



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS SEDIMENTOS E
MACROFAUNA BENTÔNICA EM ÁREAS PORTUÁRIAS: PORTO
DO MUCURIBE E TERMINAL PORTUÁRIO DO PECÉM (CE); E
PORTO DE SANTOS (SP).**

LUCAS BURUAEM MOREIRA

Fortaleza-CE

2009

LUCAS BURUAEM MOREIRA

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS SEDIMENTOS E
MACROFAUNA BENTÔNICA EM ÁREAS PORTUÁRIAS: PORTO
DO MUCURIBE E TERMINAL PORTUÁRIO DO PECÉM (CE); E
PORTO DE SANTOS (SP).**

**Dissertação submetida á Coordenação do
Programa de Pós-graduação em Ciências
Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências
do Mar, como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre, outorgado
pela Universidade Federal do Ceará**

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Letícia Veras Costa-Lotufo

Fortaleza-CE

2009

Agradecimentos

Gostaria de agradecer primeiramente à minha família(pode-se incluir ai os grandes amigos e pessoas especiais), pois ela é a base e parte fundamental durante todo esse período e experiência. Em especial ao profº Denis Abessa pela orientação e amizade nesses últimos anos, acima de tudo. À professora Letícia Veras Costa-Lotufo pela co-orientação, por me receber em seu grupo e por todo apoio durante o projeto. Ao Rodofley, Luciane e Marcela (Tchuca) pela parceria, sempre caminhando junto nos momentos mais importantes. A equipe do laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Santa Cecília. Ao Augusto, Camilo, Fernando e “tio Aldo”, pelo suporte e portas abertas sempre que preciso.

Agradeço também às pessoas que considero fundamentais na minha “experiência cearense”: Lula, Isabelle, Paula, Picolé, Cristiane, Ricardinho, Sal, Carlos, Juliana, Fred, Karlia, Aline, Fabiano, Pedrão e todos os demais amigos que fiz desde que cheguei a Fortaleza. Às amigas e companheiras do laboratório de Ecotoxicologia Marinha: Marcionília, Janisi, Janaína, Jeamyllie, Josy e Lívia. À todos os amigos da pós-graduação do LABOMAR, em especial ao Buda e Eduardo Gentil. À direção e coordenação do LABOMAR pelo apoio no projeto e viabilização das coletas junto a DOCAS DO CEARA. A tripulação do “Profº Martins Filho”, em especial ao Miguel e Wilson. À Administração da CEARÁPORTOS pelo também apoio ao trabalho, possibilitando as coletas no Terminal do Pecém.

Ao Profº Dr. Edmundo Ferraz Nonato e Drª. Mônica Angélica Varella Petti (IO/USP), pela ajuda na identificação dos poliquetas, me dando a honra de trabalhar com um dos nomes mais importantes para a Biologia Marinha no Brasil.

À Sarah e Larissa (CEM/ UFPR) pelas análises de nutrientes e carbono orgânico.

À Fundação Cearense de Apoio à Pesquisa (FUNCAP) pela concessão de bolsa de estudos durante o mestrado, possibilitando a dedicação necessária para o desenvolvimento do projeto e formação.

RESUMO

Portos e terminais portuários são importantes para a economia mundial, entretanto suas atividades de operação têm sido consideradas altamente impactantes aos ecossistemas costeiros, em especial por representarem fontes significativas de contaminação. Os sedimentos constituem o principal destino para os contaminantes, porém quando contaminados, passam a atuar como fonte secundária de contaminação para o ambiente aquático, prejudicando a saúde dos ecossistemas e afetando algumas atividades econômicas, como a pesca e as dragagens. O objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade de sedimentos de três áreas portuárias do litoral brasileiro, do ponto de vista ecotoxicológico e ecológico, através de testes de toxicidade e análise da comunidade bentônica. Foram selecionados o Porto do Mucuripe e o Terminal Portuário do Pecém, ambos no litoral do estado do Ceará (CE), e o Porto de Santos, no estado de São Paulo (SP). Os sedimentos foram caracterizados quanto à granulometria, teores de carbonatos, matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio e fósforo total. Os testes de toxicidade foram conduzidos com o anfípodo *Tiburonella viscana*, para sedimento integral, e embriões de ouriço do mar *Lytechinus variegatus*, para interface sedimento-água, e fases líquidas extraídas (água intersticial e elutriatos). A comunidade bentônica foi avaliada quanto à composição taxonômica, sendo utilizados alguns descritores, como densidade (D - número de organismos), densidade de poliquetos, densidade de peracarida e os descritores ecológicos: riqueza (S) e diversidade de Shannon-Weaner (H'). Os resultados mostraram toxicidade nos sedimentos das três áreas estudadas, tanto sobre os anfípodos quanto sobre o desenvolvimento larval dos ouriços do mar. Os índices de densidade de organismos, riqueza, abundância e diversidade foram considerados baixos, indicando que as comunidades bentônicas encontram-se sob stress. A integração dos resultados apontou que tanto fatores naturais, como o hidrodinamismo, a presença de diferentes massas d'água e a composição do sedimento, quanto a toxicidade, a qual é a expressão integrada da contaminação, exercem influência na composição da fauna bentônica. Os resultados mostram que os métodos aplicados podem ser usados como uma importante ferramenta para subsidiar a avaliação da qualidade de sedimentos, sobretudo em áreas sujeitas à dragagem.

Palavras-chave: poluição marinha, qualidade de sedimentos, testes de toxicidade, macrofauna bentônica, áreas portuárias.

ABSTRACT

Ports are important for the world economy; however, the activities related to them are considered very harmful to the coastal systems, in special due to the contaminant inputs to the aquatic environment. Sediments constitute the main fate for the contaminants, and when contaminated, they may become a secondary source of contamination to the environment, threatening the health of ecosystems and affecting some economic activities, as fishing and dredging and disposal of dredged material. The objective of this study was to evaluate the quality of sediments from 3 port areas influenced by ports, by the ecotoxicological and ecological perspectives. Three Brazilian ports were selected: Ports of Mucuripe Pecém, both on the coast of Ceará State (Northeast of Brazil) and the Port of Santos, on the coast of São Paulo State (Southeast of Brazil). Sediments were characterized as to grain size distribution, content of carbonates, organic matter, total organic carbon, nitrogen and total phosphorus. The ecotoxicity assays employed the amphipod *Tiburonella viscana* (for whole sediment) and embryos of the sea urchin *Lytechinus variegatus*, for sediment-water interface and the liquid phases extracted from the sediments (porewater and elutriates). The benthic community was evaluated for taxonomic composition and for some ecological descriptors, as total density (D - number of organisms), density of polychaetes, and the density of peracarida, richness (S) and Shannon-Weaver diversity (H'). Toxicity was found in sediments of the three areas, as to the amphipods as to *L. variegatus* larval development. The density, richness, abundance and diversity indices were considered low, indicating that the benthic communities are under stress. The integrative analysis indicated that as the natural factors, such as hydrodynamic, different water masses, and sediment composition, as the toxicity of the sediments, which is the ultimate integrated expression of the contamination, influenced on the benthic fauna composition. The results showed that the applied methods may be used as a tool to subsidize the sediment quality assessment and the management of dredged materials.

Keywords: marine pollution, sediment quality, toxicity tests, benthic community, port zones.

SUMARIO

	Pág.
1 – INTRODUÇÃO.....	13
2 – OBJETIVOS.....	24
3 - MATERIAIS E METODOS.....	25
3.1 - CONSIDERAÇÕES SOBRE AS REGIÕES ESTUDADAS.....	25
3.2 - COLETA, PREPARAÇÃO E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	31
3.3 - CARACTERIZAÇÃO SEDIMENTOLÓGICA.....	37
3.3.1 - Análise granulométrica.....	37
3.3.2 - Teores de carbonatos (% CaCO ₃).....	37
3.3.3 - Teores de matéria orgânica (% MO).....	37
3.3.4 - Carbono Orgânico Total (% COT).....	38
3.3.5 - Análise de nutrientes: Nitrogênio e Fósforo totais e (N-total e P-total).....	39
3.4 - TESTES DE TOXICIDADE.....	40
3.4.1 - Testes de toxicidade de sedimento integral.....	40
3.4.2 - Testes de toxicidade de fases líquidas do sedimento.....	43
3.4.2.1 - Testes de toxicidade de água intersticial.....	46
3.4.2.2 - Testes de toxicidade com interface sedimento-água.....	46
3.4.2.3 - Testes de toxicidade com elutriatos.....	47
3.4.3 - Parâmetros físicos e químicos.....	48
3.4.4 - Análise estatística dos testes de toxicidade.....	48
3.5 - ESTRUTURA DA COMUNIDADE BENTÔNICA.....	49
3.6 - INTEGRAÇÃO DOS DADOS.....	50
4 – RESULTADOS.....	52
4.1 - CARACTERIZAÇÃO SEDIMENTOLÓGICA.....	52
4.1.1 - Análise granulométrica	52
4.1.2 - Teores de carbonatos, matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio e Fósforo.....	53
4.2 - TESTES DE TOXICIDADE	55
4.2.1 - Testes de toxicidade com sedimento integral.....	55
4.2.2 - Testes de toxicidade de água intersticial.....	59
4.2.3 - Testes de toxicidade com interface sedimento-água.....	64
4.2.4 - Testes de toxicidade com elutriatos.....	67
4.2.5 - Síntese dos testes de toxicidade.....	71
4.3 - Estrutura da Macrofauna Bentônica.....	72
4.3.1 - Classificação quanto ao grau de degradação.....	80
4.4 - INTEGRAÇÃO DOS DADOS.....	84
4.4.1 - Porto do Mucuripe.....	84
4.4.2 - Terminal Portuário do Pecém.....	89

4.4.3 - Porto de Santos.....	94
5 - DISCUSSÃO.....	99
6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	118
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	120
ANEXOS.....	129

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
FIGURA 1 - Estações de coleta de sedimentos na região do Porto do Mucuripe.....	34
FIGURA 2 - Estações de coleta de sedimentos na região do Terminal portuário do Pecém.....	35
FIGURA 3 - Estações de coleta de sedimentos na região do Porto de Santos.....	36
FIGURA 4 - Pegador de fundo do tipo <i>van Veen</i>	36
FIGURA 5 - <i>Tiburonella viscana</i>	42
FIGURA 6 - Sistema de exposição do teste de toxicidade com sedimento integral.....	43
FIGURA 7 - Larvas pluteus normais do ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i>	45
FIGURA 8 - Larvas anômalas do ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i>	45
FIGURA 9 - Sistema de exposição do teste de toxicidade com interface sedimento-água .	47
FIGURA 10 - Agitador mecânico utilizado no preparo dos elutriatos.....	47
FIGURA 11 - Resultados do teste de toxicidade com sedimento integral – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$).....	58
FIGURA 12 - Resultado do teste de toxicidade com sedimento integral - Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$).	58
FIGURA 13 - Resultado do teste de toxicidade com sedimento integral – Porto de Santos, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$).....	59
FIGURA 14 - Resultado do teste de toxicidade com interface sedimento-água – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$)	66
FIGURA 15 - Resultado do teste de toxicidade com interface sedimento-água – Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$)	66
FIGURA 16 - Resultado do teste de toxicidade com interface sedimento-água – Porto De Santos, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$).....	67
FIGURA 17 - Composição faunística total em % encontrada nas 3 regiões estudadas.....	72
FIGURA 18 - Composição faunística em % encontrada na região do Porto do Mucuripe....	73

FIGURA 19 - Agrupamentos formados para as estações do Porto do Mucuripe.....	75
FIGURA 20 - Composição faunística em % encontrada na região do Terminal Portuario do Pecém.	75
FIGURA 21 - Agrupamentos formados pelas estações do Terminal Portuário do Pecém...	77
FIGURA 22 - Composição faunística em % encontrada na região do Porto de Santos.....	77
FIGURA 23 - Agrupamentos formados pelas estações do Porto de Santos.....	79
FIGURA 24 - Distribuição espacial das variáveis e estações, segundo a análise de ordenação para o Porto do Mucuripe.....	88
FIGURA 25 - Distribuição espacial das variáveis e estações, segundo a análise de ordenação para o Terminal Portuário do Pecém.....	94
FIGURA 26 - Distribuição espacial das variáveis e estações, segundo a análise de ordenação para o Porto de Santos.....	98

LISTA DE TABELAS

	Pág.
TABELA 1 - Regiões portuárias marinhas e estuarinas que apresentam sedimentos contaminados.....	15
TABELA 2 - Estações de coleta de sedimentos.....	33
TABELA 3 - Sistema de classificação de granulométrica Wentworth.....	37
Tabela 4 – Caracterização sedimentológica do sedimento controle (%).....	42
Tabela 5 – Teores de metais do sedimento controle.....	42
Tabela 6 – Teores de contaminantes do sedimento controle (µg/g).....	42
TABELA 7 - Análise Granulométrica com os valores das frações expostas em %.....	53
TABELA 8 - Teores de CaCO ₃ , MO, COT, N-total e P-total nos sedimentos das três regiões estudadas, onde * = não detectado.....	55
TABELA 9 - Parâmetros físicos e químicos do teste de toxicidade com sedimento integral.....	57
TABELA 10 - Parâmetros físicos e químicos do teste de toxicidade de água intersticial.....	61
TABELA 11 - Resultados do teste de toxicidade de água intersticial e níveis de NH ₃ – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05).....	62
TABELA 12 - Resultados do teste de toxicidade de água intersticial e níveis de NH ₃ – Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05).....	63
TABELA 13 - Resultados do teste de toxicidade com água intersticial e níveis de NH ₃ – Porto de Santos, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05)	63
TABELA 14 - Parâmetros físicos e químicos do teste de toxicidade com interface sedimento-água, onde nd = não detectado.....	65
TABELA 15 - Parâmetros físicos e químicos dos testes de toxicidade com elutriatos, onde nd = não detectado.....	68
TABELA 16 - Resultados do teste de toxicidade com elutriatos e níveis de NH ₃ – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05).....	69
TABELA 17 - Resultados do teste de toxicidade com elutriatos e níveis de NH ₃ – Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05).....	70
TABELA 18 - Resultados do teste de toxicidade com elutriatos e níveis de NH ₃ – Porto de Santos, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05)	70
TABELA 19 - Síntese dos testes de toxicidade quanto às formas de exposição, sendo: SI= sedimento integral, AI= água intersticial, ISA interface sedimento-água e ELU= elutriatos, T= tóxico, NT= não tóxico, IN = inconclusivo E NA= não avaliada.....	71
TABELA 20 - Descritores de comunidade bentônica calculados para o Porto do Mucuripe. Onde *= p<0,05 (Tukey-test).....	81
TABELA 21 - Descritores de comunidade bentônica calculados para o Terminal Portuario do Pecém. Onde *= p<0,05 (Tukey-test).....	82

