,043	n.d.	n.d.	n.d.	0,048
Delta-BHC	-----	0,005	n.d.								
Gama-BHC / Lindano	0,004	0,005	n.d.								
Clordano (cis+trans)	0,004	0,001	n.d.								
DDD		0,0003	n.d.								
DDE	0,001 <sup>d</sup>	0,0003	n.d.	n.d.	0,002	0,002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DDT		0,001	n.d.								
Dieldrin	0,0019 <sup>c</sup>	0,0003	n.d.	0,001	n.d.						
Endrin	0,004	0,0003	n.d.								
Endrin cetona	-----	0,001	n.d.								
Hexaclorobenzeno	0,00029	0,0008	n.d.								
Endosulfan I		0,001	n.d.								
Endosulfan II	0,01 <sup>e</sup>	0,001	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,001	n.d.	n.d.
Endosulfan sulfato		0,001	n.d.								
Toxafeno	0,0002	0,01	n.d.								

continua

<sup>c</sup> Padrão CONAMA N° 357 para Aldrin + Dieldrin

<sup>d</sup> Padrão CONAMA N° 357 para DDD + DDE + DDT

<sup>e</sup> Padrão CONAMA N° 357 para Endosulfan I + Endosulfan II + Endosulfan sulfato

Tabela 10. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006 (continuação).

Parâmetros químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Dioxinas (pg/L)											
2,3,7,8-TCDD	----	0,0005 a 5 <sup>g</sup>	n.d.								
1,2,3,7,8-PeCDD	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,4,7,8-HxCDD	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,6,7,8-HxCDD	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,7,8,9-HxCDD	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	----	0,0005 a 5	n.d.								
OCDD	----	0,0005 a 5	n.d.								
Furanos (pg/L)											
2,3,7,8-TCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,7,8-PeCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
2,3,4,7,8-PeCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,4,7,8-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,6,7,8-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,7,8,9-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
2,3,4,6,7,8-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
OCDF	----	0,0005 a 5	n.d.								
Metais (mg/L)											
Arsênio	0,00014	0,002	n.d.								
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.								
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.								
Cobre	0,005 <sup>f</sup>	0,0005	n.d.	0,0031	0,0020	0,0018	0,0015	0,0022	0,0016	0,0005	0,0005
Cromo	0,05	0,0002	0,0007	0,0003	0,0005	0,0004	0,0013	0,0004	0,0005	0,0006	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	0,0009	0,0007	0,0012	0,0022	0,0118	0,0040	0,0028	0,0050	0,0008
Mercurio	0,0002	0,0002	n.d.								
Níquel	0,025	0,0002	0,0006	0,0010	0,0004	0,0003	0,0006	0,0007	0,0006	0,0004	0,0005
Zinco	0,09	0,002	0,010	0,010	0,020	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	n.d.

continua

<sup>f</sup> Padrão CONAMA N° 357 para cobre dissolvido

<sup>g</sup> Limite de detecção analítico para amostras líquidas, variando para cada congênera dependendo do valor tóxico equivalente estabelecido pela U.S. EPA para cada um deles

Tabela 10. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Hidrocarbonetos aromáticos (µg/L)											
Benzeno	51	1	n.d.								
Etilbenzeno	25	1	n.d.								
Tolueno	215	1	n.d.								
Xilenos (orto+meta+para)	-----	1	n.d.								
Fenóis (µg/L)											
Fenol	60 <sup>h</sup>	0,5	n.d.								
Pentaclorofenol	3	0,004	n.d.								
2,4,5-Triclorofenol	-----	0,003	n.d.								
2,4-Diclorofenol	290	0,003	n.d.	n.d.	n.d.	0,148	0,134	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2,4-Dimetilfenol	-----	0,5	n.d.								
2,4-Dinitrofenol	-----	2	n.d.								
2,6-Diclorofenol	-----	0,5	n.d.								
2-Clorofenol	150	0,5	n.d.								
2,4,6-Triclorofenol	2,4	0,005	n.d.								
2-Metil-4,6-Dinitrofenol	-----	2	n.d.								
2-Metilfenol	-----	0,5	n.d.								
2-Nitrofenol	-----	0,5	n.d.								
3-Metilfenol	-----	0,5	n.d.								
4-Cloro-3-Metilfenol	-----	2	n.d.								
4-Metilfenol	-----	0,5	n.d.								
4-Nitrofenol	-----	0,5	n.d.								
Tetraclorofenol	-----	0,002	n.d.								

continua

<sup>h</sup> Padrão CONAMA N° 357 para fenóis totais

Tabela 10. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Novembro de 2006 (continuação)

<b>Parâmetros químicos</b>	<b>Condições e padrões CONAMA N° 357</b>	<b>Limite de detecção laboratorial</b>	<b>AF-01</b>	<b>AF-02</b>	<b>AF-03</b>	<b>AF-04</b>	<b>AF-05</b>	<b>AF-06</b>	<b>AF-07</b>	<b>AF-08</b>	<b>AF-09</b>
<b>Carbono orgânico total e nutrientes</b>											
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-----	0,03	0,12	0,09	0,09	0,10	0,10	0,25	0,04	0,19	0,13
Carbono orgânico total (mg/L)	≤ 3,0	1,0	n.a.								
Fósforo total (mg/L)	0,062	0,009	0,019	0,012	0,014	0,013	0,061	0,030	n.d.	0,012	0,015

Notas para a tabela de Água de Fundo:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AF (água de fundo).
- 3) n.d. = não detectado; n.a. = não analisado.
- 4) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

#### **4.1.1.3 Sedimentos**

Todos os resultados das análises, incluindo compostos orgânicos (HPA, PCBs, HC aromáticos e clorados, fenóis e pesticidas organoclorados, ftalatos, dioxinas e furanos), metais, nutrientes e granulometria dos sedimentos estão apresentados na Tabela 11, página 93. Na mesma tabela, também estão detalhados os níveis 1 e 2 de classificação de material dragado em águas salinas, definidos na Resolução CONAMA N° 344 de 2004, assim como os limites de detecção para cada uma das análises. Todos os limites de detecção são compatíveis com a Resolução CONAMA, sendo inferiores aos padrões de classificação. Para melhor visualização, a tabela foi separada em Parâmetros de campo (itens analisados no campo), Parâmetros químicos (itens analisados em laboratório e limitados ou não pela Resolução CONAMA N° 344) e Parâmetros Granulométricos (itens analisados em laboratório).

##### **Parâmetros de campo**

a) Temperatura: os valores variaram entre 26,1 e 27,0 °C, estando compatíveis com a profundidade de coleta e as condições ambientais;

b) pH: os valores medidos encontram-se na faixa entre 7,3 e 7,9, sendo compatíveis para amostras de sedimento marinho;

c) Potencial redox: foram encontrados valores negativos para a estação S-03, localizado na zona de disposição do material dragado e para as estações da zona de influência (S-04 a S-07). Estes valores negativos indicam um ambiente redutor, sugerindo uma possível influência do material proveniente da dragagem (CETESB, 2005). As amostras coletadas nas estações S-01, S-02, S-08 e S-09 apresentaram valores positivos de potencial redox. Estes dados apresentam um perfil que pode ser observado na Figura 27. Os fatores principais que controlam o potencial de oxidação/redução ( $E_H$ ) são o oxigênio atmosférico e a matéria orgânica. Condições de  $E_H$  alto (oxidante ou aeróbico) são mantidas em contato com a atmosfera e na maioria das águas superficiais e sedimentos em fundos rasos que tem maior aeração. Valores de  $E_H$  baixos e condições redutoras ou anaeróbicas são encontrados em solos e sedimentos em água de pouca dinâmica e que contém grandes quantidades de matéria orgânica. Condições de  $E_H$  intermediárias são encontradas em águas

e sedimentos que estão parcialmente oxidados devido ao seu relativo isolamento da atmosfera (Torres, 2007).

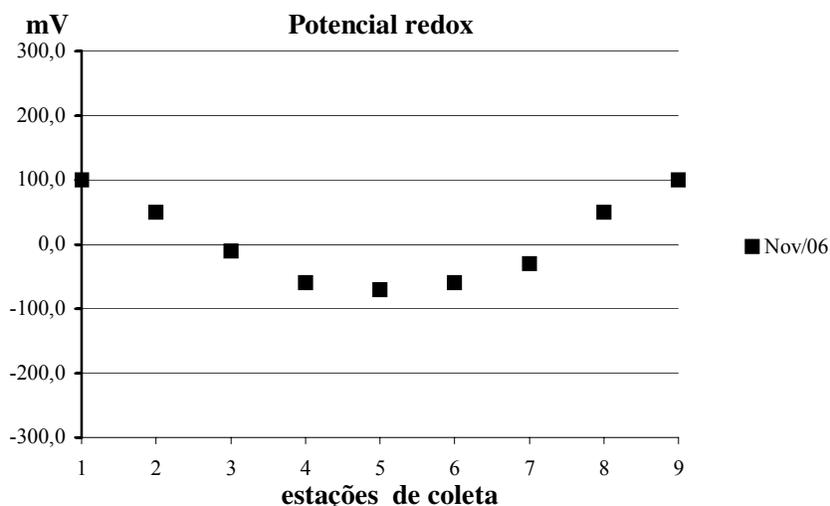


Figura 27. Valores de potencial redox nas amostras de sedimentos.

### Parâmetros químicos

a) Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA): nas estações S-02 e S-09, foram encontrados HPA totais na faixa entre 0,5 e 576,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Todos os valores são bem inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA N<sup>o</sup> 344, tanto para cada composto individualmente quanto em relação aos HPA totais que é de 3.000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . A única exceção de ultrapassagem do nível 1 da Resolução CONAMA N<sup>o</sup> 344 para um composto individual ocorreu na amostra da estação S-03 na qual a concentração de dibenzo (a,h) antraceno obtida foi de 37,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , superior a 6,22  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (limite do nível 1), porém inferior ao do nível 2. Estes resultados são apresentados na Figura 28. Compostos orgânicos como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são de presença constante na região estudada, especialmente nos canais do estuário de Santos e Cubatão (Lamparelli *et al.*, 2001; Medeiros e Bicego, 2004; Abessa, 2002). Em termos de HPA totais, os valores aqui

reportados (Tabela 11) são, na média, superiores aos obtidos por Abessa (2002) em duas estações na baía de Santos, próximos ao local de descarte, mas no sentido oposto da direção das correntes principais da região. Os valores reportados foram 10 µg/kg nas duas estações de amostragem. As duas estações supracitadas estão próximas da estação S-02 deste trabalho que apresentou um valor de 0,5 µg/kg conforme a Tabela 11. A concentração de HPA totais obtida na estação S-03 (576,5 µg/kg) é similar à reportada por Torres (2007), em uma amostra coletada também na zona de descarte, cujo valor foi de 414,1 µg/kg. Os valores apresentados por Torres (2007), na zona de influência, são da mesma ordem de grandeza dos obtidos neste presente estudo. Notar *et al.* (2001) estabeleceram um critério para avaliar os níveis de poluição de HPA totais em sedimentos marinhos. Segundo esses autores, sedimentos com concentrações para  $\Sigma\text{HPA} < 250 \mu\text{g/kg}$  são considerados pouco poluídos em relação à introdução de hidrocarbonetos aromáticos, concentrações  $250 < \Sigma\text{HPA} < 500 \mu\text{g/kg}$  referem-se a sedimentos moderadamente poluídos e sedimentos com concentrações  $\Sigma\text{HPA} > 500 \mu\text{g/kg}$  são considerados altamente poluídos. Apenas as amostras da estação de coleta S-03, que corresponde aa estação da região de lançamento do material dragado apresentaram um valor acima de 500 µg/kg;

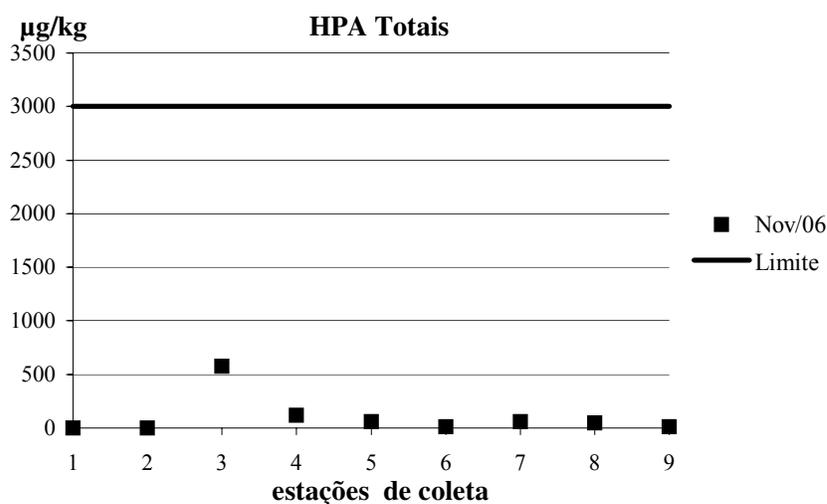


Figura 28. Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos.

b) Hidrocarbonetos clorados, bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados: o heptacloro epóxido foi detectado nas estações S-03, S-04 e S-05, com as seguintes concentrações: 3,2 µg/kg, 0,4 µg/kg e 0,3 µg/kg. No grupo dos pesticidas clorados, o Aldrin foi encontrado nas nove estações de amostragem com concentrações na faixa de 0,05 µg/kg a 0,36 µg/kg. O Endosulfan sulfato, por sua vez, foi detectado nas amostras S-02 (3,2 µg/kg) e S-03 (0,7 µg/kg). Já o Mirex foi encontrado em quase todas as estações, com exceção do S-03, S-07 e S-08, em concentrações variando de 0,16 µg/kg a 0,63 µg/kg. Não há limites de classificação para estes compostos citados acima, na Resolução CONAMA N° 344. Segundo Persaud *et al.* (1993), as concentrações mínimas que causam os efeitos do heptacloro epóxido, aldrin e mirex são 5, 2 e 7 µg/kg, respectivamente, que são valores acima dos encontrados neste estudo. Ainda no grupo dos pesticidas clorados, foi detectado o Delta-BHC na amostra S-04 com 0,1 µg/kg, o Gama-Clordano com 0,2 µg/kg na amostra S-07, o DDE nas amostras S-04 e S-05 com 1,0 µg/kg, em ambas as estações e o DDT na amostra S-05, também com 1,0 µg/kg. Todos os resultados abaixo do nível 1 da Resolução CONAMA N° 344. No caso dos PCBs, as bifenilas policloradas foram encontradas em 6 (seis) dos 9 (nove) estações de amostragem, sendo que em três deles foi ultrapassado o nível 1 da Resolução CONAMA N° 344, que é 22,7 µg/kg. Foram encontradas as seguintes concentrações: 60,9 µg/kg em S-05, 23,4 µg/kg em S-07 e 26,3 µg/kg em S-08. Na estação S-03, local de lançamento do material dragado, encontrou-se um valor ainda maior, de 182 µg/kg que é superior ao nível 2 da Resolução CONAMA N° 344 (180 µg/kg). Os resultados são apresentados na Figura 29. Diferente dos pesticidas, os PCBs encontraram uma ampla variedade de aplicações na sociedade moderna, em função de apresentarem determinadas propriedades. São praticamente insolúveis em água, mas solúveis em meios hidrofóbicos, tais como substâncias gordurosas ou oleosas. Em função das suas propriedades, foram extensivamente empregados como fluidos refrigerantes em transformadores e condensadores elétricos. Foram também utilizados como plastificantes, solventes para reciclagem de papel jornal, como fluidos de transferência de calor, agentes de impermeabilização, entre várias outras aplicações. Os PCBs persistem durante anos no ambiente e bioacumulam-se nos seres vivos. São

preocupantes no que diz respeito à sua toxicidade reprodutiva em pessoas e animais (Baird, 2002);

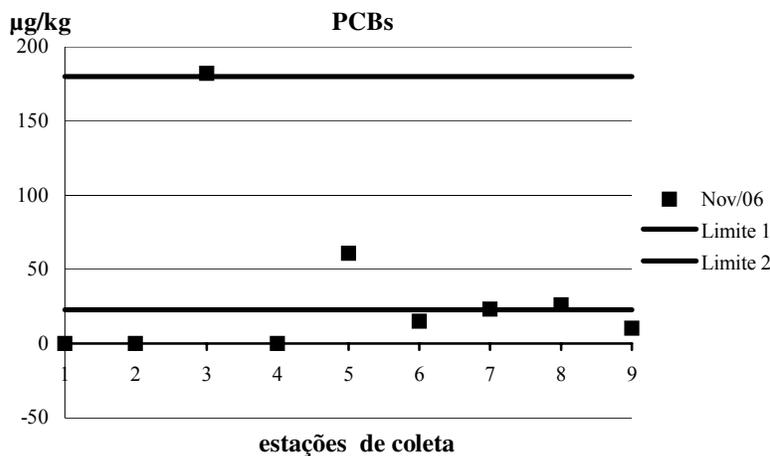


Figura 29. Concentrações de PCBs nas amostras de sedimentos.

c) Ftalatos: dos compostos analisados, foi detectado apenas o bis (2-etil hexil) ftalato nas amostras correspondentes das estações S-03 e S-04 em concentrações de 52,0 e 68,0 µg/kg, respectivamente. Estes resultados são inferiores ao TEL de 182 µg/kg (Environment Canadá, 2002) e não há limites de classificação da Resolução CONAMA N° 344 para os ftalatos.

d) Hidrocarbonetos aromáticos e fenóis: em nenhum das nove estações foi detectada a presença destes compostos acima dos limites de detecção laboratorial, conforme pode ser observado na Tabela 11. Nenhum dos compostos deste grupo tem níveis classificados na Resolução CONAMA N° 344. Benzeno, tolueno, xileno e alguns de seus derivados são moderadamente voláteis e solúveis na água. Consequentemente, não ocorre acumulação em larga escala nos sedimentos, o que resulta em baixas concentrações na maioria dos rios e áreas costeiras (Lamparelli *et al.*, 2001). No trabalho publicado pela CETESB, Lamparelli *et al.* (2001) relataram a presença de fenóis e alguns de seus derivados nas amostras coletadas na baía de Santos e zona marinha adjacente, na faixa de

concentrações entre 0,4 e 140 µg/kg.

e) Dioxinas e furanos: Esses compostos, os dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs) são produzidos involuntariamente por atividades antrópicas como incineração de resíduos, refino de petróleo, combustão, processos químicos de manufatura e geração térmica de energia elétrica (Environment Canada, 2005). Dioxina é o nome genérico para um grupo de 210 compostos orgânicos que possuem dois anéis benzênicos ligados a dois átomos de oxigênio (dibenzodioxinas) ou a um átomo de oxigênio (dibenzofuranos) Somente 17 dentre os 210 congêneres possíveis são considerados tóxicos, sendo 7 dioxinas e 10 furanos. Entre os compostos tóxicos merecem destaque aqueles que apresentam composição do cloro em 2, 3, 7 e 8. Por convenção, utiliza-se um método de comparação da toxicidade de diferentes tipos ou misturas de dioxinas à toxicidade do 2,3,7,8-tetraclorodibenzodioxina (2,3,7,8 TCDD) e 1,2,3,7,8-pentaclorodibenzodioxina (1,2,3,7,8 PeCDD) que são os compostos mais tóxicos. A toxicidade de qualquer mistura de PCDD e PCDF pode ser expressa multiplicando as concentrações pelos respectivos fatores de equivalência tóxico (TEFs) da United States Environmental Protection Agency (U. S. EPA). Os produtos resultantes de cada congêneres são chamados Equivalentes Tóxicos (TEQ) com a mesma unidade de concentração das amostras analisadas. Lamparelli *et al.* (2001) encontraram concentrações equivalentes de dioxinas e furanos em estudo realizado na Baixada Santista com o valor mais alto (21000 pg/kg ITEQ) atribuído ao Rio Piaçaguera devido à proximidade de fontes industriais de combustão. Os limites apresentados nos “Canadian Sediment Quality Guidelines - CSeQG” (Environment Canada, 2005) são 850 pg/kg TEQ (CSeQG) e 21500 pg/kg TEQ (PEL), lembrando-se que não há padrão CONAMA N° 344 para estes compostos. Em locais onde o padrão CSeQG é violado, não significa necessariamente que efeitos adversos irão ocorrer, e isto depende de vários fatores como o quanto o padrão é excedido, a sensibilidade das espécies individuais e as características do sedimento que incluem o Carbono Orgânico Total, granulometria, etc. (Environment Canada, 2005). Lamparelli *et al.* (2001) encontraram a 2, 3, 7, 8 TCDD somente em três amostras do Estuário de Santos e em uma amostra do Estuário de São Vicente. A concentração mais alta desse composto encontrada por esses autores foi de 2700 pg/kg. Na presente campanha, em nenhum das nove estações foi detectada a presença

destes compostos acima dos limites de detecção laboratorial, conforme pode ser observado na Tabela 11.

f) Metais: todos os resultados das concentrações de metais analisados no presente estudo apresentaram valores inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA N° 344. O chumbo (Pb), o cromo (Cr), o manganês (Mn), o níquel (Ni) e o zinco (Zn) foram detectados em todas as estações de amostragem com as seguintes e respectivas faixas de concentrações: 6,1 a 23,0 mg/kg (Pb); 9,9 a 34,0 mg/kg (Cr), 135,0 a 713,0 mg/kg (Mn); 2,5 a 13,0 mg/kg (Ni) e 18,0 a 62,0 mg/kg (Zn). O cobre (Cu) foi encontrado nas estações S-03, S-04, S-05, S-06 e S-08 com concentrações na faixa de 0,5 a 11 mg/kg. Os metais arsênio (As), cádmio (Cd) e mercúrio (Hg) não foram detectados. Nas Figuras 30 a 35, são apresentadas as concentrações dos metais obtidas nesta campanha. As faixas observadas são comparáveis, de uma maneira geral, às apresentadas por Abessa (2002) e Torres (2007), em estações na zona de descarte e adjacências. Com relação ao mercúrio, todavia, Torres (2007) encontrou valores na faixa de 0,07 a 0,78 mg/kg, sendo inclusive esta concentração de 0,78 mg/kg, obtida na amostra proveniente do sítio de despejo, superior ao nível 2 da Resolução CONAMA n° 344.

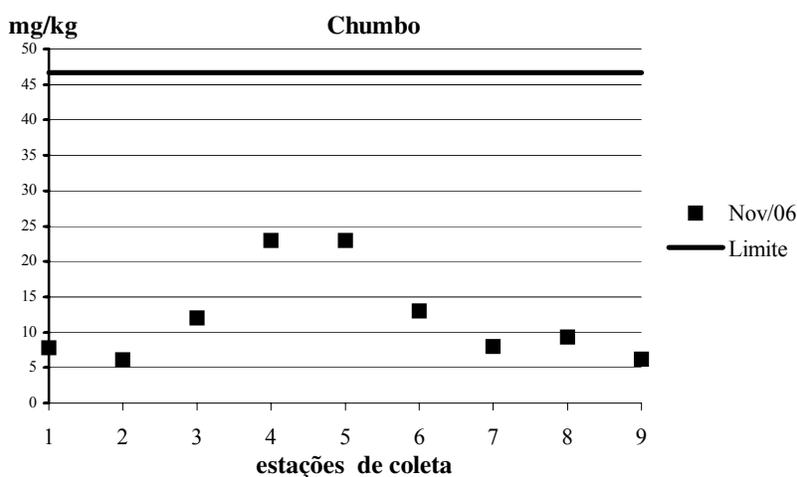


Figura 30. Concentrações de chumbo (Pb) nas amostras de sedimentos.

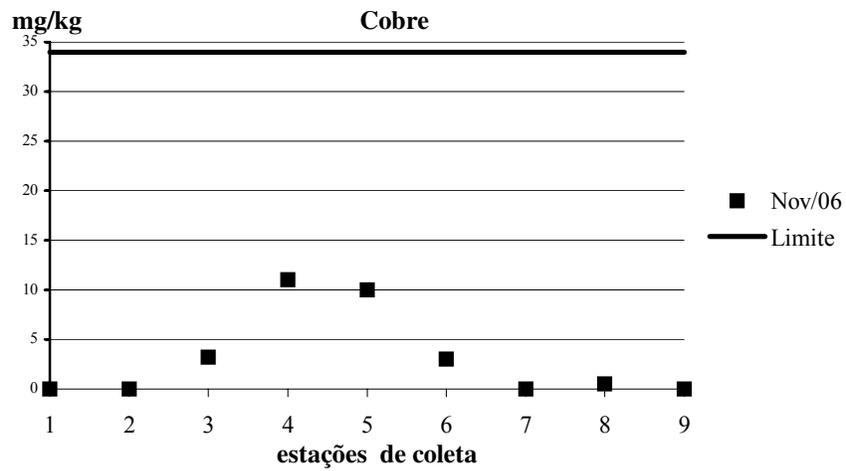


Figura 31. Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de sedimentos.

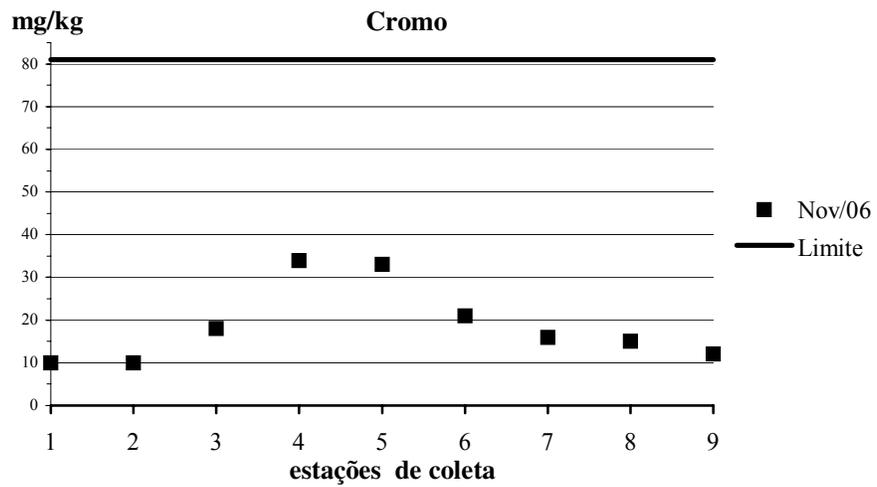


Figura 32. Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de sedimentos.

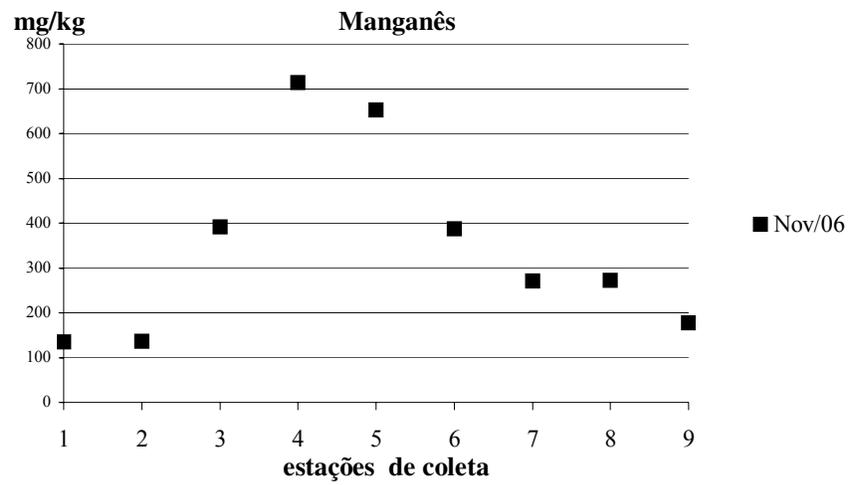


Figura 33. Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de sedimentos.

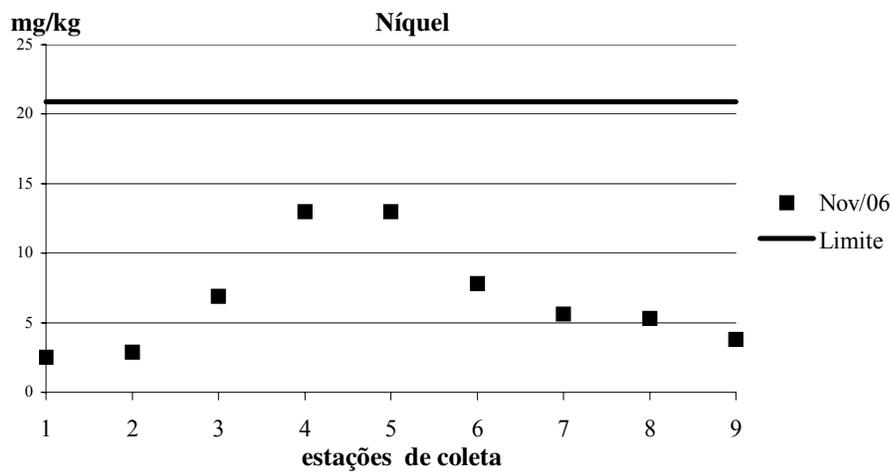


Figura 34. Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de sedimentos.

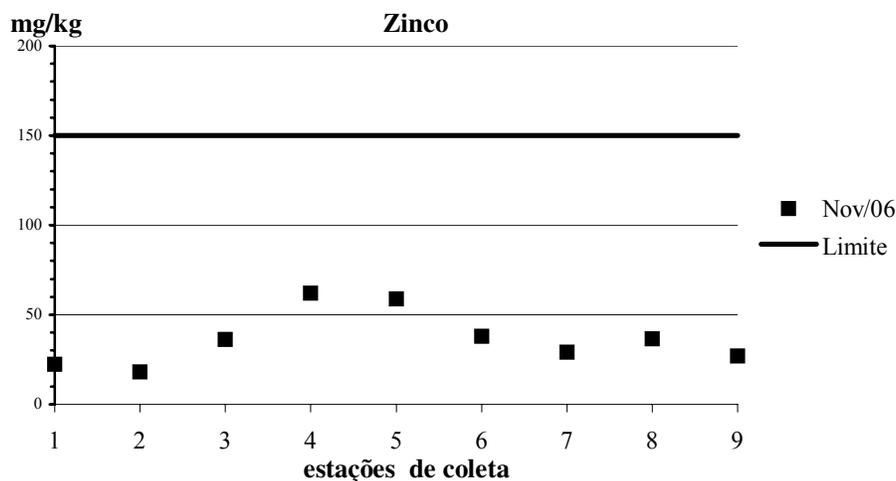


Figura 35. Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de sedimentos.

g) Nutrientes: foram detectados em todas as estações e as faixas encontradas foram de 39,3 a 392,0 mg/kg de nitrogênio Kjeldahl total; 0,28 a 3,64 % de carbono orgânico total e 8,0 a 38,6 mg/kg de fósforo total, todas abaixo do valor de alerta da Resolução CONAMA N° 344. As Figuras 36, 37 e 38 apresentam os resultados obtidos;

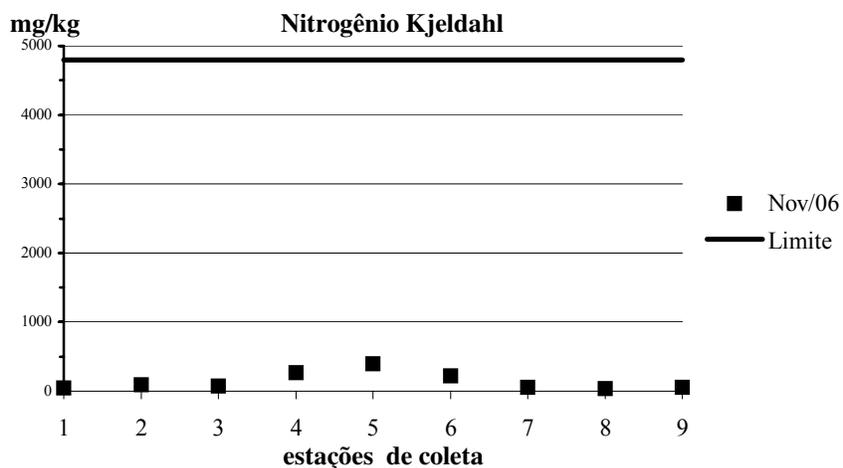


Figura 36. Concentrações de nitrogênio Kjeldahl total nas amostras de sedimentos.

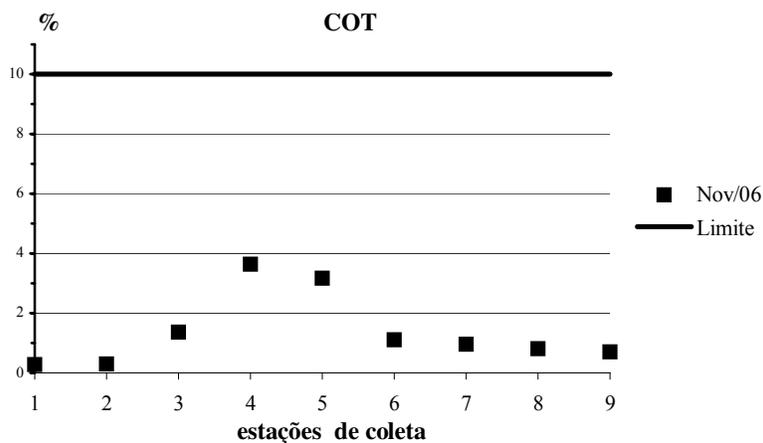


Figura 37. Concentrações de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos.



Figura 38. Concentrações de fósforo total nas amostras de sedimentos.

h) Granulometria: na presente campanha, a análise granulométrica apresentou predomínio de areia nas estações S-01, S-02, S-03 e S-06 a S-09. Nas estações S-04 e S-05, adjacentes à região de lançamento do material dragado, houve predominância de finos (silte

+ argila). A distribuição granulométrica pode ser observada na Figura 39. Os resultados obtidos para as estações S-04 e S-05 são comparáveis aos obtidos por Abessa (2002) em duas estações na baía de Santos, sendo um deles na região adjacente à zona de descarte. Torres (2007) também encontrou predominância de finos na região de descarte do material dragado. Já os resultados apresentados por Argentino-Santos (2006), em uma campanha após dragagem, indicaram predominância de areia na região de descarte e predominância de finos na zona de influência em uma estação que corresponde à estação S-07 deste trabalho. Souza *et al.* (2007) apresentaram resultados de granulometria de sedimentos, coletados na região de descarte e zona de influência, os quais indicam também uma predominância de finos na maioria das estações. A ilha da Moela fica muito próxima do local de disposição do material dragado e acaba por causar uma barreira física, armazenando as partículas finas do sedimento transportado (Argentino-Santos, 2006).

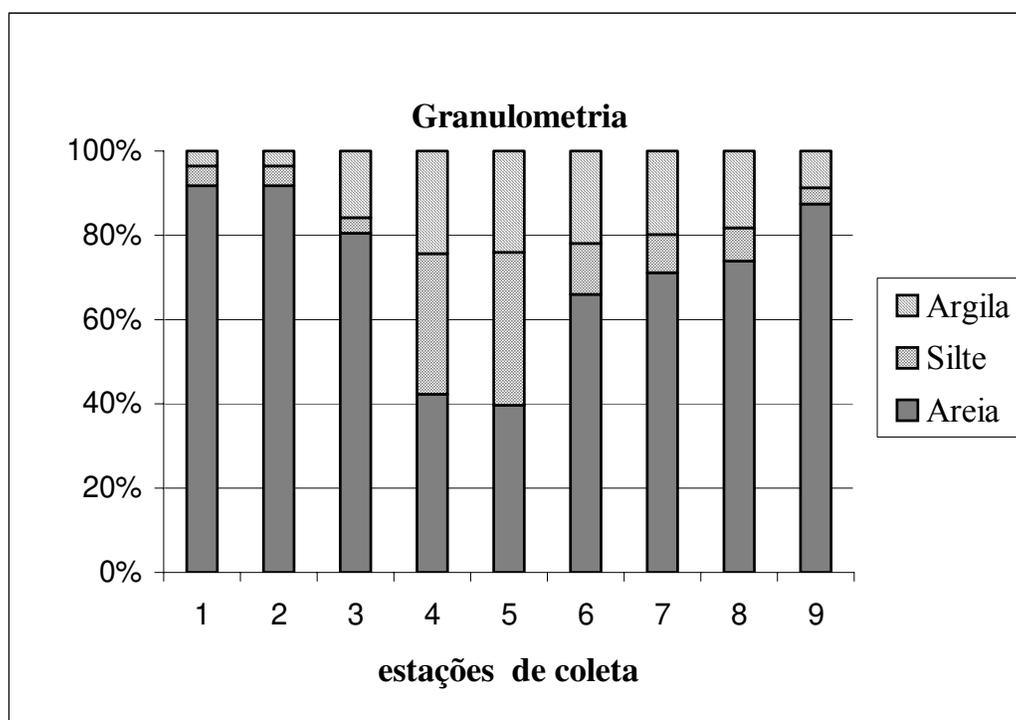


Figura 39. Classificação granulométrica das amostras de sedimentos.

Tabela 11. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006

Parâmetros de campo				S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
<b>Profundidade real (m)</b>				20,0	21,8	19,0	20,2	21,3	21,6	18,8	17,5	18,1
<b>Temperatura (°C)</b>				26,7	26,7	26,8	26,7	26,3	26,1	27,0	n.a.	n.a.
<b>PH</b>				7,8	7,5	7,4	7,3	7,5	7,6	7,5	7,3	7,9
<b>Potencial redox (mV)</b>				100	50	-10	-60	-70	-60	-30	50	100

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA N° 344		Limite de deteccão laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ou HPA (µg/kg)												
Grupo A												
Benzo(a)antraceno	74,8	693	0,5	n.d.	n.d.	21,7	10,1	4,7	1,0	4,9	3,5	1,0
Benzo(a)pireno	88,8	763	0,2	n.d.	n.d.	56,0	12,6	6,3	1,6	7,9	5,0	1,8
Criseno	108	846	0,1	n.d.	n.d.	104,0	12,0	5,6	1,4	6,6	5,3	1,6
Dibenzo(a,h)antraceno	6,22	135	0,3	n.d.	n.d.	<b>37,6</b>	3,6	3,2	1,0	2,2	2,7	1,4
Grupo B												
Acenafteno	16	500	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acenaftileno	44	640	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Antraceno	85,3	1100	0,3	n.d.	0,5	19,6	4,2	2,4	0,7	1,9	2,0	0,8
Fenantreno	240	1500	0,3	n.d.	n.d.	1,8	4,8	1,2	n.d.	0,3	0,8	n.d.
Fluoranteno	600	5100	0,2	n.d.	n.d.	59,2	16,4	4,7	0,7	4,5	3,8	0,7
Fluoreno	19	540	0,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,8	n.d.	n.d.	n.d.
2-Metil-naftaleno	70	670	10,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftaleno	160	2100	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pireno	665	2600	0,3	n.d.	n.d.	87,4	18,1	7,7	1,2	7,1	5,5	1,4
<b>Outros HPA</b>												
2-Cloro-naftaleno	-----	-----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2-Metil-naftaleno	-----	-----	10,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(b)fluoranteno	-----	-----	0,5	n.d.	n.d.	34,8	6,4	3,5	0,6	3,0	2,6	0,8
Benzo(g,h,i)perileno	-----	-----	1,0	n.d.	n.d.	64,9	13,5	8,3	1,9	9,1	7,8	2,2
Benzo(k)fluoranteno	-----	-----	0,1	n.d.	n.d.	37,8	7,4	3,4	0,6	4,3	3,4	0,4
Indeno(1,2,3cd)pireno	-----	-----	0,7	n.d.	n.d.	51,7	9,7	6,0	n.d.	7,5	6,4	2,1
HPA totais	3000	-----	-----	n.d.	0,5	576,5	118,8	57,0	12,5	59,3	48,8	14,2

continua

Tabela 11. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA N° 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
<b>Hidrocarbonetos clorados (µg/kg)</b>												
1,2-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,3-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,4-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2-Dicloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tetracloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tricloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,4-Triclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2-Dicloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,3-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,4-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Clorofórmio	----	----	10,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Heptacloro	----	----	0,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Heptacloro epóxido	----	----	0,3	n.d.	n.d.	3,2	0,4	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metoxicloro	----	----	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexaclorobutadieno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexacloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Bifenilas policloradas ou PCBs (µg/kg)</b>												
PCBs totais	22,7	180	1,8	n.d.	n.d.	<b>182,0</b>	n.d.	<b>60,9</b>	14,9	<b>23,4</b>	<b>26,3</b>	10,4
<b>Ftalatos (µg/kg)</b>												
Bis(2-etilhexil)ftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	52,0	68,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Butilbenzilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dietilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diisobutilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dimetilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Di-n-butilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Di-n-oetilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

continua

Tabela 11. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA Nº 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Hidrocarbonetos aromáticos (µg/kg)												
Benzeno	-----	-----	1,0	n.d.								
Etilbenzeno	-----	-----	1,0	n.d.								
Tolueno	-----	-----	1,0	n.d.								
Xilenos	-----	-----	2,0	n.d.								
Fenóis (µg/kg)												
Fenol	-----	-----	100	n.d.								
Pentaclorofenol	-----	-----	100	n.d.								
2,4,6-Triclorofenol	-----	-----	100	n.d.								
2,4,5-Triclorofenol	-----	-----	100	n.d.								
2,4-Diclorofenol	-----	-----	100	n.d.								
2,4-Dimetilfenol	-----	-----	100	n.d.								
2,4-Dinitrofenol	-----	-----	100	n.d.								
2,6-Diclorofenol	-----	-----	100	n.d.								
2-Clorofenol	-----	-----	100	n.d.								
2-Metil-4-dinitrofenol	-----	-----	100	n.d.								
2-Metilfenol	-----	-----	100	n.d.								
2-Nitrofenol	-----	-----	100	n.d.								
3-Metilfenol	-----	-----	100	n.d.								
4-Cloro-3-metilfenol	-----	-----	100	n.d.								
4-Metilfenol	-----	-----	100	n.d.								
4-Nitrofenol	-----	-----	100	n.d.								
Tetraclorofenol	-----	-----	100	n.d.								

continua

Tabela 11. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	CONAMA N° 344											
	Nível 1	Nível 2										
Pesticidas organoclorados (µg/kg)												
Aldrin	-----	-----	0,05	0,14	0,07	1,14	0,30	0,36	0,09	0,16	0,08	0,05
Alfa-BHC	0,32	0,99	0,1	n.d.								
Beta-BHC	0,32	0,99	0,1	n.d.								
Delta-BHC	0,32	0,99	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Gama-BHC / Lindano	0,32	0,99	0,1	n.d.								
Clordane-alfa	2,26	4,79	0,1	n.d.								
Clordane-gama	2,26	4,79	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,2	n.d.	n.d.
DDD	1,22	7,81	1,0	n.d.								
DDE	2,07	374	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	1,0	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DDT	1,19	4,74	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dieldrin	0,71	4,3	0,05	n.d.								
Endrin	2,67	62,4	1,0	n.d.								
Endrin cetona	-----	-----	0,5	n.d.								
Hexaclorobenzeno	-----	-----	0,01	n.d.								
Endosulfan A	-----	-----	0,5	n.d.								
Endosulfan B	-----	-----	0,5	n.d.								
Endosulfan sulfato	-----	-----	0,5	n.d.	3,2	0,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mirex	-----	-----	0,05	0,27	0,56	n.d.	0,57	0,63	0,18	n.d.	n.d.	0,16
Toxafeno	-----	-----	0,1	n.d.								

continua

Tabela 11. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA N° 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
<b>Dioxinas (pg/kg)</b>												
2,3,7,8-TCDD	----	----	0,04 a 35 <sup>a</sup>	n.d.								
1,2,3,7,8-PeCDD	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,4,7,8-HxCDD	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,6,7,8-HxCDD	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,7,8,9-HxCDD	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	----	----	0,04 a 35	n.d.								
OCDD	----	----	0,04 a 35	n.d.								
<b>Furanos (pg/kg)</b>												
2,3,7,8-TCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,7,8-PeCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
2,3,4,7,8-PeCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,4,7,8-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,6,7,8-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,7,8,9-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
2,3,4,6,7,8-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
OCDF	----	----	0,04 a 35	n.d.								
<b>Metais (mg/kg)</b>												
Arsênio	8,2	70	0,03	n.d.								
Cádmio	1,2	9,6	0,1	n.d.								
Chumbo	46,7	218	0,8	7,8	6,1	12,0	23,0	23,0	13,0	8,0	9,3	6,2
Cobre	34	270	0,4	n.d.	n.d.	3,2	11,0	10,0	3,0	n.d.	0,5	n.d.
Cromo	81	370	0,5	9,9	10,0	18,0	34,0	33,0	21,0	16,0	15,0	12,0
Manganês	----	----	0,2	135,0	136,0	392,0	713,0	652,0	387,0	271,0	273,0	178,0
Mercúrio	0,15	0,71	0,01	n.d.								
Níquel	20,9	51,6	0,3	2,5	2,9	6,9	13,0	13,0	7,8	5,6	5,3	3,8
Zinco	150	410	0,5	22,3	18,0	36,0	62,0	59,0	38,0	29,0	36,7	26,8

continua

<sup>a</sup> Limite de detecção analítico para amostras sólidas, variando para cada congênera dependendo do valor tóxico equivalente estabelecido pela U.S. EPA para cada um deles

Tabela 11. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Novembro de 2006 (continuação)

Parâmetros Químicos	Valor de alerta CONAMA N° 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Carbono orgânico total e nutrientes												
Nitrogênio Kjeldahl (mg/kg)	4800		3,5	47,2	88,3	71,2	270,0	392,0	223,0	55,8	39,3	56,0
Carbono orgânico total (%)	10		0,1	0,28	0,30	1,36	3,64	3,16	1,11	0,96	0,80	0,71
Fósforo total (mg/kg)	2000		8,5	12,8	17,2	8,0	25,1	38,6	25,9	19,3	15,6	8,7
Classificação Granulométrica (%)												
				S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
Pedregulho				0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Areia				91,8	91,8	80,6	42,3	39,7	65,8	71,1	73,9	87,5
Silte				4,6	4,6	3,6	33,3	36,2	12,2	9,1	7,8	3,8
Argila				3,6	3,6	15,9	24,4	24	21,0	19,8	18,3	8,7

Notas para a tabela de Sedimento de Fundo:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados;
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação S (sedimento);
- 3) n.d. = não detectado; n.a. = não analisado.
- 4) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

## 4.1.2 Avaliação e Interpretação Ecotoxicológica

### 4.1.2.1 Sedimento Integral - Teste de Toxicidade Aguda com *Tiburonella viscana*

#### Parâmetros Físico-Químicos

Os parâmetros físico-químicos como a salinidade, pH, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e medidos na fração aquosa, no início e no final do teste com sedimento integral, bem como a amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Parâmetros físico-químicos (salinidade, pH, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ )) obtidos na fração aquosa do teste com sedimento integral no início e ao final do teste.