TABELA 22 - Descritores de comunidade bentônica calculados para o Porto de Santos. Onde *= p<0,05 (Tukey-test).....	83
TABELA 23 - Classificação das estações quanto ao grau de degradação da macrofauna bentonica.....	83
TABELA 24 - Correlações entre as variáveis sedimentológicas para o Porto do Mucuripe	84
TABELA 25 - Correlações entre os testes de toxicidade e as variáveis sedimentológicas para o Porto do Mucuripe.....	85
TABELA 26 - Correlações entre os descritores ecológicos e as variáveis sedimentológicas para o Porto do Mucuripe.....	86
TABELA 27 - Correlações entre os testes de toxicidade e os descritores ecológicos para o Porto do Mucuripe.....	86
TABELA 28 - Autovetores (eixos) gerados pela Ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto do Mucuripe.....	87
TABELA 29 - Autovalores gerados pela Ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto do Mucuripe.....	87
TABELA 30 - Correlações entre as variáveis sedimentológicas para o Terminal Portuário do Pecém.....	90
TABELA 31 - Correlações entre os testes de toxicidade e as variáveis sedimentológicas para o Terminal Portuário do Pecém.....	90
TABELA 32 - Correlações entre os descritores ecológicos e as variáveis sedimentológicas para o Terminal Portuário do Pecém.....	91
TABELA 33 - Correlações entre os testes de toxicidade e os descritores ecológicos para o Terminal Portuário do Pecém.....	91
TABELA 34 - Autovetores (eixos) gerados pela ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Terminal Portuário do Pecém.....	93
TABELA 35 - Correlação das variáveis e estações com os autovalores gerados pela ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Terminal Portuário do Pecém.....	93
TABELA 36 - Correlações entre as variáveis sedimentológicas para o Porto de Santos....	95
TABELA 37 - Correlações entre os testes de toxicidade e as variáveis sedimentológicas para o Porto de Santos.....	95
TABELA 38 - Correlações entre os descritores ecológicos e as variáveis sedimentológicas para o Porto de Santos.....	96
TABELA 39 - Correlações entre os testes de toxicidade e os descritores ecológicos para o Porto de Santos.....	96
TABELA 40 - Autovetores (eixos) gerados pela Ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto de Santos.....	97
TABELA 41 - Correlação das variáveis e estações com os autovalores gerados pela ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto de Santos.....	98
TABELA 42 - Síntese dos resultados das regiões estudadas.....	116

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
ANEXO 1 - Táxons encontrados na região do Porto do Mucuripe.....	129
ANEXO 2 - Táxons encontrados na região Terminal Portuário do Pecém.....	130
ANEXO 3 - Táxons encontrados na região do Porto de Santos.....	131
ANEXO 4 - Matriz de correlações - Porto do Mucuripe.....	132
ANEXO 5 - Matriz de correlações - Terminal Portuário do Pecém.....	133
ANEXO 6 - Matriz de correlações - Porto de Santos.....	134

1 - INTRODUÇÃO

A Zona Costeira abriga grande parte da população mundial, e com o recente fenômeno de migração para as grandes cidades, a tendência é de que essas regiões abriguem um número cada vez maior de pessoas (Sale *et al.*, 2008). Estimativas das Nações Unidas projetam uma população mundial de aproximadamente 6,7 bilhões de pessoas, onde mais de 50% dessa população vive em áreas costeiras (United Nations, 2004). A concentração populacional, aliada ao modelo de desenvolvimento econômico baseado no uso desenfreado e crescente de recursos naturais, torna essas regiões susceptíveis a diversos impactos ambientais, incluindo a poluição; além disso, a produção de bens e geração de resíduos, nas áreas urbanizadas e não urbanizadas, resulta no aporte de grandes quantidades de poluentes aos ecossistemas aquáticos, em especial os oceanos.

Cobrando cerca de 71% da superfície terrestre, as áreas costeiras e oceânicas possuem uma enorme importância aos interesses humanos: são fonte de recursos alimentares, de matéria prima e de compostos medicinais, além de propiciarem áreas para habitação, recreação e transporte (Castro & Huber, 2003). A pressão constante sobre esses ambientes, de forma contraditória, compromete o seu funcionamento e os próprios interesses econômicos, podendo causar desequilíbrio ecológico e riscos a saúde humana (Diaz & Rosenberg, 2008; Sale *et al.*, 2008).

Importantes para economia mundial, em função da crescente globalização dos mercados e do setor produtivo, os portos e terminais portuários desempenham um fundamental papel no ciclo de vida dos bens comercializados, através do seu transporte e armazenamento temporário e, no entanto, as suas atividades de operação são consideradas altamente impactantes aos sistemas costeiros (Kitzmann & Asmus, 2006). A instalação de cais, berços de atracação e retro-portos em áreas de alta relevância ecológica e a construção de quebra-mares alteram os processos de balanço sedimentar e dinâmica costeira. Aliado a isso, ocorre poluição pela liberação de lixo, esgotos e outros efluentes, petróleo e seus derivados e substâncias presentes em tintas anti-incrustantes na água, por acidentes ou por perdas durante

operações de carga e descarga (em especial os navios de graneis líquidos), além da introdução de espécies exóticas por meio da água de lastro (NRC, 1997).

Numa escala espacial e temporal, esse quadro de degradação resulta no lançamento de contaminantes nos distintos compartimentos ambientais: ar, água, solo, sedimento e biota, sendo estes interligados por fluxos de energia e matéria, e no caso dos corpos d'água, esses compostos acabam se distribuindo na água, sedimentos e biota.

Os contaminantes, quando lançados no mar, acabam adsorvendo ao material em suspensão, ou interagindo com sais, carbono orgânico e argilas, freqüentemente depositando-se nos sedimentos. Assim, esse compartimento tende a apresentar maiores concentrações de contaminantes em relação à coluna d'água (Riba *et al.*, 2004) . Além disso, uma vez depositadas no fundo, as substâncias químicas podem sofrer transformações, por processos biogeoquímicos (mobilidade e partição geoquímica, adsorção e formação de complexos) que variam de acordo com as condições do meio, alterando a sua biodisponibilidade ou originando formas mais ou menos tóxicas. Esses processos resultam diretamente em efeitos letais ou sub-letais aos organismos bentônicos, e indiretamente sobre as cadeias tróficas superiores, através da bioacumulação e biomagnificação desses compostos, gerando potenciais riscos a saúde humana. Dessa forma, os sedimentos passam a atuar não apenas como destino mas como fonte secundária de contaminação para o ambiente aquático (Burton, 1992; DelValls & Conradi, 2000; Abessa, 2006; Chapman & Hollert, 2006).

Basicamente, os sedimentos são compostos por detritos e partículas inorgânicas e orgânicas. Especificamente, a fase inorgânica é composta por rochas, fragmentos de conchas e grãos minerais gerados na erosão do material continental e carregados até os oceanos. A fase orgânica geralmente representa pequeno volume em relação à fase inorgânica, sendo composta por restos de vegetais e animais (matéria orgânica), porém é um dos mais importantes componentes dos sedimentos, regulando a sorção e biodisponibilidade de alguns contaminantes (Power & Chapman, 1992). A água intersticial é a água que preenche os espaços entre os detritos e as partículas,

e conforme a textura dos sedimentos, ela representa uma fração representativa do seu volume (Power & Chapman, 1992). Ainda segundo esses autores, poluentes também são considerados componentes do sedimento, uma vez que podem ser encontrados nesse compartimento em quantidades variáveis.

Os sedimentos marinhos e estuarinos são considerados ambientes sensíveis e de grande relevância ecológica, por serem os sítios onde ocorrem intensamente atividades de ciclagem de nutrientes em interface com a coluna d'água, além de constituírem substrato e habitats para organismos bentônicos e servirem como locais de alimentação e reprodução de espécies demersais (Adams *et al.*, 1992), inclusive aquelas com importância econômica.

A contaminação do sedimento é um problema ambiental complexo, que representa uma ameaça aos ecossistemas aquáticos (USEPA, 1994). Sedimentos contaminados em ambientes marinhos e estuarinos sob influência industrial e de atividades portuárias tem sido reportados em trabalhos de diversas regiões, inclusive no Brasil (Tabela 1) e, em regiões portuárias, a questão da contaminação dos sedimentos afeta diretamente, quando necessárias, as atividades de dragagens e disposição do material dragado.

TABELA 1 – Regiões portuárias marinhas e estuarinas que apresentam sedimentos contaminados

Baía de São Francisco – EUA	Chapman <i>et al.</i> (1987)
Porto de Victoria – Hong Kong, China	Wong <i>et al.</i> (1995)
Estuários e Portos de Auckland e Raglan – Nova Zelândia	Nipper <i>et al.</i> (1998)
Porto de Sydney – Austrália	Birch & Taylor (2002)
Porto de Montevideu – Uruguai	Muniz <i>et al.</i> (2004)
Portos de Pasajes, La Coruña, Bilbao Barcelona, Huelva e Cádiz – Espanha	Casado-Martínez <i>et al.</i> (2006)
Sistema Estuarino de Santos – (SP) Brasil	Lamparelli <i>et al.</i> (2001); Medeiros & Bicego, (2004); Hortellani <i>et al.</i> (2005); Cesar <i>et al.</i> (2007); Abessa <i>et al.</i> (2008)
Porto de Niterói, Baía de Guanabara – (RJ) Brasil	Baptista-Neto <i>et al.</i> (2005)

Países como os Estados Unidos e Canadá têm estabelecido leis e critérios para caracterização de sedimentos e gerenciamento das operações de dragagem e disposição do material dragado, incluindo o Brasil (EPA,1991; CCME,1995; Brasil, 2004). Casado-Martínez *et al.* (2006) apontam que os principais grupos de contaminantes presentes em sedimentos de áreas portuárias e incluem, entre outros, os metais, as bifenilas policloradas (PCB), os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), os pesticidas organoclorados, óleos e graxas, radionuclídeos e os compostos organoestânicos. Considerando a complexidade da contaminação nessas áreas, e a impossibilidade técnica de se avaliar as milhares de substâncias químicas descartadas e possivelmente presente no ambiente, a avaliação ambiental desses locais deve ser feito por métodos capazes de diagnosticar os efeitos resultante dessas descargas e de suas interações com os fatores ambientais e biológicos. De acordo com a USEPA (2003), a qualidade de sedimentos pode ser estimada por meio de parâmetros físicos e químicos, sedimentológicos, ecotoxicológicos e ecológicos (por exemplo, estrutura da comunidade bentônica). Carr *et al.* (2008) demonstraram recentemente, e de forma contundente, a utilização de testes de toxicidade como método estimativo de padrões de efeitos biológicos espaciais sobre as comunidades bentônicas relacionados a descargas de efluentes e condicionados por fatores físicos.

As abordagens ecotoxicológicas têm como principio a utilização de métodos para estimar os efeitos de substâncias biologicamente ativas isoladas ou sua presença em compartimentos ambientais, desde níveis bioquímicos e nucleares até níveis mais elevados de organização, como comunidades e ecossistemas (Walker *et al.*, 1996). São importantes para a proteção e conservação dos ecossistemas, necessários para traduzir o significado ecológico dos níveis de contaminação e fornecem uma indicação do grau de biodisponibilidade dos poluentes (Adams *et al.* 1992).

A abordagem ecotoxicológica mais utilizada, para avaliação de águas e sedimentos, são os bioensaios, ou “testes de toxicidade”, que determinam, pela exposição de organismos sensíveis (organismos-teste) e representativos ao ecossistema avaliado, efeitos letais ou sub-letais de substâncias presentes

durante um período do seu ciclo de vida. Para estimar o potencial tóxico do sedimento, têm sido empregadas, de maneira integrada, diferentes formas de exposição aos contaminantes, das quais as principais são: o sedimento integral (também chamados por alguns autores de fase sólida), água intersticial, interface sedimento-água e elutriatos (LIB & AHLF, 1997; Anderson, 2001).

Os testes com o sedimento integral consistem na exposição dos organismos diretamente às amostras de sedimento, num sistema contendo uma porção de sedimento-teste e outra de água limpa, em condições controladas em laboratório como aeração, luz, salinidade e temperatura. São aplicados a uma série de organismos como anfípodos, cumáceos, copépodos, camarões, isópodos, bivalves, poliquetas e peixes, sendo que os mais freqüentemente utilizados têm sido os testes com anfípodos e poliquetas (Lamberson *et al.*, 1992; Abessa *et al.*, 2006). A vantagem de aplicação desse teste é a reprodução da medida direta da toxicidade resultante da mistura de poluentes aos organismos bentônicos (Adams *et al.*, 1992).

A água intersticial também é considerada uma das principais formas de exposição da infauna aos contaminantes presentes nos sedimentos principalmente para aqueles que podem ser solubilizados mais facilmente (Nipper *et al.*, 2002). Existe um equilíbrio dinâmico entre os compostos dissolvidos na água intersticial e aqueles adsorvidos ao material particulado fino e à matéria orgânica do sedimento, denominado Equilíbrio de Partição - EqP (Equilibrium Partitioning) (Chapman *et al.*, 2002); esse equilíbrio é dependente das condições ambientais e intrínsecas de cada substância química, e envolve a regulação da dissolução dos contaminantes na água intersticial, ajudando portanto a explicar os efeitos de cada contaminante sobre a biota exposta a esse componente do sedimento. A sua aplicação, em testes de toxicidade, se dá pela extração/separação do sedimento por métodos como sucção, centrifugação, pressurização a gás, ou ainda por coletas *in situ* (Burton, 1992).

A região de interface sedimento-água é a porção que afeta diretamente a qualidade da coluna d'água adjacente, e, conseqüentemente, os organismos da epifauna, aqueles de hábitos demersais e ainda os organismos bentônicos filtradores, como bivalves e crustáceos da subordem Thalassinidea, entre

outros. Alguns contaminantes nessa matriz de transição são mobilizados por carbonatos, matéria orgânica e sulfetos, porém formas livres e coloidais sofrem troca por difusão e fluxos laminares, devido a componentes químicos, físicos e biológicos, gerando gradientes verticais de contaminação na coluna d'água, determinando então efeitos sobre esse compartimento ambiental (Burgess & Scott, 1992; Anderson *et al.* 2001; Prósperi, 2002). Para avaliar a interface sedimento-água, os testes são montados em sistemas que evitam o contato direto do organismo, usualmente pelágico, com o sedimento, permitindo observar os efeitos biológicos da transferência de contaminantes para a porção d'água sob sua influência.

Por fim, os elutriatos são extratos obtidos pela agitação mecânica do sedimento por um período determinado e posterior separação da fase líquida para aplicação dos testes (Burton, 1992; USEPA, 2003). Servem para analisar possíveis impactos provocados pela ressuspensão dos sedimentos e a conseqüente transferência de contaminantes dos sedimentos para a coluna d'água por processos similares a uma lavagem do material particulado (USEPA, 1991). Na zona costeira, essa ressuspensão pode ser resultado de forças hidrodinâmicas e/ou atmosféricas movimentando as massas d'água ou induzida por fatores antrópicos, como as atividades de dragagem e disposição.

Abessa (2006) discutiu algumas limitações existentes nas extrações das fases líquidas, quando a manipulação do sedimento pode alterar as características dos contaminantes, levando a uma interpretação equivocada dos resultados, sendo necessária a conjugação dos resultados com testes de sedimento integral, o monitoramento dos níveis de compostos naturais interferentes, como a amônia não ionizada (Burton, 1992; Prósperi, 2002), além da integração com outras informações ambientalmente relevantes dos sedimentos avaliados. Entretanto, diversos trabalhos, como os realizados por Cesar *et al.* (2007) e Carr *et al.* (2008) mostram que quando devidamente utilizados, os testes com fases líquidas extraídas de sedimentos são importantes no diagnóstico dos efeitos de poluentes sobre a biota.