Amostra	Sedimento Total							
	Salinidade		pH		$\text{NH}_4^+$ (mg/l)		$\text{NH}_3$ (mg/l)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
#1	36	36	7,56	7,98	0,25	0,000	0,004	0,000
#2	36	36	7,75	7,94	0,25	0,000	0,006	0,000
#3	36	36	7,75	7,90	0,50	0,000	0,013	0,000
#4	36	36	7,77	7,96	0,50	0,000	0,013	0,000
#5	36	37	7,69	8,00	0,50	0,000	0,011	0,000
#6	36	37	7,8	8,01	0,25	0,000	0,007	0,000
#7	36	39	7,68	8,05	0,25	0,000	0,005	0,000
#8	36	36	7,88	8,02	0,25	0,000	0,008	0,000
#9	36	36	7,92	8,02	0,00	0,000	0,000	0,000
Controle	36	36	7,89	7,89	0,00	0,000	0,000	0,000

Os valores de amônia não ionizável  $\text{NH}_3$  estimados no início e ao final dos testes foram inferiores ao sugerido por Abessa (2002), cuja sensibilidade do anfípode *T. viscana* à amônia não ionizada foi de 1,83 mg/L.

## Sedimento Integral

O resultado da amostra controle obtido no teste de toxicidade com o sedimento integral empregando o anfípode, *T. viscana*, esteve abaixo do critério de aceitabilidade, pois a porcentagem de organismos mortos no controle foi um pouco superior a 20%. Todavia, optou-se pela utilização destes resultados afim de comparar os resultados do sedimento controle com os da estação de referência, onde não foi detectada uma diferença significativa entre as médias. Por este motivo, decidiu-se empregar apenas os resultados da estação de referência nas comparações estatísticas. Deve ser ressaltada a importância da utilização dos resultados dos testes de anfípodas, pois foi o único teste agudo realizado neste estudo e também o único com rota de exposição sedimento integral.

A Tabela 13 apresenta a porcentagem de organismos vivos em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste.

Tabela 13. Porcentagem de organismos vivos em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste com sedimento integral.

<b>Teste Agudo com Sedimento Integral - <i>Tiburonella viscana</i></b>						
<b>Percentual de sobrevivência ( % )</b>						
<b>Amostra</b>	<b>R1</b>	<b>R2</b>	<b>R3</b>	<b>R4</b>	<b>Média</b>	<b>D. Padrão</b>
#1	70	70	70	80	72,5	5,0
#2	70	100	50	90	77,5	22,2
#3	20	40	20	40	30,0	11,5
#4	50	50	40	30	42,5	9,6
#5	80	50	90	60	70,0	18,3
#6	30	30	60	50	42,5	15,0
#7	70	60	90	70	72,5	12,6
#8	90	70	80	60	75,0	12,9
#9	70	70	50	70	65,0	10,0
<b>Controle</b>	80	100	60	70	77,5	17,1

Na Figura 40 estão representados graficamente os valores médios obtidos em cada amostra de sedimento integral juntamente com seus desvios padrão.

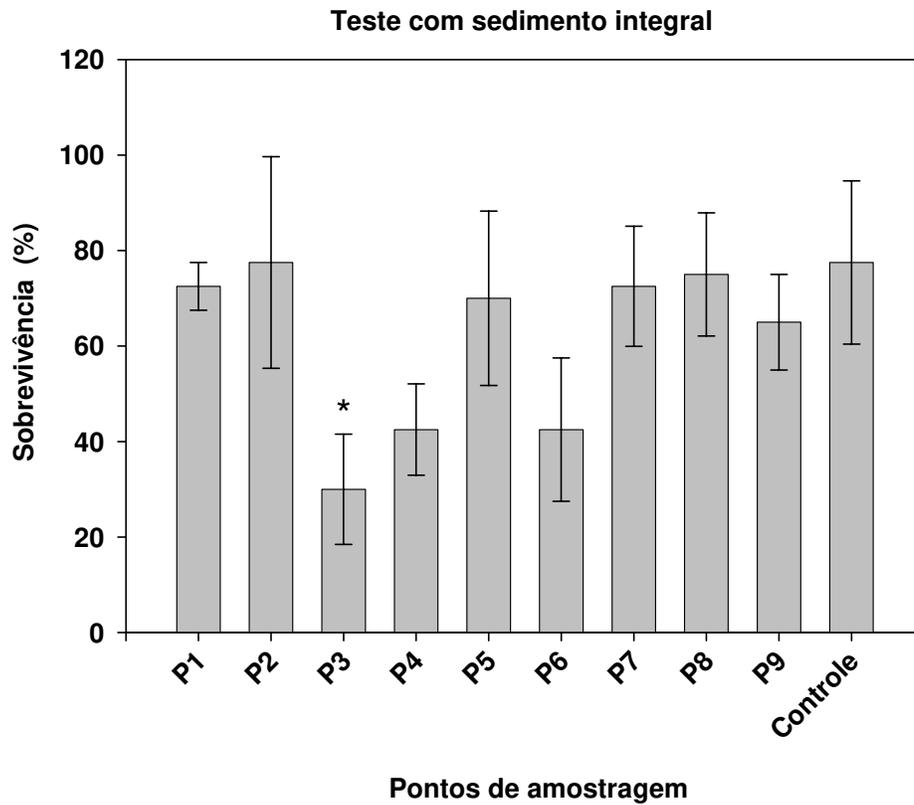


Figura 40. Média de organismos vivos, com seus respectivos desvios padrão, em cada amostra de sedimento integral testada e para a amostra controle. O asterisco (\*) representa diferença significativa do sedimento referência, estação 9. (*Dunnett's test*,  $p < 0,05$ ).

As amostras das estações 3, 4, e 6 foram consideradas tóxicas, quando comparadas com a amostra controle. Quando comparado com o sedimento referência (estação 9), somente a estação 3 apresentou diminuição significativa na sobrevivência dos anfípodes.

Na Tabela 14 são apresentados os coeficientes de correlação de Pearson para os parâmetros físico-químicos que variaram no teste de toxicidade com sedimento integral e o anfípode *T. viscana*.

Tabela 14. Variáveis correlacionadas com os resultados dos testes ecotoxicológicos e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.

<b>Parâmetros Correlacionados</b>	<b>Coefficiente de Pearson ( r )</b>
Salinidade Final	0,11
pH Inicial	-0,02
pH Final	-0,23
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Inicial	-0,54

A sensibilidade dos anfípodas utilizados nos testes com sedimento integral foi estimada através do teste com substância de referência – dicromato de potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>). O resultado obtido: LC<sub>50 48h</sub> = 17,47 (14,32 – 21,31) mg/L de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, indica que o lote de anfípodas utilizado no teste apresentou uma faixa de sensibilidade dentro dos limites esperados para a espécie, de acordo com a carta controle do laboratório.

Vários trabalhos publicados recentemente na região em estudo, utilizaram também os testes de toxicidade aguda com *T. viscana* com a matriz de exposição sedimento integral.

Em relação à estação de referência, as amostras coletadas por Abessa (2002), na baía de Santos e na zona de influência do descarte de material dragado, não apresentaram toxicidade (diferença significativa com  $p < 0,05$ ). Resultado semelhante foi obtido por Argentino-Santos (2006), no qual uma amostra coletada no quadrilátero de descarte, após lançamentos de material dragado, também não apresentou toxicidade. O mesmo ocorreu com as amostras na zona de influência do material dragado. Por outro lado, Souza *et al.* (2007), apresentaram resultados com toxicidade significativa, quando comparados com o

obtido no sedimento de referência, em quatro das sete amostras coletadas na região de descarte e zona de influência. Torres (2007) obteve resultados com indícios de toxicidade para duas estações nas cercanias da região de lançamento do material dragado. Segundo o autor, a toxicidade nessas estações encontrava-se, estatisticamente, no limiar entre tóxica e não tóxica.

#### **4.1.2.2 Elutriato - Testes de Toxicidade Crônica de Curta Duração com *Lytechinus variegatus* (ouriço-do-mar).**

##### **Parâmetros Físico-Químicos**

Os parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), oxigênio dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) medidos na fração elutriato, no início e no final do teste estão apresentados nas Tabelas 15 e 16.

Tabela 15. Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração elutriato, no início dos testes.

<b>Resultado inicial</b>						
<b>Tratamentos</b>	<b>Parâmetros</b>					
	<b>T (°C)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Salinidade</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>
<b>Estação 1</b>	25,1	6,1	7,71	35	0,79	0,022
<b>Estação 2</b>	25,1	6,1	7,67	35	0,21	0,005
<b>Estação 3</b>	25,1	6,2	7,6	35	1,75	0,038
<b>Estação 4</b>	25,1	6,1	7,54	35	0,91	0,017
<b>Estação 5</b>	25,1	6,1	7,56	35	1,01	0,020
<b>Estação 6</b>	25,1	6,4	7,67	35	0,28	0,007
<b>Estação 7</b>	25,1	6,3	7,71	35	0,14	0,004
<b>Estação 8</b>	25,1	6,3	7,7	35	0,28	0,008
<b>Estação 9</b>	25,1	6,5	7,75	35	0,00	0,000
<b>Controle água</b>	25,1	6,7	7,92	35	0,00	0,000

Tabela 16. Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total (NH<sub>4</sub>) e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração elutriato, no final dos testes.

<b>Resultado final</b>						
<b>Tratamentos</b>	<b>Parâmetros</b>					
	<b>T (°C)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Salinidade</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>
<b>Estação 1</b>	23,2	5,8	7,77	34	0,91	0,025
<b>Estação 2</b>	23,2	6,1	7,75	32	0,35	0,009
<b>Estação 3</b>	23,2	6,1	7,6	33	1,68	0,032
<b>Estação 4</b>	23,2	6,4	7,71	34	0,70	0,017
<b>Estação 5</b>	23,2	6,2	7,72	34	1,40	0,035
<b>Estação 6</b>	23,2	6,3	7,75	33	0,63	0,017
<b>Estação 7</b>	23,2	6,3	7,76	33	0,42	0,011
<b>Estação 8</b>	23,2	6,3	7,75	33	0,28	0,007
<b>Estação 9</b>	23,2	6,2	7,74	35	0,14	0,004
<b>Controle água</b>	23,2	5,4	7,73	35	0,00	0,000

Com relação às análises físico-químicas realizadas durante o teste com amostras de elutriato (Tabelas 15 e 16), os valores iniciais e finais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, amônia total e amônia não-ionizada estão dentro da faixa do limiar da espécie (ABNT NBR 15350; Prósperi, 2002), para todas as estações amostradas.

## Teste de toxicidade

Considerando a estação 9 como referência, o teste de toxicidade crônico de curta duração com sedimento elutriado apresentou efeito significativo no desenvolvimento embriolarval de *Lytechinus variegatus* para as amostras das estações 3, 4, 5, 6, 7, e 8 (Tabela 17; Figura 41). O controle de água não foi considerado no tratamento estatístico pois não reproduz uma exposição a um sedimento controle.

Tabela 17. Porcentagem de desenvolvimento larval normal em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste com elutriado.

Desenvolvimento larval normal (%)							
Tratamentos	Réplicas					Média	DP
	R - 1	R - 2	R - 3	R - 4	R - 5		
<b>Estação 1</b>	81	79	81	76	78	79	2,1
<b>Estação 2</b>	77	36	80	72	53	64	18,7
<b>Estação 3</b>	19	30	6	2	10	13	11,2
<b>Estação 4</b>	1	0	0	0	0	0,2	0,4
<b>Estação 5</b>	52	53	15	47	54	44	16,5
<b>Estação 6</b>	52	59	44	45	57	51	6,8
<b>Estação 7</b>	36	52	59	46	57	50	9,3
<b>Estação 8</b>	41	50	33	55	54	47	9,4
<b>Estação 9</b>	80	73	77	76	79	77	2,7
<b>Controle água</b>	80	85	78	85	80	82	3,2

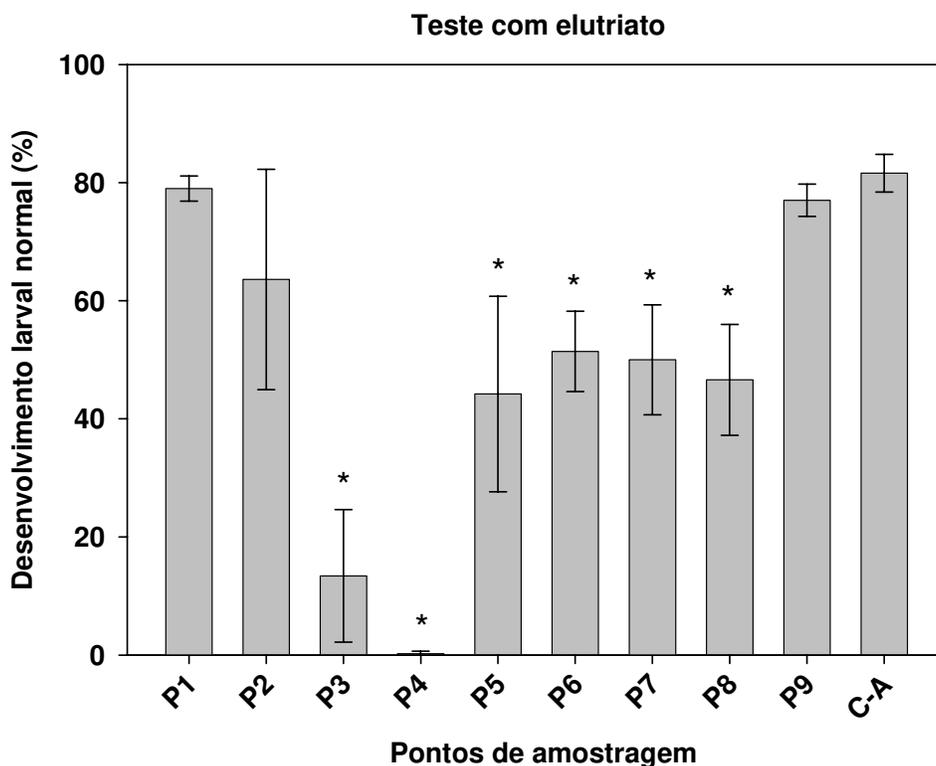


Figura 41. Média de desenvolvimento larval normal, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de elutriato testada e para a amostra controle de água (CA). Um asterisco (\*) representa diferença significativa com relação aa estação 9 (referência) para  $p < 0,05$  (Dunnett's test).

Trabalhos pretéritos, na baía de Santos, que utilizaram também o elutriato como rota de exposição aos embriões de *L. variegatus* foram o de Souza *et al.* (2007), cujos resultados não apresentaram toxicidade nas amostras coletadas na região de interesse, em um período no qual as operações de dragagem estavam suspensas, e o de Torres (2007), no qual 40% das amostras, coletadas na região de descarte e zona de influência, apresentaram toxicidade e 20% apresentaram toxicidade incerta (falso positivo quando comparado ao controle devido a outros parâmetros).

#### 4.1.2.3 Interface sedimento-água - Testes de Toxicidade Crônica de Curta Duração com *Lytechinus variegatus* (ouriço-do-mar).

##### Parâmetros Físico-Químicos

Os parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração sedimento-água, no início e no final do teste estão apresentados nas Tabela 18 e 19.

Tabela 18. Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), oxigênio dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração sedimento-água, no início dos testes.

<b>Resultado inicial</b>						
<b>Tratamentos</b>	<b>Parâmetros</b>					
	<b>T (°C)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Salinidade</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>
<b>Estação 1</b>	25,1	6,0	7,55	35	0,07	0,001
<b>Estação 2</b>	25,1	6,1	7,62	35	0,00	0,000
<b>Estação 3</b>	25,1	6,0	7,57	35	0,70	0,014
<b>Estação 4</b>	25,1	6,3	7,63	36	0,07	0,002
<b>Estação 5</b>	25,1	6,0	7,62	36	0,00	0,000
<b>Estação 6</b>	25,1	6,5	7,73	36	0,14	0,004
<b>Estação 7</b>	25,1	6,1	7,67	35	0,14	0,004
<b>Estação 8</b>	25,1	6,1	7,66	35	0,00	0,000
<b>Estação 9</b>	25,1	6,4	7,78	35	0,00	0,000
<b>Controle água</b>	25,1	6,7	7,92	35	0,00	0,000
<b>Controle rede</b>	25,1	6,6	7,87	35	0,00	0,000

Tabela 19. Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), oxigênio dissolvido (OD), pH, salinidade, amônia total (NH<sub>4</sub>) e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração sedimento-água, no final dos testes.

<b>Resultado final</b>						
<b>Tratamentos</b>	<b>Parâmetros</b>					
	<b>T (°C)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Salinidade</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>
<b>Estação 1</b>	23,2	6,2	7,73	35	0,63	0,011
<b>Estação 2</b>	23,2	6,2	7,69	35	0,21	0,004
<b>Estação 3</b>	23,2	6,4	7,6	35	1,33	0,024
<b>Estação 4</b>	23,2	6,3	7,63	35	0,56	0,011
<b>Estação 5</b>	23,2	6,2	7,63	35	0,70	0,014
<b>Estação 6</b>	23,2	6,6	7,69	35	0,70	0,018
<b>Estação 7</b>	23,2	6,4	7,71	35	0,28	0,006
<b>Estação 8</b>	23,2	6,4	7,68	35	0,35	0,008
<b>Estação 9</b>	23,2	6,5	7,73	35	0,28	0,006
<b>Controle água</b>	23,2	6,5	7,73	35	0,00	0,000
<b>Controle rede</b>	23,2	6,5	7,72	35	0,00	0,000

Com relação às análises físico-químicas realizadas durante o teste com amostras de interface sedimento-água (Tabelas 18 e 19), os valores iniciais e finais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, amônia total e amônia não-ionizada estão dentro da faixa do limiar da espécie (ABNT NBR 15350; Prósperi, 2002), para todas as estações amostradas.

## Teste de toxicidade

No teste de toxicidade crônica de curta duração com interface sedimento-água, utilizando também a estação 9 como referência, os resultados demonstraram efeito no desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* nas estações 3, 4, 5, 6, 7 e 8 (Tabela 20; Figura 42). Os controles de água e água + rede não foram considerados no tratamento estatístico pois não reproduziam a exposição a um sedimento controle.

A sensibilidade dos embriões de *L. variegatus* utilizados nos testes com sedimento elutriado e interface sedimento-água foi estimada através do teste com substância de referência – sulfato de zinco ( $ZnSO_4$ ). O resultado obtido:  $IC_{p24h} = 0,1353$  (0,1082 – 0,1472) mg/L de  $ZnSO_4$  indica que o lote de ouriços utilizado nos testes apresentou uma faixa de sensibilidade dentro dos limites esperados para a espécie, de acordo com a carta controle do laboratório.

Análises de correlações dos resultados dos diferentes métodos de avaliação da toxicidade empregados apresentaram os seguintes valores de correlação: Sedimento Integral x Elutriado ( $r = 0,73$ ), Sedimento Integral x Interface sedimento-água ( $r = 0,76$ ) e Elutriado x Interface sedimento-água ( $r = 0,85$ ).

Tabela 20. Porcentagem de desenvolvimento larval normal (médias e desvios padrão) obtida no teste interface sedimento-água.

<b>Desenvolvimento larval normal (%)</b>							
<b>Tratamentos</b>	<b>Réplicas</b>					<b>Média</b>	<b>DP</b>
	<b>R - 1</b>	<b>R - 2</b>	<b>R - 3</b>	<b>R - 4</b>	<b>R - 5</b>		
<b>Estação 1</b>	52	57	62	59	57	57	3,6
<b>Estação 2</b>	54	59	60	55	71	60	6,8
<b>Estação 3</b>	4	0	2	3	4	3	1,7
<b>Estação 4</b>	2	0	0	0	5	1	2,2
<b>Estação 5</b>	6	7	4	8	9	7	1,9
<b>Estação 6</b>	10	8	4	3	6	6	2,9
<b>Estação 7</b>	22	35	44	47	43	38	10,1
<b>Estação 8</b>	38	38	47	43	44	42	3,9
<b>Estação 9</b>	59	65	70	66	62	64	4,2
<b>Controle água</b>	84	88	90	92	88	88	3,0
<b>Controle rede</b>	86	88	88	90	92	89	2,3

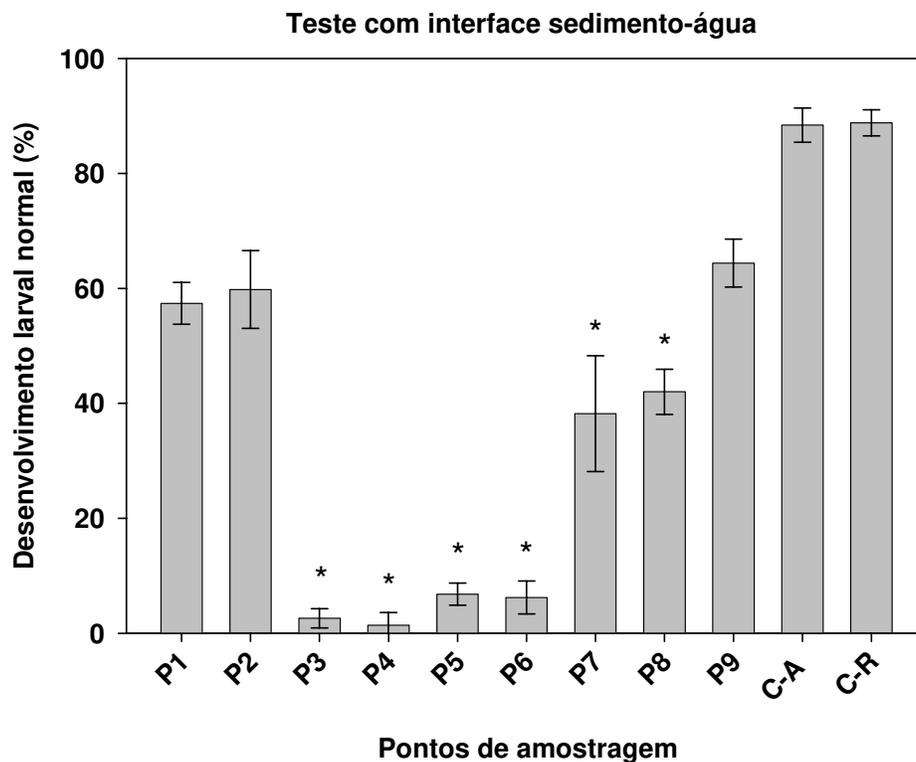


Figura 42. Média de desenvolvimento larval normal, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de interface sedimento-água testada e para a amostra controle de água (CA) e controle de rede (CR). Um asterisco (\*) representa diferença significativa com relação à estação 9 (referência) para  $p < 0,05$  (Dunnett's test).

Dos trabalhos referenciados neste capítulo, apenas o de Argentino-Santos (2006) utilizou a matriz da interface sedimento-água para testar a toxicidade de amostras coletadas na região de descarte e vizinhanças. Nenhuma dessas amostras apresentou toxicidade nas condições do trabalho supracitado.

### **4.1.3 Integração dos Resultados Físico-Químicos e Ecotoxicológicos do Sedimento**

Atualmente técnicas estatísticas multivariadas vêm sendo amplamente empregadas com o objetivo de promover uma interpretação mais profunda e robusta sobre a estrutura de dados complexos e diversos (DelValls e Chapman, 1998; DelValls *et al.* 1998b,c; DelValls *et al.* 2002, 2006; Riba *et al.* 2004; Cesar *et al.* 2006, Abessa *et al.*, 2008).

No conjunto de dados foram considerados 14 parâmetros físico-químicos (granulometria, N Kjeldahl, COT, P total, HPA totais, PCBs, Ftalatos, Aldrin, Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, Zn) e três parâmetros de efeito biológico (% de mortalidade de anfípode, % de anormalidade embriolarval para ouriços com elutriato e com interface sedimento-água).

Os dados de toxicidade com anfípodas e ouriço (n=3) e os parâmetros físico-químicos (n=14) empregados na análise de componentes principais são apresentados na Tabela 21.

Tabela 21. Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).

Estações	Variáveis																
	Mortalidade Anfípode	Anomalia Embriolarval Elutriato	Anomalia Embriolarval ISA*	Finos	N Kjeldahl	P COT	P Total	HPA Totais	PCBs	Ftalatos	Aldrin	Pb	Cu	Cr	Mn	Ni	Zn
	%	%	%	%	mg/kg	%	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	(mg/kg)					
1	27,5	21	42,6	8,2	47,2	0,28	12,8	0	0	0	0,14	7,8	0	9,9	135	2,5	22,3
2	22,5	36,4	40,2	8,2	88,3	0,3	17,2	0,5	0	0	0,07	6,1	0	10	136	2,9	18
3	70	86,6	97,4	19,5	71,2	1,36	8	576,5	182	52	1,14	12	3,2	18	392	6,9	36
4	57,5	99,8	98,6	57,7	270	3,64	25,1	118,8	0	68	0,3	23	11	34	713	13	62
5	30	55,8	93,2	60,2	392	3,16	38,6	57	60,9	0	0,36	23	10	33	652	13	59
6	57,5	48,6	93,8	33,2	223	1,11	25,9	12,5	14,9	0	0,09	13	3	21	387	7,8	38
7	27,5	50	61,8	28,9	55,8	0,96	19,3	59,3	23,4	0	0,16	8	0	16	271	5,6	29
8	25	53,4	58	26,1	39,3	0,8	15,6	48,8	26,3	0	0,08	9,3	0,5	15	273	5,3	36,7
9	35	23	35,6	12,5	56	0,71	8,7	14,2	10,4	0	0,05	6,2	0	12	178	3,8	26,8

\* ISA – Interface sedimento-água

A soma dos dois fatores explicou 90,15 % da variância no conjunto original de dados. O primeiro fator foi responsável por 65,96 % da variância dos dados. Já o segundo fator foi responsável por 24,18 %, conforme pode ser observado na Tabela 22.

Tabela 22. Resultados obtidos para cada fator principal (*Eigenvalues*).

	<i>Eigenvalues</i>	% Total variancia	<i>Eigenvalues</i> acumulado	% acumulada
<b>Fator 1</b>	11,21425	65,96617	11,21425	65,96617
<b>Fator 2</b>	4,11189	24,18757	15,32614	90,15374

Na Tabela 23 são apresentados os pesos (*loadings*) de cada variável nos dois fatores principais.

O fator 1 associa a granulometria (% finos), as concentrações de nutrientes (N Kjeldahl, COT, P total), com os metais (Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, Zn) associadas ao efeito no desenvolvimento embriolarval de ouriço-do-mar (elutriato e interface sedimento-água).

Já o fator 2 associa as concentrações de HPA Totais, PCBs, Aldrin a Ftalatos com os efeitos biológicos mortalidade de anfípodas e desenvolvimento embriolarval de ouriço-do-mar (elutriato e interface sedimento-água).

Na Figura 43 podem ser observados os *scores* dos fatores calculados para cada estação de coleta.

Tabela 23. Pesos (*Loadings*) calculados para as variáveis.

Variáveis	Fator 1	Fator 2
<b>N</b>	<b>0,93883</b>	-0,056861
<b>COT</b>	<b>0,94572</b>	0,236726
<b>P</b>	<b>0,87102</b>	-0,319477
<b>% Finos</b>	<b>0,97973</b>	0,056767
<b>Mortalidade - Anfípode</b>	0,25942	<b>0,806814</b>
<b>Elutriato -Ouriço</b>	<b>0,57742</b>	<b>0,713901</b>
<b>Interface - Ouriço</b>	<b>0,73271</b>	<b>0,578755</b>
<b>HPA</b>	-0,06576	<b>0,983330</b>
<b>PCBs</b>	-0,05009	<b>0,873479</b>
<b>Ftalatos</b>	0,36332	<b>0,767636</b>
<b>Aldrin</b>	0,05753	<b>0,948254</b>
<b>Pb</b>	<b>0,96613</b>	0,212885
<b>Cu</b>	<b>0,94985</b>	0,230815
<b>Cr</b>	<b>0,97813</b>	0,199518
<b>Mn</b>	<b>0,94829</b>	0,311743
<b>Ni</b>	<b>0,96797</b>	0,237055
<b>Zn</b>	<b>0,94970</b>	0,226546

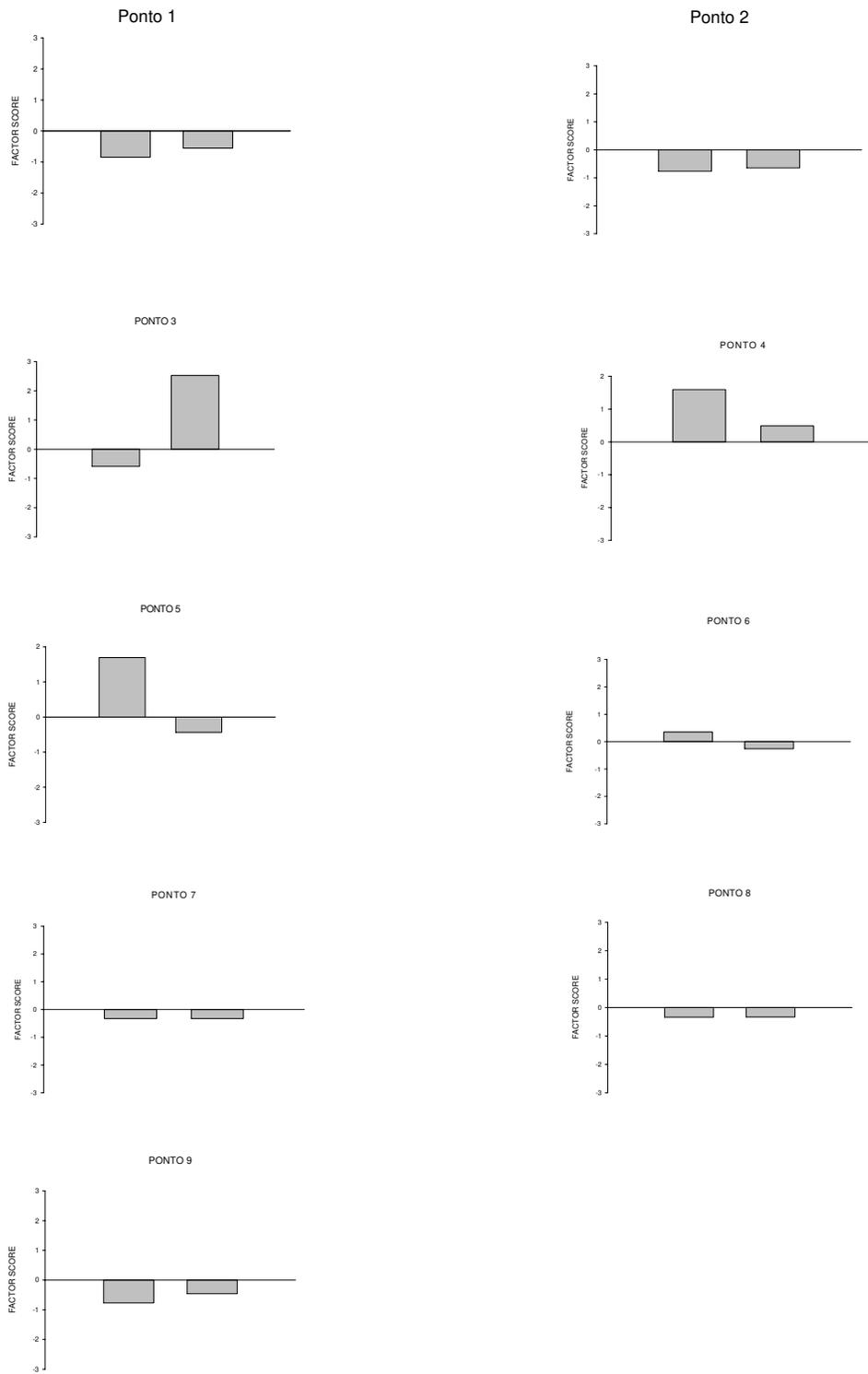


Figura 43. Scores calculados dos 2 fatores principais para todas as estações de amostragem.

Na Figura 44 estão representados os *scores* das nove estações de coleta, distribuídos no espaço bidimensional, de acordo com sua associação aos 2 fatores principais.

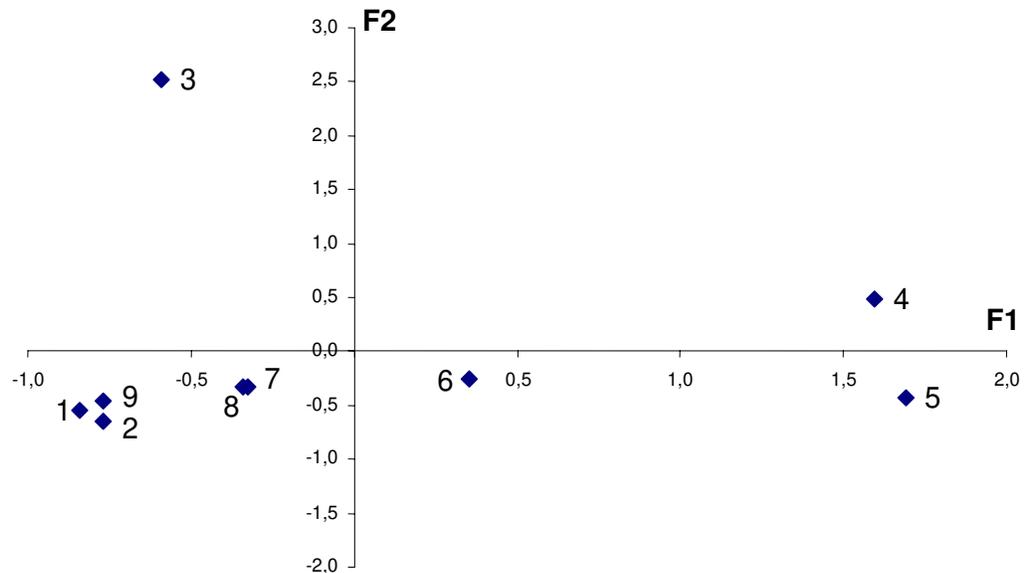


Figura 44. Scores das nove estações de coleta, distribuídos no espaço bidimensional (F1xF2).

A partir desta análise pode-se notar a formação de 3 grupos distintos; um formado pelas estações 1, 2, 7, 8 e 9, com *scores* negativos para ambos os fatores; outro grupo formado pelas estações 4, 5 e 6, com *scores* positivos para o fator 1 (situados na zona de influência do lançamento do material dragado) e, finalmente, a estação 3 (área de lançamento do material dragado) isolado dos demais e com *score* positivo para o fator 2.

A análise de componentes principais (PCA) apresentada por Torres (2007) também relaciona no primeiro componente principal, a concentração de alguns metais (As, Hg, Pb e Zn), a porcentagem de finos (silte+argila), nutrientes (COT) com o efeito biológico (toxicidade da água intersticial), além de HPA e PCBs.

#### **4.1.4 Análises Biológicas - Estrutura da Comunidade Bentônica de Fundo**

##### **Inconsolidado**

A abundância média e seus respectivos desvios padrão expressos em número de indivíduos por m<sup>2</sup> (N/m<sup>2</sup>) para cada estação, encontram-se na Tabela 24, de acordo com os grupos taxonômicos.

Tabela 24. Abundância média expressa em números de indivíduos por m<sup>2</sup> e desvios padrão para os grupos taxonômicos identificados nas amostras de sedimentos de todas as estações de estudo.

GRUPO TAXONÔMICO	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9	
MOLLUSCA	MEDIA	DP																
<i>Corbula sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tellinidae	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Tellina sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2
Semelidae	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Abra sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2
Arcidae	4,2	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nucula sp.</i>	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Vemeridae	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Periploma ovate</i> Orbiguy, 1946	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Natica sp.</i>	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	8,3	7,2	0,0	0,0
<i>Turbonilla sp.</i>	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

GRUPO TAXONÔMICO	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9	
CRUSTACEA	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP
Ostracoda	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pinnixa sp. 1</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0
<i>Pinnixa sp. 2</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Penaeidae	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0
Caridae	0,0	0,0	8,3	14,4	8,3	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cumacea	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2
Macrochiridotea sp	20,8	19,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sergestidae	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tanaidacea	12,5	21,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acutihumerus cavooreni</i>	8,3	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ampelisca paria</i>	8,3	14,4	29,2	26,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	14,4	4,2	7,2	16,7	7,2
<i>Microphoxus moraesi</i>	12,5	12,5	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

continua

Tabela 24. Abundância média expressa em números de indivíduos por m<sup>2</sup> e desvios padrão para os grupos taxonômicos identificados nas amostras de sedimentos de todas as de estudo (Continuação).

GRUPO TAXONÔMICO	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		
	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	MEDIA	DP	
<i>Cabira incerta</i> Webster, 1879	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0
<i>Parandalia americana</i> Hartman, 1947	25,0	25,0	37,5	21,7	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2	16,7	14,4	29,2	19,1	
<i>Sigambra grubii</i> Muller, 1858	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Magelona variolamelata</i> (Bolivar & Lana, 1986)	4,2	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Magelona posterelongata</i> Bolivar & Lana, 1986	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	14,4	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2	8,3	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Magelona crenulata</i> Bolivar & Lana 1986	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	
<i>Gymnonereis crosslandi</i> (Monro, 1933)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Neanthes</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	20,8	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Kinbergonuphis difficilis</i> (Fauchald, 1982)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	14,4	8,3	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Maldanidae</i>	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Clymenella dalesi</i> Mangum, 1966	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0	
<i>Axiothela</i> sp.	8,3	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Glycera aculatee</i> Ehlers, 1868	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Goniada aculate</i> Örsted, 1843	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	20,8	14,4	4,2	7,2	
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	21,7	0,0	0,0	4,2	7,2	
<i>Nephtys</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	
<i>Sthenolepsis grubei</i> (Treadwell, 1901)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Scoloplos</i> sp.	8,3	14,4	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Aricidea</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	8,3	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	58,3	40,2	
<i>Prionospio dayi</i>	0,0	0,0	20,8	19,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Paraprionospio pinnata</i> (Ehlers, 1901)	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Ninoe brasiliensis</i> Kinberg, 1865	0,0	0,0	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	41,7	19,1	25,0	33,1	37,5	21,7	45,8	19,1	20,8	19,1	
<i>Lumbrineris</i> sp.	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Tharyx</i> sp.	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	7,2	

continua

Tabela 24. Abundância média expressa em números de indivíduos por m<sup>2</sup> e desvios padrão para os grupos taxonômicos identificados nas amostras de sedimentos de todas as estações de estudo (Continuação).

<b>GRUPO TAXONÔMICO</b>	<b>P1</b>		<b>P2</b>		<b>P3</b>		<b>P4</b>		<b>P5</b>		<b>P6</b>		<b>P7</b>		<b>P8</b>		<b>P9</b>		
<b>OUTROS</b>	<b>MEDIA</b>	<b>DP</b>																	
SIPUNCULA	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NEMERTEA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	12,5	0,0	0,0	4,2	7,2	
<i>Shizocardium sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
ASTEROIDEA	4,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Sagitta sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	7,2	
BRYOZOA	45,8	36,1	8,3	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

De acordo com os dados expostos na Tabela 24, observou-se a ocorrência de quatro grupos taxonômicos predominantes, sendo POLYCHAETA o grupo dominante em todas as estações. O segundo em ordem de predominância foi CRUSTACEA. O terceiro grupo foi MOLLUSCA. O último foi BRYOZOA, que ocorreram apenas nas estações 1 e 2. Em menor abundância identificou-se os seguintes grupos, NEMERTEA, EQUINODERMATA, SIPUNCULA e CHAETOGNATHA. A distribuição dos grupos taxonômicos, em porcentagem para cada uma das estações amostradas, está representada nas figuras abaixo (Figuras 45 a 53).

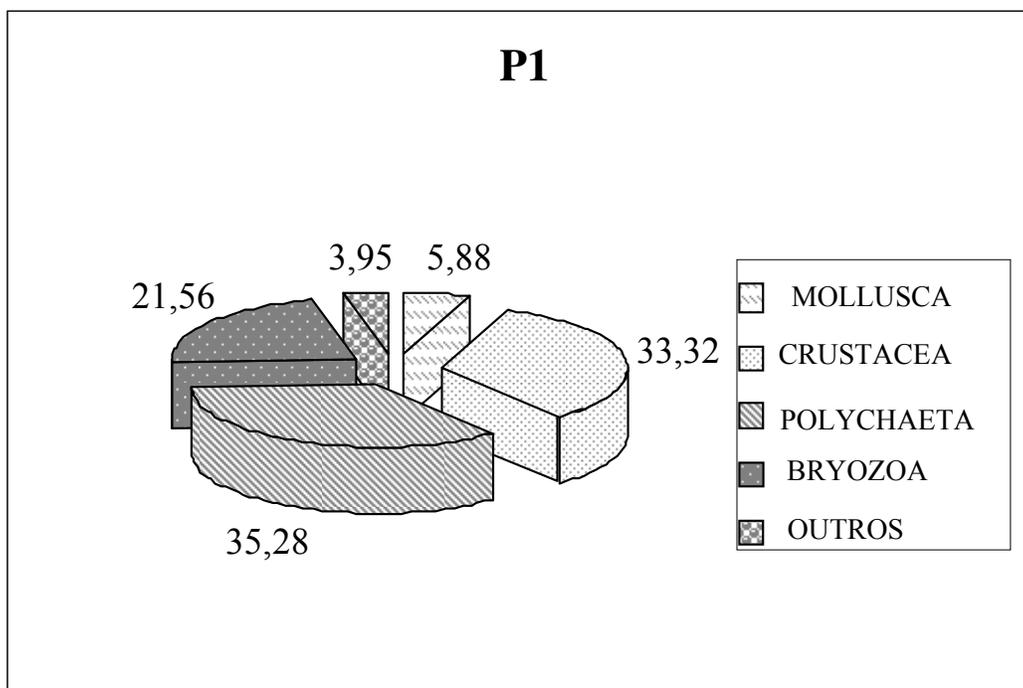


Figura 45. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA, BRYOZOA e OUTROS) encontrados na estação 1.

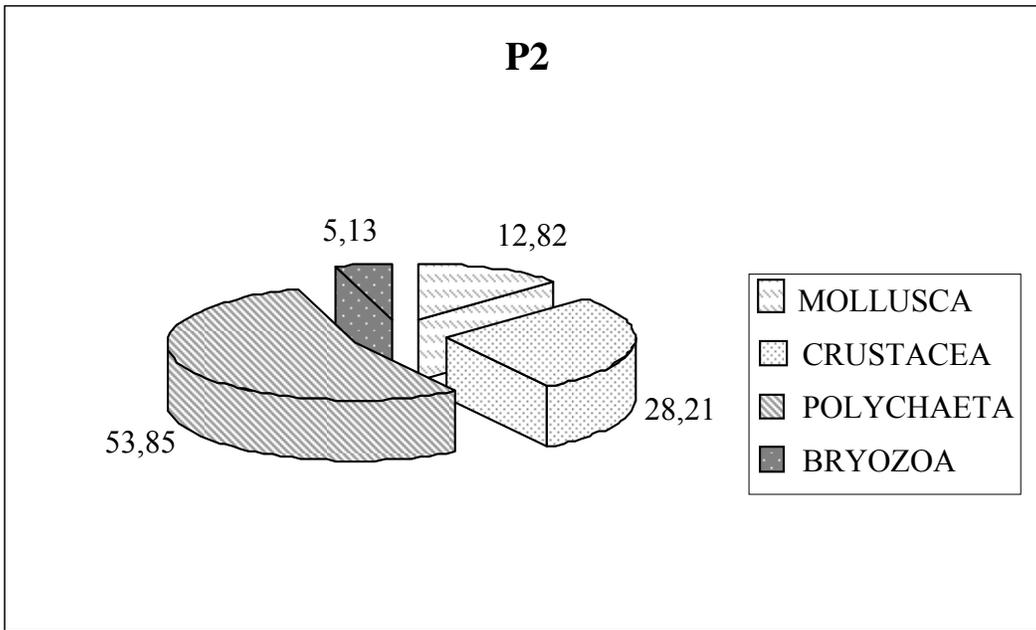


Figura 46. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA e BRYOZOA) encontrados na estação 2.

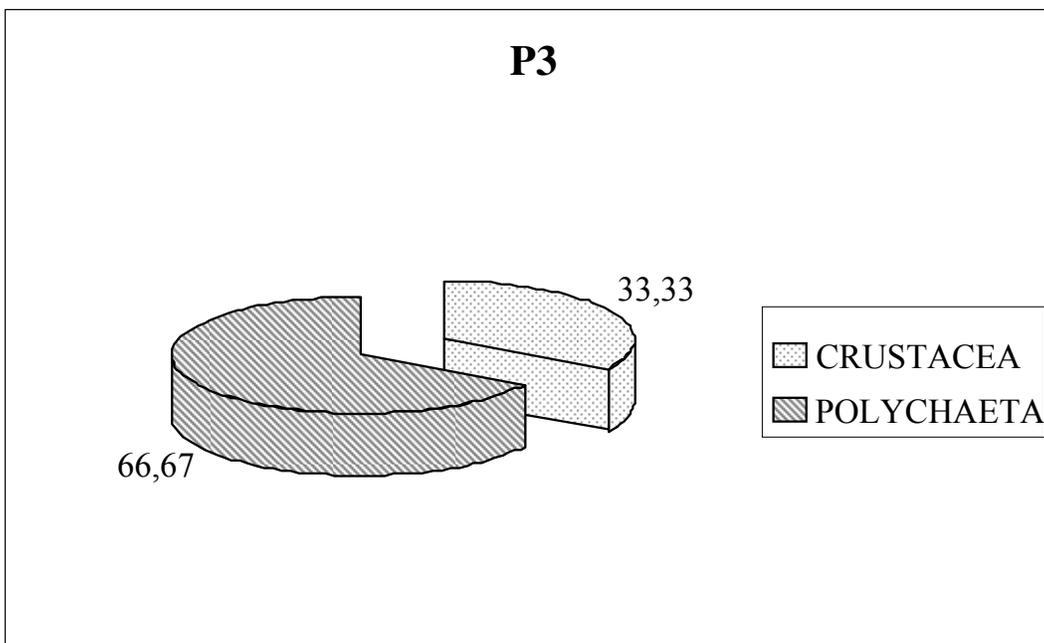


Figura 47. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (CRUSTACEA e POLYCHAETA) encontrados na estação 3.