Além do seu emprego isolado, os testes de toxicidade podem fazer parte de investigações mais complexas (Abessa *et al.*, 2006). Estudos integrados de qualidade dos sedimentos têm sido desenvolvidos desde a década de 80,

como por exemplo, a Tríade da Qualidade dos Sedimentos - TQS (Long & Chapman, 1985; Chapman *et al.*, 1987) que envolve a integração de três aspectos principais de qualidade ambiental dos sedimentos como linhas de evidência: as análises geoquímicas dos sedimentos, a toxicidade e alterações na comunidade bentônica.

A maioria dos portos e terminais está localizada em regiões costeiras e em canais rasos, o que compromete a navegação nessas áreas, sendo necessária a realização de dragagens. Dentre os impactos diretos e indiretos relacionados às atividades portuárias, os associados às dragagens podem ser considerados complexos e afetam diretamente duas regiões distintas: as áreas dragadas, impactadas pela remoção e ressuspensão de sedimentos (havendo possibilidade de estarem contaminados); e os sítios de disposição, que são impactados ao receber o material dragado, que pode também estar contaminado e gerar impactos adicionais.

Durante as operações de dragagem, a remoção do material afeta diretamente os habitats bentônicos pela remoção do substrato e da biota bentônica, pela ressuspensão de sedimentos e pelo lançamento do *overflow*, que é uma mistura de água e sedimentos finos que não são retidos na draga, o qual freqüentemente é devolvido ao ambiente durante a operação, formando uma pluma na qual muitos contaminantes estão remobilizados e podem ser re-disponibilizados para a biota (Torres, 2008). A pluma contém alta concentração de sedimentos finos, ou seja, provoca um aumento da concentração de material em suspensão, e como consequência, os níveis de nutrientes e elementos traços são alterados, o que causa uma diminuição da zona eufótica - em função da alta turbidez - e compromete a produtividade primária (NRC, 1985; Choueri, 2008). Essa situação faz com que áreas dragadas sejam inicialmente desprovidas de fauna, havendo em geral rápida recolonização por espécies oportunistas ou um decréscimo na diversidade e abundância das espécies (Cruz-Motta & Collins, 2004)

No entanto, a existência de impactos adicionais, contínuos ou intermitentes, como o lançamento de efluentes e esgotos, e a própria intensidade das dragagens podem prejudicar a recuperação ambiental e recomposição das comunidades bentônicas (Robinson *et al.*, 1998; Fraser *et*

al., 2006). E tendo em vista que grande parte das dragagens é realizada em áreas de alta importância ecológica e econômica, tais como baías, canais, enseadas e estuários, a contaminação acaba sendo um problema ecológico e econômico.

Por outro lado, o descarte do material em sítios de disposição marinhos é geralmente a solução final adotada em grande parte dos planejamentos de dragagem. A possível contaminação dos sedimentos e o soterramento do assoalho pelos mesmos representam os principais impactos aos quais essas áreas são submetidas e dessa forma também merecem uma atenção especial quanto à avaliação dos seus impactos, os quais tem sido avaliados em trabalhos de pesquisa (Casado Martinez *et al.*, 2006; Souza *et al.*, 2007) e nos monitoramentos vinculados ao licenciamento das operações junto aos órgãos ambientais (Bertoletti *et al.*, 2008).

A preocupação com os passivos ambientais envolvendo a avaliação, remediação e gestão de sedimentos portuários e dragados surge na década de 70 através da *Convenção de Londres* em 1972 (<http://www.londonconvention.org>) - a qual o Brasil é signatário - e a *Convenção de Oslo-Paris* (OSPAR - <http://www.ospar.org>) que tinham como objetivo principal a regulamentação da disposição de substâncias nocivas nos oceanos, porém, com uma situação mundial onde o volume de material dragado disposto no mar superava qualquer outro material, essas convenções foram estendidas, também, à regulação dos sedimentos dragados, e, a partir dessas convenções, medidas preventivas a começaram a ser estabelecidas em função dos riscos e efeitos causados e as substâncias introduzidas, além da atribuição dos custos da prevenção e controle, os quais devem ser arcados pelo poluidor (Goes-Filho, 2004).

No Brasil, a questão da qualidade dos sedimentos não foi historicamente considerada como sendo de grande relevância de modo que os sedimentos de zonas costeiras principalmente em áreas portuárias vêm recebendo grande quantidade e variedade de contaminantes. A partir dos estudos de Abessa (1996), Casarini *et al.* (1997) e, segundo Abessa (2002), da divulgação na mídia da ocorrência de alta incidência de peixes com alterações morfológicas e tumores na região do Porto de Santos, no fim da década de 90, essa questão

começou a ser considerada com mais atenção. Tal fato levou à paralisação das dragagens do Porto de Santos em função de disposição inadequada do material, por meio de uma ação civil publicada e perpetrada pelos Ministérios Públicos Estadual e Federal, sendo retomada posteriormente em 2005 (Choueri, 2008).

Os conflitos iniciados na esfera econômica e sócio-ambiental geraram discussões importantes, que acabaram levando à elaboração da Resolução CONAMA 344 (Brasil, 2004), que trata do gerenciamento de sedimentos dragados no país e de protocolos para o licenciamento dessas atividades. No entanto, ainda hoje no Brasil existe grande carência de estudos e no diagnóstico da qualidade dos sedimentos das áreas portuárias, sendo o Porto de Santos, o que dispõe de um volume maior de dados – a maior parte não ou pouco acessível à consulta pública devido aos órgãos ambientais não disponibilizarem facilmente os estudos de monitoramento e diagnósticos feitos pelas empresas, de modo que geralmente apenas os Relatórios de Impacto Ambiental são disponibilizados.

De acordo com a Resolução 344/04¹, aspectos geoquímicos devem ser levantados para a caracterização preliminar dos sedimentos em questão, sendo exigida a análise química de uma série de substâncias: metais, pesticidas organoclorados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, carbono orgânico, nitrogênio e fósforo. Os resultados obtidos devem ser comparados com valores apresentados na resolução, os chamados “valores orientadores”, que segundo Silvério (2003), correspondem a subsídios para síntese de relações existentes entre a presença dos contaminantes e efeitos observados sobre organismos a eles expostos.

A resolução apresenta 2 tipos de valores (Níveis 1 e 2, respectivamente), que indicam diferentes níveis de contaminação determinando 3 categorias de contaminação para cada substância analisada:

1) concentração abaixo do “Nível 1”: indica boa qualidade em relação ao contaminante avaliado, com baixa probabilidade de efeitos adversos à biota;

¹ No Estado de São Paulo, os órgãos ambientais (CETESB e DAIA) têm exigido que as caracterizações geoquímicas e ecotoxicológicas sejam feitas concomitantemente.

2) concentração acima do “Nível 2”: indica grande probabilidade de efeitos adversos à biota; e

3) concentração entre os níveis 1 e 2: indica possibilidade da contaminação causar efeitos adversos (Brasil, 2004).

No entanto, a simples comparação dos dados químicos com valores orientadores, conforme exigido pela legislação, não é suficiente para uma estimativa adequada dos efeitos ecológicos dos contaminantes, por isso mesmo tais valores têm caráter apenas orientativo e não mandatário na gestão de sedimentos. Além disso, esse caráter orientativo é reforçado pelo fato dos valores apresentados na resolução brasileira terem sido baseados nos valores-guias aplicados por órgãos ambientais canadenses, holandeses e norte-americanos, derivados com base nos valores de contaminação e características sedimentares dessas regiões e não em valores produzidos nacionalmente, devido à carência de estudos com essa abordagem.

Abessa *et al.* (2006b) mostraram que para o Estuário de Santos, mais de 75% das amostras de sedimentos cujos níveis de contaminação estavam acima do nível 1 foram tóxicas, e reafirmaram a necessidade de estudos complementares, em especial os ecológicos e ecotoxicológicos, durante a fase de caracterização, demonstrando a necessidade de uma atenção especial na aplicação desses valores para a costa Brasileira, onde existe a particularidade regional na composição dos sedimentos das plataformas internas e externas.

Lacerda & Marins (2006) apontam diferenças nas variáveis como carbono orgânico, carbonatos e fração silte+argila entre os sedimentos da plataforma do Nordeste e Sudeste do Brasil, havendo a dominância de sedimentos ricos em material clástico na região Sudeste em relação à Nordeste, a qual é particularmente rica em carbonatos. Tendo em vista a diversidade geoquímica da costa brasileira, a complexidade das matrizes sedimentares e da contaminação dos sedimentos costeiros, e as diferenças biogeográficas, se faz necessário o entendimento dos diferentes processos ao longo da costa brasileira, onde os testes de toxicidade podem ser utilizados como importante ferramenta para a elucidação dos mesmos.

Nesse contexto, é importante produzir dados regionais e avaliar o

potencial tóxico dos sedimentos em áreas portuárias suscetíveis a atividades de dragagens localizadas no litoral do Ceará – o Porto do Mucuripe e o Terminal Portuário do Pecém, de modo a permitir avaliações mais efetivas e fundamentar as ações de gestão ambiental que vêm sendo implementadas nesses portos pelas respectivas autoridades portuárias. E com isso, além de produzir dados regionais, é importante também comparar os resultados dentro do possível com aqueles produzidos para outras regiões mais conhecidas (como o Porto de Santos), possibilitando também que ações e decisões tomadas nesses outros locais sejam avaliadas e aplicadas para os portos cearenses.

2 - OBJETIVOS

O objetivo do trabalho é avaliar a qualidade dos sedimentos do ponto de vista ecotoxicológico e ecológico em três áreas portuárias no litoral brasileiro: o Porto do Mucuripe e Terminal Portuário do Pecém, ambos no litoral do estado do Ceará (CE) e do Porto de Santos, no litoral do estado de São Paulo (SP). Para esse objetivo principal, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

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

3 - MATERIAIS E METODOS

3.1 - CONSIDERAÇÕES SOBRE AS REGIÕES ESTUDADAS

O presente trabalho foi desenvolvido em três regiões portuárias brasileiras, os portos do Mucuripe e Pecém, no Ceará, e o Porto de Santos, em São Paulo.

O Porto do Mucuripe está localizado na enseada de Mucuripe, na região metropolitana de Fortaleza (CE) e o Terminal Portuário do Pecém está localizado em um complexo industrial-portuário, na Ponta do Pecém, no município de São Gonçalo do Amarante, a cerca de 60 km da capital do estado, Fortaleza. O litoral cearense é marcado por um clima tropical chuvoso (AW), quente e úmido, com chuvas de verão e outono, com precipitação média anual de 1642,3 mm, sendo os meses mais chuvosos de Janeiro a Junho e os mais secos de Julho a Dezembro (Fundação Cearense de Meteorologia - FUNCEME). Em função da zona de convergência subtropical da região, há a predominância de ventos alísios na direção E-W que determina o transporte de sedimentos nesse sentido, onde a temperatura média anual é de 27°C, com uma evaporação média anual de 1469,2 mm (Jimenes & Maia, 1999; Nogueira *et al.*, 2005).

Em relação à sedimentologia, as áreas compreendem o segmento da Bacia do Ceará, dentro da Bacia sedimentar da margem continental brasileira. Como característica da plataforma continental do nordeste, a composição dos sedimentos é em quase total maioria de carbonato de cálcio biogênico, sendo a textura dos sedimentos da plataforma externa (isóbata de 40 m) coberta por cascalhos, e os sedimentos da plataforma interna (abaixo da isóbata de 20 m) com predominância de areias com pouco cascalho e baixos teores de lamas (abaixo dos 2,5 %). A fração carbonática é composta por cerca de 75 a 95 % de CaCO₃ biogênico e a fração terrígena dominada por areias quartzosas, feldspatos, minerais pesados e argilas (França *et al.*, 1976 *apud* Marques 2004).

O Porto de Santos está localizado no Sistema Estuarino de Santos, que engloba os estuários e baías de São Vicente, Santos e Bertioga, além dos canais, braços de mar e tributários do sistema, com o porto organizado

ocupando parte das ilhas de São Vicente, Santo Amaro e Barnabé, na região metropolitana da Baixada Santista, e compreendendo os municípios de Santos, Guarujá e Cubatão.

O clima na região pode ser classificado como tropical quente e úmido, sem estação seca definida, e com temperatura média anual superior a 20°C com máximas de 38,5°C, sendo fevereiro o mês mais quente e mínimas inferiores a 10°C, sendo julho historicamente o mês mais frio. Há alta pluviosidade, com valores entre 2000 e 2500 mm de chuva anuais e com a umidade relativa do ar média de 85,6% na maior parte do ano. O regime de ventos é predominado pela situação das calmarias, sem vento em 51,8% do período e quando ocorrentes, são de sudeste com escala decrescente de frequência relativa de sul e sudeste (Lamparelli *et al.*, 2001; Abessa, 2002; Siqueira *et al.*, 2006).

O sistema estuarino de Santos está situado na Bacia de Santos, região da plataforma continental onde há a dominância dos sedimentos ricos em material clástico (Lacerda & Marins, 2006). Segundo Fulfaro & Ponçano (1976), a sedimentação no estuário é resultado de processos de influência continental e marinha, típica de regiões estuarinas. O aporte continental se dá pela drenagem de água doce (feita por meio dos rios Cubatão, Quilombo, Perequê, Mogi-Piaçaguera e Jurubatuba) e de erosão local. O aporte marinho é conduzido pela erosão da plataforma continental e pelo transporte de sedimentos retrabalhados através de correntes paralelas à costa. A composição granulométrica é preferencialmente por depósitos de silte fino, gradativamente a areias finas. Ainda segundo os autores, a região não apresenta características de assoreamento rápido, sendo que a presença de manguezais exerce uma função retentora do material sedimentar, com taxas consideráveis de sedimentação apenas na região sul dos canais de São Vicente, de Santos (saída para baía) e de Bertioga, constituindo duas áreas distintas de sedimentação: uma de um fluxo unidirecional que provém do estuário santista, saindo pelo canal do porto e a outra sob influência das marés, oriundas da plataforma continental adjacente.

O Porto do Mucuripe

Administrado pela Companhia Docas do Ceará (CDC), é um dos principais portos da região Nordeste, movimentando grande parte dos bens comercializados no estado do Ceará e em parte do Rio Grande do Norte.

É considerado um porto marítimo artificial, e sua área abrigada navegável é composta pelo canal de acesso, pelas áreas de fundeio e bacias de evolução, protegidas por dois quebra-mares construídos paralelamente à costa, com disposição vertical irregular e constituídos por rochas graníticas, sendo: o “Titãzinho”, com aproximadamente 700 m de comprimento e 14m de altura e o “Titã”, com 1910 m de comprimento e 10 m de altura (Maia *et al.*,1998). As instalações do porto organizado consistem em cais comercial, píer petroleiro e cais pesqueiro. O cais comercial possui o comprimento de 1.116 m com extensão operacional de 1.047 m. O píer petroleiro é constituído por uma ponte de acesso com comprimento total de 853 m e uma plataforma de atracação com dois berços sendo interno e externo, com 90 m e 28 m de comprimento e profundidades de 11 m e 12 m. O cais pesqueiro é localizado a sudeste das instalações portuárias e possui comprimento total de 210 m e profundidade variável de 3 m a 5 m. Esse cais é utilizado quase que exclusivamente por barcos de pesca, não dispondo de equipamentos ou instalações de suprimento (DOCAS DO CEARA, 2008).