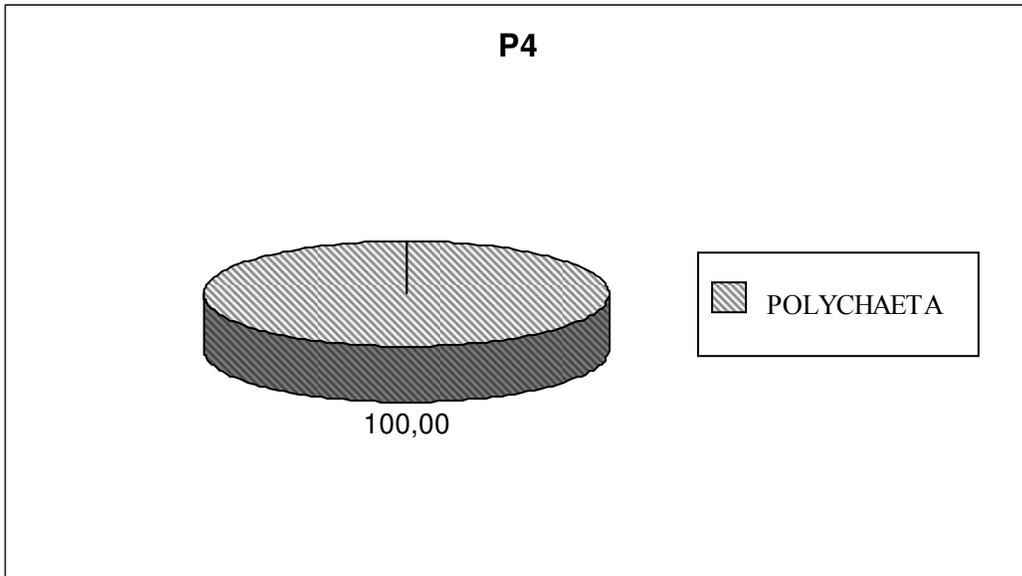


Figura 48. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (POLYCHAETA) encontrados na estação 4.

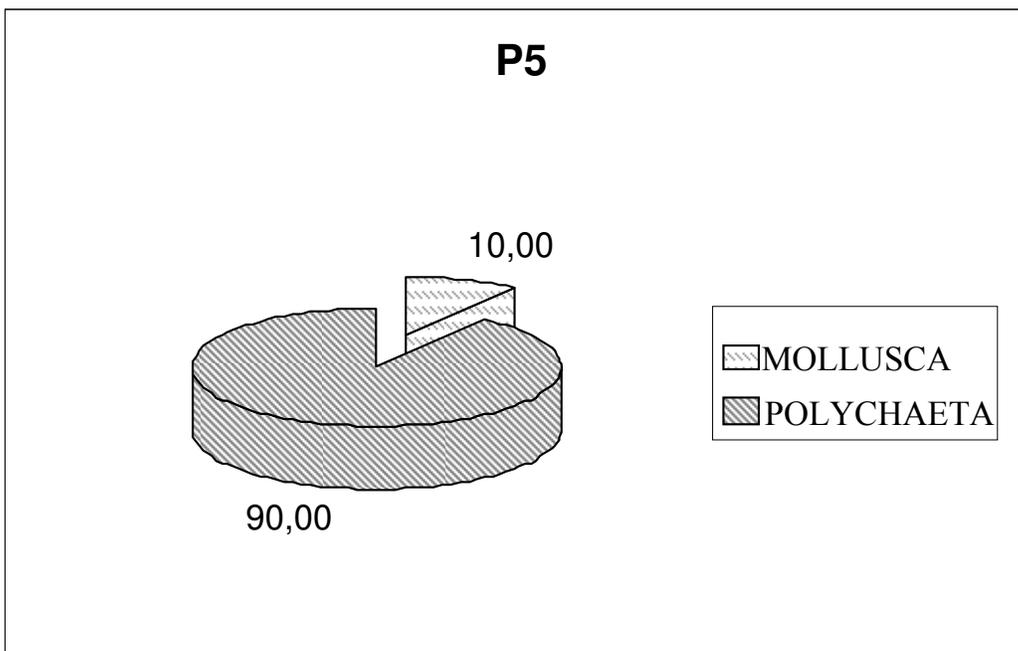


Figura 49. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (CRUSTACEA e POLYCHAETA) encontrados na estação 5.

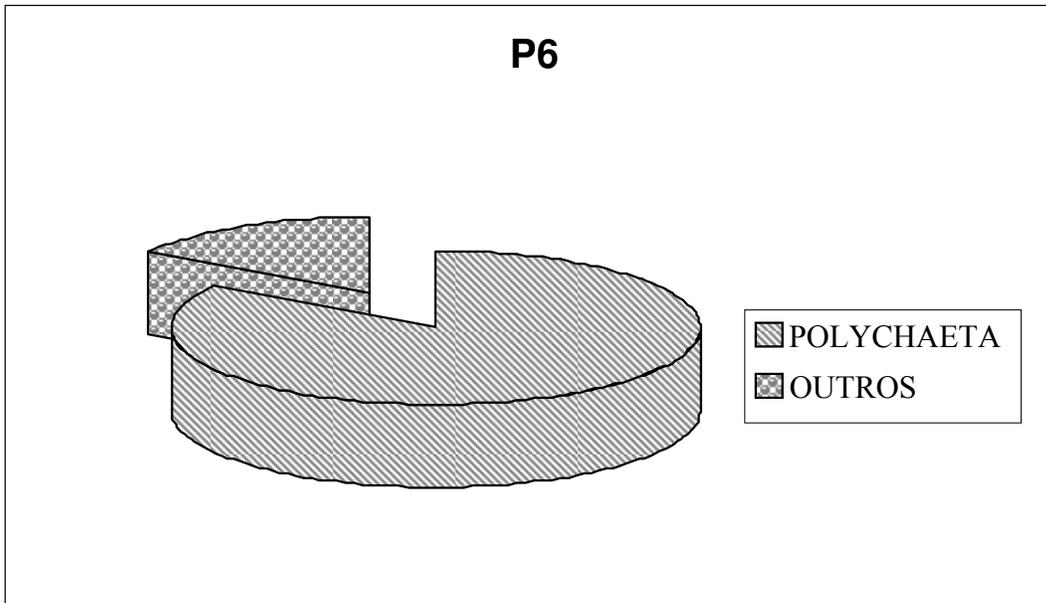


Figura 50. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (POLYCHAETA e OUTROS) encontrados na estação 6.

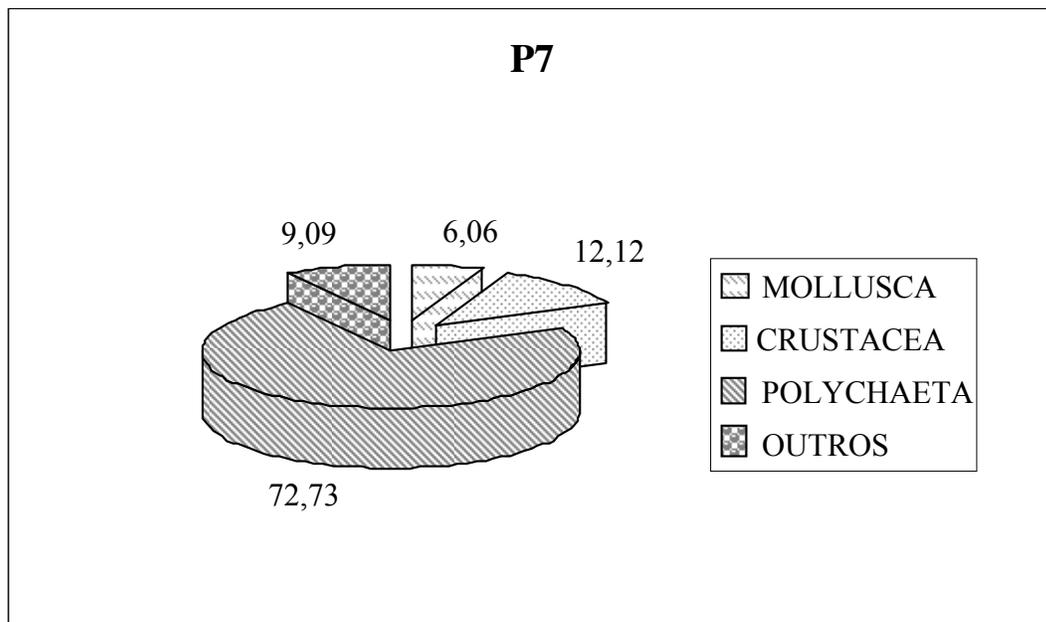


Figura 51. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA e OUTROS) encontrados na estação 7.

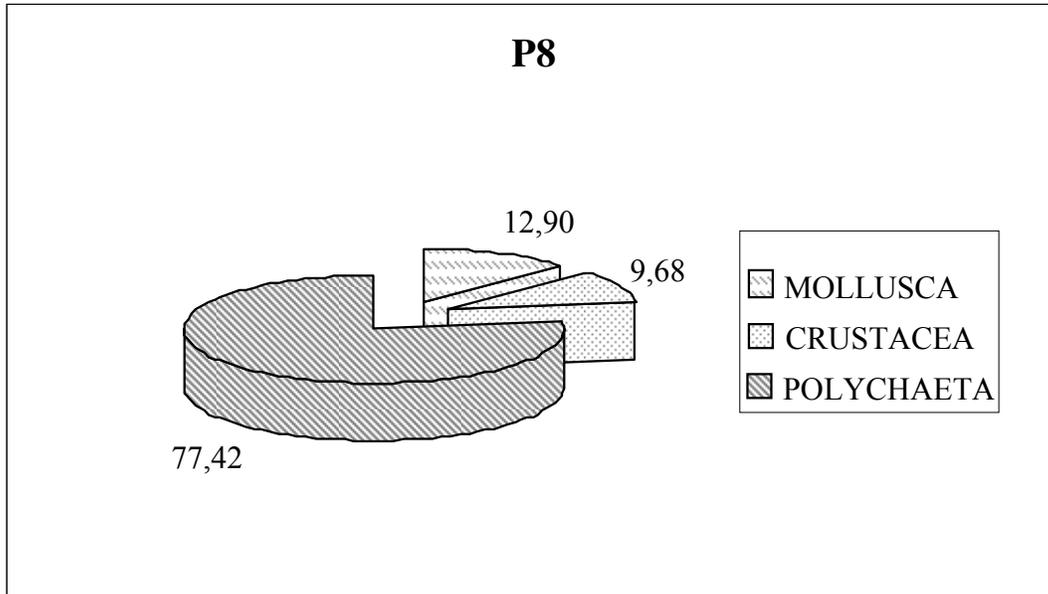


Figura 52. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA e POLYCHAETA) encontrados na estação 8.

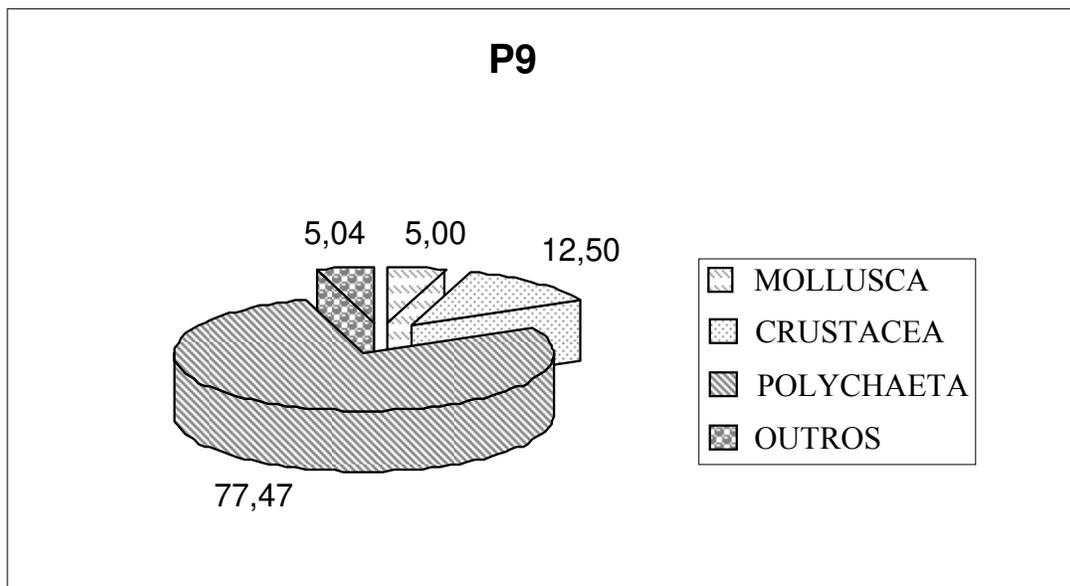


Figura 53. Distribuição dos grupos taxonômicos em porcentagem (MOLLUSCA, CRUSTACEA, POLYCHAETA e OUTROS) encontrados na estação 9.

Os índices descritivos convencionais da estrutura da comunidade bentônica (Média e desvio padrão) foram calculados e os resultados estão apresentados na Tabela 25. Devido à baixa abundância de organismos na estação 4, não foi possível o cálculo dos índices Riqueza de Espécies Margalef (d), Equitatividade Pielou (J) e Dominância Simpson (D), em função do cálculo, resultar em  $\ln 1$  que é igual a zero. O número zero no denominador de uma fração torna este resultado indeterminado.

Com os índices descritivos apresentados foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA – Dunnett's Test;  $p < 0,05$ ), que indicou diferenças significativas nas estações 3 e 4 em relação à estação referência (estação 9), representados por um asterisco na Tabela 25.

No trabalho de Abessa (2002), a estação 23 cuja localização é correspondente aa estação 4 (1ª campanha) apresentou uma riqueza de espécies e diversidade de Shannon-Wiener bem superiores aos valores obtidos no presente estudo, o que provavelmente pode ser atribuído aos diferentes volumes e origens do material dragado nos dois estudos, bem como, e principalmente, do efeito temporal.

Tabela 25. Parâmetros e índices descritivos por réplicas, empregando o número de indivíduos por m<sup>2</sup>.

Estações		Total de Espécies	Total de Indivíduos	Riqueza de Espécies Margalef (d)	Equitatividade Pielou (J)	Diversidade Shannon-Wiener (H')	Dominância Simpson (D)
P1	Média	10,00	17,00	3,09	0,87	1,94	0,81
	DP	6,00	8,89	1,65	0,16	0,89	0,24
P2	Média	7,67	13,00	2,63	0,93	1,89	0,90
	DP	1,15	1,73	0,61	0,04	0,22	0,06
P3	Média	1,33	2,00 *	1,67 *	0,96 *	0,44 *	0,87 *
	DP	2,31	3,46	nc	nc	0,77	nc
P4	Média	0,33 *	0,33 *	nc	nc	0,00 *	nc
	DP	0,58	0,58	nc	nc	0,00	nc
P5	Média	3,67	6,67	1,40	0,87	1,12	0,73
	DP	1,15	1,53	0,47	0,13	0,35	0,18
P6	Média	4,00	6,33	1,71	0,93	1,26	0,82
	DP	1,73	2,52	0,97	0,07	0,47	0,18
P7	Média	7,00	11,33	2,49	0,93	1,76	0,90
	DP	2,65	5,51	0,56	0,02	0,37	0,01
P8	Média	6,33	10,33	2,27	0,91	1,65	0,85
	DP	1,53	1,15	0,57	0,04	0,21	0,05
P9	Média	7,00	13,33	2,39	0,89	1,70	0,86
	DP	1,73	6,35	0,14	0,07	0,12	0,06

n.c.- não calculado.

\* diferença significativa em relação à referência (P 9).

A matriz de similaridade empregando os dados de abundância dos grupos taxonômicos com mais de 10% de representatividade foi criada através do coeficiente de *Bray-Curtis*. A partir desta matriz de similaridade foi produzido um ordenamento hierárquico aglomerativo (*Cluster*), representado na Figura 54.

Neste dendograma pode-se observar a formação de 4 grupos distintos, o primeiro composto pelas estações 5 e 6, com similaridade de 64,1% e o segundo grupo, composto pelas estações 7, 8 e 9 com similaridade de 42,1 %. Os demais grupos apresentaram similaridade inferior a 40% sendo o terceiro formado pelas estações 1 e 2 com similaridade de 39,5 % e o quarto grupo, com similaridade de apenas 33,7%, formado pelas estações 3 e 4.

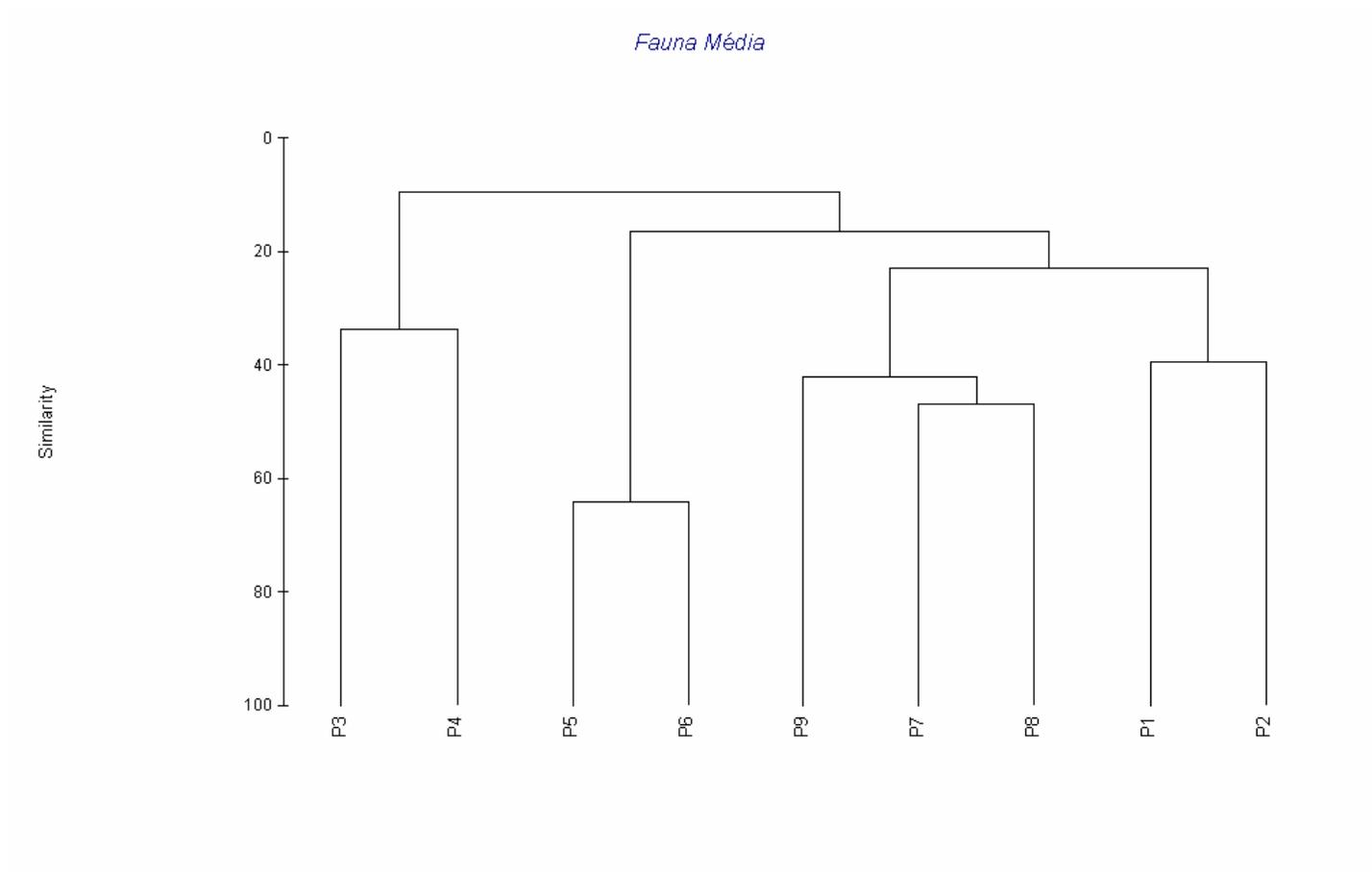


Figura 54. Ordenamento hierárquico aglomerativo (Cluster), representando os grupos de estações obtidos a partir dos dados da densidade da macrofauna total.

Com esta mesma matriz de similaridade, gerada a partir dos dados de abundância média, também foi realizado um escalonamento multidimensional (MDS) com a representação gráfica das estações de amostragem (Figura 55).

O MDS confirma o mesmo padrão de agrupamento encontrado no cluster, evidenciando 4 grupos distintos, com um *stress* de 0,04, o primeiro composto pelas estações 3 e 4, um segundo grupo composto pelas estações 5 e 6; um terceiro grupo composto pelas estações 7, 8 e 9 e um quarto grupo composto pelas estações 1 e 2.

*Fauna Média*

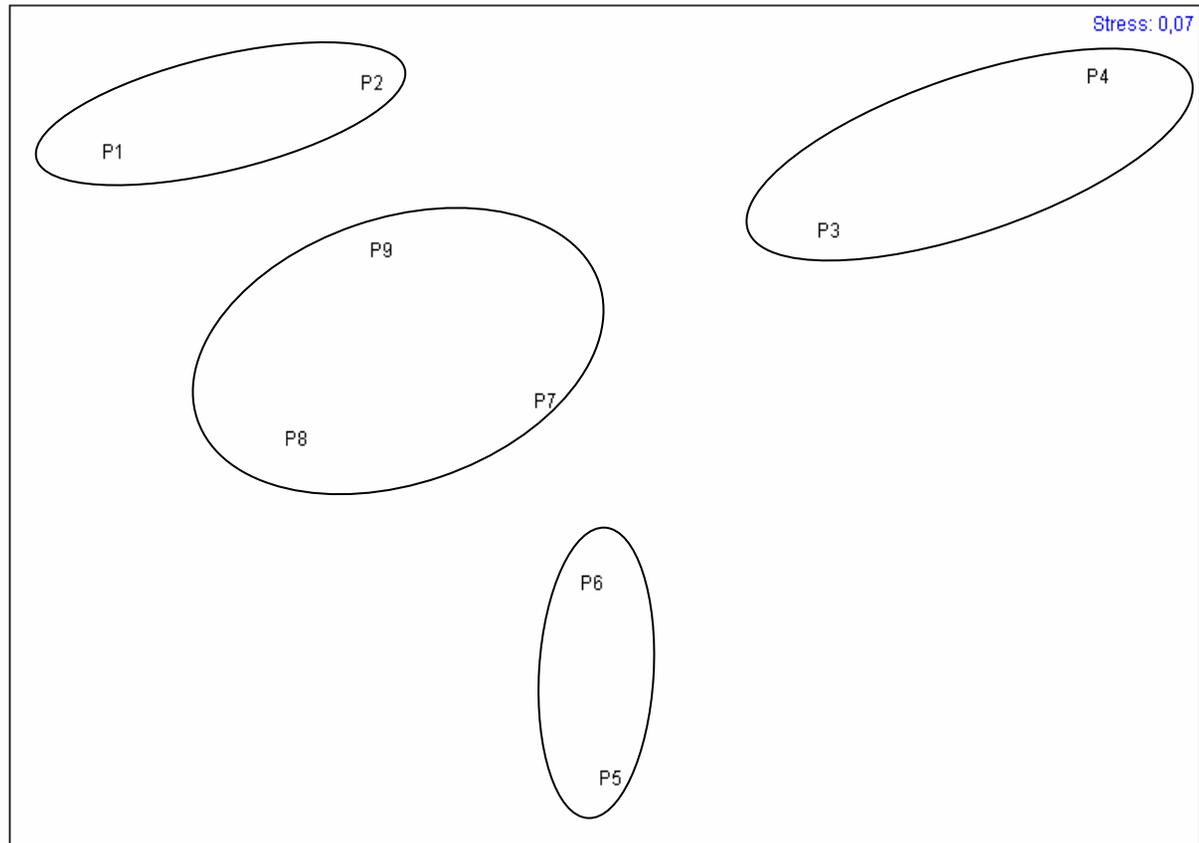


Figura 55. Escalonamento multidimensional (MDS) a partir dos dados de abundância média.

Através da análise de SIMPER foi possível determinar as porcentagens de dissimilaridade da estação 9 (referência) com as demais estações de estudo (estações 1-8). Os grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias médias, dissimilaridades médias, porcentagens de contribuição e acumulativa encontram-se nas Tabelas 26 a 33.

Tabela 26 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 1 e 9).

Dissimilaridade Média = 78,37%		Estação 1	Estação 9		
Grupos	Abundância. Média	Abundância. Média	Dissimilaridade Média	Contribuição %	Acum.. %
BRYOZOA	45,83	0,00	5,25	6,70	6,70
<i>Ninoe brasiliensis</i> Kinberg, 1865	0,00	20,83	4,37	5,57	12,27
<i>Tanaidacea</i>	12,50	0,00	3,79	4,84	17,11
<i>Axiothela</i> sp.	8,33	0,00	3,43	4,37	21,48
<i>Scoloplos</i> sp.	8,33	0,00	3,43	4,37	25,85
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	2,92	3,73	29,58
NEMERTEA	0,00	4,17	2,92	3,73	33,30
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	2,92	3,73	37,03
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,00	4,17	2,92	3,73	40,76
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	2,92	3,73	44,48
Cumacea	0,00	4,17	2,92	3,73	48,21
<i>Tellina</i> sp.	0,00	4,17	2,92	3,73	51,93
<i>Abra</i> sp.	0,00	4,17	2,92	3,73	55,66
<i>Paraprionospio pinnata</i> (Ehlers, 1901)	4,17	0,00	2,88	3,68	59,34
<i>Lumbrineris</i> sp.	4,17	0,00	2,88	3,68	63,01

continua

Tabela 26 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 1 e 9) (continuação).

Dissimilaridade Média = 78,37%					
	Estação 1	Estação 9			
Grupos	Abundância. Média	Abundância. Média	Dissimilaridade Média	Contribuição %	Acum. %
SIPUNCULA	4,17	0,00	2,88	3,68	66,69
ASTEROIDEA	4,17	0,00	2,88	3,68	70,37
Maldanidae	4,17	0,00	2,88	3,68	74,04
<i>Magelona variolamelata</i> (Bolivar & Lana, 1986)	4,17	0,00	2,88	3,68	81,40
<i>Magelona crenulata</i> (Bolivar & Lana, 1986)	4,17	0,00	2,88	3,68	85,07
Semelidae	4,17	0,00	2,88	3,68	88,75
Arcidae	4,17	0,00	2,88	3,68	92,42

Tabela 27 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 2 e 9)

Dissimilaridade Média = 70,43%					
	Estação 2	Estação 9			
Grupos	Abundância Média	Abundância Média	Dissimilaridade Média	Contribuição %	Acum. %
<i>Prionospio dayi</i>	20,83	0,00	4,88	6,93	6,93
<i>Scoloplos sp.</i>	12,50	0,00	4,29	6,10	13,03
BRYOZOA	8,33	0,00	3,88	5,51	18,53
Caridae	8,33	0,00	3,88	5,51	24,04
<i>Tharyx sp.</i>	0,00	8,33	3,74	5,31	29,35
<i>Goniada maculata</i> Örsted, 1843	4,17	0,00	3,26	4,63	33,99
<i>Magelona variolamelata</i> (Bolivar & Lana, 1986)	4,17	0,00	3,26	4,63	38,62
Tellinidae	4,17	0,00	3,26	4,63	43,25
Arcidae	4,17	0,00	3,26	4,63	47,88
<i>Nucula sp.</i>	4,17	0,00	3,26	4,63	52,52
Vemeridae	4,17	0,00	3,26	4,63	57,15
<i>Natica sp.</i>	4,17	0,00	3,26	4,63	61,78
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	3,14	4,46	66,25
NEMERTEA	0,00	4,17	3,14	4,46	70,71
<i>Sagitta sp.</i>	0,00	4,17	3,14	4,46	75,17
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,00	4,17	3,14	4,46	79,64

continua

Tabela 27 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 2 e 9) (continuação).

<b>Dissimilaridade Média = 70,43%</b>					
	<b>Estação 2</b>	<b>Estação 9</b>			
<b>Grupos</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Dissimilaridade Média</b>	<b>Contribuição %</b>	<b>Acum. %</b>
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	3,14	4,46	84,10
<i>Tellina</i> sp.	0,00	4,17	3,14	4,46	88,56
<i>Abra</i> sp.	0,00	4,17	3,14	4,46	93,02

Tabela 28 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 3 e 9).

Dissimilaridade Média = 85,16%	Estação 3		Estação 9		Acum. %
	Abundância Média	Abundância Média	Dissimilaridade Média	Contribuição %	
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	0,00	58,33	9,17	10,77	10,77
Caridae	8,33	0,00	8,82	10,36	21,12
<i>Magelona posterelongata</i> Bolivar & Lana, 1986	8,33	0,00	8,82	10,36	31,48
<i>Glycera dibranchiata</i> Ehlers, 1868	4,17	0,00	7,42	8,71	40,19
<i>Ninoe brasiliensis</i> Kinberg, 1865	0,00	20,83	7,09	8,32	48,52
<i>Tharyx</i> sp.	0,00	8,33	5,64	6,62	55,13
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	4,74	5,57	60,70
NEMERTEA	0,00	4,17	4,74	5,57	66,26
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	4,74	5,57	71,83
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,00	4,17	4,74	5,57	77,40
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	4,74	5,57	82,96
Cumacea	0,00	4,17	4,74	5,57	88,53
<i>Tellina</i> sp.	0,00	4,17	4,74	5,57	94,09

Tabela 29 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 4 e 9).

<b>Dissimilaridade Média = 100 %</b>	<b>Estação 4</b>	<b>Estação 9</b>			
<b>Grupos</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Dissimilaridade Média</b>	<b>Contribuição %</b>	<b>Acum. %</b>
<i>Glycera dibranchiata</i> Ehlers, 1868	4,17	0,00	14,67	14,67	14,67
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	0,00	58,33	11,59	11,59	26,26
<i>Parandalia americana</i> Hartman, 1947	0,00	29,17	9,74	9,74	36,00
<i>Ninoe brasiliensis</i> Kinberg, 1865	0,00	20,83	8,96	8,96	44,96
<i>Tharyx</i> sp.	0,00	8,33	7,12	7,12	52,08
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	5,99	5,99	58,07
NEMERTEA	0,00	4,17	5,99	5,99	64,06
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	5,99	5,99	70,05
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,00	4,17	5,99	5,99	76,04
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	5,99	5,99	82,03
Cumacea	0,00	4,17	5,99	5,99	88,02
<i>Tellina</i> sp.	0,00	4,17	5,99	5,99	94,01

Tabela 30 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 5 e 9).

<b>Dissimilaridade Média = 88,07%</b>	<b>Estação 5</b>	<b>Estação 9</b>			
<b>Grupos</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Dissimilaridade Média</b>	<b>Contribuição %</b>	<b>Acum. %</b>
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	0,00	58,33	7,72	8,76	8,76
<i>Parandalia americana</i> Hartman, 1947	0,00	29,17	6,49	7,37	16,13
<i>Kinbergonuphis difficilis</i> (Fauchald, 1982)	8,33	0,00	5,49	6,24	22,37
<i>Gymnonereis crosslandi</i> (Monro, 1933)	8,33	0,00	5,49	6,24	28,60
<i>Corbula</i> sp.	8,33	0,00	5,49	6,24	34,84
<i>Tharyx</i> sp.	0,00	8,33	4,74	5,39	40,23
<i>Paraprionospio pinnata</i> (Ehlers, 1901)	4,17	0,00	4,62	5,25	45,47
<i>Neanthes</i> sp.	4,17	0,00	4,62	5,25	50,72
<i>Sigambra grubii</i> Muller, 1858	4,17	0,00	4,62	5,25	55,97
<i>Magelona posterelongata</i> Bolivar & Lana, 1986	4,17	0,00	4,62	5,25	61,21
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	3,99	4,53	65,74
NEMERTEA	0,00	4,17	3,99	4,53	70,27
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	3,99	4,53	74,80
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,00	4,17	3,99	4,53	79,33
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	3,99	4,53	83,86
Cumacea	0,00	4,17	3,99	4,53	88,39
<i>Tellina</i> sp.	0,00	4,17	3,99	4,53	92,91

Tabela 31 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 6 e 9).

Dissimilaridade Média = 70,03%					
	Estação 6	Estação 9			
Grupos	Abundância Média	Abundância Média	Dissimilaridade Média	Contribuição %	Acum. %
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941)	0,00	58,33	7,96	10,20	10,20
<i>Neanthes</i> sp.	20,83	0,00	7,22	9,25	19,46
<i>Shizocardium</i> sp.	12,50	0,00	6,36	8,14	27,60
<i>Kinbergonuphis difficilis</i> (Fauchald, 1982)	8,33	0,00	5,74	7,36	34,96
<i>Tharyx</i> sp.	0,00	8,33	4,89	6,27	41,23
<i>Paraprionospio pinnata</i> (Ehlers, 1901)	4,17	0,00	4,83	6,19	47,42
<i>Magelona posterelongata</i> (Bolivar & Lana, 1986)	4,17	0,00	4,83	6,19	53,61
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	4,12	5,27	58,89
NEMERTEA	0,00	4,17	4,12	5,27	64,16
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	4,12	5,27	69,44
<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950	0,00	4,17	4,12	5,27	74,71
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	4,12	5,27	79,99
Cumacea	0,00	4,17	4,12	5,27	85,26
<i>Tellina</i> sp.	0,00	4,17	4,12	5,27	90,54

Tabela 32 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 7 e 9).

<b>Dissimilaridade Média = 66,08%</b>	<b>Estação 7</b>	<b>Estação 9</b>			
<b>Grupos</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Dissimilaridade Média</b>	<b>Contribuição %</b>	<b>Acum. %</b>
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	0,00	58,33	5,94	8,98	8,98
<i>Magelona posterelongata</i> Bolivar & Lana, 1986	8,33	0,00	3,76	5,69	14,67
<i>Tharyx</i> sp.	0,00	8,33	3,65	5,52	20,20
<i>Clymenella dalesi</i> Mangum, 1966	4,17	0,00	3,16	4,78	24,98
<i>Glycera dibranchiata</i> Ehlers, 1868	4,17	0,00	3,16	4,78	29,76
<i>Sthenolepsis grubei</i> (Treadwell, 1901)	4,17	0,00	3,16	4,78	34,55
<i>Aricidea</i> sp.	4,17	0,00	3,16	4,78	39,33
<i>Sigambra grubii</i> Muller, 1858	4,17	0,00	3,16	4,78	44,12
<i>Periploma ovate</i> Orbiguy, 1946	4,17	0,00	3,16	4,78	48,90
<i>Natica</i> sp.	4,17	0,00	3,16	4,78	53,68
Ostracoda	4,17	0,00	3,16	4,78	58,47
<i>Pinnixa</i> sp. 1	4,17	0,00	3,16	4,78	63,25
<i>Pinnixa</i> sp. 2	4,17	0,00	3,16	4,78	68,03
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	3,07	4,64	72,68
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	3,07	4,64	77,32
Cumacea	0,00	4,17	3,07	4,64	81,97

Continua

Tabela 32 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 7 e 9) (continuação).

Dissimilaridade Média = 66,08%		Estação 7	Estação 9		
Grupos	Abundância Média	Abundância Média	Dissimilaridade Média	Contribuição %	Acum. %
<i>Tellina sp.</i>	0,00	4,17	3,07	4,64	86,61
<i>Abra sp.</i>	0,00	4,17	3,07	4,64	91,26

Tabela 33 - Grupos taxonômicos responsáveis pelas dissimilaridades, abundâncias e por percentagens de contribuição (Estações 8 e 9).

<b>Dissimilaridade Média = 58.52%</b>	<b>Estação 8</b>	<b>Estação 9</b>			
<b>Grupos</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Abundância Média</b>	<b>Dissimilaridade Média</b>	<b>Contribuição %</b>	<b>Acum %</b>
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	0,00	58,33	6,71	11,47	11,47
<i>Natica</i> sp.	8,33	0,00	4,32	7,38	18,85
<i>Tharyx</i> sp.	0,00	8,33	4,13	7,05	25,90
<i>Clymenella dalesi</i> Mangum, 1966	4,17	0,00	3,63	6,21	32,11
<i>Nepthys</i> sp.	4,17	0,00	3,63	6,21	38,32
Penaeidae	4,17	0,00	3,63	6,21	44,52
<i>Cabira incerta</i> Webster, 1879	4,17	0,00	3,63	6,21	50,73
<i>Magelona crenulata</i> Bolivar & Lana 1986	4,17	0,00	3,63	6,21	56,94
<i>Pinnixa</i> sp. 1	4,17	0,00	3,63	6,21	63,14
<i>Laonice cirrata</i> (Sars, 1851)	0,00	4,17	3,47	5,93	69,07
NEMERTEA 75,00	0,00	4,17	3,47	5,93	75,00
<i>Sagitta</i> sp.	0,00	4,17	3,47	5,93	80,93
<i>Mediomastus capensis</i> Day, 1961	0,00	4,17	3,47	5,93	86,86
Cumacea	0,00	4,17	3,47	5,93	92,79

As maiores dissimilaridades médias foram encontradas nas estações 4, 5 e 3 em relação à estação 9 (referência) com valores de 100%, 88,1% e 85,2% respectivamente. Dentre os grupos taxonômicos envolvidos na dissimilaridade entre estas estações, destaca-se a contribuição do grupo POLYCHAETA como maior responsável pelas diferenças observadas.

De forma geral, tem-se observado que nas comunidades bentônicas do ambiente marinho, as alterações produzidas por contaminantes são detectáveis inclusive em níveis taxonômicos mais altos. Assim, tem sido proposto que a dominância dos poliquetos é característica de ecossistemas contaminados organicamente, entretanto, os crustáceos e equinodermos dominam os ambientes não alterados, ocupando os moluscos uma situação intermediária (Heip *et al.*, 1988; Warwick, 1998; Warwick & Clarke, 1993).

#### **4.1.5 Integração dos Resultados Físico-Químicos, Ecotoxicológicos e Estrutura da Comunidade Bentônica. (Tríade da Qualidade dos Sedimentos – TQS)**

##### **4.1.5.1 Método RTMV (“Ratio to Mean Values”)**

Os valores extraídos do banco de dados de contaminação química dos sedimentos (Tabela 11), utilizados para o cálculo dos  $RTMV_Q$ , são apresentados na Tabela 34, já divididos pela média dos resultados de cada composto nas nove estações de amostragem.

Na Tabela 35 são apresentados os resultados dos ensaios de toxicidade, obtidos na Tabela 22, também já divididos pela média dos resultados de cada ensaio nas nove estações de amostragem, para cálculo dos  $RTMV_T$ .

Tabela 34. RTMV calculados para os contaminantes químicos .

Estações	N	COT	P	HPAs	PCBs	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	RTMV <sub>Q</sub>
1	0,34	0,20	0,67	0,00	0,00	0,65	0,00	0,53	0,37	0,61	0,34
2	0,64	0,22	0,90	0,01	0,00	0,51	0,00	0,53	0,43	0,49	0,37
3	0,52	0,99	0,42	5,85	5,15	1,00	1,04	0,96	1,02	0,99	1,79
4	1,96	2,66	1,32	1,20	0,00	1,91	3,57	1,81	1,92	1,70	1,81
5	2,84	2,31	2,03	0,58	1,72	1,91	3,25	1,76	1,92	1,62	1,99
6	1,61	0,81	1,36	0,13	0,42	1,08	0,97	1,12	1,15	1,04	0,97
7	0,40	0,70	1,01	0,60	0,66	0,66	0,00	0,85	0,83	0,80	0,65
8	0,28	0,58	0,82	0,49	0,74	0,77	0,16	0,80	0,78	1,01	0,65
9	0,41	0,52	0,46	0,14	0,29	0,51	0,00	0,64	0,56	0,74	0,43

Tabela 35. RTMV calculados para os testes de toxicidade .

Estações	%	%	RTMV <sub>T</sub>
	Mortalidade anfípode	Anomalia Embrionarval ISA	
1	0,70	0,62	0,66
2	0,57	0,58	0,58
3	1,79	1,41	1,60
4	1,47	1,43	1,45
5	0,77	1,35	1,06
6	1,47	1,36	1,41
7	0,70	0,90	0,80
8	0,64	0,84	0,74
9	0,89	0,52	0,70

Na Tabela 36 são apresentados os índices descritivos da comunidade bentônica, recalculados após o agrupamento das três réplicas analisadas em cada estação. Os índices que puderam ser calculados em todas as estações foram: riqueza de espécies (S), diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e dominância de polychetas ( $D_p$ ). Estes valores, divididos pelas suas médias, são mostrados na Tabela 37, onde são calculados os  $RTMV_B$ , em cada estação de amostragem.

Tabela 36. Índices ecológicos calculados em cada estação, após agrupamento das réplicas.

Estações	S	$H'$	$D_p$
1	23	2,78	35,3
2	17	2,44	53,8
3	4	1,33	66,7
4	1	0,00	100
5	8	1,64	90
6	7	1,71	84,2
7	17	2,45	70,6
8	13	2,10	77,4
9	13	2,05	77,5

Tabela 37. RTMV calculados para os índices descritores da comunidade bentônica.

Estações	1/S	1/ $H'$	$D_p$	$RTMV_B$
1	0,50	0,66	0,48	0,55
2	0,67	0,75	0,74	0,72
3	2,86	1,38	0,92	1,72
4	11,44	-	1,37	6,41
5	1,43	1,12	1,24	1,26
6	1,63	1,07	1,16	1,29
7	0,67	0,75	0,97	0,80
8	0,88	0,87	1,06	0,94
9	0,88	0,89	1,06	0,95

Com os resultados apresentados nas Tabelas 34, 35 e 37, são calculadas as médias em cada estação e estes resultados (índices integrados para cada estação de amostragem) são apresentados na Tabela 38.

Tabela 38. Índices das estações de amostragem calculados a partir dos  $RTMV_Q$ ,  $RTMV_T$  e  $RTMV_B$ .

<b>Estações</b>	<b><math>RTMV_Q</math></b>	<b><math>RTMV_B</math></b>	<b>Índice da estação</b>
<b>1</b>	0,34	0,55	0,51
<b>2</b>	0,37	0,72	0,56
<b>3</b>	1,79	1,72	1,70
<b>4</b>	1,81	6,41	3,22
<b>5</b>	1,99	1,26	1,44
<b>6</b>	0,97	1,29	1,22
<b>7</b>	0,65	0,80	0,75
<b>8</b>	0,65	0,94	0,77
<b>9</b>	0,43	0,95	0,69

Foi possível então, a ordenação das estações de amostragem pelo método RTMV. A posição de cada estação no “*ranking*” é relacionada apenas aos dados analisados no presente estudo. A ordenação mostra a qualidade de cada estação em relação às outras e entre elas, indicando quais delas estão nas melhores e piores condições, de uma forma integrada. Este “*ranking*” não pode ser utilizado para outros fins, especialmente para comparações com dados de outros trabalhos (Cesar *et al.*,2008). De acordo com os resultados da Tabela 38, as estações mais impactadas são a 4 (área de influência da zona de descarte do material dragado), a 3 (área de disposição do material dragado) e as estações 5 e 6, nesta ordem, que também localizam-se na área de influência da região de descarte do material dragado.

Mesmo levando em conta a impossibilidade de comparação com resultados de outros trabalhos, calculados com diferentes bases de dados, ressalta-se que os piores índices encontrados neste estudo (0,51 – 3,22) são valores com a mesma ordem de grandeza do apresentado na estação de referência (1,31) de Abessa *et al.* (2008).

#### 4.1.5.2 Tabelas de Decisão

Os resultados obtidos nas análises dos metais Cádmio, Cobre, Chumbo, Zinco; dos pesticidas clordano e dieldrin; do HPA e PCBs e as considerações feitas no item 3.6.2 resultaram nos valores apresentados nas Tabelas 39, 40 e 41 onde são apresentados os cálculos do  $SQGQ1_F^*$ ,  $SQGQ1_C^*$  e  $SQGQ1_P^*$ . As referências utilizadas (Fairey *et al.*, 2001, Resolução CONAMA N° 344/04; MacDonald *et al.*, 1996) para o cálculo destes três índices são apresentadas na Tabela 42.

Tabela 39. SQGQ1<sub>F</sub>\* calculados com as referências apresentadas em Fairey, 2001.

Estações	Clordano	Dieldrin	HPA <sub>OC</sub>	P CBs	Pb	Cu	Cd	Zn	SQGQ1 <sub>F</sub> *	Decisão
1	0,017	0,003	0,003	0,002	0,070	0,001	0,012	0,054	0,02	Mínima
2	0,017	0,003	0,003	0,002	0,054	0,001	0,012	0,044	0,02	Mínima
3	0,017	0,003	0,024	0,455	0,107	0,012	0,012	0,088	0,09	Mínima
4	0,017	0,003	0,002	0,002	0,205	0,041	0,012	0,151	0,05	Mínima
5	0,017	0,003	0,001	0,152	0,205	0,037	0,012	0,144	0,07	Mínima
6	0,017	0,003	0,001	0,037	0,116	0,011	0,012	0,093	0,04	Mínima
7	0,033	0,003	0,004	0,059	0,071	0,001	0,012	0,071	0,03	Mínima
8	0,017	0,003	0,004	0,066	0,083	0,002	0,012	0,090	0,03	Mínima
9	0,017	0,003	0,002	0,026	0,055	0,001	0,012	0,065	0,02	Mínima

Tabela 40. SQGQ1<sub>C</sub>\* calculados com as referências do nível 2 da Resolução CONAMA 344/04.

Estações	Clordano	Dieldrin	HPA	PCBs	Pb	Cu	Cd	Zn	SQGQ1 <sub>C</sub> *	Decisão
1	0,021	0,006	0,005	0,005	0,036	0,001	0,005	0,054	0,02	Mínima
2	0,021	0,006	0,005	0,005	0,028	0,001	0,005	0,044	0,01	Mínima
3	0,021	0,006	0,196	1,011	0,055	0,012	0,005	0,088	0,17	Moderada
4	0,021	0,006	0,043	0,005	0,106	0,041	0,005	0,151	0,05	Mínima
5	0,021	0,006	0,023	0,338	0,106	0,037	0,005	0,144	0,08	Mínima
6	0,021	0,006	0,008	0,083	0,060	0,011	0,005	0,093	0,04	Mínima
7	0,042	0,006	0,024	0,130	0,037	0,001	0,005	0,071	0,04	Mínima
8	0,021	0,006	0,020	0,146	0,043	0,002	0,005	0,090	0,04	Mínima
9	0,021	0,006	0,009	0,058	0,028	0,001	0,005	0,065	0,02	Mínima

Tabela 41. SQGQ1<sub>P</sub>\* calculados com as referências PEL.

Estações	Clordano	Dieldrin	HPA	PCBs	Pb	Cu	Cd	Zn	SQGQ1 <sub>P</sub> *	Decisão
<b>1</b>	0,021	0,006	0,001	0,005	0,070	0,002	0,012	0,082	0,02	<b>Mínima</b>
<b>2</b>	0,021	0,006	0,001	0,005	0,054	0,002	0,012	0,066	0,02	<b>Mínima</b>
<b>3</b>	0,021	0,006	0,035	0,964	0,107	0,030	0,012	0,133	0,16	<b>Moderada</b>
<b>4</b>	0,021	0,006	0,008	0,005	0,205	0,102	0,012	0,229	0,07	<b>Mínima</b>
<b>5</b>	0,021	0,006	0,004	0,323	0,205	0,092	0,012	0,218	0,11	<b>Moderada</b>
<b>6</b>	0,021	0,006	0,001	0,079	0,116	0,028	0,012	0,140	0,05	<b>Mínima</b>
<b>7</b>	0,042	0,006	0,004	0,124	0,071	0,002	0,012	0,107	0,05	<b>Mínima</b>
<b>8</b>	0,021	0,006	0,004	0,139	0,083	0,005	0,012	0,135	0,05	<b>Mínima</b>
<b>9</b>	0,021	0,006	0,002	0,055	0,055	0,002	0,012	0,099	0,03	<b>Mínima</b>

Tabela 42. Referências para os cálculos dos SQGQ1<sub>F</sub>\*, SQGQ1<sub>C</sub>\* e SQGQ1<sub>P</sub>\* (orgânicos em µg/kg e metais em mg/kg).

	Clordano	Dieldrin	HPA	PCBs	Pb	Cu	Cd	Zn
<b>Fairey (2001)</b>	6,0	8	1800*	400	112,2	270	4,2	410
<b>CONAMA 344/04</b>	4,8	4,3	3000	180	218,0	270	9,6	410
<b>PEL</b>	4,8	4,3	16770,5	188,8	112,2	108,2	4,2	271

\* Referência para HPA<sub>OC</sub> em µg HPA / g OC

Utilizando os critérios de decisão apresentados por Abessa *et al.* (2008) e observando-se os resultados apresentados nas Tabelas 39, 40 e 41, a estação 3 apresentou contaminação moderada em dois índices (SQGQ1<sub>C</sub>\* e SQGQ1<sub>P</sub>\*) e a estação 5 também apresentou contaminação moderada, mas apenas em um dos índices (SQGQ1<sub>P</sub>\*).

Na Tabela 43 são apresentados os resultados dos 2 ensaios de toxicidade realizados em cada estação de amostragem sendo que, de acordo com os critérios de decisão, as estações 4, 5 e 6 foram classificadas com “toxicidade moderada”; as estações 1, 2 e 9 como “não tóxicas” e apenas a estação 3 com o critério “fortemente tóxica”.

Tabela 43. Resultados e avaliações dos testes de toxicidade.

Estações	%	%	Decisão
	Mortalidade anfípode	Anomalia Embriolarval ISA	
1	não tox.	não tox.	<b>Não Tóxica</b>
2	não tox.	não tox.	<b>Não Tóxica</b>
3	tóxica	tóxica	<b>Fortemente Tóxica</b>
4	não tox.	tóxica	<b>Toxicidade Moderada</b>
5	não tox.	tóxica	<b>Toxicidade Moderada</b>
6	não tox.	tóxica	<b>Toxicidade Moderada</b>
7	não tox.	tóxica	<b>Toxicidade Moderada</b>
8	não tox.	tóxica	<b>Toxicidade Moderada</b>
9	não tox.	não tox.	<b>Não Tóxica</b>

A Tabela 44 apresenta os resultados da avaliação dos índices ecológicos descritivos da comunidade bentônica, utilizando os critérios apresentados por Abessa *et al.* (2008) e os dados da Tabela 36. As estações 3, 7, 8 e 9 apresentaram grau de degradação moderado; as estações 1 e 2, grau de degradação mínimo e as estações 4, 5 e 6, na zona de influência do material dragado, apresentaram grau forte de degradação da comunidade bentônica.

Tabela 44. Resultados e avaliações dos índices ecológicos.

<b>Estações</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>D<sub>p</sub></b>	<b>Média</b>
<b>1</b>	Mínimo	Mínimo	Mínimo	Mínimo
<b>2</b>	Moderado	Mínimo	Mínimo	Mínimo
<b>3</b>	Forte	Moderado	Moderado	Moderado
<b>4</b>	Forte	Forte	Forte	Forte
<b>5</b>	Forte	Moderado	Forte	Forte
<b>6</b>	Forte	Moderado	Forte	Forte
<b>7</b>	Moderado	Mínimo	Moderado	Moderado
<b>8</b>	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
<b>9</b>	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado

Os resultados de cada tabela de decisão são apresentados, de uma forma integrada, na Tabela 45, onde na coluna “química” foram utilizados os resultados obtidos com o SQGQ1<sub>P</sub>\* que apresentaram a pior situação com respeito à contaminação química.

Tabela 45. Tabela de decisão integrando os resultados da química, toxicidade e comunidade bentônica.

<b>Estações</b>	<b>Química</b>	<b>Toxicidade</b>	<b>Bentos</b>
<b>1</b>	Mínima	Não Tóxica	Mínimo
<b>2</b>	Mínima	Não Tóxica	Mínimo
<b>3</b>	Moderada	Fortemente Tóxica	Moderado
<b>4</b>	Mínima	Toxicidade Moderada	Forte
<b>5</b>	Moderada	Toxicidade Moderada	Forte
<b>6</b>	Mínima	Toxicidade Moderada	Forte
<b>7</b>	Mínima	Toxicidade Moderada	Moderado
<b>8</b>	Mínima	Toxicidade Moderada	Moderado
<b>9</b>	Mínima	Não Tóxica	Moderado

A Figura 56 apresenta os resultados na forma de gráficos de pizza. Pode ser observado na Tabela 45 e na Figura 56 que o coeficiente  $SQGQ1_P^*$  pode ter subestimado a contaminação química que pode ter sido causada por compostos não analisados no presente estudo e/ou os ensaios de toxicidade e os índices ecológicos podem ter apresentado resultados superestimados. No trabalho de Fairey *et al.* (2001) o índice SQGQ1 havia apresentado uma alta correlação com a incidência ( $r^2 = 0,901$ ) e com a magnitude ( $r^2 = 0,913$ ) da toxicidade aguda, sendo que estes valores foram obtidos a partir de um banco de dados com 1692 amostras.

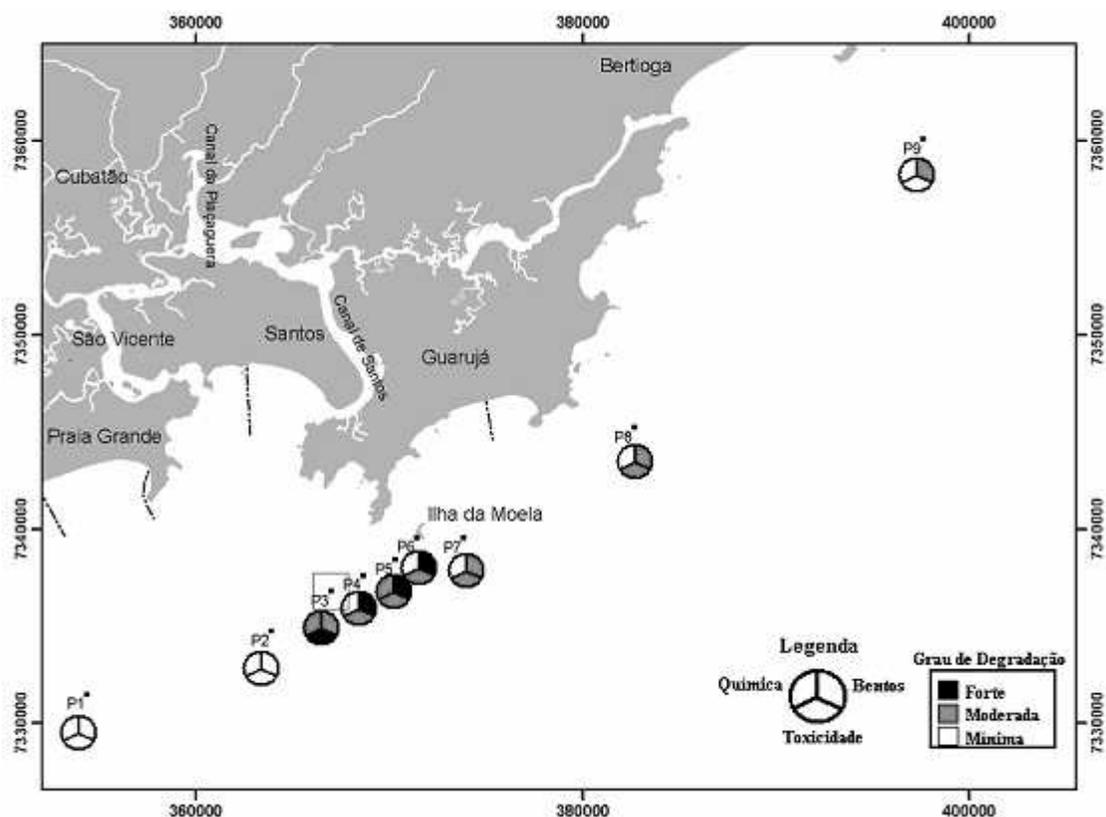


Figura 56. Gráficos de pizza representando, em cada estação, o grau de degradação apresentado nas tabelas de decisão.

Na tabela 46 são apresentados os resultados integrados e as possíveis conclusões que podem ser obtidas em função desses resultados (Cesar, 2003; Chapman, 1990, 1997a;

FUNDESPA, 2008). De acordo com este método de integração de resultados, mais evidências de degradação foram observadas nos sedimentos das estações P3, P4, P5 e P6, seguida de P7, P8. As estações P1 e P2 não exibiram evidências de degradação, enquanto P9 pareceu exibir indícios muito tênues de alteração, cuja origem não foi determinada e pode ter sido causada por fatores naturais. Deve ser considerado que para o componente químico, os cálculos foram feitos com o coeficiente SQGQ1<sub>P</sub>\* com referências PEL, o qual não contempla todos os contaminantes avaliados. Abessa *et. al.* (2006) mostraram que para a região de Santos, violações de níveis inferiores (TEL) mostram uma correspondência muito maior com a toxicidade de anfípodes (FUNDESPA, 2008).

Tabela 46. Resultados integrados da Tríade com os critérios de decisão e as possíveis conclusões.

	<b>Química</b>	<b>Toxicologia</b>	<b>Bentos</b>	<b>Conclusão Provável</b>
<b>P1</b>	Alteração fraca	Alteração fraca	Alteração fraca	Fortes evidências de ausência de degradação ambiental
<b>P2</b>	Alteração fraca	Alteração fraca	Alteração fraca	Fortes evidências de ausência de degradação ambiental
<b>P3</b>	Alteração moderada	Alteração forte	Alteração moderada	Evidências de degradação ambiental
<b>P4</b>	Alteração fraca	Alteração moderada	Alteração forte	Alteração causada por contaminantes não medidos
<b>P5</b>	Alteração moderada	Alteração moderada	Alteração forte	Evidências de alteração, causada por efeitos crônicos e sub-crônicos
<b>P6</b>	Alteração fraca	Alteração moderada	Alteração forte	Alteração causada por contaminantes não medidos
<b>P7</b>	Alteração fraca	Alteração moderada	Alteração moderada	Evidências de degradação moderada, causada por contaminantes não medidos ou efeitos crônicos e sub-crônicos
<b>P8</b>	Alteração fraca	Alteração moderada	Alteração moderada	Evidências de degradação moderada, causada por contaminantes não medidos ou efeitos crônicos e sub-crônicos
<b>P9</b>	Alteração fraca	Alteração fraca	Alteração moderada	Alteração no bentos causada por fatores naturais

#### 4.1.5.3 Análise Multivariada

Os dados de toxicidade com anfípodas e ouriço do mar ( $n = 2$ ) juntamente com os índices ecológicos descritivos dos bentos ( $n = 2$ ), bem como os parâmetros físico-químicos ( $n = 14$ ) medidos nos sedimentos foram empregados na análise de fatores e podem ser observados na Tabela 47.

Foram extraídos três fatores principais utilizando-se o critério de Kaiser, no qual são considerados os autovalores (*eigenvalues*) acima de 1. O nível de corte para selecionar as variáveis incluídas nestes fatores (*loadings*) foi de 0,40.

Tabela 47. Matriz com os índices ecológicos, dados de toxicidade para anfípodas e ouriços e dados físico-químicos empregados na análise de fatores.

Estações	Variáveis																	
	H	D	Mortalidade Anfípode %	Anomalia Embriolarval Interface %	Finos %	N Kjeldahl mg/kg	COT %	P Total mg/kg	HPA Totais µg/kg	PCBs µg/kg	Fta- Latos µg/kg	Aldrin µg/kg	Pb	Cu	Cr mg/kg	Mn	Ni	Zn
1	2,78	35,3	27,5	42,6	8,2	47,2	0,28	12,8	0	0	0	0,14	7,8	0	9,9	135	2,5	22,3
2	2,44	53,8	22,5	40,2	8,2	88,3	0,3	17,2	0,5	0	0	0,07	6,1	0	10	136	2,9	18
3	1,33	66,7	70	97,4	19,5	71,2	1,36	8	576,5	182	52	1,14	12	3,2	18	392	6,9	36
4	0	100	57,5	98,6	57,7	270	3,64	25,1	118,8	0	68	0,3	23	11	34	713	13	62
5	1,64	90	30	93,2	60,2	392	3,16	38,6	57	60,9	0	0,36	23	10	33	652	13	59
6	1,71	84,2	57,5	93,8	33,2	223	1,11	25,9	12,5	14,9	0	0,09	13	3	21	387	7,8	38
7	2,45	70,6	27,5	61,8	28,9	55,8	0,96	19,3	59,3	23,4	0	0,16	8	0	16	271	5,6	29
8	2,1	77,4	25	58	26,1	39,3	0,8	15,6	48,8	26,3	0	0,08	9,3	0,5	15	273	5,3	36,7
9	2,05	77,5	35	35,6	12,5	56	0,71	8,7	14,2	10,4	0	0,05	6,2	0	12	178	3,8	26,8

Considerando a complexidade dos resultados obtidos, a Análise Fatorial reagrupou todas as variáveis em 3 novos fatores, facilitando a interpretação integrada dos dados.

O conjunto dos três principais fatores explicou 94,1% da variância do conjunto original de dados. O primeiro fator foi responsável por 66,3% da variância dos dados, o segundo fator por 22,2% e o terceiro fator por 5,6%, conforme mostrado na Tabela 48.

Os pesos (*loadings*) associados a cada um dos três fatores principais são apresentados na Tabela 49. O fator 1 agrupou as duas variáveis descritoras da comunidade bentônica (D e H') com uma variável de efeito biológico (toxicidade na interface sedimento-água) além da % de finos, nutrientes (N, COT e P) e todos os metais incluídos na matriz dos dados (Pb, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn).

Tabela 48. Resultados obtidos para cada fator principal.

	<i>Eigenvalues</i>	% Total variância	<i>Eigenvalues</i> acumulado	% acumulada
<b>Fator 1</b>	11,93278	66,29	11,93278	66,29
<b>Fator 2</b>	4,00009	22,22	15,93287	88,51
<b>Fator 3</b>	1,00107	5,56	16,93394	94,07

Tabela 49. Pesos (*loadings*) calculados para as variáveis.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Espécies	<b>-0,62472</b>	-0,209294	<b>-0,745377</b>
Dominância polychetas	<b>0,75199</b>	-0,070933	<b>0,404294</b>
Mortalidade anfípode	0,21030	<b>0,611118</b>	<b>0,613848</b>
Efeito ouriço - ISA	<b>0,73698</b>	<b>0,520075</b>	0,264179
Finos	<b>0,97188</b>	-0,006807	0,153016
Nitrogênio Kjeldahl	<b>0,95809</b>	-0,017850	-0,045073
Carbono orgânico total	<b>0,91119</b>	0,110882	0,336918
Fósforo total	<b>0,91428</b>	-0,206279	-0,288578
HPA totais	-0,05030	<b>0,948447</b>	0,293098
PCBs	0,02276	<b>0,981188</b>	-0,016185
Ftalatos Totais	0,26215	<b>0,465552</b>	<b>0,796622</b>
Aldrin	0,08959	<b>0,970691</b>	0,181534
Chumbo	<b>0,94942</b>	0,145110	0,219663
Cobre	<b>0,92087</b>	0,133387	0,288577
Cromo	<b>0,95953</b>	0,109481	0,253879
Manganês	<b>0,92584</b>	0,204126	0,312590
Níquel	<b>0,95634</b>	0,156689	0,240860
Zinco	<b>0,92591</b>	0,115559	0,300338

Tabela 50. *Scores* obtidos para as variáveis.

Estações de Coleta	Fator 1	Fator 2	Fator 3
1	-0,876668	-0,286504	-0,57730
2	-0,761611	-0,519015	-0,46965
3	-0,505508	2,562392	0,49927
4	1,211814	-0,493909	2,12599
5	1,975826	0,285502	-1,46272
6	0,381585	-0,238669	-0,04814
7	-0,259743	-0,197503	-0,50503
8	-0,326930	-0,410103	-0,08483
9	-0,838764	-0,702192	0,52242

O fator 2 associa as concentrações de HPAs totais, PCBs, aldrin e ftalatos com os efeitos biológicos mortalidade de anfípodas e desenvolvimento embriolarval de ouriço-do-mar (interface sedimento-água).

Já o fator 3 associa novamente a diversidade de Shannon ( $H'$ ) e a dominância de polychetas ( $D_p$ ) com a mortalidade de anfípodes e com a concentração de ftalatos.

Na Tabela 50 e Figura 57 podem ser observados os scores dos fatores calculados para cada estação de coleta e na Figura 58 estão representados os *scores* das nove estações de coleta, distribuídos no espaço tridimensional, de acordo com sua associação aos três fatores principais.

A partir desta análise pode-se notar a formação de 3 grupos distintos; um formado pelas estações 1, 2, 7, 8 e 9, mais afastados da estação de lançamento do material dragado; outro grupo formado pelas estações 4, 5 e 6, que correspondem à zona de influência direta da região de lançamento do material dragado e, finalmente, a estação 3, isolada das demais, que corresponde à região de descarte do material dragado.

Estes grupos foram os mesmos obtidos no item 4.1.3 – Integração dos Resultados físico-químicos e ecotoxicológicos. Os Índices Ecológicos vieram a confirmar os resultados e agrupamentos. Pode ser verificado que a projeção das estações da Figura 58 no plano F1 x F2 é praticamente equivalente à Figura 44.

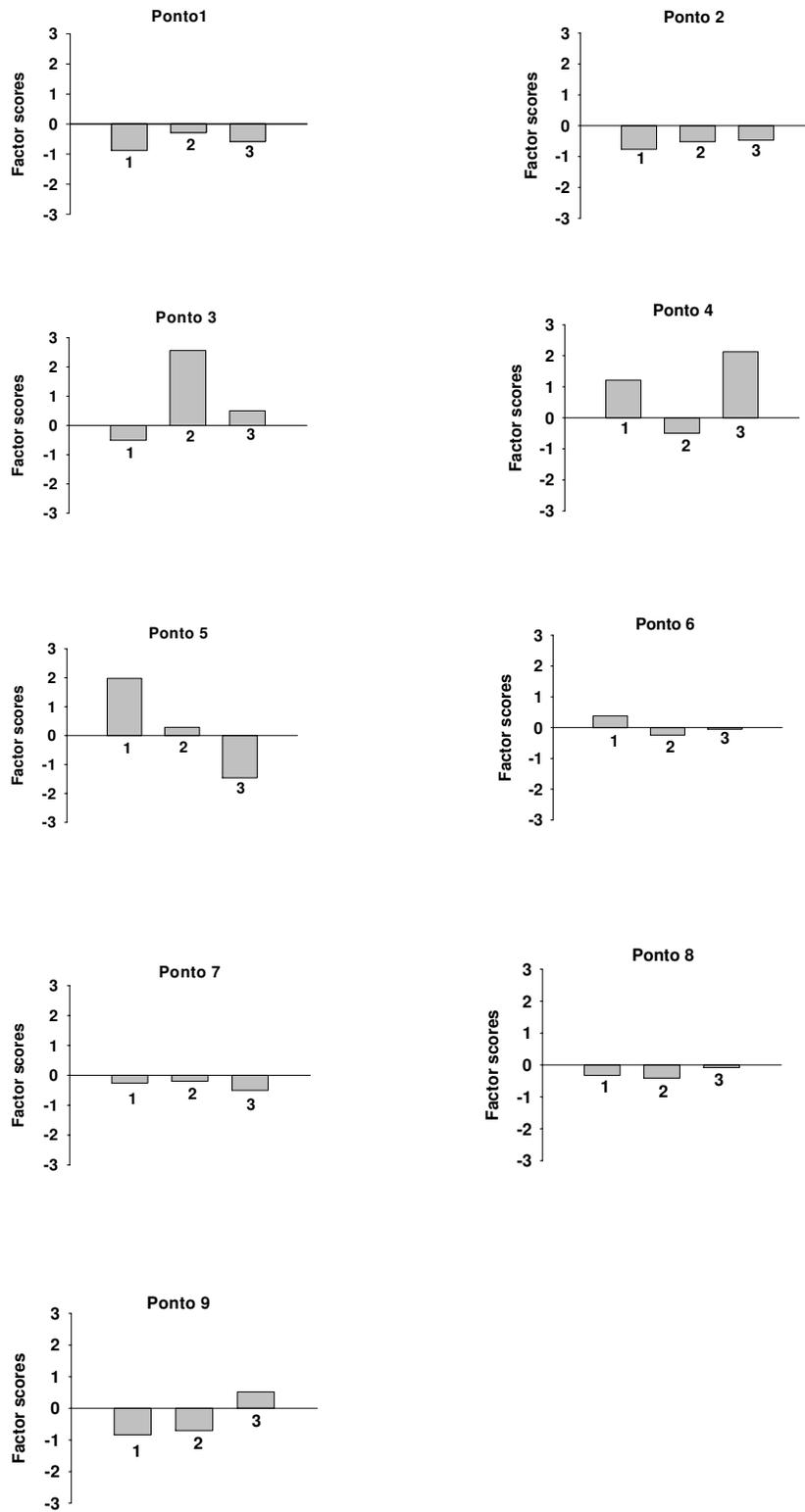


Figura 57. Resultados (*scores*) de cada fator nas nove estações de amostragem.

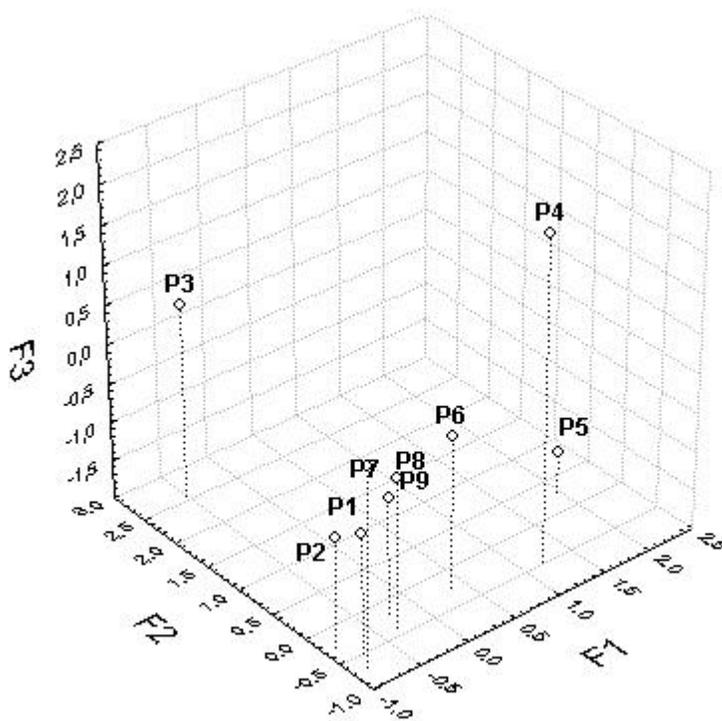


Figura 58. Scores das nove estações de coleta, distribuídos no espaço tridimensional (F1xF2xF3).

#### 4.1.5.4 Considerações sobre os métodos utilizados na Tríade de Qualidade dos Sedimentos

Este estudo confirma que uma abordagem integrada utilizando as diversas técnicas para a tríade é particularmente necessária para caracterizar e comparar regiões impactadas. Riba *et al.* (2004) consideraram que a utilização da Tríade da Qualidade dos Sedimentos (TQS) nestas áreas deve conter pelo menos um método para quantificar diferenças significativas, como a análise estatística multivariada, juntamente com índices globais ou apresentações de fácil entendimento. No presente estudo, foram utilizados o método RTMV e as Tabelas de Decisão, além da Análise de Fatores.

A Análise de Fatores (multivariada) apresentou resultados consistentes, possibilitando a integração de um grande número de variáveis em três fatores principais, com a mínima perda de informação, pois estes três fatores explicam 94,1% da variância total dos dados.

O método RTMV também apresentou resultados esperados e possibilita o ranqueamento das estações de amostragem de uma forma integrada e de fácil compreensão. Já nas Tabelas de Decisão, que facilitam a visualização integrada dos resultados, o índice utilizado para apresentar a contaminação química aparenta ter subestimado o potencial dos contaminantes considerados no cálculo do índice e o sinergismo entre estes compostos e/ou a não inclusão de outros contaminantes analisados e também a presença de compostos não analisados no presente estudo pode ter influenciado as possíveis conclusões obtidas por este método.

## **4.2 SEGUNDA CAMPANHA (MAIO DE 2007)**

Alguns comentários e discussões apresentadas no item anterior (4.1 PRIMEIRA CAMPANHA) são também pertinentes a esta segunda campanha e só serão repetidos quando houver necessidade.

### **4.2.1 Avaliação e Interpretação dos Resultados Físico-Químicos**

#### **4.2.1.1 Água de Coluna**

Nas Tabelas 51, 52 e 53, páginas 177 a 179, estão apresentados os valores obtidos para as amostras de água de coluna (superfície, meio e fundo) durante a campanha realizada em maio/2007. Estão relacionados os parâmetros profundidade, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, metais (cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio e níquel), nitrogênio amoniacal e total, fósforo solúvel e total e carbono orgânico total. Também foram incluídos os padrões da Resolução CONAMA N° 357 de 2005 e os limites de detecção para cada análise, os quais estão compatíveis com a referida Resolução. Para melhor visualização, estas tabelas foram separadas em Parâmetros de campo (itens

analisados no campo) e Parâmetros químicos (itens analisados no laboratório e limitados ou não pela Resolução CONAMA N° 357).

### **Parâmetros de campo**

a) Temperatura: observou-se um esperado perfil decrescente com a profundidade e compatível com as condições climáticas no momento da coleta, apresentando valores entre 23,5 e 25,9°C na superfície, 23,7 e 25,8°C no meio e 23,6 e 24,9°C no fundo. Estes valores são inferiores aos obtidos durante o monitoramento dos lançamentos da primeira campanha, em função da mudança de estação climática.

b) Salinidade: apresentou um gradiente crescente em relação à profundidade e compatível com valores para águas marinhas, uma vez que as amostras mais próximas da superfície podem ser afetadas pelas descargas estuarinas e eventuais ocorrências de chuvas. Os valores variaram entre 34,4 e 34,7 na superfície, 34,7 e 35,1 no meio e 35,3 e 35,4 no fundo, sendo similares aos obtidos durante o acompanhamento dos lançamentos realizados na primeira campanha.

c) Oxigênio dissolvido e saturação: apresentou um esperado perfil decrescente com a profundidade, variando entre 7,40 e 8,10 mg/L na superfície (88 a 100% de saturação), 6,80 e 7,60 mg/L no meio (83 a 93% de saturação) e 6,50 e 6,80 mg/L no fundo (78 a 83% de saturação). Os valores encontrados estão dentro da faixa normal para águas marinhas e equivalentes aos obtidos durante a campanha realizada em novembro de 2006.

d) Turbidez: as análises indicaram boa transparência da água, oscilando entre 0,9 e 2,6 NTU na superfície, 1,1 e 1,9 NTU no meio e 9,5 e 24,8 NTU no fundo. O material dragado apresenta tendência à sedimentação, o que aumenta momentaneamente a turbidez no fundo, não devendo ocorrer prejuízos ao ecossistema local, sob o ponto de vista de visibilidade e penetração da luz solar, em função da sedimentação observada e dos baixos resultados já notados na superfície e meio da coluna. Os resultados de superfície e meio foram semelhantes aos obtidos durante o acompanhamento dos lançamentos realizados na primeira campanha. Já os resultados de fundo foram superiores à campanha de novembro/06 nas estações 1 a 4, como pode ser observado nas Figuras 59, 60 e 61.

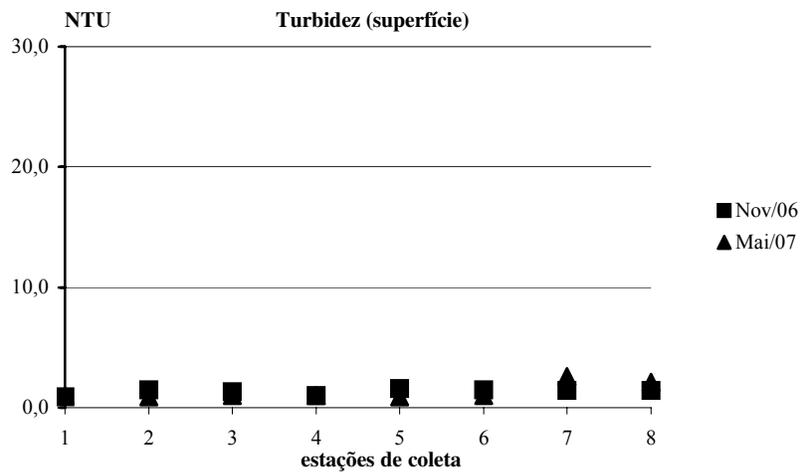


Figura 59. Turbidez nas amostras de água de coluna (superfície).

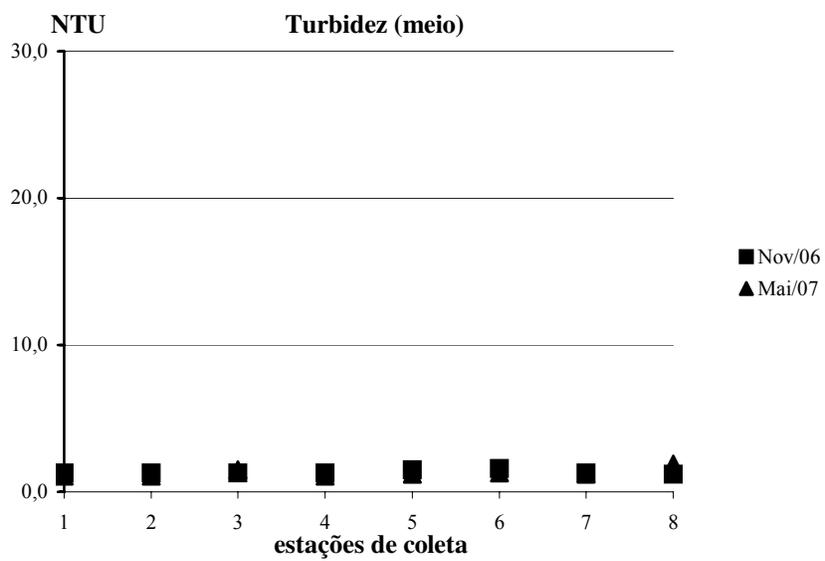


Figura 60. Turbidez nas amostras de água de coluna (meio).

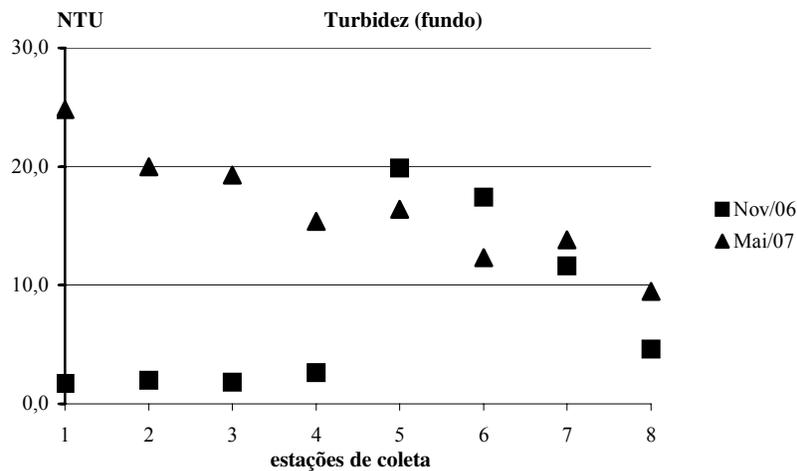


Figura 61. Turbidez nas amostras de água de coluna (fundo).

e) pH: as amostras apresentaram valores bastante homogêneos e compatíveis com águas marinhas, oscilando entre 8,20 e 8,35 na superfície, 8,20 e 8,33 no meio e 8,06 e 8,30 no fundo.

### Parâmetros químicos

a) Cádmio: todas as 24 amostras apresentaram valores inferiores ao limite de detecção (0,0002 mg/L), sendo por isto relatadas como n.d. estando, portanto, abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,005 mg/L. Este metal também não foi detectado ao longo do monitoramento dos lançamentos da primeira campanha.

b) Chumbo: todas as 24 amostras apresentaram resultados abaixo do limite de detecção (0,0004 mg/L), sendo então relatadas como n.d., ou seja, bem abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,01 mg/L. Da mesma forma, o chumbo também não foi detectado durante a primeira campanha de monitoramento.

c) Cobre: das 24 amostras analisadas, 13 foram relatadas como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0005 mg/L), 9 apresentaram valores abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que vale 0,005 mg/L (AC-03S = 0,0017, AC-05S = 0,0027, AC-08S = 0,0005, AC-01M = 0,0014, AC-04M = 0,0011, AC-06M = 0,0035, AC-03F = 0,0016, AC-05F = 0,0025 e AC-07F = 0,0048) e apenas 2 ultrapassaram o padrão citado (AC-01S = 0,0063 e AC-06F

= 0,0051).

d) Cromo: todas as 24 amostras analisadas apresentaram valores relatados como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0002 mg/L), estando abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que vale 0,05 mg/L.

e) Ferro total: todas as 16 amostras de superfície e de meio de coluna apresentaram valores relatados como n.d. (abaixo do limite de detecção de 0,006 mg/L). Das 8 amostras de fundo, 1 apresentou valor abaixo do limite de detecção (AC-08F) sendo relatada como n.d., 3 apresentaram valores abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,3 mg/L para ferro dissolvido (AC-01F = 0,112, AC-04F = 0,174 e AC-06F = 0,251) e as 4 restantes apresentaram valores acima do padrão citado (AC-02F = 0,311, AC-03F = 1,06, AC-05F = 0,357 e AC-07F = 0,537). Deve ser destacada a relativa baixa toxicidade deste íon metálico, considerando-se o ambiente marinho. Os resultados de superfície e meio obtidos durante a primeira campanha apresentaram valores entre n.d. e 0,025 mg/L, enquanto que os valores das amostras de fundo variaram entre n.d. e 0,038 mg/L, faixas estas inferiores as da campanha atual. Os valores de fundo podem ser vistos na Figura 62.

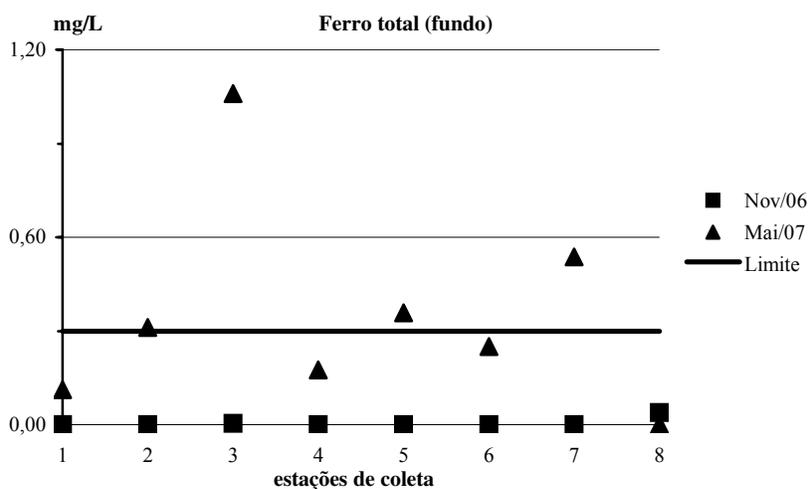


Figura 62. Concentrações de ferro total nas amostras de água de coluna (fundo).

f) Manganês total: das 16 amostras de superfície e meio, 14 apresentaram valores relatados como n.d. (menor que o limite de detecção de 0,0002 mg/L) e 2 apresentaram valores bem inferiores ao Padrão CONAMA N° 357 que vale 0,1 mg/L (AC-05S = 0,0007 e AC-08M = 0,0005). Das 8 amostras de fundo, a AC-08F apresentou resultado n.d e as demais se situaram entre 0,0052 e 0,051 mg/L, bem abaixo do padrão citado. Os valores obtidos no fundo, na presente campanha podem ser considerados ligeiramente superiores aos observados durante as atividades de monitoramento dos descartes da primeira campanha, que oscilaram entre n.d. e 0,0010 mg/L, como pode ser visto na Figura 63.

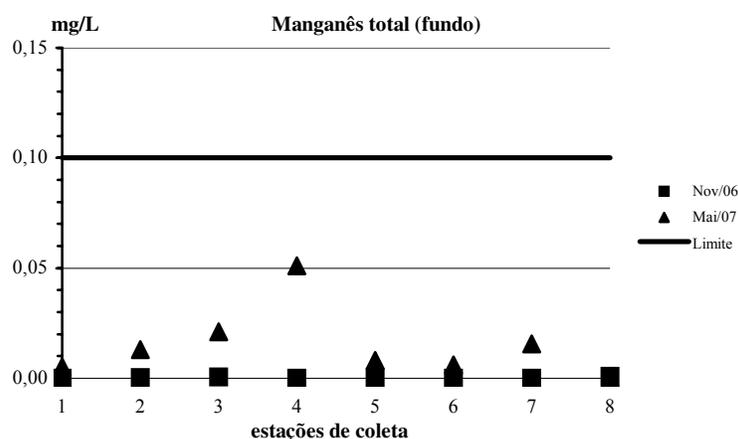


Figura 63. Concentrações de manganês total nas amostras de água de coluna (fundo).

g) Mercúrio: todas as 24 amostras analisadas foram reportadas como n.d. (inferiores ao limite de detecção laboratorial que é 0,0002 mg/L) sendo que este metal apresenta Padrão CONAMA N° 357 de 0,0002 mg/L.

h) Níquel: todas as 24 amostras apresentaram resultados inferiores ao limite de detecção que vale 0,0002 mg/L, sendo relatadas como n.d. O Padrão CONAMA N° 357 deste metal é de 0,025 mg/L.

i) Nitrogênio amoniacal: das 24 amostras analisadas, apenas 2 apresentaram valores mensuráveis (AC-08S = 0,025 e AC-08F = 0,07), sendo as demais reportadas como

n.d. Para esta análise, o limite de detecção é de 0,03 mg/L enquanto que o Padrão CONAMA N° 357 é de 0,40 mg/L. Estes resultados são semelhantes aos apresentados durante o monitoramento dos lançamentos ocorridos na primeira campanha quando todas as amostras foram relatadas como n.d. (<0,03 mg/L) com exceção de uma, cujo resultado foi de 0,08 mg/L na estação AC-5M.

j) Nitrogênio total: 13 amostras apresentaram valores abaixo do limite de detecção (0,03 mg/L) sendo relatadas como n.d. e as demais oscilaram entre 0,04-0,13 mg/L na superfície, 0,06-0,36 mg/L no meio e 0,05-0,32 mg/L no fundo. Destaca-se que não existe Padrão CONAMA N° 357 para este parâmetro. Os resultados desta campanha mostraram-se equivalentes aos obtidos durante o monitoramento na primeira campanha, que oscilaram entre n.d. (<0,09 mg/L) e 0,25 mg/L, conforme pode ser visto nas Figuras 64, 65 e 66.

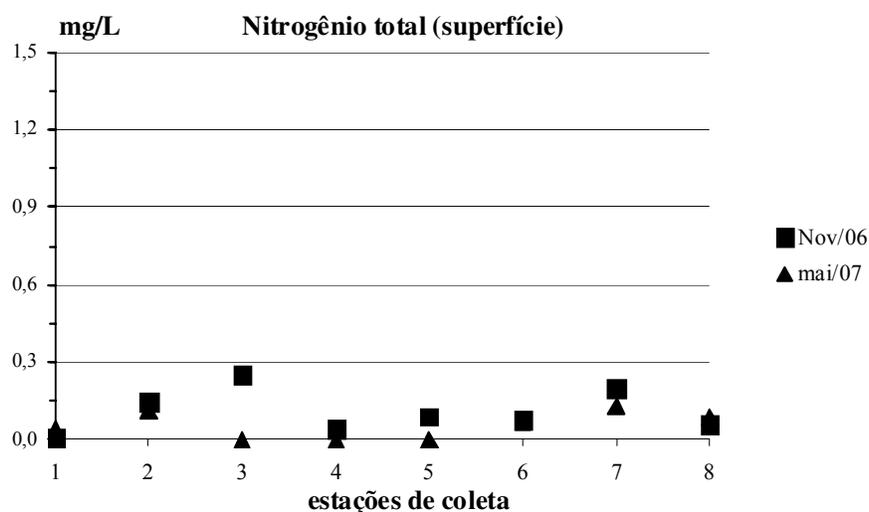


Figura 64. Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (superfície).

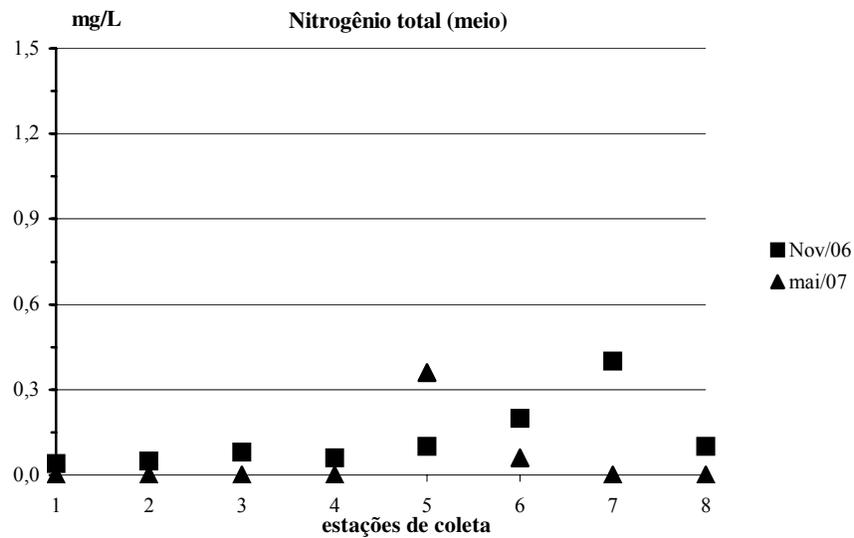


Figura 65. Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (meio).

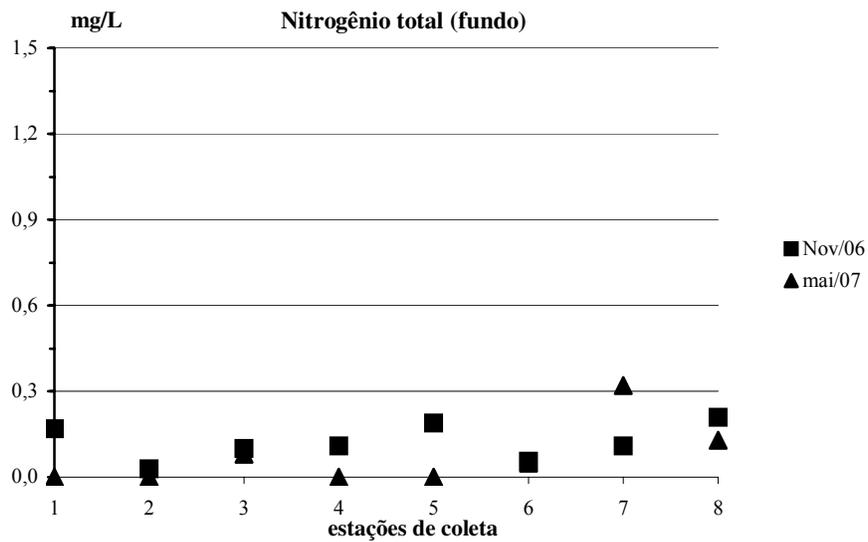


Figura 66. Concentrações de nitrogênio total nas amostras de água de coluna (fundo).

k) Fósforo solúvel: este parâmetro foi analisado como orto-fosfato solúvel ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Das 24 amostras analisadas, apenas 2 de superfície (AC-07S = 0,091 e AC-08S = 0,016) e 1

de fundo (AC-08F = 0,010) apresentaram valores quantificáveis e as 21 restantes foram relatadas como n.d., ou seja, abaixo do limite de detecção que é de 0,009 mg/L. Deve ser destacado que não existe Padrão CONAMA N° 357 para este parâmetro. Durante o monitoramento da primeira campanha, quase todas as amostras foram relatadas com n.d. (<0,006 mg/L) e apenas 10 apresentaram resultados que oscilaram entre 0,012 e 0,057 mg/L, similares à presente campanha.