A retroárea portuária abriga moinhos de trigo e silos com capacidade para 38.000 toneladas, nove distribuidoras de combustíveis, um parque de triagem da Companhia Ferroviária do Nordeste (CFN) e uma fábrica de gordura vegetal hidrogenada e margarina (Maia, 2004). Além dessas empresas, está localizada na região do porto a “Lubrificantes do Nordeste” – Unidade Petrobrás (LUBNOR), a qual tem seus efluentes industriais lançados na região do porto, através de um emissário localizado entre os berços de atracação do cais comercial, podendo ser considerada a principal fonte de contaminantes na região do porto.

Segundo Maia *et al.*, (1998), a implementação da estrutura portuária com a construção dos quebra-mares acarretou em uma alteração no balanço sedimentar, com mudanças observadas na interrupção do transporte de sedimentos e o avanço do mar na Região Metropolitana de Fortaleza, com isso

houve a erosão das praias a oeste do porto. Na região do Porto, houve também o comprometimento da área abrigada e do canal de navegação (áreas de atracação), onde ocorre a difração das correntes induzidas pelos quebra-mares, em função das fortes correntes que ocorrem naturalmente na região, propicia um alto hidrodinamismo nas feições leste dessas estruturas, caracterizando-as como áreas de grande energia, enquanto nas feições oeste, ocorreu a atenuação das ondas e correntes, promovendo assoreamento e deposição de sedimentos mais finos no assoalho da região. Esse fenômeno tem implicações econômicas para o porto, uma vez que o assoreamento requer que sejam realizadas atividades de dragagem de manutenção, e também possui implicações ambientais, sendo os sedimentos suscetíveis à presença de contaminantes (através das atividades do porto e lançamentos de efluentes industriais) tornando-os potencialmente tóxicos, de modo que a dragagem e disposição dos sedimentos acabam tendo sérias implicações ambientais, pois podem ser altamente impactantes.

A CDC, administradora do Porto do Mucuripe, no seu programa de gestão ambiental portuária, procura conciliar a Política de Modernização dos Portos com a Agenda Ambiental Portuária, e, através do Plano de Desenvolvimento e Zoneamento (PDZ) contempla o zoneamento ambiental do porto, a identificação de áreas de risco, críticas e de preservação, assim como a definição dos locais para serviços de apoio, incluindo o tratamento de resíduos e efluentes e o licenciamento para atividades de dragagens e áreas para o descarte do material dragado, sendo estimada uma periodicidade bianual para a operação de manutenção do calado em 12 m de profundidade (Bezerral *et al.*, 2005).

Terminal Portuário do Pecém.

Sob administração da CEARAPORTOS (órgão estadual), o terminal foi planejado e construído sob a perspectiva de desenvolvimento industrial do Estado do Ceará, e considerando a limitação operacional e as alterações da dinâmica costeira na região do Porto do Mucuripe.

O Terminal Portuário do Pecém é um terminal “*off shore*”, ou seja, afastado da costa, estando conectado a ela por meio de uma ponte erguida

sobre pilotis. Esse modelo de construção portuário é considerado como uma alternativa de avanço tecnológico, principalmente no que se refere à preservação da linha de costa, pois a corrente litorânea não é muito comprometida e o transporte de sedimentos continua a ocorrer por entre os pilares da ponte de ligação entre a estrutura do porto (quebra-mar e berços de atracação) e a retroárea portuária (Chagas, 2000).

As instalações portuárias estão situadas nas isóbatas de 15 a 17 m, a cerca de 2000 m da costa, na direção nordeste, e estão arranjas em: uma ponte de acesso de 1.800 m de extensão constituída de pista dupla, acesso para pedestres com apoios laterais e suporte para dutovias; dois piers de atracação (nº 1 e nº 2) com 350 m de comprimento por 45 m de largura cada um, separados a uma distância de 319,5 m. Fazendo a proteção das áreas de atracação, o terminal conta com um quebra-mar em forma de “L” de 1,7 km, construído paralelamente a ponte de acesso (Chagas, 2000). A retroárea portuária dispõe de uma faixa de terra de 650 m de largura com extensão de 6.000 m até o rio Cauhípe, ocupando uma área de 552ha, com 338ha para expansões portuárias, viabilizando a integração com operações industriais integradas de siderurgia, refino de petróleo, petroquímica e de geração de energia elétrica dentro de um complexo industrial portuário (CEARÁPORTOS, 2008).

Porto de Santos

Maior porto da America Latina e considerado principal concentrador de cargas e mercadorias do país, o porto de Santos é Administrado pela Companhia Docas do Estado de São Paulo (CODESP), uma autarquia federal, e teve o seu desenvolvimento e ampliação relacionados inicialmente com o ciclo do café, no século XIX, e posteriormente com a implantação do pólo petroquímico de Cubatão em meados do século XX. Esses fatores trouxeram benefícios sociais, culturais, turísticos e econômicos para a região, porém, como contrapartida, geraram também impactos negativos, tais como a supressão e o aterro de extensas áreas de manguezais, além do lançamento de diversos poluentes de origem urbana, industrial e portuária no estuário (Poffo, 2007).

Atualmente, o porto opera em uma área de 7.700.000 m² com 3.600.000 m² na margem direita e 4.100.000 m² na margem esquerda, sendo 4.500.000 m² desse total destinados para arrendamento. O porto conta com 64 berços de atracação, dos quais 54 pertencem à CODESP e 10 são privativos. A extensão total do cais é de 13.000 m. As instalações constam de áreas de armazenamento de sólidos a granel e contêineres numa área total de 499 m² para armazéns e 974 m² para pátios. Os terminais químicos, petroquímicos e de graneis líquidos dispõem de 520 unidades de tanques de armazenamento num total de 1.000.000 m³, além de 55.600 m lineares de dutos. O porto dispõe de seis fundeadouros a partir da barra do porto (CODESP, 2008).

O Plano de Desenvolvimento e Zoneamento (PDZ) do Porto de Santos (CODESP, 2007), preparado pelo governo federal, prevê a expansão da área portuária com dois principais projetos, um deles o “Barnabé - Bagres” que ocupará 6 milhões de m² num grande aterro na Ilha de Santo Amaro, unindo a Ilha Barnabé com a Ilha dos Bagres, além da ocupação de todo Largo de Santa Rita, com a construção de 28 novos berços de atracação de navios e uma retroárea portuária de 4 milhões de m². O outro grande projeto de expansão já está em fase de implementação, o Terminal Portuário “Embraport” – Empresa Brasileira de Terminais Portuários S.A., deverá implantar um grande terminal a entre a Ilha Diana e a Ilha Barnabé, para a movimentação de contêineres, veículos, açúcar, soja em grãos, papel e graneis líquidos (Poffo, 2007).

De acordo com a Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil – DHN, o canal de navegação do Porto de Santos é dividido em quatro seções distintas. A primeira correspondente ao trecho de mar aberto e as demais correspondem ao canal de navegação no estuário, sendo: Seção A, da Ponta Monduba até a Ponta da Praia com extensão de 8.990 m; Seção B, da Ponta da Praia até o Terminal de Contêineres (TECON) com extensão de 4.360 m; Seção C, do TECON à Alemoa, com extensão de 10.560 m e Seção D, da Alemoa até o Terminal da COSIPA e da FOSFÉRTIL (antiga Ultrafertil) com 4.450 m de extensão.

Atualmente, o Porto de Santos e o pólo industrial de Cubatão, principalmente por meio dos efluentes da COSIPA, Ultrafertil e da Refinaria Presidente Bernardes, constituem as principais fontes conhecidas de

contaminantes para o Sistema Estuarino de Santos, sendo responsáveis por mais de 90% da carga tóxica conhecida despejada no ambiente (Lamparelli *et al.*, 2001; Abessa, 2002).

3.2 - COLETA, PREPARAÇÃO E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

No Porto do Mucuripe, a coleta foi realizada no dia 31 de agosto de 2007 a bordo da B/Pq Prof. Martins Filho, do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará (LABOMAR/UFC). No Terminal portuário do Pecém a coleta foi feita no dia 10 de janeiro de 2008 a bordo da embarcação ACQUAVELA, que presta serviços ao terminal. No porto de Santos, a coleta foi realizada no dia 20 de novembro de 2007, a bordo de uma lancha motorizada.

As amostras de sedimentos foram coletadas em 10 estações no Porto do Mucuripe (Figura 1), 5 no Terminal Portuário do Pecém (Figura 2) e 5 na região do Porto de Santos (Figura 3). As amostras para os testes de toxicidade foram compostas em um pool de 3 réplicas coletadas com auxílio de um pegador de fundo tipo *van Veen* (Figura 4), mantidas sob refrigeração durante o transporte até os laboratórios de Ecotoxicologia Marinha do LABOMAR (amostras do Mucuripe e Pecém) e do Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA) da UNESP São Vicente (amostras de Santos) para posterior processamento. Para avaliação da estrutura da macrofauna bentônica, foram coletadas três réplicas verdadeiras de cada estação, fixadas em formalina 4% no momento da coleta, ainda na embarcação durante o até o transporte ao laboratório para posterior triagem.

A caracterização das estações de coleta é apresentada na tabela 2, As coordenadas geográficas foram obtidas com o uso de um GPS. A profundidade no porto do Mucuripe foi determinada por ecobatimetria, no terminal do Pecém as profundidades foram extraídas pela interpolação das coordenadas com a batimetria (dados internos da CEARAPORTOS) e no porto de Santos, a profundidade foi estimada pela metragem do cabo utilizado no pegador de fundo. Amostras de água superficial foram coletadas em garrafas de polietileno para caracterização em laboratório das estações quanto ao teor de oxigênio dissolvido (OD) e pH, utilizando uma sonda portátil, e salinidade, através de um refratômetro. Em laboratório, as amostras refrigeradas foram então separadas

em alíquotas de aproximadamente 1kg de sedimento para caracterização sedimentológica (secas em estufa a 50°C e armazenadas em frascos de polietileno), e 1kg de sedimento para realização de testes de toxicidade, sendo estas armazenadas em refrigerador a 4°C em frascos de polietileno até a realização dos testes. O excedente das amostras de sedimento foi utilizado para extração de água intersticial, a qual foi congelada em seguida até a realização dos testes. As amostras para avaliação da macrofauna bentônica foram lavadas em malha de 0,5 mm. Em seguida, foi feita a separação dos organismos e do material sedimentar, sendo os organismos fixados em álcool 70% para posterior identificação.

Para o presente estudo, as áreas de referências escolhidas a princípio foram as estações M9 e M10 para as áreas cearenses (Mucuripe e Pecém) por estarem a montante das instalações portuárias, tendo a hipótese inicial de serem menos impactadas; e para a região do porto de Santos, a estação S3, situada próxima à Ilha Diana, a qual, segundo Torres (2008), apresenta características ecotoxicológicas e de relativa baixa contaminação que a tornariam uma potencial área a ser usada como referência. Entretanto, como será discutido no decorrer deste trabalho, durante a avaliação dos dados essas áreas deixaram de ser consideradas como referência: para as áreas cearenses, houve grande influência hidrodinâmica sobre os parâmetros ecológicos analisados; enquanto para o Rio Diana, o sedimento apresentou toxicidade.

TABELA 2 – Estações de coleta de sedimentos

Estações	Coordenadas Geográficas (WGS84)		Profundidade (m)	Sal	OD (mg/l)	pH	
	W	S					
Porto do Mucuripe	M1	557980,55	9589635,46	7,4	39	7,0	8,5
	M2	558184,67	9590111,76	15	39	6,9	8,5
	M3	557318,68	9590161,25	15,4	40	6,8	8,5
	M4	557219,71	9589740,62	14,7	40	6,8	8,5
	M5	556910,42	9590155,06	10,7	40	6,6	8,5
	M6	557170,22	9590618,99	14,6	41	6,8	8,5
	M7	557533,00	9590453,26	9,6	41	6,7	8,5
	M8	557312,49	9591021,06	9,6	40	6,6	8,5
	M9	557219,71	9591416,94	11,9	40	6,7	8,5
	M10	557931,06	9591577,77	12,6	39	6,8	8,4
Terminal do Pecém	P1	523480,75	9609362,20	16,7	37	9,6	8,5
	P2	523123,92	9609154,05	16,4	38	9,5	8,5
	P3	523064,44	9609689,30	17,5	38	9,5	8,5
	P4	522291,30	9609748,48	17,2	38	9,6	8,5
	P5	522142,62	9609020,23	15,1	39	9,7	8,5
Porto de Santos	S1	364291,32	7345136,83	15	35	7,5	7,9
	S2	368535,46	7348745,41	14	32	7,2	8
	S3	366999,16	7355423,93	2	32	7,2	8
	S4	366487,86	7353393,71	3	30	7,0	8
	S5	359854,71	7356132,02	4	21	7,2	8

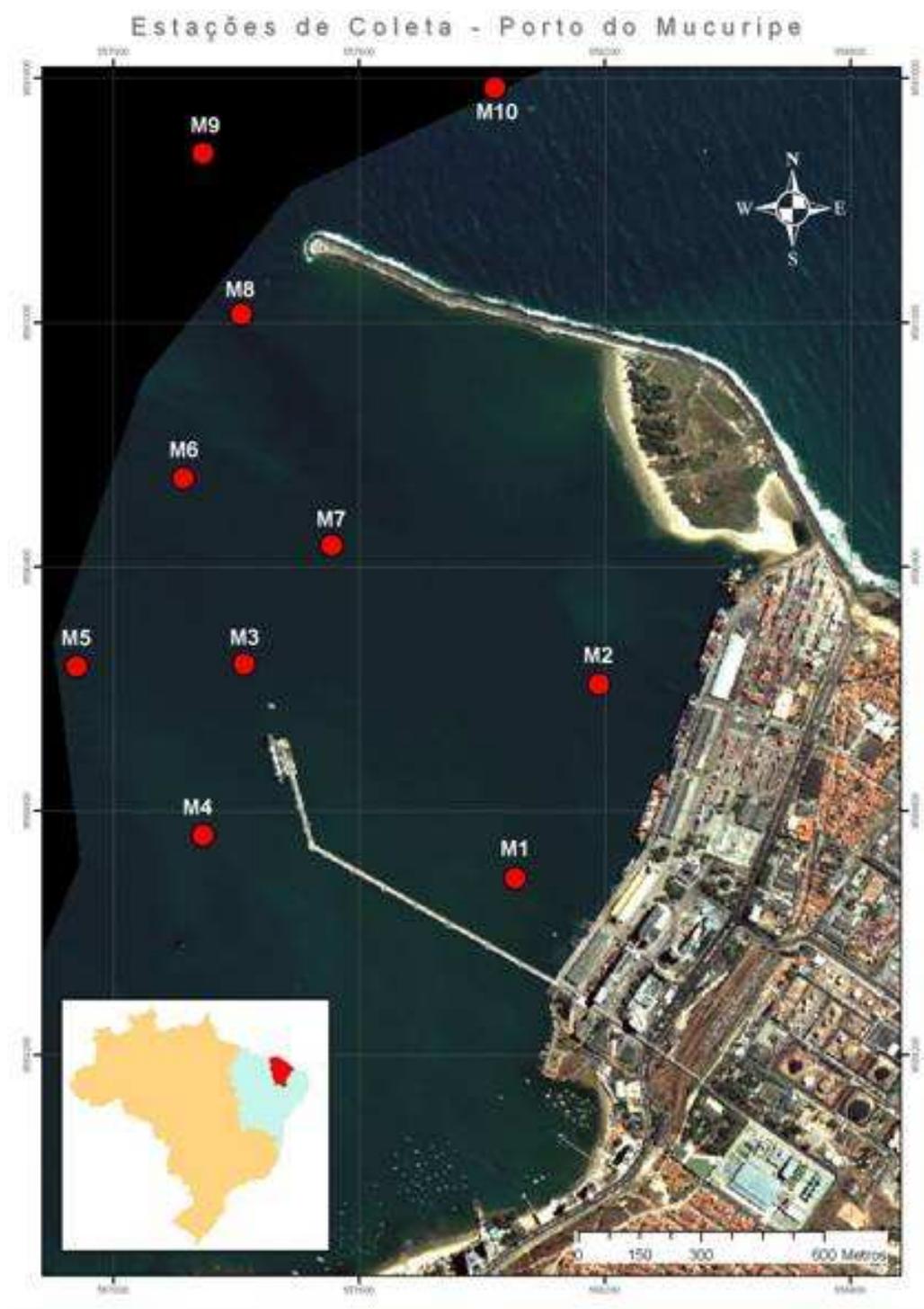


FIGURA 1 – Estações de coleta de sedimentos na região do Porto do Mucuripe



FIGURA 2 – Estações de coleta de sedimentos na região do Terminal portuário do Pecém.