1) Fósforo total: das 24 amostras analisadas neste acompanhamento, 18 apresentaram valores abaixo do limite de detecção que é de 0,009mg/L, sendo relatadas como n.d., 5 apresentaram valores abaixo do Padrão CONAMA N° 357 que é de 0,062 mg/L (AC-08S = 0,023, AC-05M = 0,057, AC-08M = 0,032, AC-0,06F = 0,050 E3 AC-08F = 0,018 mg/L) e apenas em uma estação de fundo (AC-07F = 0,187 mg/L) foi ultrapassado este limite. As análises realizadas durante o monitoramento da primeira campanha indicaram valores oscilando entre n.d. (<0,009 mg/L) e 0,075 mg/L, os quais estão acima dos obtidos na presente campanha, com exceção aos resultados apresentados no fundo, nas estações 6 e 7, como pode ser visto nas Figuras 67, 68 e 69. Os resultados obtidos podem ter sido influenciados por matéria orgânica (esgoto “*in natura*”) vindo com os sedimentos ou alguma influência dos emissários de Santos ou Guarujá.

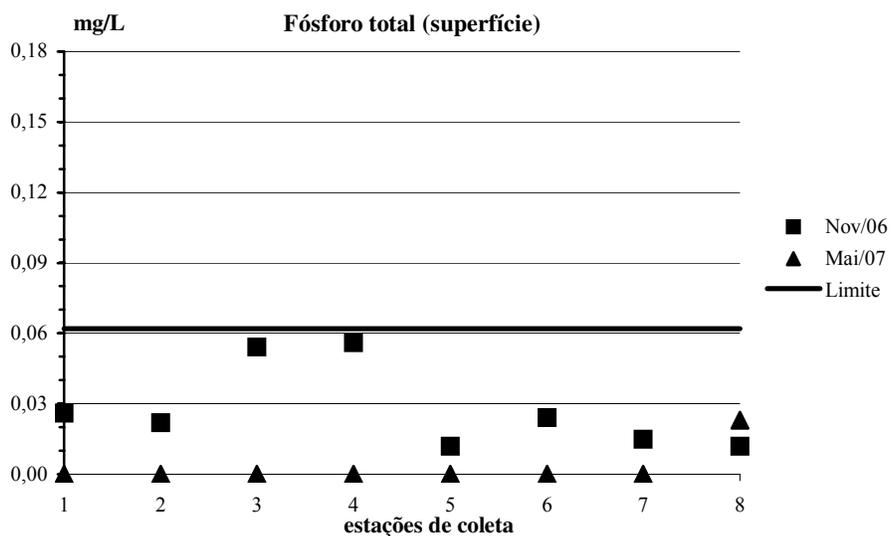


Figura 67. Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (superfície).

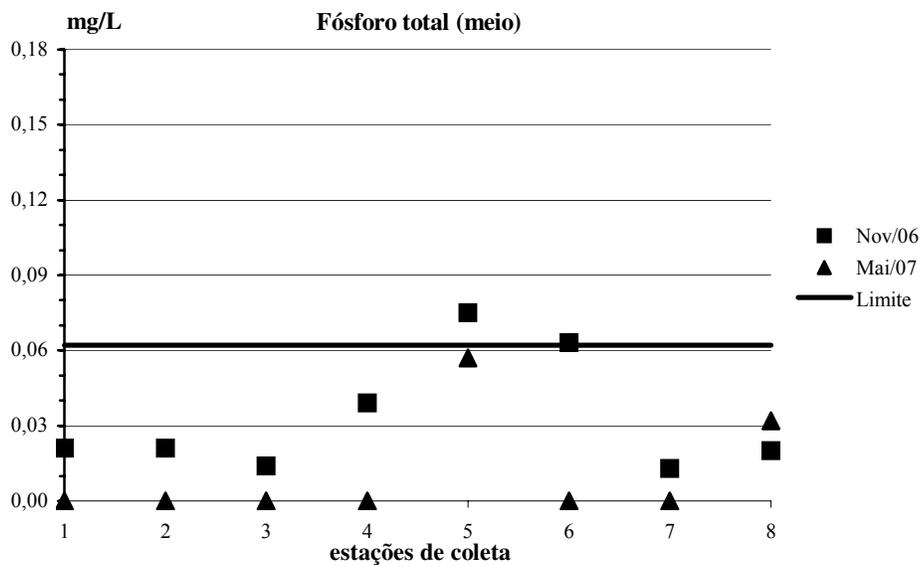


Figura 68. Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (meio).

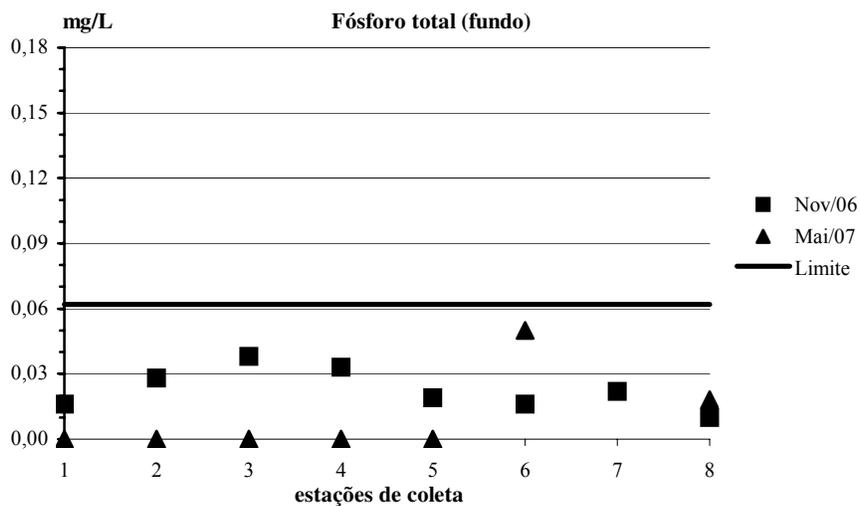


Figura 69. Concentrações de fósforo total nas amostras de água de coluna (fundo).

m) Carbono orgânico total (COT): das 24 amostras analisadas, 15 apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação que é de 1,0 mg/L, sendo relatadas como n.d. e as restantes apresentaram valores variando entre 2,0 e 2,5 mg/L, todos inferiores ao padrão

CONAMA Nº 357 que é de 3,0 mg/L. Os resultados obtidos nesta campanha estão similares ou ligeiramente inferiores aos relatados da campanha de novembro/2006, como pode ser visto nas Figuras 70, 71 e 72.

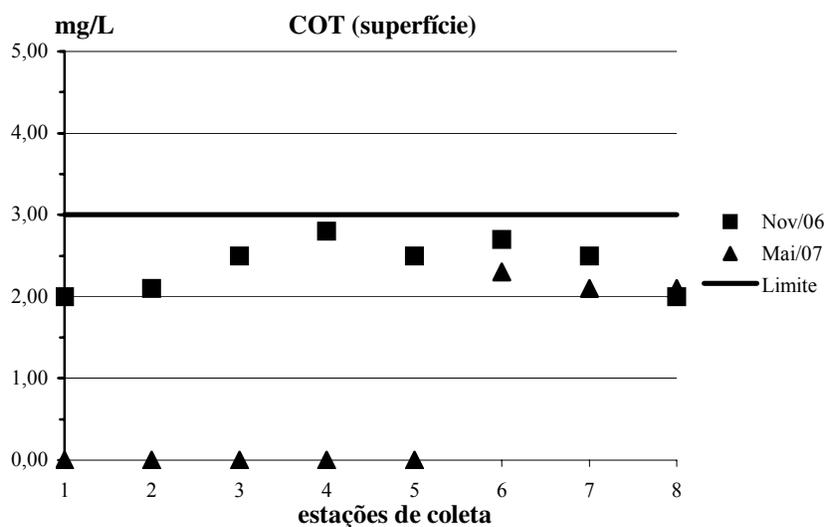


Figura 70. Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (superfície).

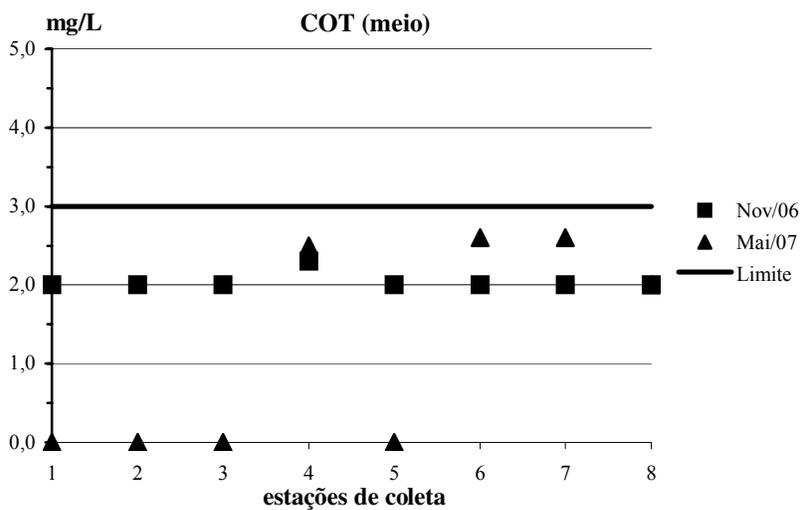


Figura 71. Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (meio).

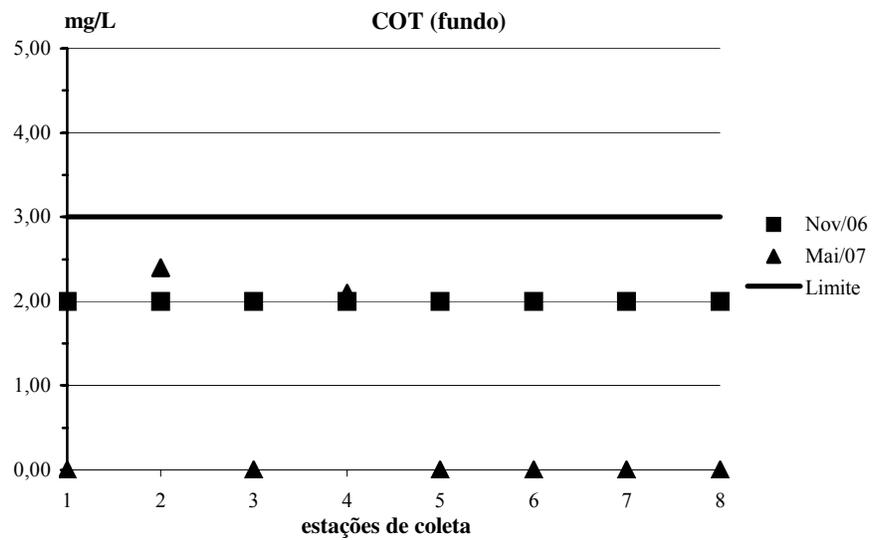


Figura 72. Concentrações de COT nas amostras de água de coluna (fundo).

Tabela 51. Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (superfície) – Maio de 2007

Parâmetros de campo	AC-01 S	AC-02 S	AC-03 S	AC-04 S	AC-05 S	AC-06 S	AC-07 S	AC-08 S
Profundidade do CTD (m)	1,2	1,2	1,2	1,1	1,2	1,1	1,1	1,2
Temperatura (°C)	25,8	25,9	25,9	25,8	25,9	25,8	25,8	23,5
Salinidade (‰)	34,6	34,6	34,6	34,5	34,5	34,6	34,4	34,7
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,90	7,80	7,50	7,90	8,10	7,90	7,80	7,40
Oxigênio de saturação (mg/L)	8,14	8,13	7,98	8,06	8,10	7,98	8,21	8,40
% O. Dissolvido / O. Saturação	97	96	94	98	100	99	95	88
Turbidez (NTU)	1,0	0,9	1,0	1,0	0,9	1,0	2,6	2,1
PH	8,33	8,35	8,30	8,30	8,30	8,30	8,20	8,25

Parâmetros químicos (mg/L)	Condições e padrões CONAMA Nº 357	Limite de deteção laboratorial	Amostras coletadas na superfície							
			AC-01 S	AC-02 S	AC-03 S	AC-04 S	AC-05 S	AC-06 S	AC-07 S	AC-08 S
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>a</sup>	0,0005	<b>0,0063</b>	n.d.	0,0017	n.d.	0,0027	n.d.	n.d.	0,0005
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ferro total	0,3 <sup>b</sup>	0,006	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,0007	n.d.	n.d.	n.d.
Mercúrio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,025
Nitrogênio total	-----	0,03	0,04	0,11	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,13	0,09
Fósforo solúvel <sup>c</sup>	-----	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,091	0,016
Fósforo total	0,062	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,023
Carbono orgânico total	≤ 3,0	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,3	2,1	2,1

Notas para as tabelas de Água de Coluna:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AC (água de coluna).
- 3) Para a identificação da profundidade de coleta, utilizou-se a codificação S para água de superfície.
- 4) n.d. = não detectado; n.a = não analisado.
- 5) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

<sup>a</sup> Padrão CONAMA N° 357 para cobre dissolvido

<sup>b</sup> Padrão CONAMA N° 357 para ferro dissolvido

<sup>c</sup> Quantificado como orto-fosfato solúvel

Tabela 52. Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (meio) – Maio de 2007

Parâmetros de campo	AC-01 M	AC-02 M	AC-03 M	AC-04 M	AC-05 M	AC-06 M	AC-07 M	AC-08 M
Profundidade do CTD (m)	9,2	9,1	10,2	10,0	10,0	9,8	10,1	11,0
Temperatura (°C)	25,8	25,8	25,7	25,7	25,6	25,5	25,5	23,7
Salinidade (‰)	34,8	34,7	34,8	34,7	34,9	35,0	35,1	35,1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,40	7,60	7,50	7,40	7,60	7,30	6,80	7,30
Oxigênio de saturação (mg/L)	8,22	8,17	8,06	8,13	8,17	8,20	8,19	8,49
% O. Dissolvido / O. Saturação	90	93	93	91	93	89	83	86
Turbidez (NTU)	1,1	1,1	1,5	1,1	1,2	1,3	1,2	1,9
PH	8,33	8,33	8,30	8,30	8,20	8,20	8,20	8,20

Parâmetros químicos (mg/L)	Condições e padrões CONAMA Nº 357	Limite de deteção laboratorial	Amostras coletadas no meio da coluna de água							
			AC-01 M	AC-02 M	AC-03 M	AC-04 M	AC-05 M	AC-06 M	AC-07 M	AC-08 M
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>a</sup>	0,0005	0,0014	n.d.	n.d.	0,0011	n.d.	0,0035	n.d.	n.d.
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ferro total	0,3 <sup>b</sup>	0,006	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,0005
Mercúrio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio total	-----	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,36	0,06	n.d.	n.d.
Fósforo solúvel <sup>c</sup>	-----	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fósforo total	0,062	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,057	n.d.	n.d.	0,032
Carbono orgânico total	≤ 3,0	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	2,5	n.d.	2,6	2,6	2,0

Notas para as tabelas de Água de Coluna:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AC (água de coluna).
- 3) Para a identificação da profundidade de coleta, utilizou-se a codificação M para água de meio da coluna.
- 4) n.d. = não detectado; n.a.= não analisado;
- 5) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

<sup>a</sup> Padrão CONAMA Nº 357 para cobre dissolvido    <sup>b</sup> Padrão CONAMA Nº 357 para ferro dissolvido    <sup>c</sup> Quantificado como orto-fosfato solúvel

Tabela 53. Resultados das análises físico-químicas da água de coluna (fundo) – Maio de 2007

Parâmetros de campo		AC-01 F	AC-02 F	AC-03 F	AC-04 F	AC-05 F	AC-06 F	AC-07 F	AC-08 F	
Profundidade do CTD (m)		18,6	18,6	19,1	20,1	20,6	20,4	19,5	21,5	
Temperatura (°C)		24,9	24,9	24,9	24,9	24,8	24,9	24,8	23,6	
Salinidade (‰)		35,4	35,4	35,4	35,4	35,4	35,4	35,4	35,3	
Oxigênio dissolvido (mg/L)		6,80	6,70	6,70	6,50	6,50	6,50	6,50	6,60	
Oxigênio de saturação (mg/L)		8,19	8,27	8,27	8,23	8,23	8,23	8,33	8,46	
% O. Dissolvido / O. Saturação		83	81	81	79	79	79	78	78	
Turbidez (NTU)		24,8	20	19,3	15,4	16,4	12,3	13,8	9,5	
PH		8,29	8,30	8,30	8,20	8,20	8,20	8,10	8,06	
Parâmetros químicos (mg/L)	Condições e padrões CONAMA Nº 357	Limite de detecção laboratorial	Amostras coletadas no fundo							
			AC-01 F	AC-02 F	AC-03 F	AC-04 F	AC-05 F	AC-06 F	AC-07 F	AC-08 F
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>a</sup>	0,0005	n.d.	n.d.	0,0016	n.d.	0,0025	<b>0,0051</b>	0,0048	n.d.
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ferro total	0,3 <sup>b</sup>	0,006	0,112	<b>0,311</b>	<b>1,06</b>	0,174	<b>0,357</b>	0,251	<b>0,537</b>	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	0,0052	0,013	0,021	0,051	0,008	0,0063	0,0156	n.d.
Mercúrio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nitrogênio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07
Nitrogênio total	----	0,03	n.d.	n.d.	0,08	n.d.	n.d.	0,05	0,32	0,13
Fósforo solúvel <sup>c</sup>	----	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,010
Fósforo total	0,062	0,009	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,050	<b>0,187</b>	0,018
Carbono orgânico total	≤ 3,0	1,0	n.d.	2,4	n.d.	2,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Notas para as tabelas de Água de Coluna:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AC (água de coluna).
- 3) Para a identificação da profundidade de coleta, utilizou-se a codificação F para água de fundo.
- 4) n.d. = não detectado; n.a. = não analisado.
- 5) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

<sup>a</sup> Padrão CONAMA N° 357 para cobre dissolvido<sup>b</sup> Padrão CONAMA N° 357 para ferro dissolvido<sup>c</sup> Quantificado como orto-fosfato solúvel

#### **4.2.1.2 Água de Fundo**

Na Tabela 54, página 185, são apresentados os resultados das análises das amostras de água de fundo, incluindo os compostos orgânicos (HPA, PCBs, HC aromáticos e clorados, fenóis, pesticidas clorados, dioxinas e furanos), metais e nutrientes. Nesta mesma tabela, encontram-se as condições e padrões de qualidade de água como definidos pela Resolução CONAMA N°357 de 2005 e os limites de detecção de cada análise, os quais estão compatíveis com a referida Resolução, exceto para os itens heptacloro, heptacloro epóxido, PCBs totais, hexaclorobenzeno, toxafeno e arsênio, com limites de detecção acima dos padrões da citada Resolução. Para melhor visualização, esta tabela foi separada em Parâmetros de campo (itens analisados no campo) e Parâmetros químicos (itens analisados no laboratório e limitados ou não pela Resolução).

##### **Parâmetros físicos**

a) Temperatura: foram obtidos valores compatíveis com as condições climáticas no momento da coleta, variando entre 23,6 e 23,8°C. Estes valores são semelhantes aos obtidos na primeira campanha.

b) Salinidade: apresentou valores compatíveis com os esperados para águas marinhas, oscilando entre 35,1 e 35,5. Tais valores foram equivalentes aos obtidos na campanha de novembro de 2006.

c) Oxigênio dissolvido e saturação: foram obtidos resultados compatíveis com águas marinhas de profundidade, oscilando entre 6,6 e 7,0 mg/L (79 a 82% da saturação). Das estações analisadas, nenhuma apresentou valor inferior aos indicados na Resolução CONAMA N°357 de 2005 que equivale a 6,0 mg/L. Deve ser destacado que o oxigênio dissolvido depende de vários fatores como correntes, ondas, temperatura, ventos, presença de materiais biodegradáveis ou oxidáveis, taxa de difusão, etc., não podendo ser simplesmente comparado com os valores de saturação. Esta afirmação é ainda mais pertinente para as amostras de fundo que dependem da difusão deste gás através de vários metros de coluna de água.

d) Turbidez: na presente campanha, os resultados oscilaram entre 5,8 e 23,2 NTU, sendo similares aos obtidos na campanha de novembro de 2006.

e) pH: foram obtidos valores bastante homogêneos e compatíveis com águas marinhas, variando entre 8,1 e 8,3. Tais valores estão na mesma faixa dos obtidos na primeira campanha.

### **Parâmetros químicos**

a) Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA): em nenhum das estações de coleta para água de fundo foi detectada a presença dos HPA analisados, considerando-se os limites de detecção, sendo relatados como n.d.. Esta campanha apresentou resultados equivalentes aos da primeira, em novembro de 2006.

b) Hidrocarbonetos clorados, bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados: todos os resultados para hidrocarbonetos clorados estiveram abaixo do limite de detecção sendo relatados como n.d.

c) Dioxinas e furanos: estes compostos não foram analisados na campanha de maio de 2007.

d) Metais: com exceção do arsênio, todos os limites de detecção estão abaixo do Padrão CONAMA N°357 de 2005. Nas estações AF-05 e AF-06, foi detectada a presença de chumbo (0,0014 e 0,0013 mg/L respectivamente) em concentrações inferiores ao Padrão CONAMA N° 357/05 que é de 0,01 mg/L. Nas estações AF-02 e AF-03, foi detectada a presença de manganês total (0,013 e 0,012 mg/L respectivamente), também inferiores ao padrão citado que é de 0,1 mg/L. Nas estações restantes, nenhum metal analisado foi detectado, sendo relatados como n.d.. As Figuras 73, 74, 75, 76 e 77 apresentam as concentrações de cobre, cromo, manganês, níquel e zinco. Para todos os metais analisados, não existem diferenças significativas entre as concentrações encontradas na primeira e na segunda campanha.

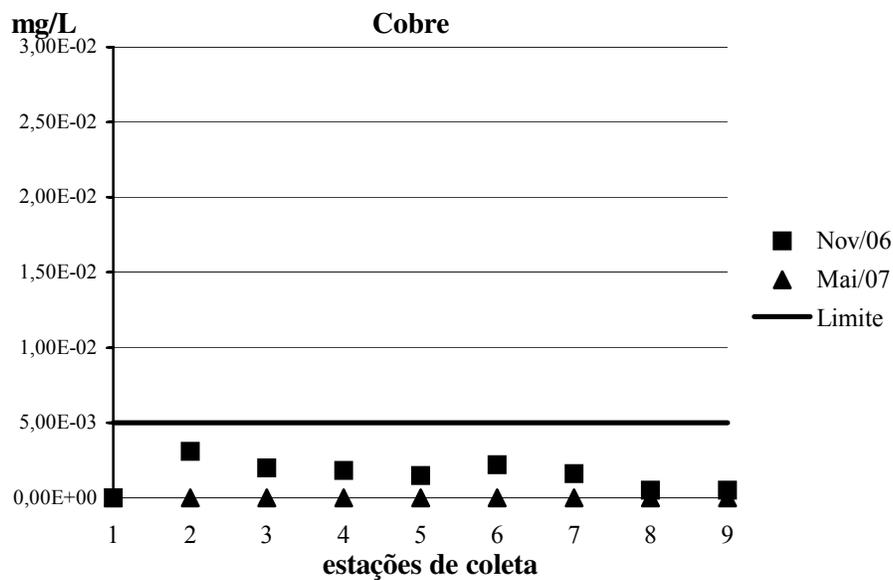


Figura 73. Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de água de fundo.

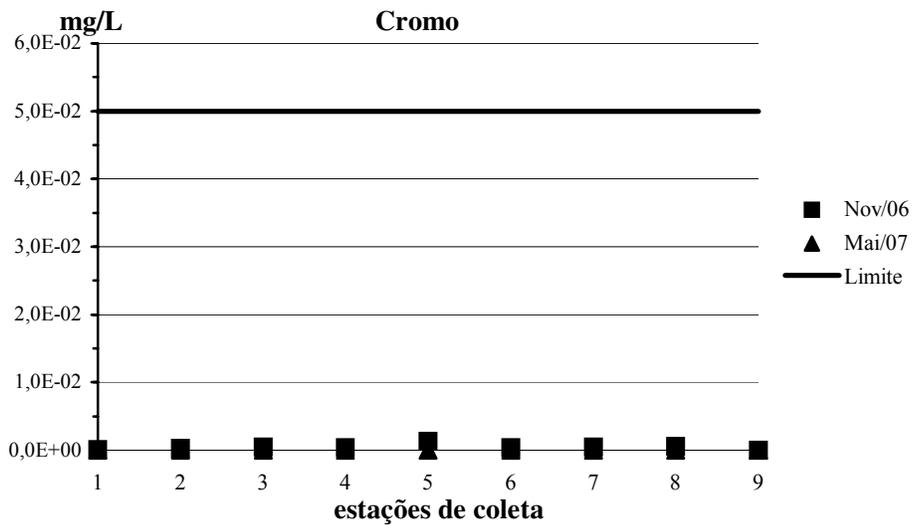


Figura 74. Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de água de fundo.

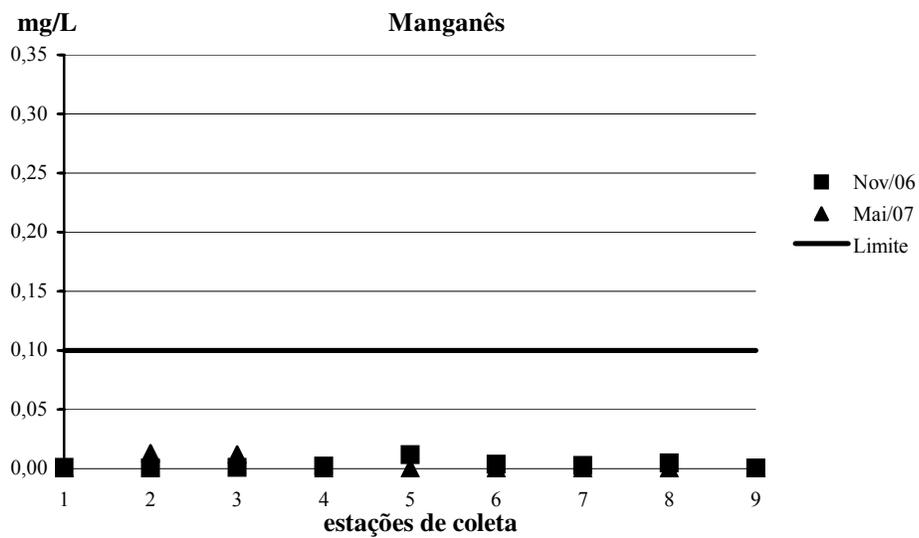


Figura 75. Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de água de fundo.

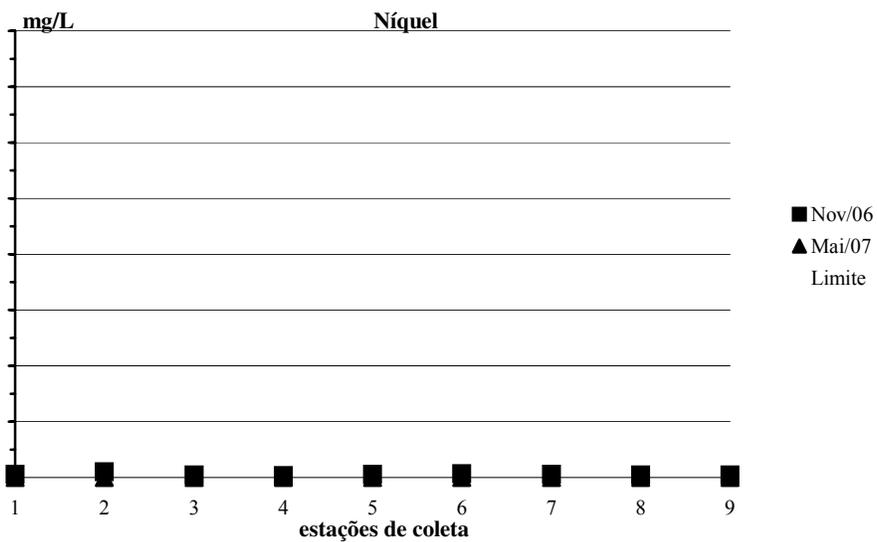


Figura 76. Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de água de fundo.

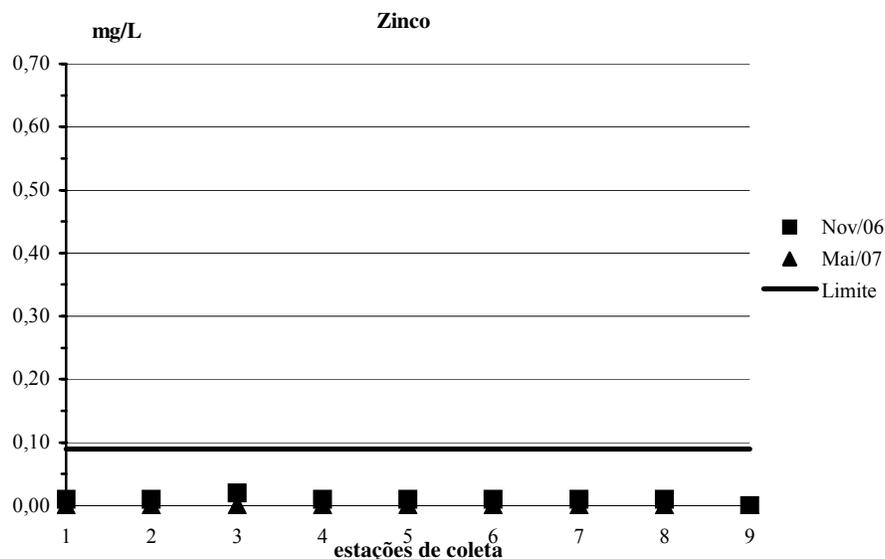


Figura 77. Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de água de fundo.

e) Hidrocarbonetos aromáticos e fenóis: tanto os hidrocarbonetos aromáticos quanto os fenóis não foram detectados em nenhuma das estações de amostragem, sendo relatados como n.d.. Os limites de detecção destas substâncias estão abaixo do Padrão CONAMA 357/05.

f) Nutrientes: o parâmetro nitrogênio Kjeldahl foi detectado em todas as estações, em concentrações variando entre 0,06 mg/L (AF-05) e 0,30 mg/L (AF-04). Deve ser destacado que não existe padrão CONAMA N°357/05 para este item. O carbono orgânico total foi detectado nas estações AF-01 (2,0 mg/L), AF-03 (2,0 mg/L), AF-06 (2,6 mg/L) e AF-09 (2,2 mg/L), todos abaixo do padrão CONAMA N°357/05 que é menor ou igual a 3,0 mg/L. O fósforo foi detectado nas estações AF-01 (0,092 mg/L), AF-02 (0,176 mg/L), AF-03 (0,012 mg/L), AF-06 (0,012 mg/L) e AF-09 (0,027 mg/L), sendo que nas estações AF-01 e AF-02, as concentrações excederam o Padrão citado que é de 0,062 mg/L, com uma possível influência dos emissários de Praia Grande e Santos.

Tabela 54. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007

Parâmetros de campo	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Profundidade do CTD (m)	20,6	20,6	19,0	26,4	21,7	21,8	19,0	18,1	22,0
Temperatura (°C)	23,7	23,7	23,7	23,6	23,6	23,7	23,7	23,8	23,6
Salinidade (‰)	35,3	35,3	35,3	35,5	35,4	35,3	35,3	35,1	35,3
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,8	6,7	6,6	7,0	6,6	6,9	6,8	6,8	6,6
Oxigênio de saturação (mg/L)	8,40	8,38	8,35	8,54	8,46	8,47	8,40	8,50	8,46
% Oxigênio dissolvido / Oxigênio de saturação	81,0	80,0	79,0	82,0	78,0	81,5	81,0	80,0	78,0
Turbidez (NTU)	8,5	5,8	12,6	6,4	15,5	23,2	11,4	10,7	9,5
pH	8,2	8,1	8,1	8,2	8,1	8,3	8,3	8,1	8,1

Parâmetros Químicos	Condições e padrões CONAMA Nº 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ou HPA (µg/L)											
Benzo(a)antraceno	0,018	0,015	n.d.								
Benzo(a)pireno	0,018	0,016	n.d.								
Criseno	0,018	0,01	n.d.								
Dibenzo(a,h)antraceno	0,018	0,011	n.d.								
Acenafteno	-----	0,009	n.d.								
Acenaftileno	-----	0,01	n.d.								
Antraceno	-----	0,013	n.d.								
Fenantreno	-----	0,014	n.d.								
Fluoranteno	-----	0,013	n.d.								
Fluoreno	-----	0,013	n.d.								
2-Metil-naftaleno	-----	0,05	n.d.								
Naftaleno	-----	0,013	n.d.								
Pireno	-----	0,01	n.d.								
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,018	0,003	n.d.								
Benzo(b)fluoranteno	0,018	0,018	n.d.								
Benzo(g,h,i)perileno	-----	0,014	n.d.								
Benzo(k)fluoranteno	0,018	0,012	n.d.								
2-Cloro-naftaleno	-----	0,5	n.d.								
HPA totais	-----	-----	n.d.								

continua

Tabela 54. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
<b>Hidrocarbonetos clorados (µg/L)</b>											
1,2-Diclorobenzeno	----	0,2	n.d.								
1,3-Diclorobenzeno	----	0,2	n.d.								
1,4-Diclorobenzeno	----	0,2	n.d.								
Tetracloroetano	3,3	0,2	n.d.								
Tricloroetano	30	0,2	n.d.								
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	----	0,2	n.d.								
1,2,4-Triclorobenzeno	80 <sup>a</sup>	0,2	n.d.								
1,2-Dicloroetano	----	0,2	n.d.								
Clorofórmio	----	1	n.d.								
Heptacloro	0,000039 <sup>b</sup>	0,0004	n.d.								
Heptacloroepóxido		0,0004	n.d.								
Hexaclorobenzeno	0,00029	0,0008	n.d.								
Hexaclorobutadieno	----	0,2	n.d.								
Hexaclorociclopentadieno	----	0,2	n.d.								
Hexacloroetano	----	0,5	n.d.								
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001	0,0003	n.d.								
Metoxicloro	0,03	0,0007	n.d.								
<b>Bifenilas policloradas ou PCBs (µg/L)</b>											
PCBs totais	0,000064	0,01	n.d.								

<sup>a</sup> Padrão CONAMA N° 357 para 1,2,3-Triclorobenzeno + 1,2,4-Triclorobenzeno<sup>b</sup> Padrão CONAMA N° 357 para Heptacloro + Heptacloroepóxido

continua

Tabela 54. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de deteccção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Pesticidas organoclorados (µg/L)											
Aldrin	0,0019 <sup>c</sup>	0,0003	n.d.								
Alfa-BHC	-----	0,0008	n.d.								
Beta-BHC	-----	0,0004	n.d.								
Delta-BHC	-----	0,0013	n.d.								
Gama-BHC / Lindano	0,004	0,0013	n.d.								
Clordano (cis+trans)	0,004	0,001	n.d.								
DDD		0,0005	n.d.								
DDE	0,001 <sup>d</sup>	0,0005	n.d.								
DDT		0,001	n.d.								
Dieldrin	0,0019 <sup>c</sup>	0,0005	n.d.								
Endrin	0,004	0,0005	n.d.								
Endrin cetona	-----	0,001	n.d.								
Endosulfan I		0,0006	n.d.								
Endosulfan II	0,01 <sup>e</sup>	0,0006	n.d.								
Endosulfan sulfato		0,0008	n.d.								
Toxafeno	0,0002	0,01	n.d.								

continua

<sup>c</sup> Padrão CONAMA N° 357 para Aldrin + Dieldrin

<sup>d</sup> Padrão CONAMA N° 357 para DDD + DDE + DDT

<sup>e</sup> Padrão CONAMA N° 357 para Endosulfran I + Endosulfan II + Endosulfan sulfato

Tabela 54. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
<b>Dioxinas (pg/L)</b>											
2,3,7,8-TCDD	----	0,0005 a 5 <sup>g</sup>	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8-PeCDD	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,7,8-HxCDD	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,6,7,8-HxCDD	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8,9-HxCDD	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
OCDD	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
<b>Furanos (pg/L)</b>											
2,3,7,8-TCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8-PeCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2,3,4,7,8-PeCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,7,8-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,6,7,8-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8,9-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2,3,4,6,7,8-HxCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
OCDF	----	0,0005 a 5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
<b>Metais (mg/L)</b>											
Arsênio	0,00014	0,002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cádmio	0,005	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,01	0,0004	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,0014	0,0013	n.d.	n.d.	n.d.
Cobre	0,005 <sup>f</sup>	0,0005	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cromo	0,05	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganês total	0,1	0,0002	n.d.	0,013	0,012	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Mercurio	0,0002	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,025	0,0002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Zinco	0,09	0,002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

continua

<sup>f</sup> Padrão CONAMA N° 357 para cobre dissolvido<sup>g</sup> Limite de detecção analítico para amostras líquidas, variando para cada congênera dependendo do valor tóxico equivalente estabelecido pela U.S. EPA para cada um deles

Tabela 54. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
<b>Hidrocarbonetos aromáticos (µg/L)</b>											
Benzeno	51	1	n.d.								
Etilbenzeno	25	1	n.d.								
Tolueno	215	1	n.d.								
Xilenos (orto+meta+para)	-----	1	n.d.								
<b>Fenóis (µg/L)</b>											
Fenol	60 <sup>h</sup>	0,5	n.d.								
Pentaclorofenol	3	0,004	n.d.								
2,4,5-Triclorofenol	-----	0,003	n.d.								
2,4-Diclorofenol	290	0,003	n.d.								
2,4-Dimetilfenol	-----	0,5	n.d.								
2,4-Dinitrofenol	-----	2	n.d.								
2,6-Diclorofenol	-----	0,5	n.d.								
2-Clorofenol	150	0,5	n.d.								
2,4,6-Triclorofenol	2,4	0,005	n.d.								
2-Metil-4,6-Dinitrofenol	-----	2	n.d.								
2-Metilfenol	-----	0,5	n.d.								
2-Nitrofenol	-----	0,5	n.d.								
3-Metilfenol	-----	0,5	n.d.								
4-Cloro-3-Metilfenol	-----	2	n.d.								
4-Metilfenol	-----	0,5	n.d.								
4-Nitrofenol	-----	0,5	n.d.								
Tetraclorofenol	-----	0,002	n.d.								

continua

<sup>h</sup> Padrão CONAMA N° 357 para fenóis totais

Tabela 54. Resultados das análises físico-químicas da água de fundo – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Condições e padrões CONAMA N° 357	Limite de detecção laboratorial	AF-01	AF-02	AF-03	AF-04	AF-05	AF-06	AF-07	AF-08	AF-09
Carbono orgânico total e nutrientes											
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	-----	0,03	0,11	0,09	0,07	0,30	0,06	0,14	0,10	0,21	0,18
Carbono orgânico total (mg/L)	≤ 3,0	1,0	2,0	n.d.	2,0	n.d.	n.d.	2,6	n.d.	n.d.	2,2
Fósforo total (mg/L)	0,062	0,009	<b>0,092</b>	<b>0,176</b>	0,012	n.d.	n.d.	0,012	n.d.	n.d.	0,027

Notas para a tabela de Água de Fundo:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados.
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação AF (água de fundo).
- 3) n.d. = não detectado; n.a. = não analisado.
- 4) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

### **4.2.1.3 Sedimentos**

Todos os resultados das análises, incluindo compostos orgânicos (HPA, PCBs, HC aromáticos e clorados, fenóis e pesticidas organoclorados), ftalatos, dioxinas e furanos, metais, nutrientes e granulometria dos sedimentos estão apresentados na Tabela 52, página 204. Na mesma tabela, também estão detalhados os níveis 1 e 2 de classificação de material dragado em águas salinas, definidos na Resolução CONAMA N° 344 de 2004, assim como os limites de detecção para cada uma das análises. Todos os limites de detecção são compatíveis com a Resolução CONAMA, sendo inferiores aos padrões de classificação, com exceção do acenafteno cujo limite é 18 µg/kg, superior ao nível 1 da Resolução CONAMA que é 16 µg/kg. Para melhor visualização, a tabela foi separada em Parâmetros de campo (itens analisados no campo), Parâmetros químicos (itens analisados em laboratório e limitados ou não pela Resolução CONAMA N° 344/04) e Parâmetros Granulométricos (itens analisados em laboratório).

#### **Parâmetros físicos**

a) Temperatura: os valores variaram entre 23,6 e 24,5 °C, estando compatíveis com a profundidade de coleta e as condições ambientais;

b) pH: os valores medidos encontram-se na faixa entre 7,1 e 8,0 sendo compatíveis para amostras de sedimento marinho;

c) Potencial redox: foram encontrados valores negativos em todas as estações amostradas. Estes valores negativos indicam um ambiente redutor, sugerindo uma possível influência do material proveniente da dragagem (CETESB, 2005), conforme já discutido anteriormente, com os resultados da 1ª campanha. Estes dados apresentam um padrão similar ao obtido na primeira campanha, com exceção dos valores obtidos nas estações 1, 2 e 9, conforme pode ser observado na Figura 78.

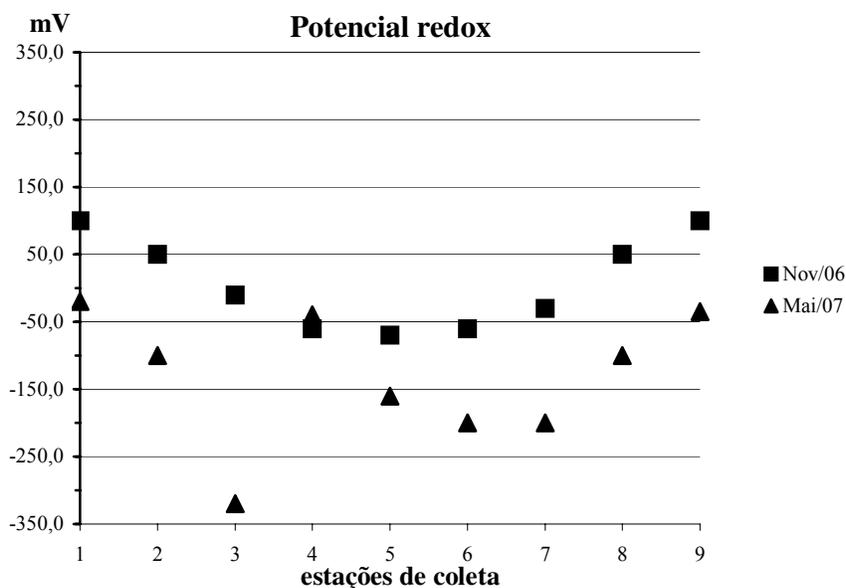


Figura 78. Valores de potencial redox nas amostras de sedimentos.

### Parâmetros químicos

a) Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA): em todas as estações de amostragem, foram encontrados HPA totais na faixa entre 3,9 e 383,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Todos os valores são bem inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA N<sup>o</sup> 344/04 que é 3000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . O benzo(a)pireno só não foi detectado nas estações S-01 e S-02, sendo que na estação S-03 foi encontrada a concentração de 99,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$  que ultrapassou o nível 1 da Resolução CONAMA N<sup>o</sup> 344 que é 88,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Figura 79). O dibenzo(a,h)antraceno foi detectado em concentrações acima do nível 1 da Resolução CONAMA N<sup>o</sup> 344/04 (6,22  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) nas estações S-03 (23,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), S-07 (11,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) e S-08 (8,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), conforme pode ser observado na Figura 80. As concentrações de benzo(a)pireno e do dibenzo(a,h)antraceno seguem perfis semelhantes, tanto na primeira como na segunda campanha, o que pode ser observado nas Figuras 79 e 80. Os resultados, apresentados na Figura 81, em termos de HPA totais, apresentaram um padrão semelhante ao da campanha de novembro de 2006. Conforme já apresentado anteriormente, Notar *et al.* (2001) estabeleceram um critério para avaliar os níveis de poluição de HPA totais em sedimentos marinhos. Segundo esses

autores, sedimentos com concentrações para  $\Sigma\text{HPA} < 250 \mu\text{g/kg}$  são considerados pouco poluídos em relação à introdução de hidrocarbonetos aromáticos, concentrações  $250 < \Sigma\text{HPA} < 500 \mu\text{g/kg}$  referem-se a sedimentos moderadamente poluídos e sedimentos com concentrações  $\Sigma\text{HPA} > 500 \mu\text{g/kg}$  são considerados altamente poluídos. Nenhuma das amostras de sedimentos, coletados na campanha de maio/2007, apresentou um valor acima de  $500 \mu\text{g/kg}$ , com relação aos HPA totais. Apenas na estação S-03, que corresponde aa estação de lançamento, foi encontrado um valor com concentração entre 250 e  $500 \mu\text{g/kg}$ .

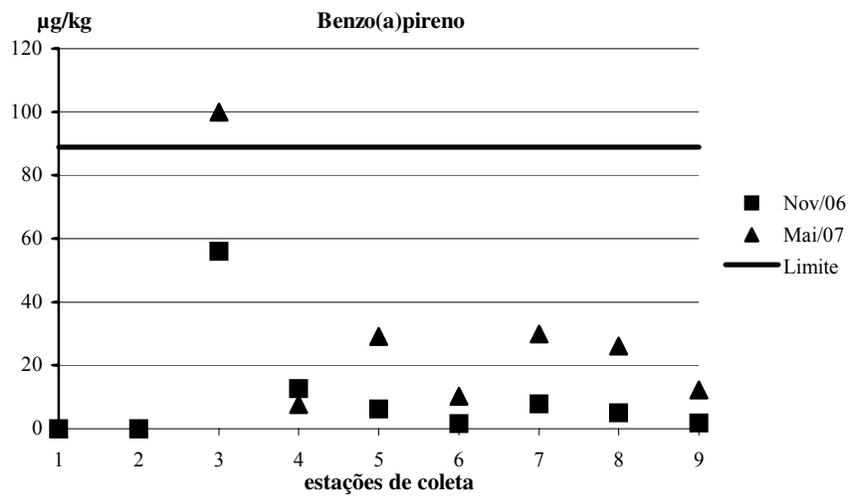


Figura 79. Concentrações de Benzo(a)pireno nos sedimentos.

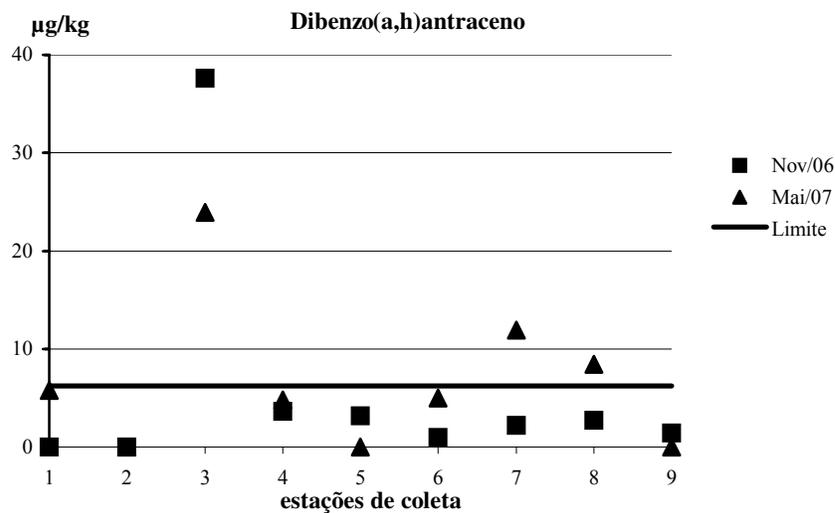


Figura 80. Concentrações de Dibenzo(a,h)antraceno nos sedimentos.

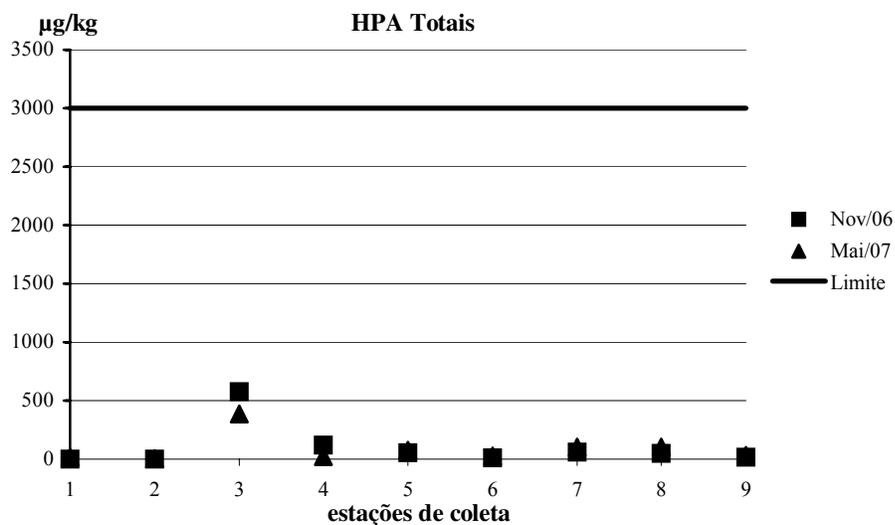


Figura 81. Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos.

b) Hidrocarbonetos clorados, bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados: os hidrocarbonetos clorados não foram detectados em nenhum dos nove estações analisados. Da mesma forma, os PCBs e os pesticidas organoclorados também não

foram detectados. Os resultados, com relação aos PCBs são apresentados na Figura 82, que não foram encontrados na segunda campanha tal como ocorrido na primeira, em novembro de 2006.

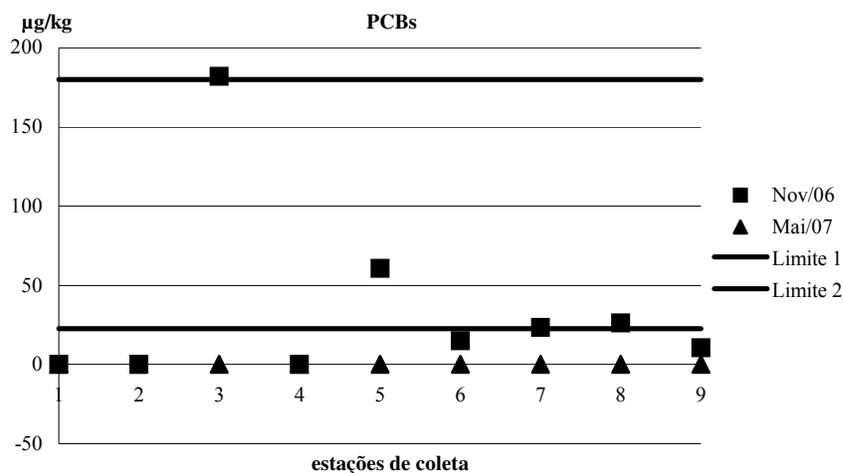


Figura 82. Concentrações de PCBs nas amostras de sedimentos.

c) Ftalatos: dos compostos analisados, foi detectado o bis(2-etilhexil)ftalato nas amostras de todas as estações em concentrações de 105 e 225  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Alguns destes resultados, nas estações S-03, S-05, S-06 e S-07, são superiores ao “*Ecological Screening Level – ESL*” (U.S. EPA, 2003) de 182  $\mu\text{g}/\text{kg}$  e não há limites de classificação para os ftalatos na Resolução CONAMA N° 344/04. O ESL é uma ferramenta inicial empregada para avaliar e controlar os riscos ao meio ambiente. Os ESLs representam um guia (“*benchmark*”) de proteção para 223 contaminantes no ar, água, sedimentos e solo (U.S. EPA, 2008b). Pelo Environment Canada (2002), o valor do TEL para o Bis (2-etilhexil)ftalato é de 182  $\mu\text{g}/\text{kg}$  e do PEL 2.647  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . O diisobutilftalato, que não possui limite ESL da U.S. EPA, também foi encontrado em todas as estações de amostragem de sedimentos com valores na faixa de 66 e 143  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . O di-n-butilftalato foi encontrado também em todas as estações, com exceção da estação S-01, com valores entre 73 e 157  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , todos inferiores ao ESL da U.S. EPA de 1.114  $\mu\text{g}/\text{kg}$  para este composto (U.S. EPA, 2003).

d) Hidrocarbonetos aromáticos e fenóis: em nenhuma das nove estações foi detectada a presença destes compostos acima dos limites de detecção laboratorial, conforme pode ser observado na Tabela 55. Nenhum dos compostos deste grupo tem níveis classificados na Resolução CONAMA N° 344/04.

e) Dioxinas e furanos: estes compostos não foram analisados na campanha de maio de 2007.

f) Metais: todos os resultados das concentrações de metais analisados no presente estudo apresentaram valores inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA N° 344/04, com exceção do arsênio nas estações S-05 (9,5 mg/kg), S-06 (10,1 mg/kg) e S-09 (11,6 mg/kg). Tais valores são maiores que o nível 1 da Resolução que é de 8,2 mg/kg. Deve-se considerar que a ultrapassagem dos valores orientadores do nível 1 pode estar associada à existência de valores basais dos poluentes de uma determinada região. Esse aspecto foi constatado por Quinágua (2006), onde concentrações de arsênio no sedimento de 10 mg/kg parecem ser de ocorrência natural na Baixada Santista (Bertoletti *et al.*, 2008). O arsênio (As), o chumbo (Pb), o cromo (Cr), o manganês (Mn), o níquel (Ni) e o zinco (Zn) foram detectados em todas as estações de amostragem com as seguintes e respectivas faixas de concentrações: 4,6 a 11,6 mg/kg (As), 4,3 a 20,5 mg/kg (Pb); 9,1 a 27,7 mg/kg (Cr), 98,9 a 492,0 mg/kg (Mn); 2,7 a 11,0 mg/kg (Ni) e 18,7 a 61,1 mg/kg (Zn). O cobre (Cu) foi encontrado em todas as estações, com exceção do S-01, com concentrações na faixa de 0,4 a 9,7 mg/kg. Os metais cádmio (Cd) e mercúrio (Hg) não foram detectados. Nas Figuras 83 a 89, são apresentadas as concentrações dos metais obtidas nesta campanha, as quais, com exceção das encontradas para o arsênio, apresentam perfis semelhantes aos da primeira campanha. Pode também ser observado nas Figuras 84 a 89, o resultado da modificação, entre as duas campanhas, da localização da estação 4 que foi deslocada da zona da influência do material dragado, devido à direção das correntes no local, principalmente no sentido ENE, conforme já colocado anteriormente (Leitão *et al.*, 2001). Portanto, pode ser observado que para a maioria dos metais, as concentrações obtidas na 2ª campanha são menores na estação 4, em função desta mudança de coordenadas.

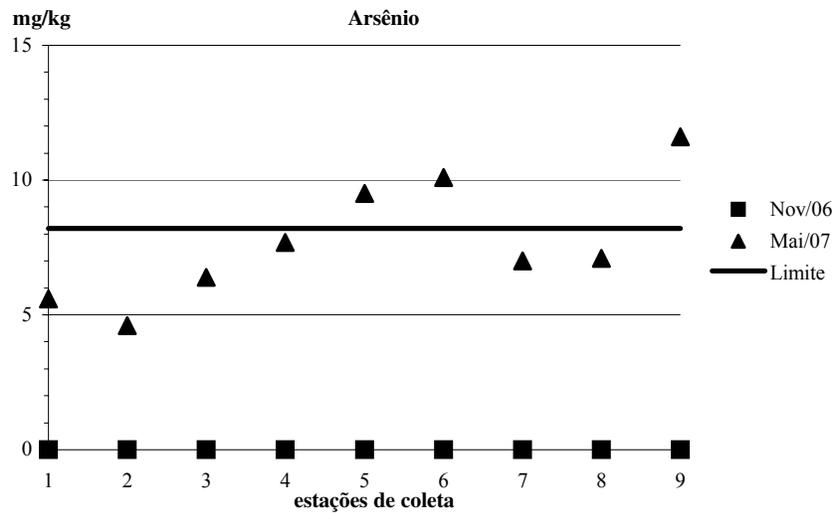


Figura 83. Concentrações de arsênio (As) nas amostras de sedimentos.

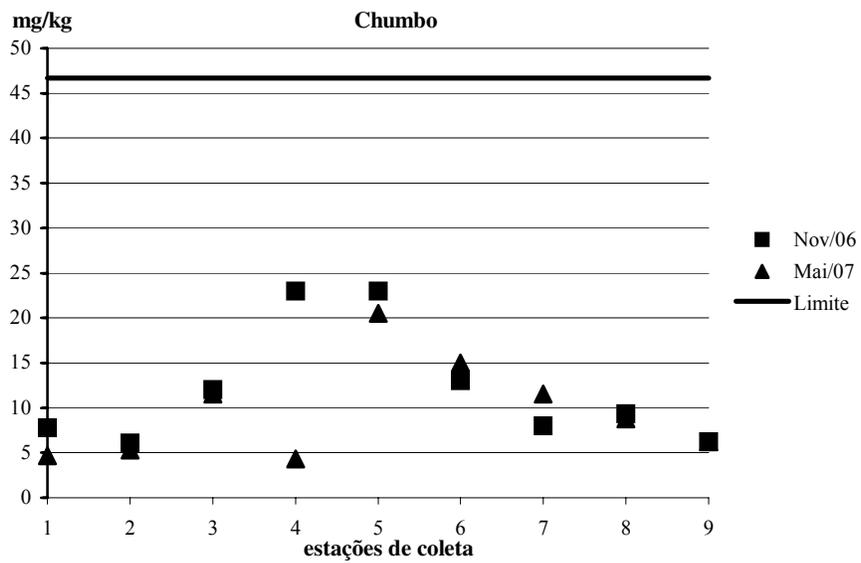


Figura 84. Concentrações de chumbo (Pb) nas amostras de sedimentos.

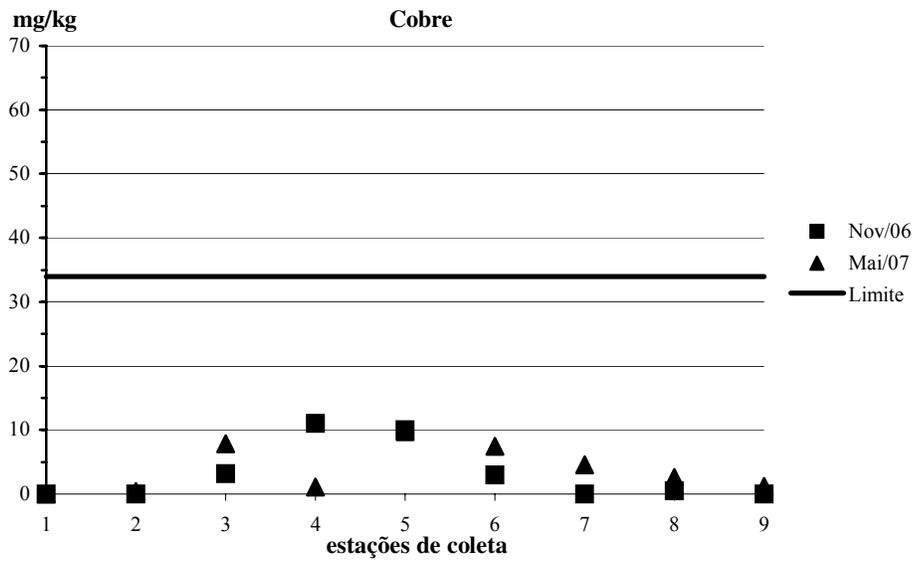


Figura 85. Concentrações de cobre (Cu) nas amostras de sedimentos.

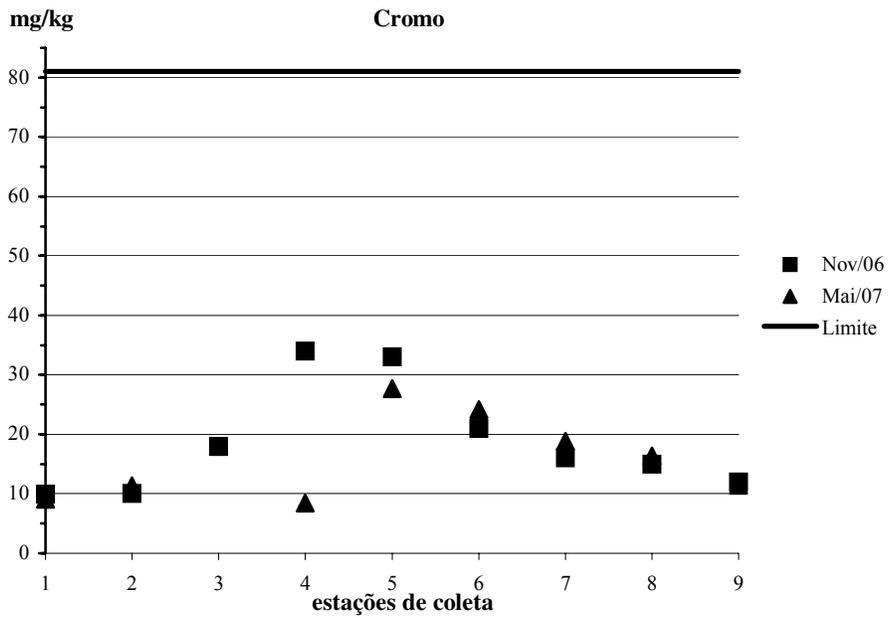


Figura 86. Concentrações de cromo (Cr) nas amostras de sedimentos.

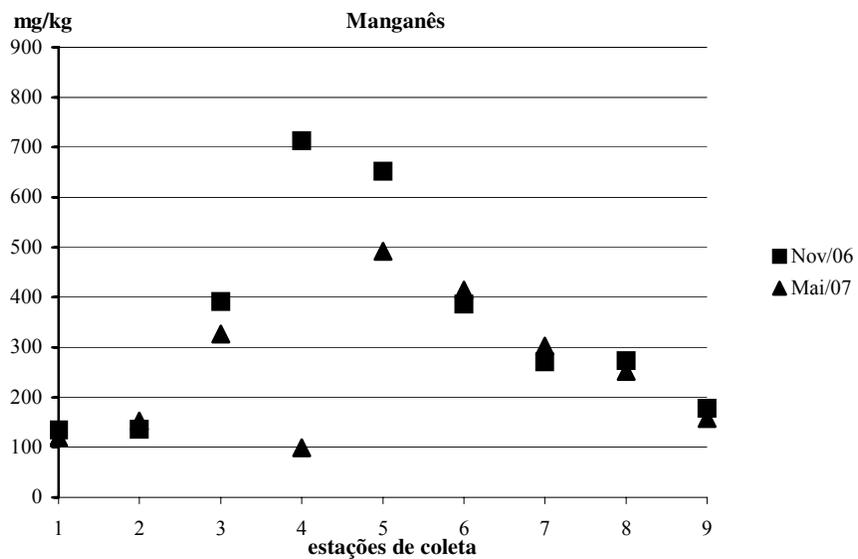


Figura 87. Concentrações de manganês (Mn) nas amostras de sedimentos.

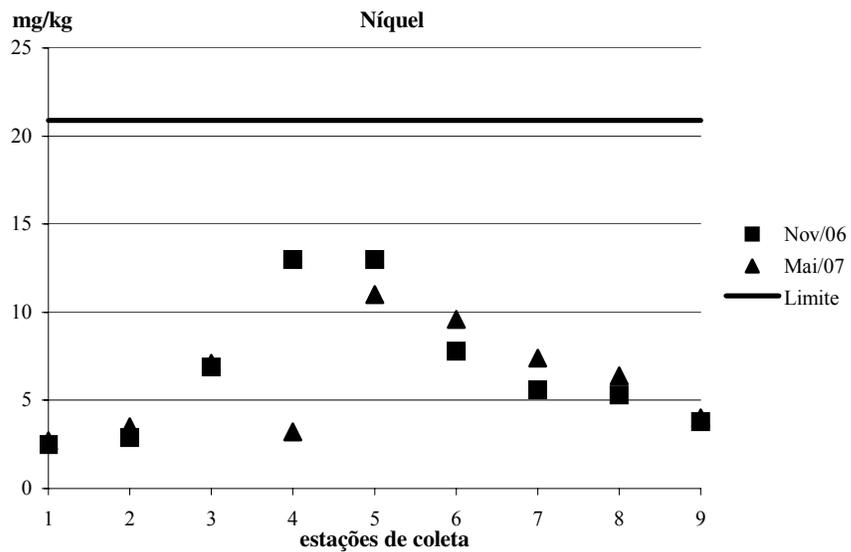


Figura 88. Concentrações de níquel (Ni) nas amostras de sedimentos.

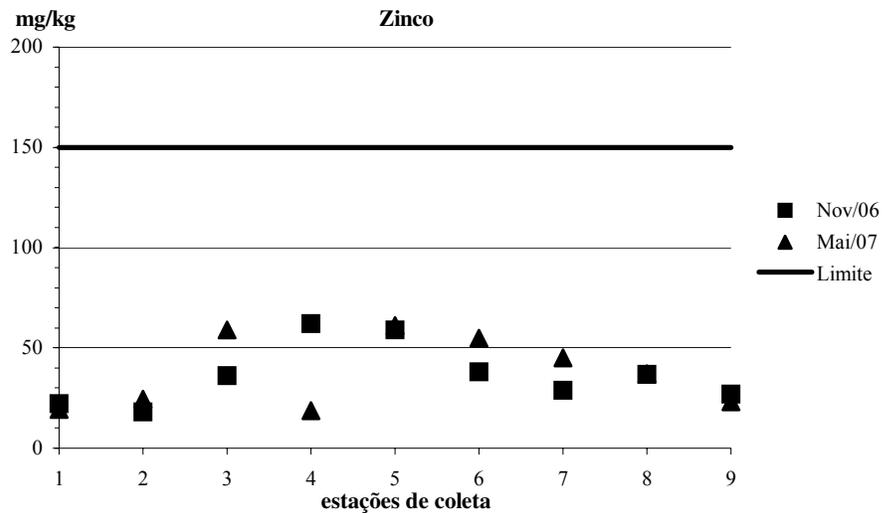


Figura 89. Concentrações de zinco (Zn) nas amostras de sedimentos.

e) Nutrientes: foram detectados em todas as estações e as faixas encontradas foram de 858 a 7530 mg/kg de nitrogênio Kjeldhal total; n.d. a 3,0 % de carbono orgânico total e 47,5 a 763,0 mg/kg de fósforo total, todas abaixo dos valores de alerta da Resolução CONAMA N° 344/04, com exceção do resultado da concentração de nitrogênio total encontrada na estação S-06. Foi observado um aumento nos valores de nitrogênio, quando comparados com os resultados da primeira campanha em novembro de 2006. Os resultados apresentados também podem ter sido influenciados por matéria orgânica proveniente de esgoto “*in natura*” ou alguma influência dos emissários da região. As Figuras 90, 91 e 92 ilustram estas comparações dos resultados atuais com as da campanha anterior;

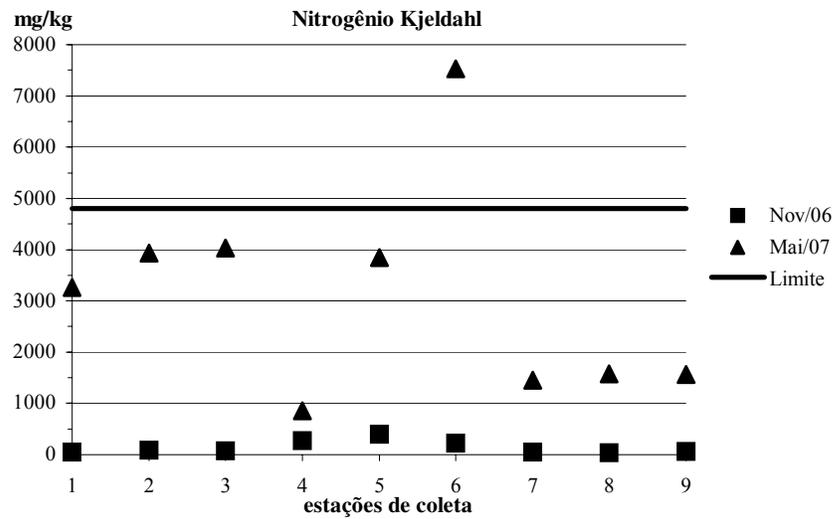


Figura 90. Concentrações de nitrogênio Kjeldhal total nas amostras de sedimentos.

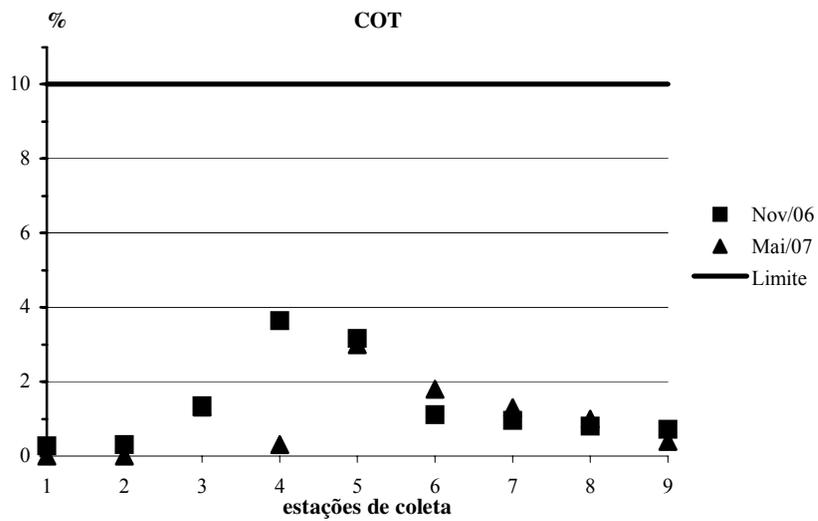


Figura 91. Concentrações de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos.

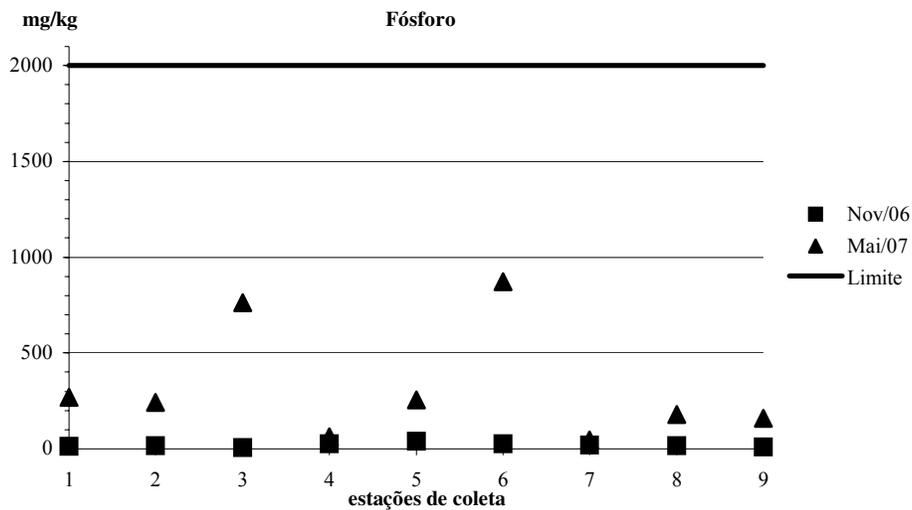


Figura 92. Concentrações de fósforo total nas amostras de sedimentos.

f) Granulometria: na presente campanha, a análise granulométrica apresentou um predomínio de areia nas estações S-01 a S-04, S-06, S-08 e S-09. Na estação S-05, adjacente à região de lançamento do material dragado e na estação S-07, houve uma predominância de finos (silte + argila). A distribuição granulométrica pode ser observada na Figura 93.

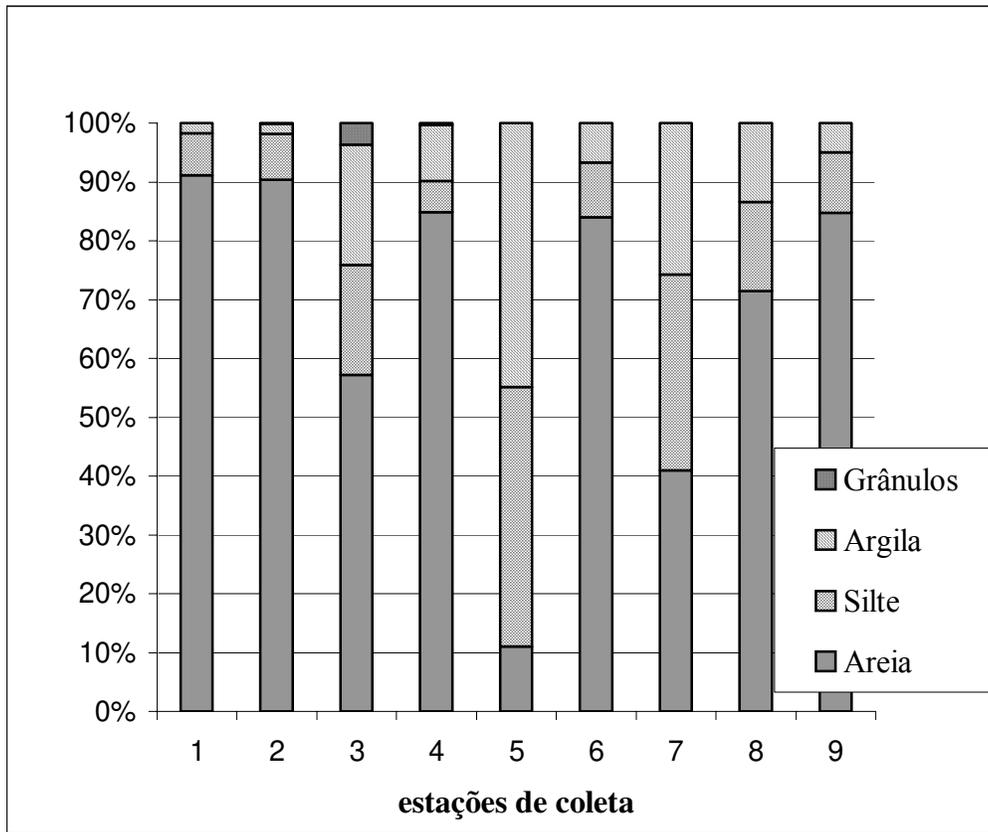


Figura 93. Classificação granulométrica das amostras de sedimentos.

Tabela 55. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007

Parâmetros de campo	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
Profundidade real (m)	20,6	20,6	19,0	26,4	21,7	21,8	19,0	18,1	22,0
Temperatura (°C)	23,6	24,5	24,0	23,8	23,8	24,1	23,9	24,0	23,8
PH	8,0	7,5	7,3	7,8	7,2	7,5	7,92	7,93	7,14
Potencial redox (mV)	-20	-100	-320	-40	-160	-200	-200	-100	-35

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA N° 344		Limite de deteccão laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ou HPA (µg/kg)												
Grupo A												
Benzo(a)antraceno	74,8	693	3,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)pireno	88,8	763	0,7	n.d.	n.d.	<b>99,9</b>	7,6	29,1	10,3	29,9	26,1	12,2
Criseno	108	846	1,0	7,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dibenzo(a,h)antraceno	6,22	135	3,0	5,8	n.d.	<b>23,9</b>	4,8	n.d.	5,0	<b>11,9</b>	<b>8,4</b>	n.d.
Grupo B												
Acenafteno	16	500	18,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acenaftileno	44	640	10,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Antraceno	85,3	1100	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenantreno	240	1500	1,0	n.d.	n.d.	18,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoranteno	600	5100	5,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoreno	19	540	7,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2-Metil-naftaleno	70	670	10,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftaleno	160	2100	14,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pireno	665	2600	1,8	n.d.	n.d.	17,7	n.d.	n.d.	n.d.	3,0	3,6	n.d.
Outros HPA												
2-Cloro-naftaleno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(b)fluoranteno	----	----	0,7	n.d.	n.d.	39,8	5,9	19,4	6,8	21,8	24,4	12,8
Benzo(g,h,i)perileno	----	----	3,0	n.d.	n.d.	49,2	n.d.	5,6	n.d.	10,1	8,2	n.d.
Benzo(k)fluoranteno	----	----	0,5	n.d.	n.d.	96,6	n.d.	7,8	2,9	15,9	20,3	1,6
Indeno(1,2,3cd)pireno	----	----	1,9	3,1	3,9	37,7	2,5	12,5	4,1	13,2	10,5	4,2
HPA totais	3000	----	----	16,6	3,9	383,4	20,8	74,4	29,1	105,8	101,5	30,8

continua

Tabela 55. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA N° 344		Limite de deteccção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
<b>Hidrocarbonetos clorados (µg/kg)</b>												
1,2-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,3-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,4-Diclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2-Dicloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tetracloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tricloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1,2,4-Triclorobenzeno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Clorofórmio	----	----	10,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Heptacloro	----	----	0,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Heptacloro epóxido	----	----	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metoxicloro	----	----	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexaclorobutadieno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexacloroetano	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexaclorociclopentadieno	----	----	2,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Bifenilas policloradas ou PCBs (µg/kg)</b>												
PCBs totais	22,7	180	1,8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Ftalatos (µg/kg)</b>												
Bis(2-etilhexil)ftalato	----	----	50	105,0	116,0	193,0	69,0	225,0	211,0	187,0	142,0	82,0
Butilbenzilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dietilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diisobutilftalato	----	----	50	66	143,0	141,0	76,0	249,0	282,0	171,0	139,0	80,0
Di-n-butilftalato	----	----	50	n.d.	115,0	80,0	58,0	155,0	157,0	120,0	96,0	73,0
Di-n-octilftalato	----	----	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

continua

Tabela 55. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA Nº 344		Limite de deteção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Hidrocarbonetos aromáticos (µg/kg)												
Benzeno	----	----	1,0	n.d.								
Etilbenzeno	----	----	1,0	n.d.								
Tolueno	----	----	1,0	n.d.								
Xilenos	----	----	2,0	n.d.								
Fenóis (µg/kg)												
Fenol	----	----	100	n.d.								
Pentaclorofenol	----	----	100	n.d.								
2,4,6-Triclorofenol	----	----	100	n.d.								
2,4,5-Triclorofenol	----	----	100	n.d.								
2,4-Diclorofenol	----	----	100	n.d.								
2,4-Dimetilfenol	----	----	100	n.d.								
2,4-Dinitrofenol	----	----	100	n.d.								
2,6-Diclorofenol	----	----	100	n.d.								
2-Clorofenol	----	----	100	n.d.								
2-Metil-4-dinitrofenol	----	----	100	n.d.								
2-Metilfenol	----	----	100	n.d.								
2-Nitrofenol	----	----	100	n.d.								
3-Metilfenol	----	----	100	n.d.								
4-Cloro-3-metilfenol	----	----	100	n.d.								
4-Metilfenol	----	----	100	n.d.								
4-Nitrofenol	----	----	100	n.d.								
Tetraclorofenol	----	----	2	n.d.								

continua

Tabela 55. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA N° 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Pesticidas organoclorados (µg/kg)												
Aldrin	-----	-----	0,05	n.d.								
Alfa-BHC	0,32	0,99	0,1	n.d.								
Beta-BHC	0,32	0,99	0,1	n.d.								
Delta-BHC	0,32	0,99	0,1	n.d.								
Gama-BHC / Lindano	0,32	0,99	0,3	n.d.								
Clordane-alfa	2,26	4,79	0,1	n.d.								
Clordane-gama	2,26	4,79	0,1	n.d.								
DDD	1,22	7,81	1,0	n.d.								
DDE	2,07	374	1,0	n.d.								
DDT	1,19	4,74	1,0	n.d.								
Dieldrin	0,71	4,3	0,05	n.d.								
Endrin	2,67	62,4	1,0	n.d.								
Endrin cetona	-----	-----	1,0	n.d.								
Hexaclorobenzeno	-----	-----	0,01	n.d.								
Endosulfan A	-----	-----	0,5	n.d.								
Endosulfan B	-----	-----	0,5	n.d.								
Endosulfan sulfato	-----	-----	0,5	n.d.								
Mirex	-----	-----	0,05	n.d.								
Toxafeno	-----	-----	0,1	n.d.								

continua

Tabela 55. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Classificação CONAMA Nº 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
<b>Dioxinas (pg/kg)</b>												
2,3,7,8-TCDD	----	----	0,04 a 35 <sup>a</sup>	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8-PeCDD	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,7,8-HxCDD	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,6,7,8-HxCDD	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8,9-HxCDD	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
OCDD	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
<b>Furanos (pg/kg)</b>												
2,3,7,8-TCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8-PeCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2,3,4,7,8-PeCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,7,8-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,6,7,8-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,7,8,9-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2,3,4,6,7,8-HxCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
OCDF	----	----	0,04 a 35	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
<b>Metais (mg/kg)</b>												
Arsênio	8,2	70	1,5	5,6	4,6	6,4	7,7	<b>9,5</b>	<b>10,1</b>	7,0	7,1	<b>11,6</b>
Cádmio	1,2	9,6	0,1	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	46,7	218	0,8	4,7	5,3	11,5	4,3	20,5	15,0	11,5	8,8	6,2
Cobre	34	270	0,4	n.d.	0,4	7,8	1,1	9,7	7,4	4,6	2,6	1,2
Cromo	81	370	0,5	9,1	11,3	18,0	8,5	27,7	24,2	18,8	16,4	11,4
Manganês	----	----	0,2	119,0	152,0	327,0	98,9	492,0	415,0	302,0	252,0	157,0
Mercurio	0,15	0,71	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	20,9	51,6	0,3	2,7	3,5	7,1	3,2	11,0	9,6	7,4	6,4	4,0
Zinco	150	410	0,3	19,2	24,4	58,8	18,7	61,1	54,9	44,9	37,0	23,2

continua

<sup>a</sup> Limite de detecção analítico para amostras sólidas, variando para cada congênera dependendo do valor tóxico equivalente estabelecido pela U.S. EPA para cada um deles

Tabela 55. Resultados das análises físico-químicas dos sedimentos – Maio de 2007 (continuação)

Parâmetros Químicos	Valor de alerta CONAMA N° 344		Limite de detecção laboratorial	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09
	Nível 1	Nível 2										
Carbono orgânico total e nutrientes												
Nitrogênio Kjeldahl (mg/kg)	4800		3,5	3260	3930	4030	858	3850	<b>7530</b>	1450	1580	1560
Carbono orgânico total (%)	10		0,1	n.d.	n.d.	1,32	0,3	3,0	1,8	1,3	1,0	0,4
Fósforo total (mg/kg)	2000		8,5	269	241	763	62,7	254	872	47,5	178,0	159,0
Granulometria												
	Phi	mm	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06	S-07	S-08	S-09	
Seixos e Grânulos (%)	-1,5 a -1	2-4	0,03	0,13	3,64	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Areia muito grossa (%)	-1 a 0	2-1	0,06	0,00	0,24	4,77	0,00	0,07	0,03	0,00	0,03	
Areia grossa (%)	0 a 1	1-0,5	0,06	0,06	0,45	0,19	0,00	0,06	0,10	0,00	0,06	
Areia média (%)	1 a 2	0,5-0,25	0,10	0,06	0,65	0,51	0,00	0,20	0,28	0,17	0,17	
Areia fina (%)	2 a 3	0,25-0,125	0,60	2,0	3,17	29,83	0,00	3,20	1,44	5,04	3,30	
Areia muito fina (%)	3 a 4	0,125-0,062	90,26	88,27	52,69	49,61	11,07	80,50	39,16	66,22	81,2	
Silte (%)	4 a 8	0,062-0,00394	7,2	7,8	18,73	5,28	44,02	9,30	33,26	15,12	10,23	
Argila (%)	8 a 12	0,00394-0,0002	1,67	1,67	20,44	9,54	44,92	6,67	25,72	13,44	5,00	

Notas para a tabela de Sedimento de Fundo:

- 1) Limites de detecção informados pela Ecolabor, expressos nas mesmas unidades dos parâmetros analisados;
- 2) Para a identificação das amostras, utilizou-se a codificação S (sedimento);
- 3) n.d. = não detectado; n.a. = não analisado.
- 4) Violações dos padrões CONAMA em negrito.

## 4.2.2 Avaliação e Interpretação Ecotoxicológica

### 4.2.2.1 Sedimento Integral - Teste de toxicidade aguda com *Tiburonella viscana*

#### Parâmetros Físico-Químicos

Os parâmetros físico-químicos como a salinidade, pH, amônia total medidos na fração aquosa, no início e no final do teste com sedimento integral, bem como a amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) estão apresentados na Tabela 56.

Tabela 56. Parâmetros físico-químicos (salinidade, pH, amônia total e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>)) obtidos na fração aquosa do teste com sedimento integral no início e ao final do teste.

Amostra	Sedimento Total							
	Salinidade		pH		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)		NH <sub>3</sub> (mg/l)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
#1	36	35	7,90	7,75	0,500	1,75	0,018	0,044
#2	31	36	8,00	7,86	0,500	0,50	0,023	0,016
#3	35	36	7,80	8,00	0,500	1,75	0,014	0,077
#4	36	38	7,90	8,00	0,500	1,75	0,018	0,077
#5	36	37	7,80	8,15	0,500	0,00	0,014	0,000
#6	36	37	7,80	8,00	0,500	0,50	0,014	0,022
#7	35	37	7,80	8,00	0,500	1,75	0,014	0,077
#8	36	36	7,80	8,00	0,500	0,50	0,014	0,022
#9	36	38	8,00	8,00	0,500	1,75	0,022	0,077
Controle	36	39	7,90	8,00	0,250	1,75	0,009	0,077

Os valores de amônia não ionizável NH<sub>3</sub>, estimados no início e ao final dos testes foram inferiores ao sugerido por Abessa (2002) cuja sensibilidade do anfípode *T. viscana* à amônia ionizada foi de 1,83 mg/L.

## Sedimento Integral

Como também ocorrido na 1ª campanha, o resultado da amostra controle obtido no teste de toxicidade com o sedimento integral empregando o anfípode *T. viscana*, esteve abaixo do critério de aceitabilidade, com a porcentagem de organismos mortos no controle superior a 25%. Todavia, optou-se pela utilização destes resultados afim de comparar os resultados do sedimento controle com os da estação de referência, onde não foi detectada uma diferença significativa entre as médias. Por este motivo, decidiu-se empregar apenas os resultados da estação de referência nas comparações estatísticas. Deve ser novamente ressaltada a importância da utilização dos resultados dos testes de anfípodas, pois foi o único teste agudo realizado neste estudo e também o único com rota de exposição sedimento integral.

A Tabela 57 apresenta a porcentagem de organismos vivos em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste.

Tabela 57. Porcentagem de organismos vivos em cada réplica com as médias e desvios padrão obtidos no teste com sedimento integral.

Percentual de sobrevivência (%)						
Amostra	R1	R2	R3	R4	Média	D. Padrão
P1	90	90	90	80	87,5	5,0
P2	100	60	90	70	80,0	18,3
P3	90	90	80	90	87,5	5,0
P4	90	100	90	90	92,5	5,0
P5	100	50	83	83	79,2	21,0
P6	67	100	83	67	79,2	16,0
P7	33	67	83	0	45,8	37,0
P8	67	83	33	33	54,2	25,0
P9	67	50	50	67	58,3	9,6
Controle	70	60	80	80	72,5	9,6

Na Figura 94 estão representados graficamente os valores médios obtidos em cada amostra de sedimento integral juntamente com seus desvios padrão.

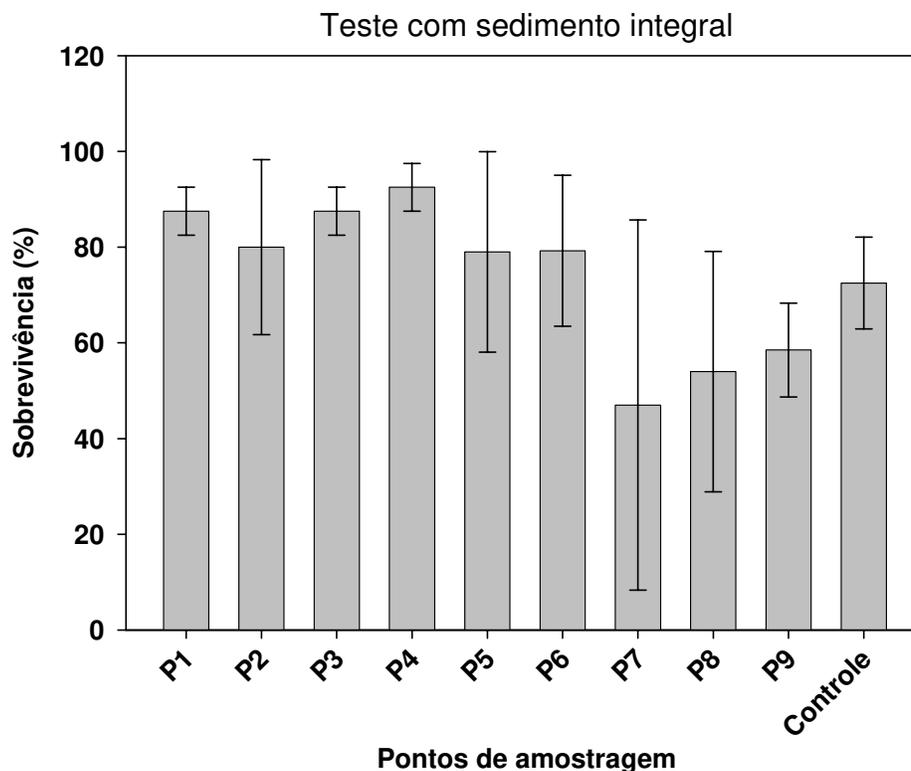


Figura 94. Média de organismos vivos, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de sedimento integral testada e para a amostra controle.

Com o pacote estatístico *Toxstat* verificou-se que o resultado do teste foi normal e homogêneo. Nenhuma amostra foi considerada tóxica, quando comparada com a amostra controle, segundo ANOVA seguido de *Dunnnett's Test*, mas as amostras das estações P7, P8, e P9 apresentaram sobrevivência média abaixo de 60%, não tendo sido consideradas diferentes do controle por apresentar elevado desvio padrão.

Na Tabela 58 são apresentados os coeficientes de correlação de *Pearson* para os parâmetros físico-químicos que variaram no teste de toxicidade com sedimento integral e o anfípode *T. viscana*.

Tabela 58. Variáveis correlacionadas com os resultados do teste ecotoxicológico e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.

<b>Parâmetros Correlacionados</b>	<b>Coefficiente de Pearson (r)</b>
Salinidade Inicial	-0,08
Salinidade Final	-0,16
pH Inicial	0,11
pH Final	-0,24
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Inicial	0,03
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> Final	-0,00
NH <sub>3</sub> Inicial	0,12
NH <sub>3</sub> Final	-0,11

Nenhum parâmetro físico-químico medido no início e ao final do teste apresentou correlação significativa com as médias de organismos vivos obtidas no teste com sedimento integral.

A sensibilidade dos anfípodos utilizados nos testes com sedimento integral foi estimada através do teste com substância de referência – Dicromato de Potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>). Os resultados obtidos estão na Tabela 59.

Tabela 59. Porcentagem de organismos vivos obtida nas concentrações da substância de referência K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, com suas respectivas médias e desvios padrão.

<b>Concentração de Dicromato de Potássio (mg/l)</b>					
<b>Réplica</b>	<b>3,13</b>	<b>6,25</b>	<b>12,50</b>	<b>25,00</b>	<b>Controle</b>
<b>R1</b>	100	70	60	30	100
<b>R2</b>	100	70	60	10	100
<b>R3</b>	100	90	40	10	80
<b>R4</b>	100	70	70	0	100
<b>Média</b>	<b>100,00</b>	<b>75,00</b>	<b>57,50</b>	<b>12,50</b>	<b>95,00</b>
<b>D. Padrão</b>	<b>0,00</b>	<b>10,00</b>	<b>12,58</b>	<b>12,58</b>	<b>10,00</b>

LC<sub>50-48h</sub>= 13,07 (10,94 - 15,62) mg/L de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>

#### 4.2.2.2 Elutriato - Testes de Toxicidade Crônica de Curta duração com *Lytechinus variegatus*

##### Parâmetros Físico-Químicos

Os parâmetros físico-químicos medidos na fração elutriato: temperatura (T°C), oxigênio dissolvido (OD), pH, salinidade, sulfetos (S<sup>2-</sup>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia total (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) estão apresentados na Tabela 60.

Tabela 60. Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, sulfeto total (S<sup>2-</sup>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia total e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração elutriato, no início dos testes.

Resultado inicial								
Tratamentos	Parâmetros							
	T (°C)	OD (mg/L)	pH	Salinidade	S <sup>2-</sup> (mg/L)	H <sub>2</sub> S (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	NH <sub>3</sub> (mg/L)
Estação 1	25	7,1	7,84	34	0,14	0,018	0,77	0,034
Estação 2	25	7,2	7,77	34	0,04	0,006	0,63	0,028
Estação 3	25	6,9	7,55	34	0,14	0,032	2,80	0,124
Estação 4	25	7,1	7,84	34	0,25	0,033	0,70	0,031
Estação 5	25	7,2	7,55	34	0,04	0,009	0,70	0,031
Estação 6	25	6,5	7,65	33	0,04	0,008	0,56	0,025
Estação 7	25	6,7	7,61	33	0,14	0,029	0,77	0,035
Estação 8	25	7,3	7,56	35	0,14	0,031	0,28	0,012
Estação 9	25	7,0	7,59	33	0,04	0,008	1,05	0,047
Controle água	25	6,7	7,96	35	nd	nd	nd	Nd

nd – Valores abaixo do nível de detecção do método.