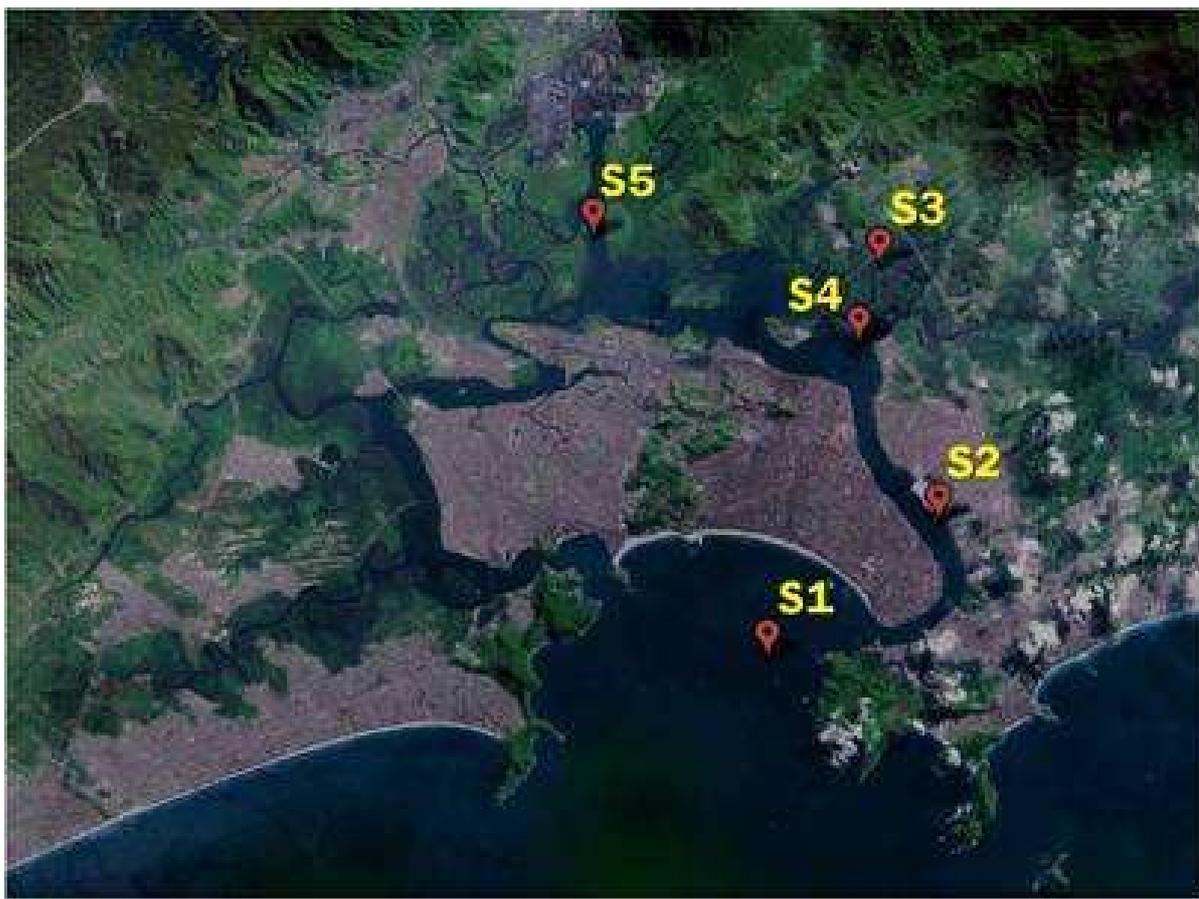


FIGURA 3 – Estações de coleta de sedimentos na região do Porto de Santos



FIGURA 4 – Pegador de fundo do tipo *van Veen*

3.3 - CARACTERIZAÇÃO SEDIMENTOLÓGICA

3.3.1 - Análise granulométrica

Para a análise granulométrica, foi utilizado o método do peneiramento. Inicialmente, foram separados cerca de 30g de sedimento seco, sendo as amostras peneiradas em malhas progressivamente menores e conhecidas, para determinar as massas das frações relativas a cada malha segundo o sistema de classificação Wentworth, 1922 (Suguio, 1973), demonstrado na Tabela 3.

TABELA 3 – Sistema de classificação de granulométrica Wentworth

Classificação	Phi ϕ	Mm
Cascalho	<-1	>2
Areia muito grossa	-1 a 0	2 a 1
Areia Grossa	0 a 1	1 a 0,5
Areia média	1 a 2	0,5 a 0,25
Areia fina	2 a 3	0,25 a 0,125
Areia muito fina	3 a 4	0,125 a 0,0625
Lama	4 a 8	<0,0625

3.3.2 - Teores de carbonatos (% CaCO_3)

A estimativa do teor de carbonatos presente nos sedimentos foi feita seguindo o método descrito por Gross (1971). Frações de 10 g de sedimento seco foram pesadas em béqueres e digeridos com ácido clorídrico (HCl 5N) por cerca de 4 horas, para eliminação dos carbonatos. Em seguida, as amostras foram lavadas com água destilada sobre papéis filtro cujo peso era previamente conhecido, sendo então secas em estufa a 60 °C por 24 horas, e novamente pesadas. A diferença entre o peso final e o inicial correspondeu à estimativa do teor de carbonatos.

3.3.3 - Teores de matéria orgânica (% MO).

A determinação do teor de matéria orgânica foi feita através da adaptação do método de combustão e gravimetria (Loring & Rantala, 1992). Inicialmente 10g de sedimento seco foram pesados em béqueres e digeridos

com ácido clorídrico (HCl 4N). Em seguida, as amostras foram lavadas com água destilada em papéis filtro previamente pesados, e secas em estufa a 60 °C por 24 horas para eliminação dos carbonatos, que podem agir como interferentes na análise de MO. Em seguida, 5g de sedimento seco e livre de carbonatos foram pesados em cadinhos e aquecidos, em mufla, a uma temperatura de 450°C por 24h. O valor de matéria orgânica foi obtido com o auxílio da seguinte equação:

$$\%M.O. = [(PI - PII) / PII] \times 100$$

Onde:

%MO = Teor de matéria orgânica;

PI = peso da amostra com a Matéria orgânica;

PII = o peso da amostra sem a Matéria orgânica;

3.3.4 - Carbono Orgânico Total (% COT)

A análise foi feita com base no método de Strickland & Parson (1972), onde a matéria orgânica é determinada a partir de seu equivalente em carbono. Este método pode ser utilizado tanto para dosagem de carbono orgânico particulado em materiais em suspensão como em sedimentos. O sedimento seco foi inicialmente triturado e peneirado e pesado 0,1g num Becker de 200ml, sendo adicionados 2 ml de ácido fosfórico concentrado (H₃PO₄) para eliminação dos carbonatos. Em seguida, os sedimentos foram levados à estufa por 30 min. a 100 °C com uma solução de dicromato de potássio em meio de ácido sulfúrico concentrado (solução oxidante). Após esfriar, a solução foi diluída com 50 ml de água deionizada. Em seguida, foi feita a titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal observando a mudança de cor de verde – azul - malva - vermelho, usando um indicador redox apropriado, no caso ferroína. O fator de padronização é determinado a partir de uma solução estoque de glicose diluída em 100 vezes, a qual é titulada como sendo uma amostra, e os valores usados para determinação dos teores de COT conforme os cálculos a seguir:

$$F_x = \frac{1500 \mu\text{g C}}{(V-V')m}$$

$$\% \text{COT} = F_x (V_b - V_{\#}) \times 0,1 / m_{\#}$$

Onde:

%COT = teor de Carbono orgânico

F_x = fator de padronização;

V = volume de SFA gasto na titulação do branco;

V' = volume de SFA gasto na titulação da amostra de solução de glicose;

V_b = volume gasto na titulação do branco (ml);

V_# = volume gasto na titulação da amostra (ml);

m_# = massa pesada da amostra em (mg).

3.3.5 - Análise de nutrientes: Nitrogênio e Fósforo totais e (N-total e P-total).

As análises dos nutrientes foram realizadas no Laboratório de Biogeoquímica do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (CEM). O método utilizado foi o descrito por Grasshoff *et al.* (1983). Nesse método, os teores de nutrientes são determinados por preparos específicos para cada elemento, utilizando o cálculo apresentado a seguir:

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

Onde:

C_i = concentração do nutriente analisado; **F_c** = $\frac{\text{concentração da solução padrão}}{(\text{Abs padrão} - \text{Abs branco})}$

Abs = absorvância;

F_c = fator de calibração

O método empregado para determinação de nitrogênio consiste na oxidação de 0,1 g de sedimento e posterior redução para a forma de nitrito através de uma coluna redutora de cádmio cuperizado. Após a redução as amostras foram tratadas como amostras de nitrito (N-NO²⁻). O nitrito reage com amina aromática, formando um composto que reage com amina aromática secundária produzindo uma coloração rosada da solução. Para tal, retirou-se alíquota de 15ml da amostra e adicionaram-se os reagentes sulfanilamida e N(1-naftil)-etilenodiamina (NED), nesta ordem. Após o tempo de reação de 15 minutos, as amostras foram lidas utilizando-se de um espectrofotômetro da marca Shimadzu UV-1601, no comprimento de onda de 540 nm.

Na determinação de fósforo, o fosfato inorgânico reage com o molibdato acidificado, produzindo um complexo de fosfomolibdato, posteriormente reduzido, por ácido ascórbico, a um composto azul. Tal análise consiste na utilização de 15mL de amostra que recebeu ácido ascórbico e “reagente mistura para fosfato”, os quais reagindo com o fosfato, promovem a formação do complexo colorido. A leitura da absorbância foi feita 15 minutos após a adição dos reagentes (para evitar a interferência do silicato)

3.4 - TESTES DE TOXICIDADE

Os testes de toxicidade foram realizados no laboratório do Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática (NEPEA) do Campus Experimental do Litoral Paulista da Universidade Estadual Paulista (UNESP), situado em São Vicente, SP, e no Laboratório de Ecotoxicologia “Prof. Caetano Belliboni” da Universidade Santa Cecília, em Santos. As amostras foram testadas quanto ao sedimento integral, pelo teste de toxicidade aguda com o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* (Melo & Abessa, 2002), e quanto às fases líquidas, pelo teste crônico de curta duração com larvas do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* (ABNT, 2006).

3.4.1 - Testes de toxicidade de sedimento integral

Por serem representativos e considerados os mais sensíveis dentre as espécies bentônicas, sendo um dos primeiros organismos a apresentar respostas aos sinais de contaminação, diversos anfípodos têm sido utilizados em testes de toxicidade para avaliação da qualidade de sedimentos, dentre eles as espécies: *Rhepoxynius abronius*, *Eohaustorius estuarius*, *Ampelisca abdita*, *Grandidierella japônica* e *Leptocheirus plumulosus*, e no Brasil o *Tiburonella viscana* (Lamberson *et al.*, 1992; Abessa, 2006). O teste de toxicidade de sedimento integral consiste na utilização do anfípodo escavador *T. viscana* (Thomas & Barnard, 1983) como organismo-teste, segundo o procedimento descrito por Melo & Abessa (2002)².

² Atualmente, o método está sendo padronizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), em fase de consulta pública.

Tiburonella viscana (Figura 5) é um animal adequado ao uso em testes de toxicidade de sedimento, por ser um organismo sensível a diversos contaminantes, é abundante na região de coleta e representativo de ampla distribuição geográfica. Ele apresenta ainda alta sobrevivência no período de aclimação e às condições de laboratório, sendo tolerante ao “stress” de coleta e manuseio. Possui hábito escavador, o que possibilita uma exposição máxima aos contaminantes retidos no sedimento, entrando em contato com a água intersticial e com as partículas do sedimento (Melo, 1993; Abessa, 2002).

Sobre a sua distribuição, a espécie apresenta ocorrência em La Jolla, na Costa Californiana do Oceano Pacífico e no Oceano Atlântico de Belize a Costa Rica até a latitude de 25.03°S da Costa Brasileira (Melo & Nipper, 2007), tendo sido registrada também sua ocorrência na costa cearense, na região metropolitana de Fortaleza (Yunda, 2007). Com isso, a espécie é considerada nativa das regiões estudadas, justificando a sua aplicação nos testes de toxicidade. Os organismos foram coletados na praia do Engenho D'Água (23.81 S, 45.361 W) em Ilha Bela, litoral norte de São Paulo, com auxílio de uma draga especial para coleta de anfípodos, transportados para o laboratório e aclimatados por um período de 3 dias, até a realização dos testes.

O experimento consistiu na preparação do sistema em frascos de polietileno de 1 litro, em triplicata, e então as amostras de sedimento foram introduzidas nas câmaras-teste em alíquotas de aproximadamente 175 ml. Em seguida, foram acrescentados 750 ml de água do mar filtrada obtida no próprio local de coleta dos organismos, compondo o sistema do experimento (Figura 6). O teste foi conduzido pela exposição dos organismos às amostras (10 indivíduos por réplica) por um período de 10 dias sob condições controladas de temperatura e salinidade, e sob aeração e iluminação constantes, sendo observados os efeitos letais (mortalidade). Ao final do teste as amostras foram peneiradas e o número de organismos vivos contado.

Como controle do experimento foi utilizado o sedimento do local de coleta dos organismos, na praia do Engenho D'Água. Além de constituir o habitat natural dos anfípodos, a região tem sido considerada como de boa qualidade ambiental, sendo utilizada como estação controle em outros estudos sobre qualidade de sedimentos (Abessa, 2002; Melo & Nipper, 2007), tendo

sua caracterização, teores de metais e teores de contaminação segundo Abessa (2002), apresentada nas Tabelas 4, 5 e 6, respectivamente.