Com relação às análises físico-químicas realizadas durante o teste com amostras de elutriato (Tabela 60), os valores iniciais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, amônia total e amônia não-ionizada estão dentro da faixa do limiar da espécie

(ABNT NBR 15350; Prósperi, 2002), exceto para amônia não-ionizada da amostra da estação 3. Já para sulfeto total e sulfeto de hidrogênio, as estações 1, 3, 4, 7 e 8 apresentaram, para ambos os compostos, valores superiores aos limites de efeito observado para ouriço do mar que é de 0,1 mg/L e 0,007 mg/L, respectivamente (Bay *et al.*, 1993; Knezovich *et al.*, 1996; Anderson *et al.* 1998; Wang e Chapman, 1999).

### Teste de toxicidade

A Tabela 61 e a Figura 95 apresentam os resultados do teste de toxicidade crônica de curta duração com *L. variegatus* na fração elutriato.

Tabela 61. Porcentagem de desenvolvimento larval normal em cada réplica com as médias e desvios-padrão obtidos no teste com elutriato.

<b>Desenvolvimento larval normal (%)</b>						
<b>Tratamentos</b>	<b>Réplicas</b>				<b>Média</b>	<b>DP</b>
	<b>R - 1</b>	<b>R - 2</b>	<b>R - 3</b>	<b>R - 4</b>		
<b>Estação 1</b>	06	07	04	05	5,50	1,29
<b>Estação 2</b>	40	43	50	52	46,25	5,67
<b>Estação 3</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Estação 4</b>	10	08	05	07	7,50	2,08
<b>Estação 5</b>	0	10	06	07	5,75	4,19
<b>Estação 6</b>	01	0	05	0	1,50	2,38
<b>Estação 7</b>	39	50	30	30	37,25	9,50
<b>Estação 8</b>	70	73	67	69	69,75	2,50
<b>Estação 9</b>	50	50	50	54	51,00	2,00
<b>Controle água</b>	93	91	92	92	92,00	0,81

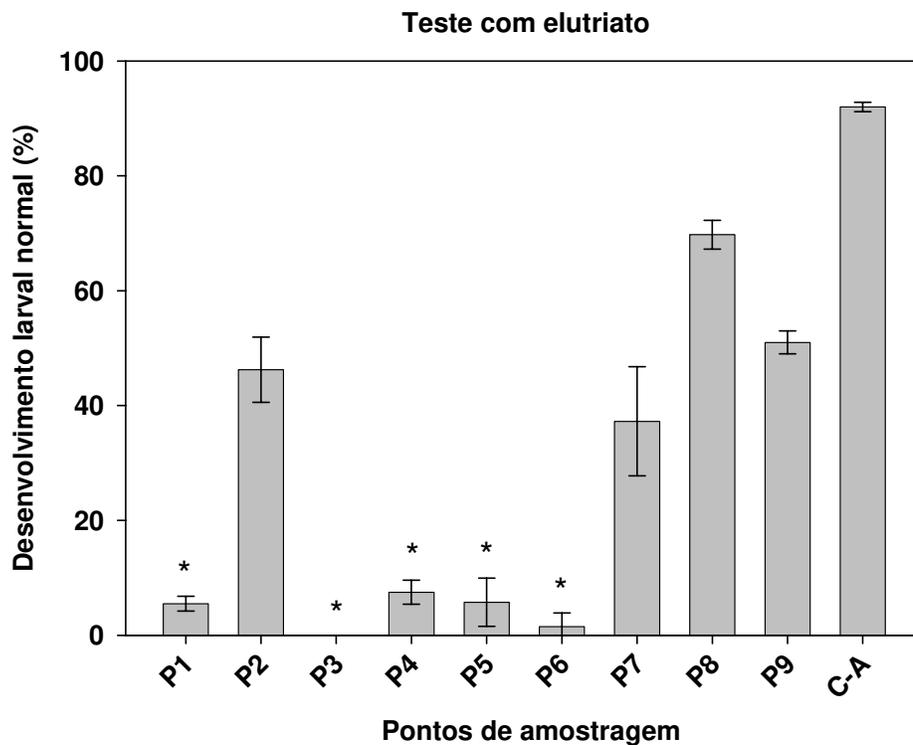


Figura 95. Média de desenvolvimento larval normal, com seus respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de elutriato testada e para a amostra controle de água (CA). Um asterisco (\*) representa diferença significativa com relação à estação 9 (referência) para  $p < 0,05$  (Dunnett's test).

Considerando a estação 9 como referência, o teste de toxicidade crônico de curta duração com sedimento elutriato apresentou efeito significativo no desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* para as amostras das estações 1, 3, 4, 5 e 6. Uma correlação negativa foi observada entre o desenvolvimento embriolarval normal e as concentrações de  $\text{NH}_3$ , sugerindo uma possível influência deste composto na toxicidade observada, conforme demonstrado na Tabela 62.

Tabela 62. Variáveis correlacionadas com os resultados do teste embriolarval com elutriato e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.

Variável	Coefficiente de correlação de Pearson
<b>NH<sub>3</sub> inicial</b>	-0,39
<b>S<sup>2-</sup> inicial</b>	- 0,16
<b>pH inicial</b>	-0,24
<b>OD inicial</b>	0,38
<b>Salinidade inicial</b>	0,21

A amônia é um constituinte comum nos ambientes aquáticos, sendo proveniente tanto da quebra de produtos nitrogenados no processo de decomposição da matéria orgânica quanto da contaminação antropogênica, como por exemplo, de efluentes oriundos do uso ou produção de fertilizantes. Essa substância apresenta-se, ao mesmo tempo, na forma ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e não ionizada (NH<sub>3</sub>). A predominância de qualquer dessas duas formas é dependente da temperatura, pH e salinidade da água. Em função das condições normalmente encontradas no ambiente marinho, mais de 95% da amônia total está na forma ionizada (Greenstein *et al.*, 1994). A toxicidade da amônia é consequência principalmente da fração não-ionizada e por cautela devem ser levados em consideração na interpretação dos resultados de testes de toxicidade (Argentino-Santos, 2006).

#### **4.2.2.3 Interface Sedimento-Água - Testes de Toxicidade Crônica de Curta duração com *Lytechinus variegatus***

##### **Parâmetros Físico-Químicos**

Os parâmetros físico-químicos: temperatura (°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, sulfeto total (S<sup>2-</sup>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia total (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e amônia

não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração sedimento-água, no início do teste estão apresentados na Tabela 63.

Tabela 63. Parâmetros físico-químicos: temperatura (T°C), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, sulfeto total (S<sup>2-</sup>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia total e amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>) medidos na fração interface sedimento-água, no início dos testes.

<b>Resultado inicial</b>								
<b>Tratamentos</b>	<b>Parâmetros</b>							
	<b>T (°C)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Salinidade</b>	<b>S<sup>2-</sup> (mg/L)</b>	<b>H<sub>2</sub>S (mg/L)</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	<b>NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>
<b>Estação 1</b>	25	5,6	7,72	34	0,09	0,015	0,42	0,019
<b>Estação 2</b>	25	5,6	7,72	32	0,14	0,023	0,14	0,006
<b>Estação 3</b>	25	5,1	7,50	33	0,09	0,022	1,4	0,063
<b>Estação 4</b>	25	5,5	7,78	33	0,14	0,021	0,35	0,015
<b>Estação 5</b>	25	5,4	7,72	34	nd	nd	0,63	0,028
<b>Estação 6</b>	25	5,2	7,66	35	0,11	0,021	0,42	0,019
<b>Estação 7</b>	25	5,4	7,78	35	0,12	0,018	0,28	0,013
<b>Estação 8</b>	25	5,5	7,70	34	0,12	0,021	nd	nd
<b>Estação 9</b>	25	5,2	7,92	35	nd	nd	nd	nd
<b>Controle água</b>	25	6,7	7,96	35	nd	nd	nd	nd

**nd** – Valores abaixo do nível de detecção do método.

Com relação as análises físico-químicas realizadas durante o teste com amostras de interface sedimento-água (Tabela 63), os valores iniciais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, sulfeto, amônia total e amônia não-ionizada estão dentro da faixa do limiar da espécie (ABNT NBR 15350; Prósperi, 2002), exceto para amônia não-ionizada da amostra da estação 3. Quanto às concentrações de sulfeto total e sulfeto de hidrogênio, observou-se que exceto nas estações 5 e 9, todas as demais apresentaram valores superiores aos limites de efeito observado para ouriços do mar (Bay *et al.*, 1993; Knezovich *et al.*, 1996; Anderson *et al.* 1998; Wang e Chapman, 1999).

## Teste de toxicidade

A Tabela 64 e a Figura 96 apresentam os resultados do teste de toxicidade crônica de curta duração com *L. variegatus* na fração interface sedimento-água.

Tabela 64. Porcentagem de desenvolvimento larval normal (médias e desvios padrão) obtida no teste interface sedimento-água.

Desenvolvimento larval normal (%)						
Tratamentos	Réplicas				Média	DP
	R - 1	R - 2	R - 3	R - 4		
<b>Estação 1</b>	04	07	17	01	7,25	6,94
<b>Estação 2</b>	04	08	0	0	3,00	3,82
<b>Estação 3</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Estação 4</b>	01	0	01	13	3,75	6,18
<b>Estação 5</b>	0	05	07	14	6,50	5,80
<b>Estação 6</b>	17	07	01	11	9,00	6,73
<b>Estação 7</b>	11	08	10	06	8,75	2,21
<b>Estação 8</b>	36	26	12	09	20,75	12,57
<b>Estação 9</b>	84	82	74	79	79,75	4,34
<b>Controle água</b>	93	91	92	92	90,25	2,75
<b>Controle rede</b>	93	92	87	89	92,00	0,81

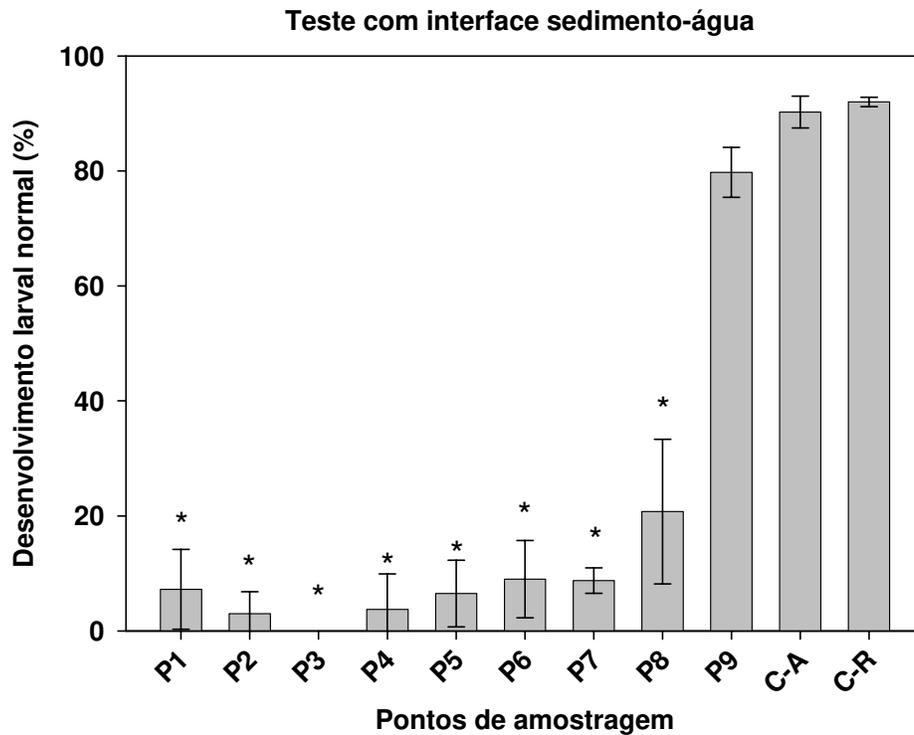


Figura 96. Média de desenvolvimento larval normal, com os respectivos Desvios Padrão, em cada amostra de interface sedimento-água testada e para a amostra controle de água (CA) e controle de rede (CR). O asterisco (\*) representa diferença significativa com relação à estação 9 (referência) para  $p < 0,05$  (Dunnett's test).

No teste de toxicidade crônica de curta duração com interface sedimento-água, utilizando também a estação 9 como referência, os resultados demonstraram efeito no desenvolvimento embriolarval de *L.variegatus* em todas as estações. Os controles de água e água + rede não foram considerados no tratamento estatístico, pois não reproduziam a exposição a um sedimento controle.

Correlações negativas foram observadas entre o desenvolvimento embriolar normal e as concentrações de  $\text{NH}_3$  e  $\text{S}^{2-}$ , indicando a contribuição destes compostos no efeito observado, conforme demonstrado na Tabela 65.

Tabela 65. Variáveis correlacionadas com os resultados do teste embriolar com interface sedimento-água e seus respectivos coeficientes de correlação de Pearson.

Variável	Coefficiente de correlação de Pearson
<b><math>\text{NH}_3</math> inicial</b>	- 0,5
<b><math>\text{S}^{2-}</math> inicial</b>	- 0,6
<b>pH inicial</b>	0,7
<b>OD inicial</b>	- 0, 3
<b>Salinidade inicial</b>	0,5

A sensibilidade dos embriões de *L. variegatus* utilizados nos testes com sedimento elutriado e interface sedimento-água foi estimada através do teste com substância de referência – sulfato de zinco ( $\text{ZnSO}_4$ ). O resultado obtido:  $\text{IC}_{\text{p}24\text{h}} = 0,12$  (0,10 – 0,14) mg/L de  $\text{ZnSO}_4$  indica que o lote de ouriços utilizado nos testes apresentou uma faixa de sensibilidade dentro dos limites esperados para a espécie, de acordo com a carta controle do laboratório.

#### 4.2.3 Integração dos Resultados Físico-Químicos e Ecotoxicológicos do Sedimento

No conjunto de dados foram considerados 13 parâmetros físico-químicos (granulometria, N Kjeldahl, COT, P total, HPA totais, Ftalatos, Aldrin, Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, Zn), três parâmetros de efeito biológico (% de mortalidade de anfípode, % de anormalidade

embriolarval para ouriços com elutriato e com interface sedimento-água) e quatro concentrações de compostos interferentes ( $H_2S$  e  $NH_3$  elutriato,  $H_2S$  e  $NH_3$  ISA).

Os dados de toxicidade com anfípodes e ouriço ( $n = 3$ ) e os parâmetros físico-químicos ( $n = 13$ ) e os compostos interferentes ( $n = 4$ ) empregados na análise de componentes principais são apresentados na Tabela 66.

Tabela 66. Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).

Estações	Variáveis																			
	Mortalidade Anfípode	Anomalia Embriolarval Elutriato	Anomalia Embriolarval Interface	H <sub>2</sub> S Elutriato	H <sub>2</sub> S ISA	NH <sub>3</sub> Elutriato	NH <sub>3</sub> ISA	Finos	N Kjeldahl	COT	P Total	HPA Totais	Fta-Latos	As	Pb	Cu	Cr	Mn	Ni	Zn
	%	%	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	%	mg/kg	%	mg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg						
1	12,5	94,5	92,75	0,018	0,015	0,034	0,019	8,87	3260	0	269	16,6	171	5,6	4,7	0	9,1	119	2,7	19,2
2	20	53,75	97	0,006	0,023	0,028	0,006	9,47	3930	0	241	3,9	1661	4,6	5,3	0,4	11,3	152	3,5	24,4
3	12,5	100	100	0,032	0,022	0,124	0,063	39,17	4030	1,32	763	383,4	414	6,4	11,5	7,8	18	327	7,1	58,8
4	7,5	92,6	96,25	0,033	0,021	0,031	0,015	14,82	858	0,3	62,7	20,8	203	7,7	4,3	1,1	8,5	98,9	3,2	18,7
5	20,8	94,25	93,5	0,009	0	0,031	0,028	88,94	3850	3	254	74,4	629	9,5	20,5	9,7	27,7	492	11	61,1
6	20,8	98,5	91	0,008	0,021	0,025	0,019	15,97	7530	1,8	872	29,1	650	10,1	15	7,4	24,2	415	9,6	54,9
7	54,2	62,75	91,25	0,029	0,018	0,035	0,013	58,98	1450	1,3	47,5	105,8	478	7	11,5	4,6	18,8	302	7,4	44,9
8	45,8	30,25	79,25	0,031	0,021	0,012	0	28,56	1580	1	178	101,5	377	7,1	8,8	2,6	16,4	252	6,4	37
9	41,7	49	20,25	0,008	0	0,047	0	15,23	1560	0,4	159	30,8	235	11,6	6,2	1,2	11,4	157	4	23,2

A soma dos quatro primeiros fatores explicou 87,4 % da variância no conjunto original de dados. O primeiro fator foi responsável por 44,5% da variância dos dados, o segundo fator foi responsável por 20,3%, o terceiro 12,8% e o quarto 9,8%, conforme exposto na Tabela 67. Os pesos (*loadings*) de cada variável nos quatro fatores principais encontram-se na Tabela 68.

Tabela 67. Resultados obtidos para cada fator principal (*eigenvalues*).

	<i>Eigenvalues</i>	% Total variância	<i>Eigenvalues</i> acumulado	% acumulada
<b>Fator 1</b>	8,894501	44,47250	8,89450	44,47250
<b>Fator 2</b>	4,058513	20,29257	12,95301	64,76507
<b>Fator 3</b>	2,561096	12,80548	15,51411	77,57055
<b>Fator 4</b>	1,963678	9,81839	17,47779	87,38894

Tabela 68. Pesos (loadings) calculados para as variáveis.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
Mortalidade anfípode	0,228749	-0,784804	-0,066295	-0,198291
Efeito ouriço - elutriato	0,197574	<b>0,770533</b>	0,241757	0,023212
Efeito ouriço - ISA	0,247116	0,274340	0,096423	<b>0,840560</b>
H <sub>2</sub> S - Elutriato	-0,105845	-0,310350	<b>0,790502</b>	0,356477
H <sub>2</sub> S - ISA	-0,239690	0,140293	0,101074	<b>0,829748</b>
NH <sub>3</sub> - Elutriato	0,049954	<b>0,474304</b>	<b>0,750303</b>	-0,005846
NH <sub>3</sub> - ISA	0,343967	<b>0,622531</b>	<b>0,648688</b>	0,189673
Finos	<b>0,844934</b>	-0,256881	0,230146	-0,048863
Nitrogênio Kjeldahl	<b>0,403161</b>	<b>0,769563</b>	-0,395113	0,127687
Carbono orgânico total	<b>0,971335</b>	0,084153	0,038613	-0,137961
Fósforo total	0,330463	<b>0,822881</b>	0,058543	0,078232
HPA totais	0,319329	0,227093	<b>0,808948</b>	0,186704
Ftalatos Totais	0,098838	0,099340	-0,604580	<b>0,518675</b>
Arsênio	0,319120	0,037518	-0,130387	-0,868913
Chumbo	<b>0,978096</b>	0,150907	-0,037126	-0,104988
Cobre	<b>0,923450</b>	0,313292	0,200697	-0,046449
Cromo	<b>0,982672</b>	0,130591	-0,090989	-0,048610
Manganês	<b>0,978855</b>	0,186545	-0,022476	-0,042762
Níquel	<b>0,983534</b>	0,108393	-0,028890	-0,056456
Zinco	<b>0,930582</b>	0,253448	0,201546	0,063981

O fator 1 é predominante (44,47%) e combina a granulometria (% finos), as concentrações de nutrientes (N Kjeldahl e COT), com os metais (Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, Zn).

O fator 2 com 20,29% de variância explicada associa as concentrações de nutrientes (N Kjeldahl e P total) com o efeito no desenvolvimento embriolarval de ouriço-do-mar (elutriato) e o composto interferente (NH<sub>3</sub>).

Quanto ao fator 3 (12,8% de variância) relaciona os HPA Totais com os compostos interferentes H<sub>2</sub>S e NH<sub>3</sub>. Já o fator 4 (9,81%) associa os Ftalatos Totais com o efeito no desenvolvimento embriolarval de ouriço-do-mar (ISA), e também com o composto interferente (H<sub>2</sub>S) analisado na água sobrenadante do respectivo teste.

Os *scores* calculados dos 4 fatores principais, que representam a contribuição destes 4 fatores em cada um das estações de estudo, estão apresentados na Figura 97.

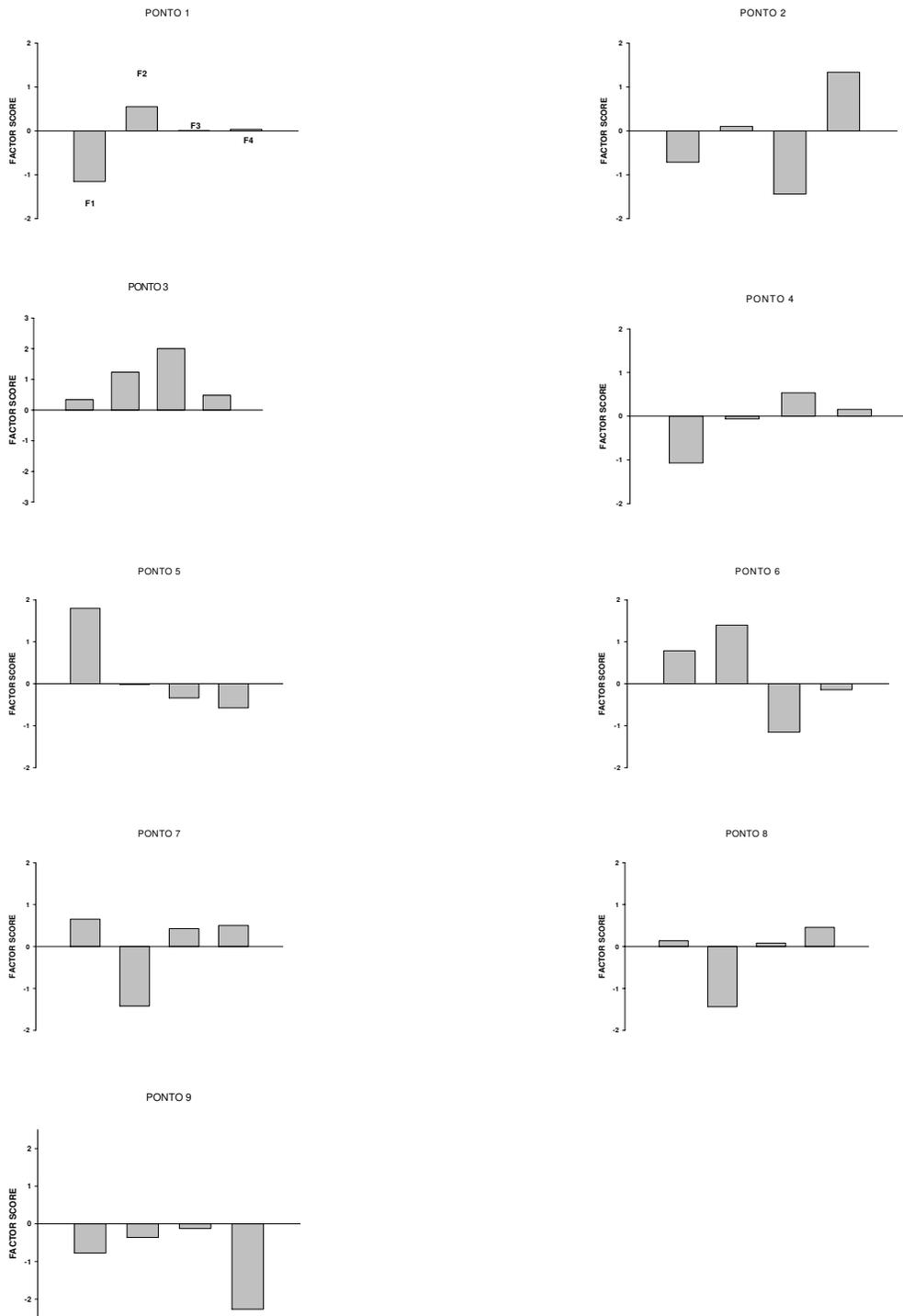


Figura 97. Scores calculados dos 4 fatores principais para todas as estações de amostragem.

Na figura 98 estão representados os *scores* das nove estações de coleta, distribuídos no espaço bidimensional, de acordo com sua associação aos 2 componentes principais.

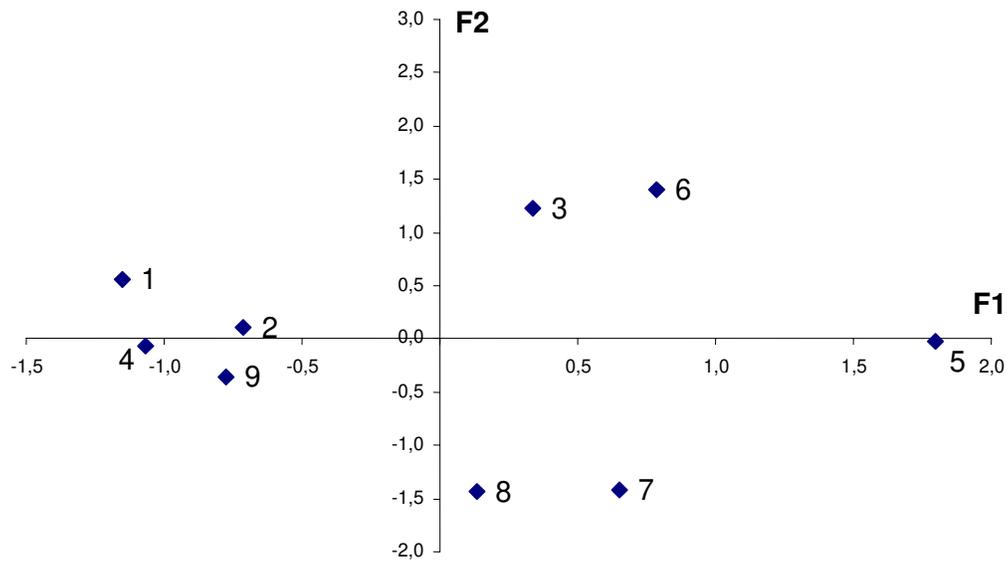


Figura 98. Scores das nove estações de coleta, distribuídos no espaço bidimensional (F1 x F2).

A partir desta análise pode-se notar a formação de 3 grupos distintos; um formado pelas estações 1, 2, 4 e 9, com *scores* negativos para o primeiro fator; outro grupo formado pelas estações 3, 5 e 6, com *scores* positivos para o fator 1 (situados na área de lançamento do material dragado e na zona de influência) e, finalmente, as estações 7 e 8 (situados em posição mais afastada da zona de influência do material dragado) isolados dos demais e com *scores* negativos para os dois fatores.

### 4.3 COMPARAÇÃO ENTRE AS DUAS CAMPANHAS

Para comparar as duas campanhas incluídas neste estudo, os dados de toxicidade com anfípodas ( $n = 3$ ), bem como os parâmetros físico-químicos ( $n = 15$ ) medidos nos sedimentos, e comuns às duas campanhas, foram empregados na Análise de Fatores e podem ser observados na Tabela 69, na qual foi utilizada a letra A para identificar as estações na 1ª campanha e a letra B para as estações na 2ª campanha.

Foram extraídos três fatores principais utilizando-se o critério de Kaiser, no qual são considerados os autovalores (*eigenvalues*) acima de 1. O nível de corte para selecionar as variáveis incluídas nestes fatores (*loadings*) foi de 0,40.

Tabela 69. Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).

Estações	Variáveis																	
	Mortalidade Anfípode	Anomalia Embriolarval Elutriato	Anomalia Embriolarval Interface	Finos	N Kjeldahl	COT	P Total	HPA Totais	PCBs	Fta-latos	Aldrin	As	Pb	Cu	Cr	Mn	Ni	Zn
	%	%	%	%	mg/kg	%	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	(mg/kg)						
<b>1A*</b>	27,5	21	42,6	8,2	47,2	0,28	12,8	0	0	0	0,14	0,00	7,8	0	9,9	135	2,5	22,3
<b>2A</b>	22,5	36,4	40,2	8,2	88,3	0,3	17,2	0,5	0	0	0,07	0,00	6,1	0	10	136	2,9	18
<b>3A</b>	70	86,6	97,4	19,5	71,2	1,36	8	576,5	182	52	1,14	0,00	12	3,2	18	392	6,9	36
<b>4A</b>	57,5	99,8	98,6	57,7	270	3,64	25,1	118,8	0	68	0,3	0,00	23	11	34	713	13	62
<b>5A</b>	30	55,8	93,2	60,2	392	3,16	38,6	57	60,9	0	0,36	0,00	23	10	33	652	13	59
<b>6A</b>	57,5	48,6	93,8	33,2	223	1,11	25,9	12,5	14,9	0	0,09	0,00	13	3	21	387	7,8	38
<b>7A</b>	27,5	50	61,8	28,9	55,8	0,96	19,3	59,3	23,4	0	0,16	0,00	8	0	16	271	5,6	29
<b>8A</b>	25	53,4	58	26,1	39,3	0,8	15,6	48,8	26,3	0	0,08	0,00	9,3	0,5	15	273	5,3	36,7
<b>9A</b>	35	23	35,6	12,5	56	0,71	8,7	14,2	10,4	0	0,05	0,00	6,2	0	12	178	3,8	26,8

\* A – 1ª campanha ( novembro/2006)

continua

Tabela 69. Matriz com os dados de toxicidade para anfípodas e ouriços (%) e dados físico-químicos empregados na análise de fatores (FA).

(continuação)

Estações	Variáveis																	
	Mortalidade Anfípode	Anomalia Embriolarval Elutriato	Anomalia Embriolarval Interface	Finos	N Kjeldahl	COT	P Total	HPA Totais	PCBs	Fta-latos	Aldrin	As	Pb	Cu	Cr	Mn	Ni	Zn
	%	%	%	%	mg/kg	%	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	(mg/kg)						
<b>1B*</b>	12,5	94,5	92,75	8,87	3260	0	269	16,6	0,00	171	0,00	5,6	4,7	0	9,1	119	2,7	19,2
<b>2B</b>	20	53,75	97	9,47	3930	0	241	3,9	0,00	1661	0,00	4,6	5,3	0,4	11,3	152	3,5	24,4
<b>3B</b>	12,5	100	100	39,17	4030	1,32	763	383,4	0,00	414	0,00	6,4	11,5	7,8	18	327	7,1	58,8
<b>4B</b>	7,5	92,6	96,25	14,82	858	0,3	62,7	20,8	0,00	203	0,00	7,7	4,3	1,1	8,5	98,9	3,2	18,7
<b>5B</b>	20,8	94,25	93,5	88,94	3850	3	254	74,4	0,00	629	0,00	9,5	20,5	9,7	27,7	492	11	61,1
<b>6B</b>	20,8	98,5	91	15,97	7530	1,8	872	29,1	0,00	650	0,00	10,1	15	7,4	24,2	415	9,6	54,9
<b>7B</b>	54,2	62,75	91,25	58,98	1450	1,3	47,5	105,8	0,00	478	0,00	7	11,5	4,6	18,8	302	7,4	44,9
<b>8B</b>	45,8	30,25	79,25	28,56	1580	1	178	101,5	0,00	377	0,00	7,1	8,8	2,6	16,4	252	6,4	37
<b>9B</b>	41,7	49	20,25	15,23	1560	0,4	159	30,8	0,00	235	0,00	11,6	6,2	1,2	11,4	157	4	23,2

\* B – 2a campanha ( maio/2007)

O conjunto dos três principais fatores explicou 82,5% da variância do conjunto original dos dados. O primeiro fator foi responsável por 46,3% da variância dos dados, o segundo fator por 23,6% e o terceiro fator por 12,6%, conforme pode ser observado na Tabela 70.

Os pesos (*loadings*) associados a cada um dos três fatores principais são apresentados na Tabela 71. O fator 1 associa duas variáveis de desenvolvimento embriolarval (elutriato e interface sedimento-água) com um nutriente (COT), todos os metais (Pb, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn), com exceção dos As e a porcentagem de finos.

O fator 2 agrupa também as duas variáveis de desenvolvimento embriolarval com os nutrientes (N e P), o metal As e os compostos ftalatos. No fator 3 estão associados a mortalidade dos anfípodas com a concentração dos HPAs, PCBs e o aldrin.

Na Tabela 72 e nas Figuras 99 e 100 são apresentados os *scores* dos três fatores para cada estação de amostragem em cada campanha.

Na Figura 101 estão apresentados os *scores* dos dezoito casos (nove estações de amostragem em cada uma das duas campanhas) distribuídos no espaço tridimensional com sua associação aos três fatores principais.

Tabela 70. Resultados obtidos para cada fator principal (*eigenvalues*).

	<i>Eigenvalues</i>	% Total variância	<i>Eigenvalues</i> acumulado	% acumulada
<b>Fator 1</b>	8,331670	46,29	8,33167	46,29
<b>Fator 2</b>	4,248437	23,60	12,58011	69,89
<b>Fator 3</b>	2,274920	12,64	14,85503	82,53

Tabela 71. Pesos (loadings) calculados para as variáveis.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Mortalidade anfípode	0,279689	-0,483338	<b>0,474231</b>
Efeito ouriço - elutriato	0,390377	<b>0,653937</b>	0,342689
Efeito ouriço - ISA	<b>0,466663</b>	<b>0,496115</b>	0,372044
Finos	<b>0,871225</b>	0,014896	-0,058352
Nitrogênio Kjeldahl	0,108970	<b>0,934593</b>	-0,132340
Carbono orgânico total	<b>0,979019</b>	-0,030689	0,111172
Fósforo total	0,113348	<b>0,880523</b>	-0,040874
HPA totais	0,122577	0,146157	<b>0,891753</b>
PCBs	0,041702	-0,245117	<b>0,916943</b>
Ftalatos Totais	-0,057556	<b>0,687844</b>	-0,124460
Aldrin	0,136193	-0,314336	<b>0,910789</b>
Arsênio	-0,022721	<b>0,748917</b>	-0,251171
Chumbo	<b>0,978924</b>	-0,026856	0,120172
Cobre	<b>0,935831</b>	0,271768	0,100598
Cromo	<b>0,982291</b>	-0,004156	0,109527
Manganês	<b>0,957936</b>	-0,065351	0,225129
Níquel	<b>0,979584</b>	0,053272	0,131717
Zinco	<b>0,924526</b>	0,254789	0,108188

Tabela 72. Scores obtidos para as variáveis.

<b>Estações de Coleta</b>	<b>Fator 1</b>	<b>Fator 2</b>	<b>Fator 3</b>
<b>1A</b>	-0,84904	-0,99232	-0,521667
<b>2A</b>	-0,89896	-0,85596	-0,552229
<b>3A</b>	-0,36256	-0,37284	3,832479
<b>4A</b>	2,10772	-0,68351	0,096754
<b>5A</b>	1,84353	-0,87165	0,056035
<b>6A</b>	0,37420	-0,87261	-0,128094
<b>7A</b>	-0,30356	-0,78359	-0,122643
<b>8A</b>	-0,25993	-0,74021	-0,225732
<b>9A</b>	-0,65261	-1,08228	-0,541444
<b>1B</b>	-1,05096	0,86604	-0,049902
<b>2B</b>	-0,97993	1,21750	-0,202460
<b>3B</b>	0,25253	1,76527	0,538857
<b>4B</b>	-0,94452	0,53675	-0,166153
<b>5B</b>	1,63227	0,85620	-0,659045
<b>6B</b>	0,56874	2,10859	-0,219944
<b>7B</b>	0,41161	0,01295	-0,226581
<b>8B</b>	-0,12790	-0,04694	-0,314481
<b>9B</b>	-0,76064	-0,06138	-0,593750

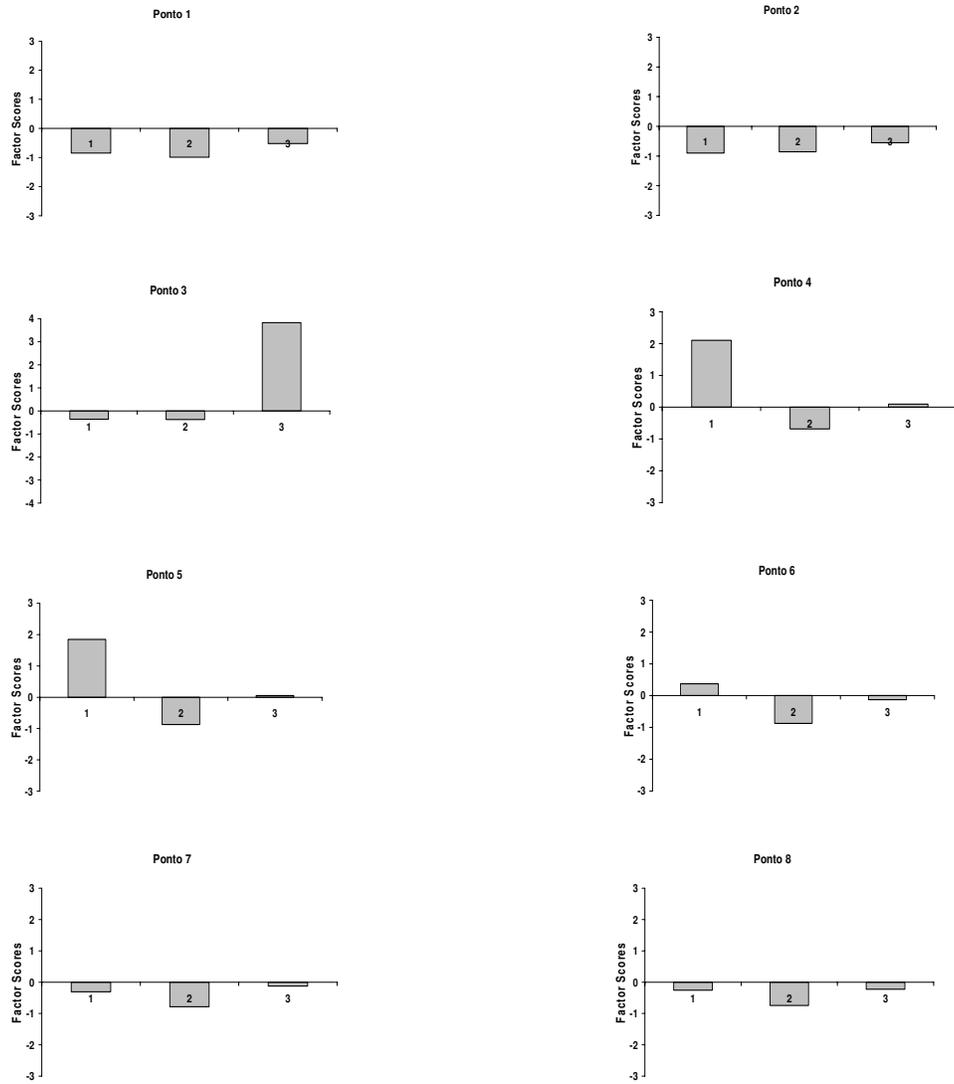


Figura 99. Scores calculados dos 3 fatores principais para todas as estações de amostragem (1ª campanha).

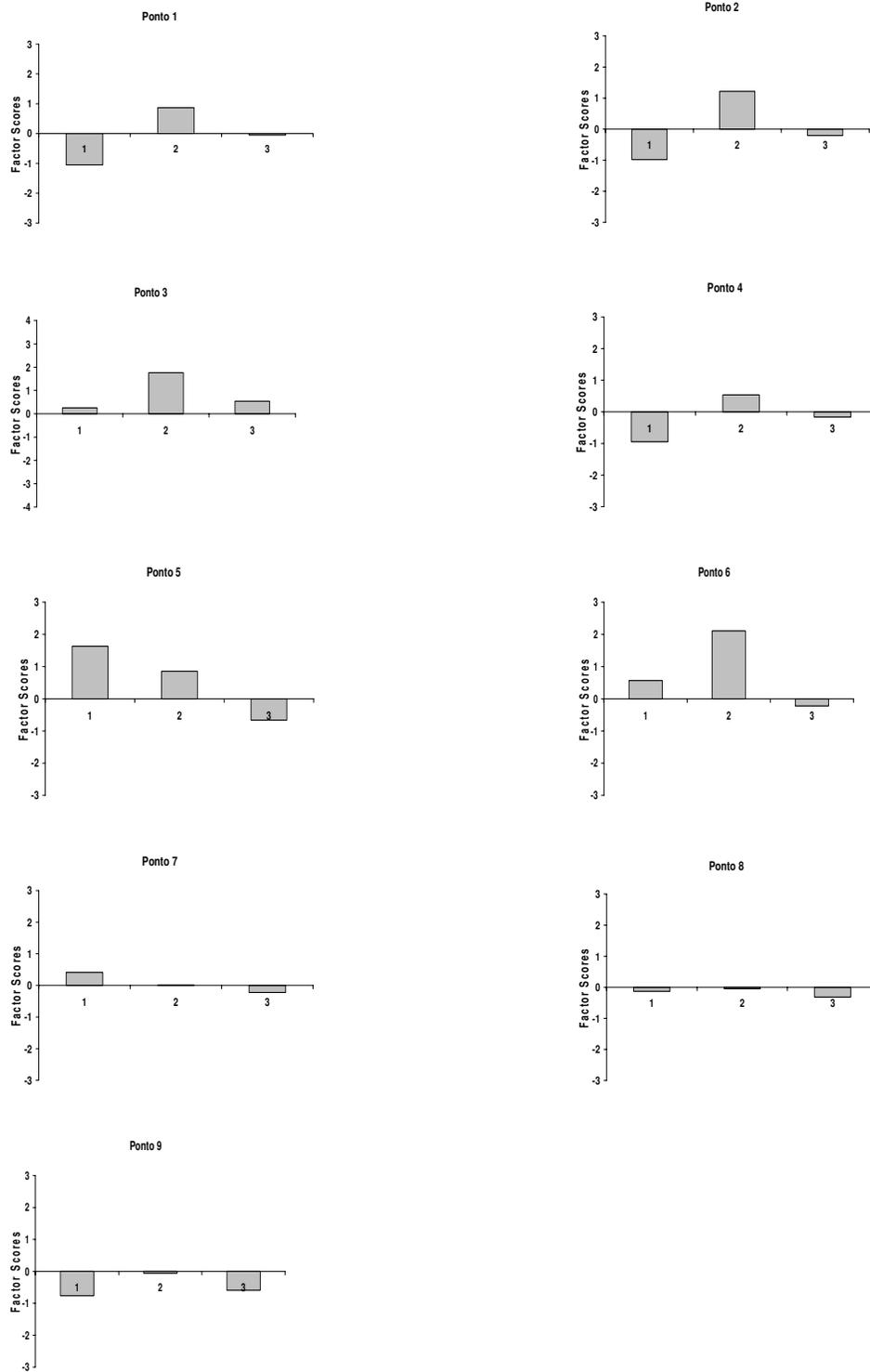


Figura 100. Scores calculados dos 3 fatores principais para todas as estações de amostragem (2ª campanha).

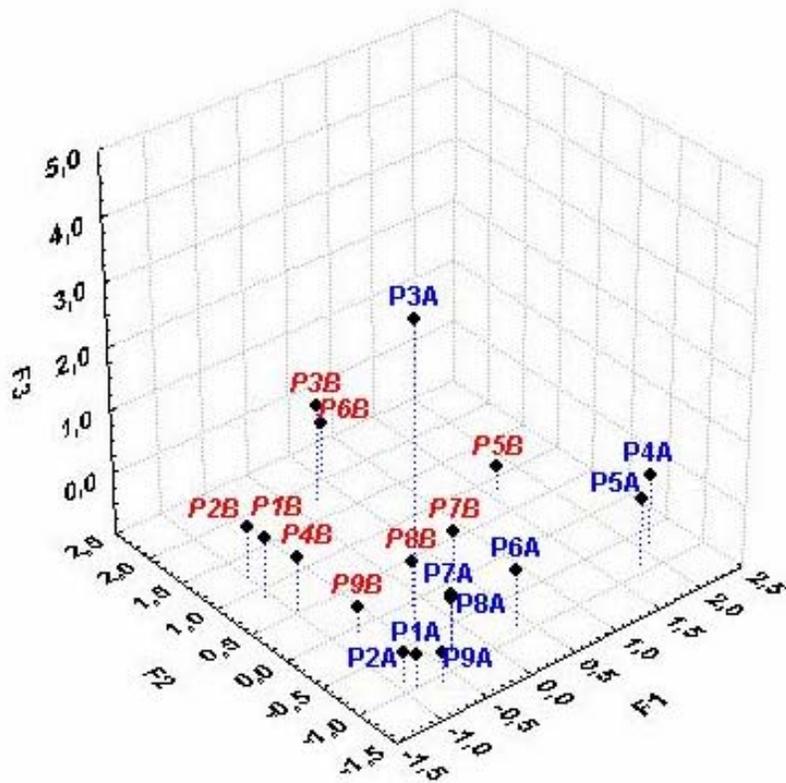


Figura 101. Scores das nove estações de coleta (A- 1ª campanha e B- 2ª campanha), distribuídos no espaço tridimensional (F1xF2xF3).

Observando-se a Figura 101, pode-se afirmar que as duas campanhas avaliadas apresentaram padrões/estruturas notadamente diferentes. A diferença entre as campanhas já era esperada em função dos resultados e discussões apresentadas nos itens 4.1.3 e 4.2.3. Como pode ser observado na Tabela 72 e na Figura 101, o fator 2 provavelmente seja o principal responsável pela diferença entre as campanhas. Na 1ª campanha todos os *scores* das nove estações são negativos enquanto que na 2ª campanha são todos positivos, com exceção dos *scores* das estações 8B e 9B que estão próximos do “zero”. Conforme já mencionado, o fator 2 agrupa as duas variáveis de efeito biológico com ouriço-do-mar (elutriato e interface sedimento-água) com os nutrientes (N e P), o metal As e os ftalatos totais. Todos estes compostos apresentaram maiores concentrações na 2ª campanha,

comparando-se com os resultados obtidos na 1ª campanha. Observou-se também que os resultados de toxicidade apresentados na 2ª campanha podem ter sido influenciados pelos interferentes  $\text{NH}_3$  e  $\text{S}^{2-}$ . Outra questão importante a ser considerada, que pode dificultar a análise destes resultados é o fator temporal. O tempo decorrido entre as campanhas foi de aproximadamente seis meses e, em um intervalo de tempo próximo deste período, ou seja, entre 21 de outubro de 2006 a 20 de abril de 2007, foram lançados, na região de descarte, 623.488,4 m<sup>3</sup> de sedimentos, provenientes do estuário do porto de Santos (DTA, 2007). Esta quantidade de material dragado lançada no sítio de descarte pode ter contribuído para o enriquecimento orgânico, bem como pode ter provocado as alterações das concentrações de ftalatos e arsênio. Desta maneira, fica dificultada a avaliação das possíveis alterações ambientais promovidas com o início das atividades de dragagem do canal de Piaçaguera, em abril de 2006, no período avaliado.