Tabela 4 – Caracterização sedimentológica do sedimento controle (%)

Areia	Lama	CaCO ₃	COT	S	N
97,67	2,33	6,22	0,73	0,11	0,03

Tabela 5 – Teores de metais do sedimento controle

Al (%)	Fe (%)	Zn	Ni	Pb	Cr (µg/g)	Co	Hg	Cd
6,2	3,5	78,2	16,6	9,7	27,9	12,5	0,02	<0,5

Tabela 6 – Teores de contaminantes do sedimento controle (µg/g)

n-alcanos totais	Alifáticos totais	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos	Tensoativos aniônicos – MBAS
0,98	1,71	0,001	2,44



FIGURA 5 - *Tiburonella viscana*



FIGURA 6 – Sistema de exposição do teste de toxicidade com sedimento integral

3.4.2 - Testes de toxicidade de fases líquidas do sedimento

Para avaliação das fases líquidas, foram utilizadas as seguintes formas de exposição: água intersticial, elutriatos e interface sedimento-água. O teste utilizado foi o teste crônico de curta duração com ovos recém fecundados do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* conforme a Norma Técnica NBR 15350 (ABNT, 2006), que avalia o desenvolvimento embrionário até o estágio de larva Pluteus. Por ser um teste padronizado com uma norma técnica e recomendado pelas agências ambientais, a utilização de larvas de *L. variegatus* é justificada pela sua alta sensibilidade a diversas classes de contaminantes e substâncias. Os ouriços-do-mar possuem ampla distribuição geográfica e se apresentam férteis durante todo o ano. O método de fecundação é de fácil execução e permite a obtenção de grandes quantidades de gametas com o rápido desenvolvimento das larvas (Abessa, 2002).

Para os experimentos, foram coletados 20 indivíduos adultos de *L. variegatus* em costões da região da Ilha das Palmas, em Santos-SP, e transportados ao laboratório em caixas térmicas contendo água do mar. Imediatamente após a chegada ao laboratório, foi feita a indução da liberação

dos gametas. Após a execução do teste os ouriços foram devolvidos ao local de coleta.

A indução da liberação dos gametas foi feita com a injeção de cerca de 2-3 ml de solução de Cloreto de Potássio (KCl 0,5 M) na cavidade celomática de cada animal, sendo observadas as características dos gametas liberados: óvulos com coloração amarelada e aspecto granuloso, e espermatozoides com coloração esbranquiçada e aspecto leitoso.

Os óvulos foram coletados em 3 béqueres contendo água do mar filtrada, com as fêmeas sobre eles com a superfície aboral voltada para baixo, permitindo a deposição dos óvulos no fundo; uma pequena alíquota de óvulos depositados em cada béquer foi retirada para que pudessem ser verificados quanto à sua e viabilidade (por meio de seu aspecto e sua morfologia). Em seguida, os óvulos de pelo menos três fêmeas foram agrupados em um mesmo béquer, para serem posteriormente fecundados. Para tal, a densidade de óvulos foi estimada, por meio de contagens, em microscópio, do número de óvulos presentes em determinado volume de solução (1 ml). Essa densidade era necessária para o cálculo do volume de solução de ovos que seria posteriormente adicionado em cada réplica, de forma a transferir cerca de 400 ovos fecundados para cada réplica, segundo a norma.

O líquido espermático foi coletado a seco com o auxílio de um conta-gotas de vidro num total de aproximadamente 0,5 ml. O esperma de três machos foi agrupado em um béquer de 30 ml, mantido sobre gelo, para diminuir a atividade dos gametas até o momento da fecundação. A ativação foi feita com o preparo de uma solução espermática, com a adição de 24,5 ml de água do mar filtrada ao esperma.

A fecundação *in vitro* foi feita com adição de 1 ml da solução de esperma à solução de óvulos, sendo feita uma verificação após 15min, para confirmação de um total de no mínimo 80 % de óvulos fecundados, reconhecidos pela presença de uma membrana de fecundação. Tendo sido confirmado o sucesso na fecundação, o teste foi iniciado com a adição de cerca de 400 ovos fecundados a cada réplica do sistema. Foram montadas 4 réplicas para cada amostra, além do controle referente à água do mar filtrada. O encerramento dos testes foi feito com adição de 5 gotas de formol P.A. tamponado com

bórax, após cerca de 24h de exposição, quando foi alcançado um mínimo 80% de desenvolvimento normal das larvas no controle (Figura 7). A leitura para interpretação dos dados foi conduzida pela observação de efeitos sub-letais com a mal-formação, anomalias e/ou retardo no desenvolvimento das larvas ao final do teste (Figura 8).

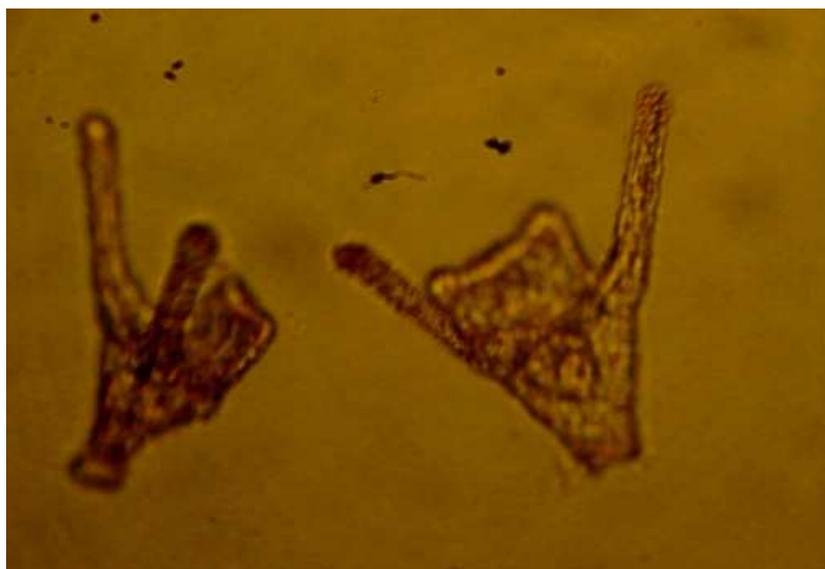


FIGURA 7- Larvas pluteus do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*.

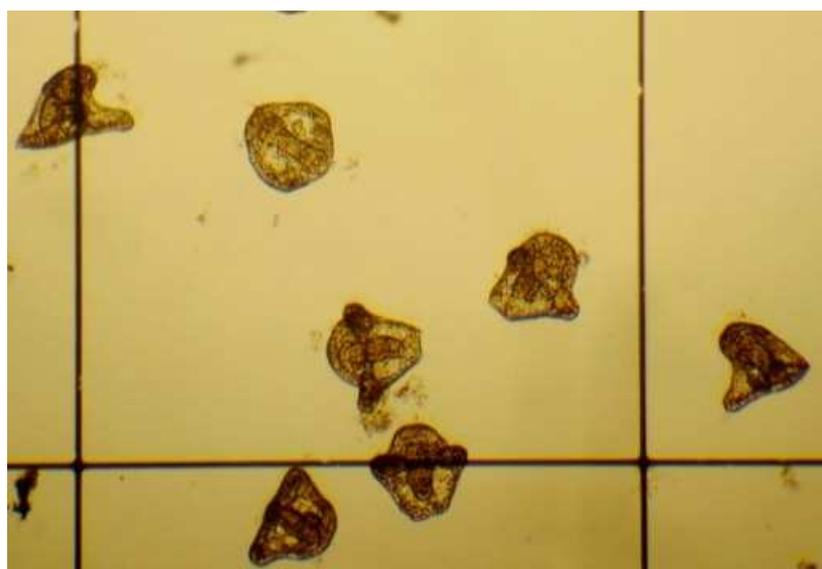


FIGURA 8 - Larvas anômalas do ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*.

3.4.2.1 - Testes de toxicidade de água intersticial

A água intersticial foi extraída do sedimento por meio do método de sucção utilizando seringas (Winger & Lasier, 1991), o qual propõe o uso de uma pedra porosa, mergulhada no sedimento e ligada a uma mangueira de PVC, a qual é conectada a uma seringa de 50 ml; quando o êmbolo era puxado, criando um vácuo, a água intersticial era sugada para dentro da seringa. Desse modo foi feita a extração de cerca de 250 ml de água intersticial de cada sedimento; e as amostras foram mantidas em garrafas de polietileno e congeladas até a realização dos testes. O teste foi conduzido por procedimentos semelhantes aos utilizados para amostras de água e efluentes (ABNT, 2006) nas seguintes diluições: 100, 50 e 25 %.

3.4.2.2 - Testes de toxicidade com interface sedimento-água

Neste experimento foi utilizado o sistema-teste proposto por Anderson *et al.* (2001) e adaptado por Cesar (2003). Para a realização dos testes, foram preparadas réplicas de cada amostra em tubos de ensaio. Em cada um deles foi adicionada uma porção de 2 ml de sedimento (com o auxílio de uma seringa esterilizada e descartável) e sobre esta foi colocada uma rede de plâncton de 45µm fixada por um anel plástico esterilizado possibilitando a recuperação das larvas ao final do teste, evitando que as mesmas entrassem em contato direto com o sedimento. Em seguida foram adicionados 8 ml de água de diluição ao sistema (Figura 9), que permaneceu nas condições controladas de temperatura (25°C) por um período de 24h, para que ocorresse o equilíbrio entre o sedimento (a princípio refrigerado) e a água adicionada. Após o período de descanso o sistema foi utilizado para realização dos testes de toxicidade com larvas de ouriço-do-mar.

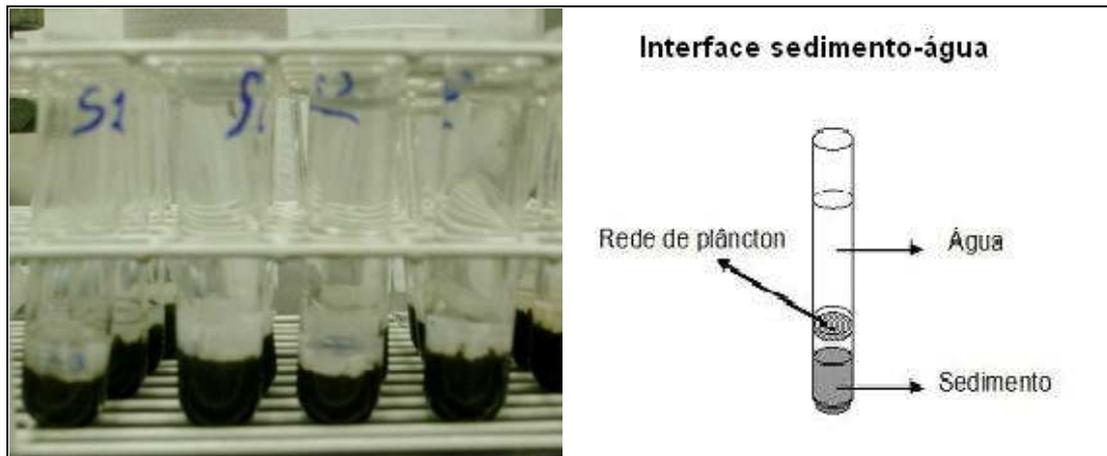


FIGURA 9 – Sistema de exposição do teste de toxicidade com interface sedimento-água

3.4.2.3 - Testes de toxicidade com elutriatos

As amostras de elutriatos foram preparadas segundo o método Sediment Processing for Elutriate Toxicity Tests (USEPA, 2003) onde 800 ml de água de diluição foram adicionados a 200 ml de sedimento a para agitação em um agitador magnético por 30 min (Figura 10). Em seguida, as amostras permaneceram em repouso por um período de 24h para decantação do material em suspensão, e, posteriormente, alíquotas do sobrenadante foram retiradas para realização dos testes de toxicidade.



FIGURA 10 – Agitador mecânico utilizado no preparo dos elutriatos

3.4.3 - Parâmetros físicos e químicos

Para a garantia da qualidade de execução do experimento, os seguintes parâmetros físicos e químicos foram medidos: salinidade por meio de um refratômetro, pH e oxigênio dissolvido pela utilização de sondas portáteis. Níveis de amônia (total e não ionizada), por ser um dos principais interferentes naturais ao teste com larvas de ouriço-do-mar (Prósperi, 2002), foram estimados através de um eletrodo seletivo para amônia, modelo ORION 95-12 na água intersticial. Nos testes com interface sedimento-água e elutriatos níveis de amônia foram determinados pelo método 4500 C de destilação e titulação (APHA, 1999) e de sulfetos solúveis em água pelo método iodométrico 4500 S2- F (APHA, 1999).

3.4.4 - Análise dos testes de toxicidade

Para análise estatística do teste com sedimento integral, os dados foram comparados com o sedimento controle (proveniente do local de coleta dos anfípodos) empregando o teste t'Student com os dados de sobrevivência dos organismos; enquanto para nos ensaios com fases líquidas os dados foram comparados com o controle da água do mar através do teste-t por bioequivalência ($r=0,91$). Antes da aplicação, os dados foram submetidos à avaliação do tipo de distribuição (normalidade) pelo teste do Chi-quadrado e, homogeneidade de variâncias, pelo teste de Fisher. Para estas análises, foi utilizado o software TOXSTAT - versão 3.5[®] (West & Gulley, 1996).

Quanto a classificação, os testes de sedimento integral foi considerado ótimo quando não apresentou diferença significativa em relação ao controle; ruim quando diferente do controle mas com sobrevivência maior 50%; e péssimo, quando a sobrevivência esteve abaixo de 50%, de acordo com o critério proposto pela CETESB para classificação dos testes para o anfípodo *Leptocheirus plumulosus* (CETESB, 2008). Nos testes com as fases líquidas, foram consideradas tóxicas as amostras cujas taxas de desenvolvimento larval normal apresentaram diferença significativa em relação ao controle, e não tóxicas quando não houve diferença estatística.

3.5 - ESTRUTURA DA COMUNIDADE BENTÔNICA

Os organismos coletados, triados e fixados foram identificados até o menor nível de organização possível, sendo os poliquetos identificados por Lucas Buruaem e Denis Abessa, com identificação confirmada pelo Dr. Edmundo Ferraz Nonato e pela Dr^a. Mônica Angélica Varella Petti (IOU/SP), utilizando chaves de identificação para famílias e gêneros (Amaral & Nonato, 1996). Os moluscos foram identificados por Lucas Buruaem, com o uso da chave proposta por Rios (1984). Equinodermes identificados por Lucas Buruaem utilizando a chave de identificação do Museu de Historia Natural de Londres (<http://www.nhm.ac.uk/index.html>). Os crustáceos foram identificados por Lucas Buruaem e Denis Abessa.

Com base nos dados qualitativos e quantitativos dos organismos identificados (anexos), foram calculadas, para cada réplica, as densidades totais de organismos por m² (D – número de organismos) e densidades relativas (em %) dos grupos Polychaeta (D_{poly}) e Peracarida (D_{per}) em cada estação. No sentido de determinar uma análise descritiva da assembléia bentônica em cada local, foram calculados como descritores da comunidade, os seguintes índices ecológicos: Riqueza (número de táxons/m² - S) e Diversidade de Shannon-Weaver (H').

Para observação de diferenças nas assembléias entre as estações de cada região estudada, foi feita uma análise de variância (ANOVA $p < 0,05$) empregando comparação múltipla “*a posteriori*” de Tukey, utilizando os dados dos índices gerados para cada estação (3 réplicas no total). Os dados foram transformados pela raiz quadrada e avaliados quanto ao tipo de distribuição (normalidade) pelo método Chi-quadrado e homogeneidade de variâncias pelo método Bartlett's test. Para essas análises foi utilizado o modo estatístico do software TOXSTAT - versão 3.5[®] (West & Gulley, 1996).

Com as matrizes contendo os dados de cada grupo taxonômico, foram feitas análises de agrupamento entre as estações e entre as espécies, utilizando como coeficiente de associação pela média ponderada e distância de Bray-Curtis. Essas análises foram realizadas utilizando o pacote estatístico Bio Diversity Professional (Lambhead *et al.*, 1997).

Classificação quanto ao grau de degradação

Com o objetivo de estabelecer um Critério para a classificação do grau de degradação das estações em função dos descritores da comunidade, foi aplicada uma adaptação do EBI (Exploratory Benthic Index), índice calculado e proposto por Cesar *et al.*(2008). Para o presente estudo, o EBI foi calculado baseado em 6 parâmetros: espécie de moluscos, famílias de poliquetas, densidade de peracáridos, número total de indivíduos, número de espécies(S) e diversidade de Shanon-Weaner (H'). Para o Porto de Santos, como não foram encontrados peracáridos, esse parâmetro foi excluído do cálculo do índice³. Cada parâmetro possui um peso na determinação do índice, sendo esse estimado pelos valores médios de cada estação, divididos pelo maior valor observado. Em seguida, com a soma dos parâmetros, um valor de 0 a 1 foi gerado, compreendendo o índice de degradação. A partir do índice, a classificação seguiu o valor limite para comunidades bentônicas degradadas em 0,30. Entre 0,31 a 0,60 é caracterizado como um estado de transição (indício de degradação ou degradação moderada), e entre 0,61 a 1,00 as assembléias são consideradas não degradadas

3.6 - INTEGRAÇÃO DOS DADOS

No presente estudo, foram utilizados métodos estatísticos multivariados para integração dos dados através de correlações múltiplas e Ordenação do tipo *Escalonagem Multi-Dimensional não paramétrica (MDS)*. Os dados foram organizados em uma matriz para cada região contendo as seguintes variáveis granulométricas: profundidade, CaCO₃, MO, COT, N-total, P-total, cascalho, areia muito grossa, areia grossa, areia media, areia fina, areia muito fina, lama, densidade total de organismos (D), densidade de poliquetos (D_{poly}), densidade de peracarida (D_{per}), Riqueza (S) e diversidade de Shannon (H'), toxicidade de sedimento integral (SI), de elutriatos (ELU) e de interface sedimento-água (expressos como taxas de sobrevivência dos anfípodos ou de desenvolvimento normal dos embriões de ouriço), sendo transformados, pelo programa, pela função $\log(x)_e$, visando reduzir diferenças de grandeza entre as variáveis.

³ A exclusão desse descritor não causa alteração nos resultados pois cada índice possui o mesmo peso no cálculo do EBI.

Para facilitar a análise, as variáveis granulométricas são apresentadas na mesma ordem de grandeza, em %. Considerando que os dados referentes aos teste de toxicidade tenham sido apresentados como % de sobrevivência dos anfípodos e como taxas de desenvolvimento larval normal dos embriões de ouriço, quando das análises de correlação e multivariadas possíveis associações serão demonstradas por correlações negativas com os demais parâmetros. Os dados do teste com água intersticial não foram incluídos na matriz em função das incertezas causadas pela interferência do composto NH_3 no teste.

Correlações Múltiplas

A partir da matriz organizada, foi empregado o uso de correlações múltiplas de Pearson na integração dos dados com o propósito facilitar a interpretação e fundamentar as variáveis mais importantes para posterior análise. Com os dados de cada região, foi realizada uma correlação múltipla com os índices ecológicos X profundidade e variáveis sedimentológicas e toxicológicas. Foram consideradas correlacionadas, as variáveis cujos índices estimados foram superiores a $|0,4|$ (quando $p < 0,05$) enquanto aquelas com valores menores foram consideradas não correlacionadas. As correlações foram geradas utilizando o pacote estatístico Bio Diversity Professional (Lambhead *et al.*, 1997).

Ordenação MDS

A utilização de ordenações tem com o objetivo relacionar a composição e distribuição de espécies e grupos taxonômicos com as variáveis ambientais, incluindo os testes de toxicidade. Os dados são projetados em eixos no hiper-espaço sendo então calculados coeficientes de correlação entre as variáveis e os eixos. Para isso, foi empregado o método “Multi Dimensional Scalling” (MDS) através do teste de Monte Carlo, utilizando distância de Jaccard, e sintetizando os valores em dois eixos. Para realização dessa análise, foram utilizadas duas matrizes: uma com os dados biológicos contendo os grupos taxonômicos e outra com as variáveis ambientais.

4 – RESULTADOS

4.1 - CARACTERIZAÇÃO SEDIMENTOLÓGICA

4.1.1 - Análise granulométrica

A caracterização granulométrica é apresentada na Tabela 7. De maneira geral, os sedimentos das áreas do Porto do Mucuripe podem ser classificados como arenosos, com as maiores frações compreendendo entre areia fina e muito fina para a maioria das amostras, exceto para a estação M10 onde os sedimentos foram considerados como grosseiros, cuja fração predominante foi o Cascalho (40,82%) com baixos teores de lama (silte+argila) em todas as amostras. No Terminal Portuário do Pecém, os sedimentos foram classificados como arenosos, variando de areia média a areia fina em P1 (32,05 – 39,76%) e entre areia fina e muito fina nas demais estações, com P4 e P5 apresentando os maiores teores de areias muito finas (47,13 e 40,63 %, respectivamente) os teores de lama variaram de 4,42% em P1 e 14,30% em P4. No Porto de Santos os sedimentos foram classificados como arenosos com predomínio de areia fina e muito fina. Os teores de lama variaram entre 6,17% em S2 e 17,41% em S5.

TABELA 7 – Análise Granulométrica com os valores das frações expostas em %

Estações	Cascalho (%)	Areia (%)					Lama (%)	
		Muito grossa	Grossa	Media	Fina	Muito fina		
Porto do Mucuripe	M1	0,00	0,00	1,97	7,17	27,01	39,42	24,03
	M2	0,00	0,00	2,52	24,22	44,44	20,84	7,86
	M3	0,00	0,00	0,00	3,25	27,17	46,60	22,74
	M4	0,00	0,70	8,52	26,75	49,36	10,84	2,42
	M5	0,16	0,19	0,74	3,78	9,67	69,80	15,56
	M6	0,00	0,20	8,85	14,98	21,97	37,06	16,74
	M7	0,00	0,49	11,81	15,08	42,78	23,96	5,45
	M8	0,00	0,07	0,94	5,38	76,50	16,51	0,59
	M9	0,00	1,37	14,15	38,28	42,36	3,65	0,08
	M10	40,82	12,42	18,07	23,87	3,76	0,92	0,00
Terminal do Pecém	P1	0,00	0,00	7,41	32,05	39,76	16,30	4,42
	P2	0,00	0,94	7,69	25,99	30,85	23,59	10,94
	P3	0,00	0,00	14,65	20,75	31,53	24,48	8,17
	P4	0,00	0,00	1,42	12,38	24,72	47,13	14,30
	P5	0,00	0,35	1,90	19,63	30,60	40,63	6,89
Porto de Santos	S1	0,00	0,00	0,50	15,70	23,35	49,05	11,37
	S2	0,24	0,20	8,15	14,75	42,82	27,56	6,17
	S3	0,00	0,93	6,62	14,22	35,85	33,50	8,51
	S4	0,00	0,52	7,39	14,84	26,45	44,21	6,60
	S5	0,00	0,27	4,92	8,64	24,95	43,37	17,41

4.1.2 - Teores de carbonatos, matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio e Fósforo.

Os teores de CaCO_3 , MO, COT, N-total e P-total são apresentados na Tabela 8. Os teores de carbonatos variaram de 5,74% a 36,96%, sendo as amostras das regiões cearenses as que apresentaram maiores valores, com medias de $19,68 \pm 9,83\%$ na região do Mucuripe com o valor mínimo na estação M9 (5,74%) e máximo em M4 (34,96%). Na região do Pecém a média dos teores foi de $30,18 \pm 5,08\%$, com o valor Maximo na estação P1(36,96%) e o mínimo em P5(24,78%). No Porto de Santos, a média dos teores foi de $9,82 \pm 2,06\%$, com o valor máximo observado em S4 (12,46%) e o valor mínimo em S5 (7,54%)

A matéria orgânica apresentou uma faixa de variação entre 0,13 e 14,87%. A Região do Porto do Mucuripe apresentou maior variação com media de $6,64 \pm 5,66\%$, com os altos valores observados em áreas de maior profundidade, o que pode ser associado à maior deposição e nas demais áreas

a distribuição ocorreu de forma homogênea, sendo o menor valor encontrado em M10 (0,13%) e o maior valor em M4 (16,22%). No Pecém a média de matéria orgânica estimada foi de $12,38 \pm 3,34\%$, com o menor valor em P5 (2,49%) e o maior valor em P1 (14,87%). No porto de Santos o valor médio dos teores de matéria orgânica encontrado foi de $10,55 \pm 3,24\%$, com o valor mínimo encontrado em S2 (5,35%) e o valor máximo em S4 (13,88%).

Padrão similar a matéria orgânica foi observado na distribuição dos teores de carbono orgânico total, com valores médios entre 0,18 e 3,88% na região do Porto Mucuripe os teores médios encontrados foram de $0,77 \pm 0,49\%$, com o teor mínimo em M8 (0,16%) e o teor máximo em M2 (1,44%). No Terminal Portuário do Pecém, a média dos teores de COT foi de $1,03 \pm 0,38\%$, com o mínimo em P5 (0,51%) e o máximo em P3 (1,39%). No Porto de Santos os teores médios foram de $2,37 \pm 1,02\%$, com o menor valor em S2 (1,31%) e o maior valor em S3 (3,88%).

Em Relação aos nutrientes, os valores encontrados de nitrogênio total foram entre 0,25 e 0,58%. No Porto do Mucuripe, os teores de N-total foram detectados em apenas duas estações (0,03 e 0,02 % em M1 e M2, respectivamente). No terminal Portuário do Pecém, o teor médio foi de $0,42 \pm 0,13\%$, com o mínimo observado em P5 (0,25%) e o máximo em P1 (0,57%). No Porto de Santos, a média encontrada foi de $0,56 \pm 0,01\%$, com o menor valor em S1 (0,54%) e o maior valor em S3 (0,58%).

Os teores estimados de fósforo total nos sedimentos das regiões cearenses foram entre 0,10 e 0,93%. No Porto do Mucuripe, o teor médio encontrado foi de $0,27 \pm 0,14\%$, com o valor mínimo encontrado em M9 (0,09%) e o máximo em M5 (0,48%). No Terminal Portuário do Pecém, a média dos teores foi de $0,72 \pm 0,19\%$, sendo o menor valor encontrado em P5 (0,43%) e o maior valor em P1 (0,43%). Na região do Porto de Santos os valores apontam para a existência de um gradiente na distribuição no sentido baía-interior do estuário, com a média dos teores de $0,73 \pm 0,30\%$, sendo o menor valor em S1 (0,35%) e o maior valor em S5 (1,17%).

TABELA 8 - Teores de CaCO₃, MO, COT, N-total e P-total nos sedimentos das três regiões estudadas, onde ND = não detectado

Estações		CaCO ₃ (%)	MO (%)	COT (%)	N-total (%)	P-total (%)
Porto do Mucuripe	M1	18,28	5,61	0,94	0,03	0,23
	M2	30,26	12,72	1,43	0,02	0,25
	M3	25,05	5,99	0,96	ND	0,42
	M4	34,96	16,22	1,40	ND	0,40
	M5	15,72	3,28	0,44	ND	0,48
	M6	26,6	8,64	1,11	ND	0,35
	M7	22,19	12,23	0,85	ND	0,27
	M8	9,41	0,96	0,16	ND	0,11
	M9	5,74	0,57	0,18	ND	0,09
	M10	8,58	0,13	0,22	ND	0,10
Media		19,68	6,64	0,77	0,03	0,27
D. padrão		9,83	5,66	0,49	0,01	0,14
Terminal do Pecém	P1	36,96	14,87	1,35	0,57	0,93
	P2	33,76	12,23	1,14	0,47	0,76
	P3	28,9	14,69	1,39	0,50	0,80
	P4	26,5	7,71	0,78	0,33	0,68
	P5	24,78	2,49	0,51	0,25	0,43
Media		30,18	12,38	1,03	0,42	0,72
D. padrão		5,08	3,34	0,38	0,13	0,19
Porto de Santos	S1	10,96	9,91	1,75	0,54	0,35
	S2	7,99	5,35	1,31	0,55	0,77
	S3	10,16	12,22	3,88	0,58	0,63
	S4	12,46	13,88	2,88	0,56	0,73
	S5	7,54	11,41	2,05	0,56	1,17
Media		9,82	10,55	2,37	0,56	0,73
D. padrão		2,06	3,24	1,02	0,01	0,30

4.2 - TESTES DE TOXICIDADE

4.2.1 - Testes de toxicidade com sedimento integral

Para o teste de toxicidade de sedimento integral, os parâmetros físicos e químicos do teste são apresentados na Tabela 9, com a maior parte das amostras analisadas apresentando toxicidade. No Porto do Mucuripe, a partir do canal de acesso principal, na região que abrange as áreas próximas aos locais de atracação do cais comercial e do píer petroleiro (M1, M2, M3, M4 e M5), os valores de sobrevivência de anfípodos foram significativamente baixos, em torno de 30 a 50 % (Tabela 6). Na área do canal de acesso (M6, M7 e M8), onde eventualmente são realizadas operações de dragagem, as amostras

apresentaram um potencial tóxico que pode ser considerado como ruim, segundo o critério adotado pela CETESB (2008), com taxas de sobrevivência em torno de 70%. Nas áreas limite do acesso e fora da influência do porto (M9 e M10), não foi observada toxicidade (Figura 11).

No Terminal Portuário do Pecém, os resultados dos testes de toxicidade com sedimento integral são apresentados na figura 12. A média de sobrevivência dos anfípodos variou entre 40 e 83%, e em todas as amostras houve diferenças significativas com o controle. Porém as mortalidades observadas em algumas amostras (provavelmente em P1 e P2) podem ter sido causadas por um artefato matemático, pois a sobrevivência dos organismos no controle foi de 100% e as sobrevivências nessas estações apresentaram valores dentro da faixa de aceitabilidade para sedimentos controles (em torno de 80%). Nesse caso, essas duas amostras poderiam ser consideradas como falso-positivas (ou inconclusivas). Porém o fato dessas amostras provocarem uma diminuição na sobrevivência dos organismos deve ser levado em consideração, com P3, P4 e P5 sendo efetivamente tóxicas.

Já para o Porto de Santos, o resultado do teste de toxicidade com sedimento integral para as amostras coletadas na região do Porto de Santos é mostrado na figura 13. De modo geral, o teste apresentou uma alta média de sobrevivência dos anfípodos variando entre 94 e 66%, sendo que os maiores valores de mortalidade ocorreram nas estações da região da Ilha Barnabé e Ilha Diana (S3 e S4) com efeito letal aos organismos expostos de 26 e 34%, respectivamente; porém apenas S3 apresentou diferença significativa com o controle, segundo o teste-t.