Verifica-se também que, em cada campanha, os agrupamentos das estações similarmente impactadas se mantiveram (estações 1, 2, 7, 8 e 9; estações 4, 5 e 6 e estação 3 na 1ª campanha e estações 1, 2, 4 e 9, estações 7 e 8 e estações 3, 5 e 6 na 2ª campanha).

A aplicação de ferramentas de análises multivariadas mostrou-se de particular utilidade para a avaliação e interpretação dos resultados, como em outros trabalhos (DelValls *et al.*, 1998a,b,d; DelValls e Chapman, 1998; Anderson *et al.*, 2001; Hunt *et al.*, 2001; Abessa, 2002; Cesar *et al.*, 2003, 2006; DelValls, 2006; Torres, 2007; Abessa *et al.*, 2008; Pereira, 2008), principalmente em função do grande número de variáveis e parâmetros analisados.

Ainda com o objetivo de comparar as duas campanhas, foram calculados os índices  $\text{RTMV}_Q$  (*Ratio to mean values* – química),  $\text{RTMV}_T$  (*Ratio to mean values* – toxicidade) e  $\text{SQGQ1}_P^*$  (*Sediment quality guidelines quotients*, Fairey *et al.*(2001)) modificado e com os valores PEL como referência, com os resultados da 2ª campanha.

Na Tabela 73 são apresentados os valores do índice  $\text{RTMV}_Q$  por campanha e para cada estação de amostragem e na Tabela 74, os valores do índice  $\text{SQGQ1}_P^*$ .

Tabela 73.  $RTMV_Q$  calculados por estação de amostragem nas duas campanhas.

Estações	$RTMV_Q$ (nov./2006)	$RTMV_Q$ (maio/2007)
1	0,34	0,51
2	0,37	0,56
3	1,79	1,75
4	1,81	0,43
5	1,99	1,66
6	0,97	1,63
7	0,65	1,01
8	0,65	0,89
9	0,43	0,57

Tabela 74.  $SQGQ1_P^*$  calculados por estação de amostragem nas duas campanhas.

Estações	$SQGQ1_P^*$ (nov./2006)	$SQGQ1_P^*$ (maio/2007)
1	0,02	0,02
2	0,02	0,02
3	0,16	0,06
4	0,07	0,02
5	0,11	0,07
6	0,05	0,06
7	0,05	0,05
8	0,05	0,04
9	0,03	0,02

Com os pares de dados de  $RTMV_Q$  da Tabela 73 e retirando-se o da estação 4 pelo motivo da mudança de local de amostragem entre as campanhas, que muito influenciou os resultados nesta estação, obteve-se um coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) igual a 0,90. Já com os dados do índice  $SQGQ1_P^*$ , o coeficiente de correlação  $r$  calculado foi igual a

0,77. Portanto, pode-se inferir que o impacto dos contaminantes químicos foi similar nas duas campanhas, visto que os resultados dos índices correlacionam-se, em cada estação de amostragem.

O mesmo não ocorreu com o índice que representa, quantitativamente, os resultados dos testes de toxicidade realizados. Os valores de  $RTMV_T$  são apresentados na Tabela 75 e calculando-se o coeficiente de correlação, obteve-se um valor de  $r$  igual a 0,28, também retirando o par de resultados da estação 4, pelo mesmo motivo explicado anteriormente. Este baixo valor de  $r$  pode ser creditado aos interferentes que foram identificados e podem ter influenciado os resultados dos testes de toxicidade com ouriço-do-mar (interface sedimento-água), principalmente na 2ª campanha. Os resultados dos testes com anfípodas, os quais provavelmente não tenham sofrido influência dos interferentes, apresentaram toxicidade na estação 3 na 1ª campanha e ausência de toxicidade na 2ª campanha.

Tabela 75.  $RTMV_T$  calculados por estação de amostragem nas duas campanhas.

<b>Estações</b>	<b><math>RTMV_T</math> (nov./2006)</b>	<b><math>RTMV_T</math> (maio/2007)</b>
<b>1</b>	0,66	0,79
<b>2</b>	0,58	0,96
<b>3</b>	1,60	0,83
<b>4</b>	1,45	0,71
<b>5</b>	1,06	0,95
<b>6</b>	1,41	0,93
<b>7</b>	0,80	1,57
<b>8</b>	0,74	1,34
<b>9</b>	0,70	0,92

## **5. CONCLUSÕES**

### **PRIMEIRA CAMPANHA**

#### **ÁGUA DE COLUNA**

Com relação aos resultados das amostras de coluna d' água, não foram encontrados compostos com concentrações superiores aos padrões estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/05, exceto para o cobre nas estações de coleta AC-07S, AC-07M, AC-03F e AC-07F e para o fósforo total nas estações AC-05M e AC-06M.

#### **ÁGUA DE FUNDO**

Com relação à qualidade da água de fundo, verificou-se que, com exceção dos resultados de dodecacloro pentaciclododecano nas estações AF-01, AF-02 e AF-09, para todos os parâmetros químicos e em todas as amostras, não ocorreram resultados superiores aos indicados na Resolução CONAMA nº 357/05.

#### **SEDIMENTOS**

Os resultados, obtidos das análises químicas nas amostras de sedimento, indicaram que foram ultrapassados os limites do nível 1 da Resolução CONAMA nº 344/04 para o dibenzo (a,h) antraceno na estação S-03 e no caso das bifenilas policloradas (PCBs) nas estações S-05, S-07 e S-08. Ainda com relação aos PCBs, foi ultrapassado também o nível 2 da referida Resolução na estação S-03, que coincide com a região de lançamento do material dragado.

A análise granulométrica apresentou predominância de finos (silte+argila) nas estações S-04 e S-05 e predominância de areia nas demais estações.

#### **ECOTOXICOLOGIA**

O teste de toxicidade com sedimento integral apontou efeito na sobrevivência do organismo-teste somente na amostra da estação 3 para *T. viscana*.

O teste de toxicidade crônico de curta duração com sedimento elutriado apresentou efeito deletério significativo no desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* para as amostras das estações 3, 4, 5, 6, 7 e 8. No teste de toxicidade crônica de curta duração com

interface sedimento-água, os resultados também demonstraram efeito no desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* nas estações 3, 4, 5, 6, 7 e 8. Para ambos os métodos empregou-se a estação 9 como referência.

As estações 3, 4 e 6 apresentaram toxicidade em todos os métodos empregados, sugerindo que a área relacionada à disposição do material dragado apresenta alterações significativas quanto à qualidade do sedimento e provável capacidade de gerar efeitos deletérios na biota local.

## **INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS E ECOTOXICOLÓGICOS DO SEDIMENTO**

A aplicação do método de Análise de Fatores (FA) elucidou a relação dos contaminantes ambientais com os efeitos biológicos observados.

Nesse sentido, observou-se associação da granulometria, nutrientes e metais com os efeitos biológicos no desenvolvimento embriolarval de ouriço do mar, relacionados ao Fator 1 dessa análise. Já os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, bifenilas policloradas, Ftalatos e Aldrin relacionaram-se ao Fator 2, que também contempla a mortalidade de anfípodes e anomalias no desenvolvimento embriolarval de ouriço do mar.

A partir desta análise, notou-se a formação de 3 grupos distintos; um formado pelas estações 1, 2, 7, 8 e 9; outro grupo formado pelas estações 4, 5 e 6 (situados na zona de influência do lançamento do material dragado) e, finalmente, a estação 3 (área de lançamento do material dragado) isolado dos demais, demonstrando influência da atividade de disposição do material dragado nessa área.

## **ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FUNDO INCONSOLIDADO (BENTOS)**

A análise da estrutura da comunidade bentônica demonstrou que o grupo POLYCHAETA foi dominante em todas as estações.

Os índices descritivos convencionais (Riqueza de Espécies Margalef, Equitabilidade Pielou e Dominância Simpson) demonstraram uma significativa alteração da estrutura da comunidade bentônica nas estações 3 e 4 com relação à estação de referência (estação 9).

Através dos métodos multivariados de ordenamento hierárquico aglomerativo (*Cluster*) e o escalonamento multidimensional (MDS) confirma-se o mesmo padrão de agrupamento, evidenciando 4 grupos distintos: o primeiro composto pelas estações 3 e 4, um segundo grupo composto pelas estações 5 e 6; um terceiro grupo composto pelas estações 7, 8 e 9 e um quarto grupo composto pelas estações 1 e 2.

Quanto à porcentagem de dissimilaridade, foram encontrados os maiores valores nas estações 4, 5 e 3 em relação à estação 9 (referência). Dentre os grupos taxonômicos envolvidos nessa dissimilaridade, destaca-se a contribuição do grupo POLYCHAETA como maior responsável pelas diferenças observadas.

Todos os métodos utilizados apresentaram uma clara alteração da estrutura da comunidade bentônica, nas áreas diretamente relacionadas à disposição do material dragado.

### **TRÍADE DA QUALIDADE DE SEDIMENTOS**

O presente estudo confirmou que uma abordagem integrada utilizando diversas técnicas é necessária para caracterizar e comparar regiões impactadas.

A Análise de Fatores apresentou resultados consistentes e possibilitou a integração dos parâmetros físico-químicos, ecotoxicológicos e ambientais em três fatores principais, com a mínima perda de informação.

O método RTMV também apresentou resultados coerentes e possibilita o ranqueamento das estações de amostragem, de uma forma integrada e de fácil compreensão.

Nas tabelas de decisão, o índice utilizado para representar a contaminação química aparenta ter subestimado o potencial dos contaminantes e o sinergismo entre os compostos.

### **SEGUNDA CAMPANHA**

#### **ÁGUA DE COLUNA**

Com relação aos resultados das amostras de coluna d' água na campanha de outono, não foram encontrados compostos com concentrações superiores aos padrões estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/05, exceto para o cobre nas estações de coleta AC-01S e AC-06F; para ferro total nas estações AC-02F, AC-03F, AC-05F e AC-07F e para o fósforo total na estação AC-07F.

### **ÁGUA DE FUNDO**

Com relação à qualidade da água de fundo, verificou-se que, com exceção dos resultados de fósforo total nas estações AF-01 e AF-02, para todos os parâmetros químicos e em todas as amostras, não ocorreram resultados superiores aos indicados na Resolução CONAMA nº 357/05.

### **SEDIMENTOS**

Os resultados, obtidos nas análises físico-químicas nas amostras de sedimento, indicaram que foram ultrapassados os limites do nível 1 da Resolução CONAMA 344/04 para o benzo (a) pireno na estação S-03 e para o dibenzo (a,h) antraceno nas estações S-03, S-07 e S-08. Com relação aos metais, a concentração de arsênio (As) ultrapassou o limite do nível 1 nas estações S-05, S-06 e S-09. O nitrogênio total Kjeldahl, na estação S-06, excedeu o valor de alerta da supracitada Resolução. A análise granulométrica apresentou predominância de finos (silte + argila) nas estações 5 e 7 e predominância de areia nas demais estações.

### **ECOTOXICOLOGIA**

Nenhuma amostra foi considerada tóxica ao anfípode *Tiburonella viscana*.

O teste de toxicidade crônico de curta duração com sedimento elutriado apresentou efeito deletério significativo no desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* para as amostras das estações 1, 3, 4, 5 e 6. No teste de toxicidade crônica de curta duração com interface sedimento-água, os resultados demonstraram efeito adverso no desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* em todas as estações. Para ambos os métodos empregou-se a estação 9 como referência.

Os resultados das correlações realizadas entre os métodos para *L. variegatus* demonstram concordância em relação às estações de amostragem que apresentaram efeitos biológicos adversos. No entanto, não houve correlação positiva entre os testes com anfípodas e embriões de ouriço do mar, sugerindo uma provável interferência dos compostos amônia e sulfetos, que apresentaram concentrações acima do limiar de efeito da espécie e correlação negativa com o desenvolvimento embriolarval observado.

## **INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS E ECOTOXICOLÓGICOS DO SEDIMENTO**

O método de Análise de Fatores (FA) ajudou a elucidar a relação das distintas variáveis ambientais do sedimento com os efeitos biológicos e os respectivos fatores interferentes medidos em laboratório.

Nesse sentido, no Fator 1 que representou a maior porcentagem da variabilidade dos dados, observou-se uma associação da granulometria, nutrientes e metais (exceto As) não relacionados com a toxicidade. Quanto ao Fator 2, encontrou-se uma associação entre o nitrogênio Kjeldahl e o fósforo total, relacionados às anomalias no desenvolvimento embriolarval de ouriço do mar (elutriato), sendo que este efeito biológico está associado à presença do composto interferente ( $\text{NH}_3$ ), também relacionado neste fator. O Fator 3 somente relaciona os HPA totais com os compostos interferentes  $\text{NH}_3$  e  $\text{H}_2\text{S}$ . Finalmente, o Fator 4 relaciona os Ftalatos Totais com as anomalias no desenvolvimento embriolarval de ouriço do mar (ISA), sendo que novamente o efeito biológico está associado à presença do composto interferente ( $\text{H}_2\text{S}$ ), relacionado neste fator.

A partir desta análise, observou-se que os efeitos biológicos (quando presentes) estão relacionados aos compostos interferentes, já que os mesmos apresentaram concentrações acima do limiar da espécie. Porém sempre existe a possibilidade destes efeitos estarem também associados ao sinergismo dos compostos analisados no sedimento.

## **COMPARAÇÃO ENTRE AS DUAS CAMPANHAS**

As duas campanhas avaliadas apresentaram padrões e estruturas notadamente diferentes.

Considerando os resultados de contaminação química nas duas campanhas, as poucas violações dos limites da legislação brasileira, os resultados dos testes de toxicidade e, principalmente, o tempo decorrido entre as duas campanhas; não se pode afirmar que os sedimentos lançados, com o início da dragagem do canal de Piaçaguera, promoveram alterações ambientais significativas nas adjacências do local de descarte, no período avaliado.

Os agrupamentos das estações similarmente impactadas se mantiveram (estações 1, 2, 7, 8 e 9; estações 4, 5 e 6 e estação 3 na 1ª campanha e estações 1, 2, 4 e 9; estações 7 e 8 e estações 3, 5 e 6 na 2ª campanha).

Comparando os índices  $RTMV_Q$ ,  $RTMV_T$ , e  $SQGQ1_P^*$  das duas campanhas, pode-se inferir que a contaminação química foi similar nas duas campanhas, porém os efeitos biológicos, medidos em laboratório através dos testes de toxicidade, não mostraram a mesma tendência.

## **CONCLUSÃO FINAL**

O desenvolvimento e aplicação de um método integrado, com utilização de ferramentas de análises multivariadas, mostrou-se de particular utilidade na avaliação e interpretação dos resultados para um diagnóstico ambiental da área de influência do descarte do material dragado do Sistema Estuarino de Santos. Espera-se que, de alguma forma, este trabalho possa fornecer subsídios de gestão e controle ambiental das atividades de dragagem, para as empresas envolvidas e órgãos ambientais.

## **6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

A partir da experiência obtida neste trabalho, são apresentadas as seguintes sugestões para a realização de pesquisas na área de monitoramento da qualidade das águas e dos sedimentos na região:

- A realização de estudos para alterar a localização atual da zona de descarte de material dragado. A Ilha da Moela fica muito próxima do local e na direção das correntes principais, tornando-se uma barreira física que armazena as partículas finas do sedimento transportado.
- A continuidade dos diagnósticos nas demais campanhas para testar, validar e aprimorar os modelos, índices e algoritmos propostos.
- A realização de estudos para rever os VGQs – Valores Guia de Qualidade de Sedimento para o estuário da Baixada Santista e áreas de disposição oceânica na região, em função do extenso banco de dados que está sendo gerado desde 2005. Estes estudos e pesquisas darão o suporte adequado às revisões da legislação ambiental atualmente em vigor.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade de sedimentos da região de Santos-SP-Brasil (24°S, 46°W), utilizando o anfípode escavador *Tiburonella viscana* (Crustacea-Platyischnopoda). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996. Dissertação (Mestrado).
- ABESSA, D. M. S. Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos, SP, Brasil. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002. Tese (Doutorado).
- ABESSA, D. M. S.; BÍCEGO, M. C.; SARKIS, J. E. S.; HORTELLANI, M. A.; SOUZA, E. C. P. M. Predictive power of sediment quality guidelines for sediments from the Santos Estuarine System. In: Herkovitz, J. (org.) SALUD AMBIENTAL Y HUMANA: UMA VISION HOLISTICA. SETAC LA, Instituto Prosama, Buenos Aires, p. 55-57. 2006.
- ABESSA, D. M. S.; CARR, R. S.; SOUSA, E. C. P. M.; RACHID, B. R. F.; Zaroni, L. P.; GASPARRO, M. R.; PINTO, Y. A.; BÍCEGO, M. C.; HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; MUNIZ, P. Interactive Ecotoxicological Assessment of a Complex Tropical Estuarine System. In: Hoffer, T. N. (ed.) Marine Pollution: New Research. Nova Science Publishers Inc., New York. Chapter 4, p. 1-36. 2008.
- AGEM - AGÊNCIA METROPOLITANA DA BAIXADA SANTISTA. Indicadores Metropolitanos da Baixada Santista, 2008. Capturado em 08/04/2008. Disponível na internet: [http://www.agem.sp.gov.br/imbs\\_edicao.htm](http://www.agem.sp.gov.br/imbs_edicao.htm).
- ALLER, R. C. Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound. II. Fe and Mn. *Geophysics*, 1982. Cap.22, p.351-415.
- AMARAL, A. C. Z.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. Biodiversidade Bentônica da Região Sudeste-Sul do Brasil – Plataforma Externa e Talude Superior. São Paulo, 2004, p. 216.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL - ASTM. Standard guide for conducting 10 day static sediment toxicity tests with marine and estuarine Amphipods, 1992. E1367.
- ANDERSON, B. S.; HUNT, J. W.; HESTER, M.; PHILLIPS, B. M. Assessment of sediment toxicity at the sediment-water interface. In: *Techniques in Aquatic Toxicology*. G.K. Ostrander (ed.), Lewis Publishers, 1996. Cap. 33, p. 609-624.

- ANDERSON, B. S.; HUNT, B. M.; PHILLIPS, S.; NEWMAN, J.; TJEERDEMA, R. S.; FAIREY, R.; OAKDEN, J.; WILSON, C. J.; KAPAHI, G.; STEPHENSON, M. D.; PUCKETT, H. M.; LYONS, M.; BIROSIK, S..Chemistry, toxicity and benthic community conditions in selected sediments of the Los Angeles Region. (Final Report). Sacramento, CA. State Water Resources Control Board, 1998.
- 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.; LYONS, J. M. Sediment quality in Los Angeles harbor, USA: A triad assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, v.20, p.359-370, 2001.
- ARGENTINO-SANTOS, R. C. 2006 Avaliação ecotoxicológica do sedimento do local de disposição do material dragado do porto de santos e da área de influência direta. São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2006. 124 p. Dissertação (Mestrado).
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, São Paulo. ABNT NBR 15350; Ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata; Echinoidea). São Paulo, 2006. 17p.
- BAIRD, C. Química ambiental. 2. ed. Porto Alegre, Brasil: Bookman, 2002, 622 p.
- BARNES, R. S. K.; MANN, K. H. *Fundamentals of Aquatic Ecology*. Oxford: Blackwell, 2004, p.217.
- BAY, S.; BURGESS, R.; GREENSTEIN, D. Status and applications in the Echinoid (Phylum Echinodermata) toxicity test methods. In: W.G. Landis, J.S. Hughes, & M.A. Lewis, *Environmental toxicology and risk assessment (ASTM, STP 1179)*. Philadelphia, PA, 1993. p. 281-302.
- BEIRAS, R.; FERNÁNDEZ, N.; BELLAS, J.; BESADA, V.; GONZÁLEZ-QUIJANO, A.; NUNES, T.. Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediment chemistry, mussel bioaccumulation and embryo-larval toxicity bioassays, 2003. *Chemosphere*, 308/52, p. 1209 – 1222.
- BELLAS, J.; BEIRAS, R.; MARINO, J. C.; FERNÁNDEZ, N.. Toxicity of organic compounds 316 to marine invertebrates embryos and larvae: a comparison between sea urchin 317 embryogenesis bioassay and alternative test species. *Ecotoxicology*. 2005. v.14, p.337–353.
- BERTOLLETI, E.; LAMPARELLI, M. C.; BEVILACQUA, J. E.; PRÓSPERI, V. A. Proposta de alterações na Resolução CONAMA 344/2004. In: BOLDRINI, E. B.; SOARES, C. R.; PAULA, E. V. (org.). *Dragagens portuárias no Brasil: Engenharia, Tecnologia e Meio Ambiente*. Antonina: Governo do Estado do Paraná/SEMA(PR)/ADEMADAN/UNIBEM, p. 40-45. 2008.

- BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº329, de 2 de setembro de 1985. . Dispõe sobre a proibição, em todo o território nacional, a comercialização, o uso e a distribuição dos produtos agrotóxicos organoclorados, destinados a agropecuária dentre outros. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 1985.
- BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para os estudos ambientais. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 1986.
- BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre o sistema de licenciamento ambiental, a regulamentação de seus aspectos na forma do estabelecido na política Nacional de Meio ambiente, bem como estabelece critério para o exercício da competência para o licenciamento e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 1997.
- BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2004.
- BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2005.
- BURTON JR, G. A.. Assessing contaminated aquatic sediments. Environ. 1992. Sci. Technol. 26, p.1862-1875.
- BURTON JR, G. A.. Sediment quality criteria in use around the world. Limnology, v. 3, n. 2, p. 65-75, 2002.
- CARR, R. S.; LONG, R. E.; WINDON, H. L.; CHAPMAN, D. C., THURSBY, G.; SLOANE, G. M.; WOLFE, D. A.. Sediment quality assessment studies of Tampa bay, Florida. Environ. Toxicol. Chem.15, p. 1218-1231. 1996.
- CARR, R. S. e NIPER, M.. Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations. SETAC PRESS, Florida, USA, 2000.
- CESAR, A. Métodos integrados de gestão ambiental: Revista Ceciliana, v.18, n. 27, p.13-28. 2007.

- CESAR, A.; PEREIRA, C. D. S.; SANTOS, A. R.; ABESSA, D. M. S.; CHOUERI, R. B.; RIBA, I.; CASELLES, M. C. M.; DELVALLS, T. A. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). *Environment International*. 33(3), p. 429 - 435. 2007.
- CESAR, A.; VITA, R.; GOMEZ, M.; JIMENEZ, B.; MARÍN, A. Test de toxicidad con sedimento marino en la Costa Mediterránea empleando anfípodos: *Gammarus aequicauda* y *Microdeutopus gryllotalpa*. *Ecotoxicologia - Perspectivas para o Século XXI*, São Carlos, p.17-27. 2000.
- CESAR, A. Análisis ecotoxicológico Integrado de la contaminación marina em los sedimentos de la costa de Murcia: el caso de Portmán, Sudeste-España. Universidad de Murcia-España, 2003. p. 232. Tese (Doutorado).
- CESAR, A.; MARÍN, A.; MARIN-GUIRAO, L. R.. Integrative assessment of marine contamination in Portmán Bay (Southeast-Spain). In: *Anais do III Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais*. 21 a 23 de setembro. Santos, SP. CD-Rom, p. 22-27. 2003.
- CESAR, A.; MARÍN, A.; MARIN-GUIRAO, L.; VITA, R.. Amphipod and sea urchin testes to assess the toxicity of Mediterranean sediments: the case of Portmán Bay. *Scientia Marina*, v.68, n.1, p.205-213. 2004.
- CESAR, A.; PEREIRA, C. D. S.; SANTOS, A. R.; ABESSA, D. M. S.; FERNÁNDEZ, N.; CHOUERI, R. B.; DELVALLS, T. A. Ecotoxicological assessment of sediments from the Santos and São Vicente Estuarine System – Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. v.54, n.1, p.55-63. 2006.
- CESAR, A.; ABESSA, D. M. S.; PEREIRA, C. D. S.; SANTOS, A. R.; FERNÁNDEZ, N.; CHOUERI, R. B.; DELVALLS, T.A. A simple approach to integrate ecotoxicological and chemical data for the establishment of environmental risk levels. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 51, 4. 2008.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Parecer técnico nº 005/05/EAH/EAHE/EEQ/EIPE,p.32. 2005.
- CHAPMAN, P. M.; LONG, E. R.. The use of bioassay as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, n.14, p.81-84. 1983.
- CHAPMAN, P. M.; DEXTER, R. N.; LONG, E. R. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infauna community structure (The Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay..*Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37, p.75-96, 1987.
- CHAPMAN, P. M. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Scien. Tot. Environ.*, n.98, p.815-825. 1990.

- CHAPMAN, P. M.; DEXTER, R. N.; ANDERSON H.; POWER, E. A. Evaluation of effects associate with an oil platform using the Sediment Quality Triad. *Environ. Toxicol. Chem.* n.10, p.407-424. 1991.
- CHAPMAN, P. M.; POWER, E. A.; BURTON JR., G. A. Integrative assessments in aquatic ecosystems. In: Burton Jr., G.A. (ed.). *Contaminated Sediment toxicity assessment*, Lewis Publishers Inc. Chelsea. p. 313-340. 1992.
- CHAPMAN, P. M. Presentation and interpretation of sediment quality triad data. *Ecotoxcol.* n.5, p.327-339. 1996.
- CHAPMAN, P. M.; ANDERSON, P.; CARR, S.; ENGLE, V.; GREEN, R.; HAMEEDI, J.; HARMON, M.; HAVERLAND, P.; HYLAND, J.; INGERSOLL, C.; LONG, E.; RODGERS, J. M.; SALAZAR, M.; SIBLEY, P. K.; SMITH, P. J.; SWARTZ, P. C.; THOMPSON, B.; WINDOM, H. General guidelines for using the Sediment Quality Triad. *Marine Pollution Bulletin*, n.34, p.368-372. 1997a.
- CHAPMAN, P. M., DEXTER, R. N.; LONG, E. R. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community structure (The sediment quality triad) in San Francisco Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 37, p.75-96. 1997b.
- CHAPMAN, P. M.; MANN, G. S. *Marine Pollution Bulletin*, n.38, p.339, 1999.
- CHAPMAN, P. M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin*, n.44, p.7-15, 2002.
- CHOUERI, R. B. Armonización del protocolo de evaluación de calidad de sedimentos y materiales dragados en zonas de estuarios y portuarias del Atlántico. Cádiz: Facultad de Ciencias Del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, 2008. 241p. Tese (Doutorado).
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* n.18, p.117-143. 1993.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Similarity-based testing for community pattern: the 2 – way layout with no replication. *Mar. Biol.*, n.118, p.167– 176. 1994.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N.; PRIMER v5: User Manual/ Tutorial. Plymouth, United Kingdom. 2001.
- CODESP – COMPANHIA DOCAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Termo de referência. Monitoramento da área de descarte de material dragado e adjacências, p.45. 2004.
- CODESP – COMPANHIA DOCAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Porto de negócios, 2008a. Capturado em 08/04/2008. Disponível na internet: <http://www.portodesantos.com/negocios.html> .

CODESP – COMPANHIA DOCAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Qualidade, Meio Ambiente e Normalização, 2008b. Capturado em 08/04/2008. Disponível na internet: [http:// www.portodesantos.com/qualidade/dragagem.html](http://www.portodesantos.com/qualidade/dragagem.html) .

DELVALLS, T. A. Aplicación de um método integrado para la medida de la calidad ambiental em ecosistemas litorales del Golfo de Cádiz. Universidad de Cádiz, 1994. 388p. Tese (Doutorado).

DELVALLS, T.A., LUBIÁN, L.M., GONZÁLEZ DEL VALLE, M. & FORJA, J.M. Evaluating decline parameters of rotifer *Brachionus plicatilis* populations as an interstitial water toxicity bioassay. *Hidrobiologia*, 341:159-167. 1996.

DELVALLS, T. A.; FORJA, J. M.; LUBIÁN, L. M.; GÓMEZ-PARRA, A.. Comparative ecotoxicity of interstitial waters using Microtox and the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Environ. Toxicol. Chem.* n.16, v.11, p.2323-2332. 1997.

DELVALLS, T. A.; CHAPMAN, P.M. Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cadiz(Spain) and San Francisco Bay (USA), using the sediment quality triad and multivariate analysis. *Ciencias Marinas*, n.24, v.3, p.313–336. 1998.

DELVALLS, T. A.; FORJA, J. M.; GÓMEZ-PARRA. The use of Multivariate Analysis to Link Sediment Contamination And Toxicity Data to Establish Sediment Quality Guidelines: An example in The Gulf of Cádiz (Spain). *Ciencias Marinas*, v. 24, n.2; p. 127-154. 1998a.

DELVALLS, T. A.; BLASCO, J.; SARASQUETE, M. C.; FORJA, J. M.; GÓMEZ-PARRA, A. Evaluation of heavy metal sediment toxicity in littoral ecosystems using juveniles of the fish *Sparus aurata*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 41, p.157-167. 1998b.

DELVALLS, T. A.; FORJA, J. M.; GÓMEZ-PARRA, A.. Integrative assessment of sediment quality in two littoral ecosystems from the Gulf of Cádiz, Spain. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, p.1073-1084. 1998c.

DELVALLS, T.A, BLASCO,J., GONZÁLEZ-MAZO, E., FORJA, J.M. & GÓMEZ-PARRA, A. Determining contamination sources in marine sediments using multivariate analysis. *Trends in Anal. Chem.* 17(4):181-192. 1998d.

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.* n. 46, v.7, p.1033-1043. 2002.

DELVALLS, T. A.; ANDRES, A.; BELZUNCE, M.J.; BUCETA, J.L.; CASADO-ARTINEZ, M.C.; CASTRO, R.; RIBA, I.; VIGURI, J.R.; BLASCO, J.. Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 23, n.10–11, p.819-828. 2004.

DELVALLS, T. A. Diseño y Aplicación de Modelos Integrados de Evaluación de La

- Contaminación y sus Efectos sobre los Sistemas Marinos y Litorales y la Salud Humana. UNESCO/UNITWIN/WiCoP, Universidad de Cádiz - Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, CSIC, p.145. 2006.
- DIEHL, F. P.; DAMBRÓS, F. Atividades de dragagens em Áreas Costeiras: breves considerações, 2006. Capturado em 2/04/2008. Disponível na internet: <http://www.diehl-farris.com.br/artigos>.
- DTA Engenharia. Monitoramento das atividades de dragagem na área de disposição oceânica de material dragada da CODESP e suas regiões adjacentes. Município de Santos – SP. Relatório de atividades – 11ª Campanha. MQSA 0011, p. 76. 2007.
- EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY . Environment in the European Union at the turn of the century. 1999. Capturado em 3/04/2008. Disponível na internet: <http://reports.eea.europa.eu/92-9157-202-0/em>.
- ENVIRONMENT CANADA. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Minister of the Environment, 1999, updated 2001, updated 2002. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Summary tables. 7 p.
- ENVIRONMENT CANADA. National Guidelines and Standards Office, Guidelines at a Glance, Canadian Sediment Quality Guidelines, Dioxins and Furans, 2005.
- FAIREY, R.; LONG, E. R.; ROBERTS, C. A.; ANDERSON, B. S.; PHILLIPS, B. M.; HUNT, J. W.; PUCKETT, H. R.; WILSON, C. J. An Evaluation of Methods for calculating mean Sediment Quality Guideline quotients as indicators of contamination and acute Toxicity to Amphipods by Chemical Mixtures. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 20, n. 10. p. 2276 – 2286, 2001.
- FERNÁNDEZ, N.; BEIRAS, R. Combined toxicity of dissolved mercury with 313 copper, lead and cadmium on embryogenesis and early larval growth of the 314 Paracentrotus lividus sea-urchin. Ecotoxicology, 10, p. 263-271.2001.
- FUNDESPA. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. Tríade da Qualidade dos Sedimentos. Integração Ecotoxicológica - Química - Bentos: Área sob influência da disposição do material dragado dos Canais de Santos e de Piaçaguera. São Paulo – SP. 2008.
- GRAY, J. S.; ASCHAM, M.; CARR, K .R.; R. H. CLARKE, R. H.; GREENT.H.; PEARSON, R.; ROSEMBERG, R. M.; WARWICK, R. M.. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierjord/ Langesundfdjord and in a mesocosm experiment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 46, p.151-165. 1988.

- GREENSTEIN, D. J.; ALZADJALI, S.; BAY, S.M.. Toxicity of ammonia to purple sea urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) embryos.  
<http://www.sccwrp.org/pubs/annrpt/94-95/art-07.htm>. 1994.
- HAKSTIAN, A. R.; ROGER, W.D.; CATTELL, R.B. The behavior of numbers of factors rules with simulated data. *Multivariate Behavioral Research*, 17, p. 193-219. 1982.
- HYLAND, J. L.; VAN DOLAH, R. F.; SNOOTS, T. R. Predicting stress in benthic communities of southeastern U.S. estuaries in relation to chemical contamination of sediments. *Environ Toxicol Chem.*, n. 15, p. 2557-2564.
- HEIP, C. ; WARWICK, R. M.; CARR, M. R.; HERMAN, P. M. J.; HUYS, R.; SMOL, N.; VAN HOLSBEKE, K. Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord – Langesundfjord, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46, p. 71-180. 1988.
- HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B.A.; BURTON JR., G. A.; CAIRNS JR., J. *Handbook of ecotoxicology*. 2.ed. Boca Raton: LEWIS PUBLISHERS, 2002, 1315 p.
- HOLLERT, H.; HEISE, S.; PUDENZ, S.; BRÜGGEMANN, R.; AHLF, H.; BRAUNBECK, T. Application of a Sediment Quality Triad and different statistical approaches (Hesse diagrams and Fuzzy Logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11, p. 311-321, 2002.
- HUNT, J. W.; ANDERSON, B. S.; PHILLIPS, B. M.; TJEERDEMA, R. S.; TABERSKI, K. M.; WILSON, C. J.; PUCKETT, H. M.; STEPHENSON, M.; FAIREY, R.; OAKDEN, J. A large-scale categorization of sites in San Francisco bay, USA, based on the sediment quality triad, toxicity identification evaluations, and gradient studies. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20, p.1252-1265. 2001.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico 2000. Capturado em 08/04/2008. Disponível na internet: <http://www.ibge.gov.br> .
- INGERSOLL, C. G. Sediment tests. In: Rand, G.M. (ed.), *Fundamentals of toxicology, effects, environmental fate and risk assessment*. 2 ed. Taylor & Francis. p. 231-255, 1995.
- JACKSON, D. A. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implications of choosing particular data standardizations, measures of association and ordination methods. *Hydrobiologia*, 268, p.69. 1993.
- JEREZ, P. S. Distribución espacio-temporal de la epifauna vágil asociada a praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*. Universidade de Alicante, 1998. 217p. Tese (Doutorado).

- JÉREZ P. S.; CESAR, A.; CORTEZ, F. S.; PEREIRA C. D. S.; SILVA S. L. R. Distribución espacial de las poblaciones de erizos más abundantes de la costa Sudeste del litoral de São Paulo- Brazil. *Ciencias Marinas*, n.27, v.1, p.139–153. 2001.
- KNEZOVICH, J. P.; STEICHEN, D. J.; JELINSKI, J. A.; ANDERSON, S. L. Sulfide tolerance of four marine species used to evaluate sediment and porewater toxicity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57, p.450-457. 1996.
- KOBAYASHI, N.. Marine pollution bioassay by using sea urchin eggs in Tabane 301 Bay, Wakayama Prefecture. Japan, 1970-1987. *Marine Pollution Bulletin*, n.23, p. 709-713. 1991.
- KOBAYASHI, N. Bioassay data for marine pollution using echinoderms. In: 303 Chermisinoff PN ed. *Encyclopaedia of environmental control technology* . Gulf. Publ. 304 Co. Houston. 1995.
- KRUSKAL, J. B. Multidimensional scaling by optimizing of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29, p.1-27. 1964.
- LAMBERSON, J. O.; DEWITT, T. H.; SWARTZ, R. C. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In: Burton, GA (Ed.). *Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, p.183-211. 1992.
- LAMPARELLI, M. C.; COSTA, M. P.; PRÓSPERI, V. A.; BEVILACQUA, J. E.; ARAÚJO, R. P. A.; EYSINK, G. G. J.; POMPÉIA, S. Sistema estuarino de Santos e São Vicente. *Relatório Técnico CETESB*, São Paulo, 2001.183p.
- LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P. *Numerical Ecology - Developing in environmental modelling*, 20. Elsevier Science, 853p. 1998.
- LEITÃO, J. C.; SILVA, A.; FERREIRA, P. Modelação Matemática da deposição de dragados na zona costeira do Estado de São Paulo – Brasil. *A Hidroinformática em Portugal- Lisboa*, 17p. Novembro de 2001.
- LENIHAN, H. S.; KIEST, K. A.; CONLAN, K. E.; SLATTERY, P. N.; KONAR B. H.; OLIVER, J. S. Patterns of survival and behaviour in Antarctic benthic invertebrates exposed to contaminated sediments: field and laboratory bioassay experiments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 192, p.233-255. 1995.
- LESLIE, H. A.; PAVLUK T. I.; BIJ DE VAATE, A.; KRAAK, M. H. S. Triad assessment of the impact of chromium pollution on benthic macroinvertebrates in the Chusovaya River (Urals, Russia). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1999.
- LONG, E. R.; CHAPMAN, P. M. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, n.16, p. 405-415. 1985.

- 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. 228p. 1991.
- LONG, E. R.; MACDONALD, D. D.; SMITH, S. L.; CALDER, F. D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* v.19, n.1, p.81-97, 1995.
- 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, p.193-226. 1992.
- MACDONALD, D. D.; CARR, R. S.; CALDER, F. D.; LONG, E. R.; INGERSOLL, C. G. Development and evaluation of sediment quality quidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, n.5, p. 253-278. 1996.
- MARIN-GUIRAO, L.; CESAR, A.; MARIN, A. LLORET, J.; VITA, R. Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, v.50, p. 374–387. 2005.
- MARIN-GUIRAO, L. Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Murcia: Departamento de Ecologia e Hidrología Facultad de Biología, Universidad de Murcia, 2007. 190 p. Tese (Doutorado).
- MACCAULEY, D. J.; DeGRAECE, G. M.; LINTON, T. K. *Environmental, Science,. Policy*, v.3, p.133, 2000.
- MEDEIROS, P. M.; BICEGO, M.C. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon in sediments using geochemical markers, *Marine Pollution Bulletin*, 49, p. 761-769, 2004.
- MELO, S. L. R. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos: adequação de metodologia para anfípode escavador *Tiburonella viscana*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993. 172p. Dissertação (Mestrado).
- MOZETO, A. P.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios siológicos e ecotoxicológicos de sedimento de água doce. São Carlos: Cubo Multimídia, 2006, 224p.

- NETTO, A. M. F.; TEIXEIRA, S. G. Programa Nacional de Dragagem Portuária: engenharia e meio ambiente. In: BOLDRINI, E. B.; SOARES, C. R.; PAULA, E. V. (org.). Dragagens portuárias no Brasil: Engenharia, Tecnologia e Meio Ambiente. Antonina: Governo do Estado do Paraná/ SEMA(PR)/ADEMADAN/UNIBEM, p. 12 - 19. 2008.
- NIPPER, M. G.; ROPER, D. S.; WILLIAMS, E. K.; MARTIN, M. L. Sediment toxicity and benthic communities in mildly contaminated mudflats. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, p.502-510. 1998.
- NOTAR, M.; LESKOVEK, H.; FAGANELI, J. Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v.42, p.36-44. 2001.
- PAINE, M. D.; CHAPMAN, P. M.; ALLARD, P. J.; MURDOCH, M. H.; MINIFIE, D. Limited bioavailability of sediment PAH near an aluminum smelter: contamination does not equal effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 5, p.2003-2018. 1996.
- PEARSON, T.H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, p.229-311. 1978.
- PEREIRA, C. D. S. Biomarcadores de exposição, efeito e bioacumulação de xenobióticos em mexilhões *Perna perna* (Linnaeus, 1758) transplantados ao longo do litoral de São Paulo, SP, Brasil. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. Tese (Doutorado).
- PERSAUD, D.; JAAGUMAGI, R.; HAYTON, A.. Guidelines for the Protection and Management of Aquatics Sediments Quality in Ontário. Ontario Ministry of Environment and Energy. Toronto, Canadá, p.23 . 1993.
- PRÓSPERI, V. A. Comparação de métodos ecotoxicológicos na avaliação de sedimentos marinhos e estuarinos. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2002. Tese (Doutorado).
- QUINÁGLIA, G. A. Caracterização dos níveis basais de metais dos sedimentos do Sistema Estuarino da Baixada Santista. São Paulo: Instituto de Química da Universidade de São Paulo, (IQUSP), Universidade de São Paulo, 2006. Tese (Doutorado).
- RACHID, B. R. F. Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de disposição oceânica da Baixada Santista. São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2002. 286p. Tese (Doutorado).
- RIBA, I.; FORJA, J. M.; GÓMEZ-PARRA, A.; DELVALLS, T. A. Sediment quality in littoral regions of the Gulf of Cádiz: a triad approach to address the influence of mining activities. *Environ Pollut*; 132, p.341-353. 2004.

- SOUZA, E. C. P. M.; ABESSA, D. M. S.; RACHID, B. R. F.; GASPARRO, M. R.; ZARONI, L. P. Ecotoxicological Assessment of Sediments from the port of Santos and the disposal sites of dredged material. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55 (2), p. 75-81. 2007.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 21st Edition, APHA, AWWA, WEF, Washington DC, 1368p. 2005.
- SHEPARD, R. N. The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function, *psychometrika*, 27, p.125-139 (Parte 1), p.219-246 (Parte 2). 1962.
- SOMERFIELD, P. J.; GEE, J. M.; WARWICK, R. M. Soft sediment meiofauna community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 105, p.79-88. 1994.
- STRONKHORT, J.; SCHIPPER, C.A.; HONKOOP, J.; VANESSEN, K. Disposal of dredged material in Dutch Coastal waters. National Institute for Coastal and Marine Management/ RIKZ/ 2001.30, p. 78 2001.
- TABACHINIC, B. G.; FIDELL, L. S. *Using Multivariate Statistics*. Harper Collins, College Publishers, New York, NY, USA. 1996.
- TOMMASI, L. R. Considerações Ecológicas sobre o Sistema Estuarino de Santos, São Paulo. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979. Tese (Livre Docência).
- TOMMASI, L. R. Resíduos de praguicidas em águas e sedimentos de fundo do sistema estuarino de Santos (SP). *Ciência e Cultura*, v.37, n.6, p.1001-1012. 1985.
- TORRES, R. J. Uma Análise Preliminar dos Processos de Dragagem do Porto de Rio Grande, RS. Rio Grande: Engenharia Oceânica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2000. 190 p. Dissertação (Mestrado).
- TORRES, R. J. Efeitos da dragagem sobre a qualidade de sedimentos contaminados no canal do Porto de Santos: biodisponibilidade e toxicidade de metais e compostos orgânicos persistentes, SP. São Carlos: Departamento de Química, 2007. 159 p. Tese (Doutorado).
- U.S. EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1994. Methods for assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. Technical manual. EPA – 600-94--025. Narragansett, Rhode Island.
- U.S. EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2001. Methods for collection, storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: Technical manual. EPA – 823-B-01-002. Washington, USA, 208p.

- U.S. EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – Dredged Material Management Action Plan for the Next Decade. EPA – 842 – B – 04 – 002. 2002. Capturado em 7/04/2008. Disponível na internet:  
<http://epa.gov/owow/oceans/ndt/dredgingactionplan.pdf>
- U.S. EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY . 2003. Ecological screening levels. Region 5, RCRA, 13p.
- U.S. EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – Test Methods, SW – 846 on line 2008a. Capturado em 25/03/2008: Disponível na internet:  
<http://www.epa.gov/sw-846/main.htm>.
- U.S. EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – Ecological Screening Levels, on line 2008b. Capturado em 12/06/2008: Disponível na internet:  
<http://www.epa.gov/region5/rcraca/edql.htm>.
- UNCED – UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT – Rio de Janeiro, Brazil, 1992. Capturado em 3/04/2008. Disponível na internet:  
<http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter17>.
- WANG F.; CHAPMAN, P. M. Biological implications of sulfide in sediment – A review focusing on sediment toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, p.2526-2532. 1999.
- WARWICK, R. M.; PEARSON T. H.; RUSWAHYUNI. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: futher evaluation of the species abundance/biomass method. *Mar. Biol.* 95, p. 193-200. 1987.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R.; GEE, J. M. The effects of disturbance by soldier crabs, *Mictyris platycheles* H. Milne Edwards, on meiobenthic community structure. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 135, p.19–33. 1990.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K.R. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92, p. 221-231. 1993.
- WARWICK, R. M. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* v.19, p.259–268. 1998.
- WHITFIELD, M. The Hydrolysis of Ammonia Ions In Sea Water – A Theoretical Study. *Journal Marine Biological Association.* UK, 54, p. 565-580. 1974.
- ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.* São Carlos: RiMa, 2006, 478 p.

- ZAMBONI, A. J. Caracterização ecotoxicológica do estuário da Lagoa dos Patos no entorno de Rio Grande, RS: fundamentos e técnicas. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2000. 193 p. Tese (Doutorado).
- ZAMBONI, A. J.; ABESSA, D. M. S. Tríade da qualidade de sedimentos. In: Nascimento, I.A., Sousa, E.C.P.M. e Nipper, M., (eds.), Métodos em Ecotoxicologia Marina- Aplicações no Brasil. p. 233-243. 2002.
- ZARONI, L. P. Avaliação da qualidade dos sedimentos marinhos e estuarinos no Município de Bertioga-SP. São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2006. 193 p. Tese (Doutorado).