TABELA 9 – Parâmetros físicos e químicos do teste de toxicidade com sedimento integral

Estações	Salinidade		pH		OD (mg/L)		°C	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final		
Porto do Mucuripe	M1	33	35	7,9	8,0	7,5	7,5	25
	M2	35	37	8,0	8,1	7,3	7,9	25
	M3	35	37	8,0	8,1	7,1	7,7	25
	M4	36	37	8,0	8,2	7,0	6,3	25
	M5	36	38	8,0	7,8	7,1	6,6	25
	M6	36	39	8,0	8,1	7,4	7,3	25
	M7	35	38	8,0	8,0	7,6	7,8	25
	M8	35	37	8,0	8,0	7,1	8,1	25
	M9	35	36	8,0	7,9	8,8	8,3	25
	M10	35	36	8,0	7,9	8,1	8,2	25
Controle	33	33	7,8	7,9	7,2	8,2	25	
Terminal do Pecém	P1	35	36	8,1	8,3	8,2	9,9	25
	P2	35	36	8,2	8,4	7,0	9,0	25
	P3	35	37	8,2	8,4	8,1	9,8	25
	P4	35	35	7,9	8,3	8,4	10,1	25
	P5	35	35	7,9	8,2	7,9	9,5	25
Controle	34	36	7,9	8,3	7,9	10,3	25	
Porto de Santos	S1	33	35	7,9	8,0	7,5	7,5	25
	S2	35	37	8,0	8,1	7,6	7,6	25
	S3	35	37	8,0	8,1	7,1	7,7	25
	S4	36	37	8,0	8,2	7,0	6,3	25
	S5	36	38	8,0	7,8	7,1	6,6	25
Controle	33	33	7,8	7,9	7,2	8,2	25	

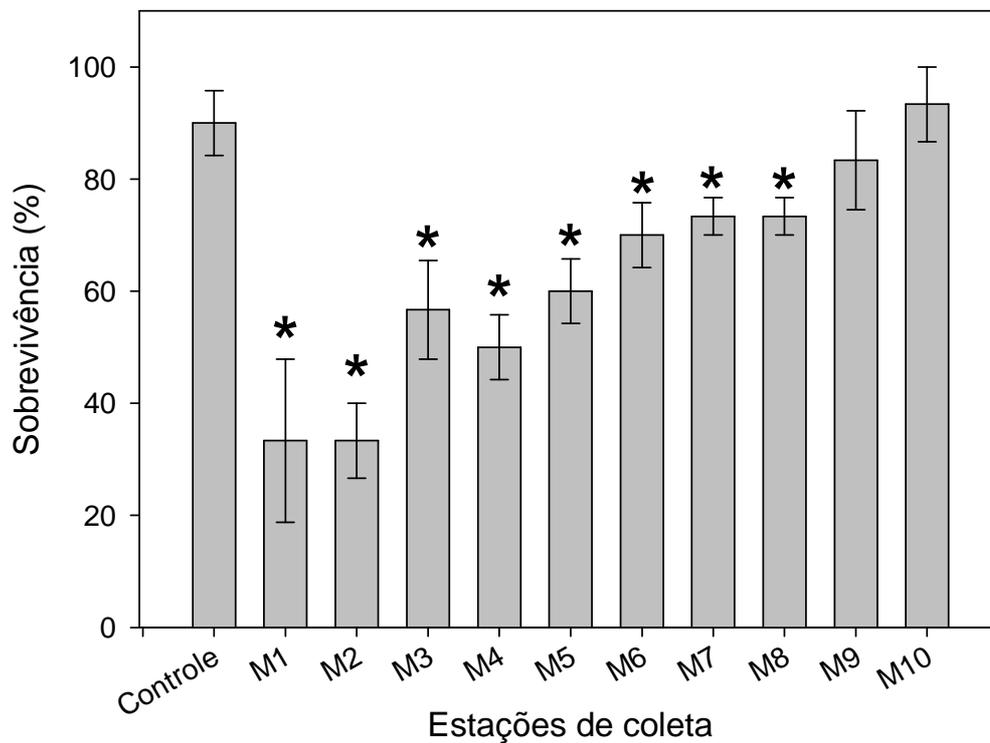


FIGURA 11 – Resultados do teste de toxicidade com sedimento integral – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$)

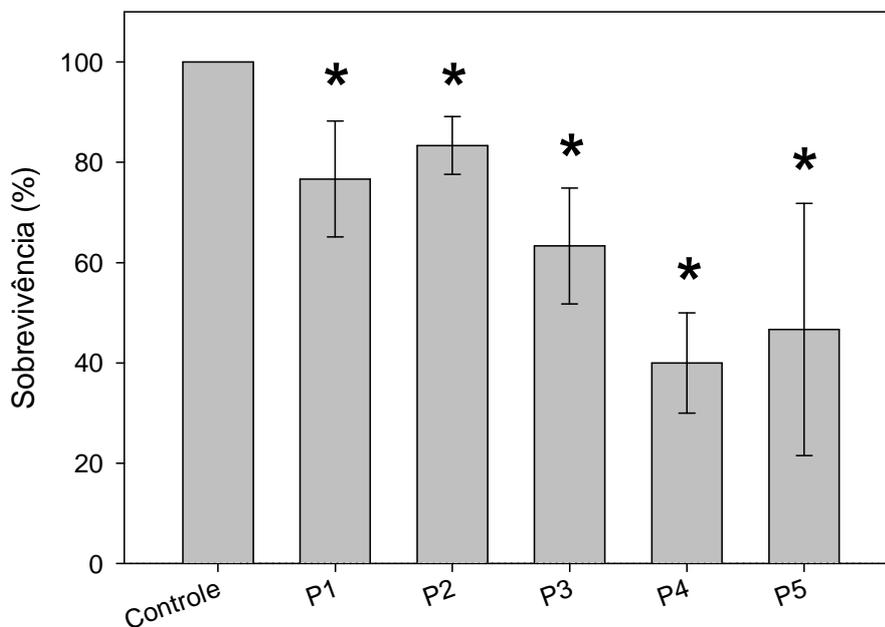


FIGURA 12 - Resultado do teste de toxicidade com sedimento integral - Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$).

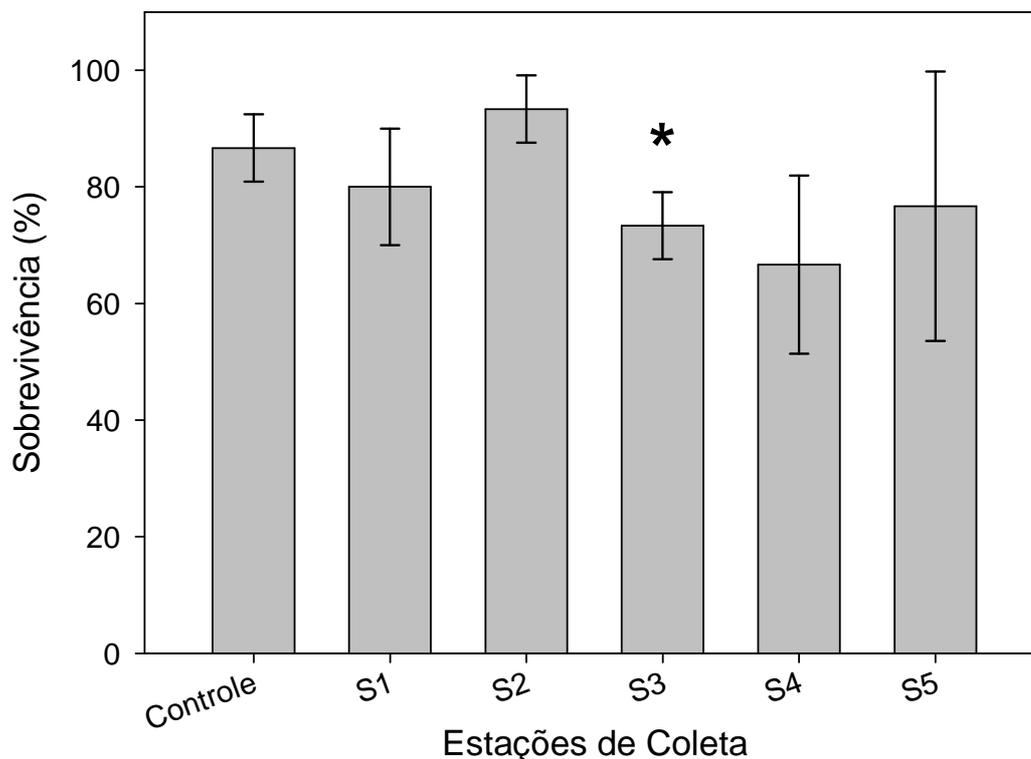


FIGURA 13 - Resultado do teste de toxicidade com sedimento integral – Porto de Santos, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$).

4.2.2 - Testes de toxicidade de água intersticial

Os parâmetros físicos e químicos dos testes com água intersticial são apresentados na Tabela 10. Para o Porto do Mucuripe, as quantidades de amostra extraídas das estações M2 e M3 não foram suficientes para realização dos testes. Altos níveis de amônia (total e não ionizada, NH_4 e NH_3) foram detectados com os valores acima do limiar de efeito desse composto estimado para a espécie (0,05 mg/L), segundo Prósperi (2002). Os dados mostraram toxicidade para quase todas as amostras e diluições testadas. A estação M5, que em 50%, teve baixos níveis de NH_3 , apresentou toxicidade. M6, M8, M9 e M10 tiveram baixos níveis de NH_3 a 25% e foram tóxicas. Já para as amostras M1, M4, e M7 os resultados foram inconclusivos, pois apresentaram níveis de NH_3 pouco acima do limiar de efeito, ao mesmo tempo em que houve efeitos a 100% dos embriões, o que pode indicar uma ação combinada com outros poluentes (Tabela 11).

A tabela 12 mostra o resultado do teste com água intersticial para o Terminal Portuário do Pecém. Os dados indicaram uma influência da amônia não ionizada na redução do desenvolvimento embrionário. Apesar dos altos níveis de amônia (total e não ionizada) detectados nas amostras em 100%, o uso das demais diluições permitiu avaliar as amostras em níveis mais baixos de NH_3 . Nesse sentido, P1 e P2 foram provavelmente não tóxicas, pois não apresentaram efeitos significativos a 50 e 25%, com altos valores de desenvolvimento observado. Em relação às demais amostras, P3 pode ter um resultado considerado como inconclusivo, pois só não apresenta toxicidade quando os níveis de NH_3 se apresentam em valores pouco acima do limiar de efeito. P4 e P5 foram efetivamente tóxicas, já que mesmo quando os teores de amônia não ionizada foram baixos, manteve-se a toxicidade, demonstrando que outros compostos causaram os efeitos.

Para as amostras de água intersticial do Porto de Santos, a amônia parece ter influenciado nos resultados, pois os valores foram considerados altos em todas as amostras e diluições testadas (Tabela 13). E com as diluições, a redução dos efeitos é observada apenas nas diluições de 25% em S2 e S3 (região dos terminais de contêineres da margem direita e Ilha Diana, com 85% e 83% de desenvolvimento larval, respectivamente). Com isso, o resultado do teste de toxicidade para água intersticial pode ser considerado inconclusivo.

TABELA 10 – Parâmetros físicos e químicos do teste de toxicidade de água intersticial, onde ND= não detectado

Amostras		NH ₄ (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	OD (mg/L)	pH	salinidade	°C
Porto do Mucuripe	M1	6,49	0,128	8,6	7,6	37	24,5
	M4	22,61	0,326	8,1	7,5	37	24,5
	M5	7,03	0,072	6,4	7,3	37	24,5
	M6	11,87	0,099	4,6	7,2	37	24,5
	M7	12,35	0,105	7,5	7,2	37	24,5
	M8	5,74	0,052	8,2	7,3	37	24,5
	M9	5,52	0,095	9,3	7,5	37	24,5
	M10	10,95	0,093	7,9	7,2	37	24,5
	Controle	1,83	0,046	6,0	7,7	35	24,5
	Terminal do Pecém	P1	2,36	0,12	5,5	8,0	35
P2		2,91	0,18	5,6	8,1	35	25
P3		3,99	0,24	5,6	8,1	35	25
P4		2,76	0,11	5,7	7,9	35	25
P5		1,56	0,08	5,5	8,0	35	25
Controle		0,11	ND	5,7	7,8	34	25
Porto de Santos	S1	19,12	0,26	6,0	7,4	35	25
	S2	5,18	0,48	5,8	8,3	35	25
	S3	8,73	1,03	5,7	8,4	35	25
	S4	5,45	0,44	5,6	8,2	35	25
	S5	3,78	0,46	5,5	8,4	35	25
	Controle	0,11	ND	5,7	7,8	34	25

TABELA 11 – Resultados do teste de toxicidade de água intersticial e níveis de NH₃ – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05).

Amostras		% desenvolvimento larval				Média	Desvio Padrão	NH ₃ (mg/L)
		R1	R2	R3	R4			
M1	100%	0	0	0	0	0*	0	0,13
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,06
	25%	83	74	72	86	79	7	0,03
M4	100%	0	0	0	0	0*	0	0,33
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,16
	25%	0	0	0	0	0*	0	0,08
M5	100%	0	0	0	0	0*	0	0,07
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,04
	25%	45	61	68	70	61	11	0,02
M6	100%	0	0	0	0	0*	0	0,10
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,05
	25%	0	0	7	4	3*	3	0,02
M7	100%	0	0	0	0	0*	0	0,11
	50%	51	64	51	60	57*	7	0,05
	25%	67	74	60	74	69	7	0,03
M8	100%	0	0	0	0	0*	0	0,05
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,03
	25%	0	0	15	7	6*	7	0,01
M9	100%	0	0	0	0	0*	0	0,10
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,05
	25%	40	39	43	49	43*	5	0,02
M10	100%	0	0	0	0	0*	0	0,09
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,05
	25%	0	0	0	0	0*	0	0,02
Controle		81	77	83	-	80	3	0,04

TABELA 12 – Resultados do teste de toxicidade de água intersticial e níveis de NH_3
 – Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle
 ($p < 0,05$) e ND = não detectado

Amostras		% desenvolvimento larval				Média	Desvio Padrão	NH_3 (mg/L)
		R1	R2	R3	R4			
P1	100%	0	0	0	0	0*	0	0,12
	50%	93	85	74	84	84	8	0,06
	25%	85	88	79	91	86	5	0,03
P2	100%	0	0	0	0	0*	0	0,18
	50%	84	84	74	59	75	12	0,09
	25%	81	87	87	71	82	8	0,05
P3	100%	0	0	0	0	0*	0	0,24
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,12
	25%	83	75	84	77	80	4	0,06
P4	100%	0	0	0	0	0*	0	0,11
	50%	70	62	68	69	67*	4	0,06
	25%	55	75	81	72	71*	11	0,03
P5	100%	0	0	0	0	0*	0	0,08
	50%	82	76	57	-	72*	13	0,04
	25%	83	72	73	60	72*	9	0,02
Controle		96	97	95	90	95	3	ND

TABELA 13 – Resultados do teste de toxicidade com água intersticial e níveis de NH_3
 – Porto de Santos, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$) e ND = não detectado

Amostras		% desenvolvimento larval				Média	Desvio Padrão	NH_3 (mg/L)
		R1	R2	R3	R4			
S1	100%	0	0	0	0	0*	0	0,26
	50%	0	0	0	0	0*	0	0,13
	25%	50	75	46	77	62*	16	0,07
S2	100%	48	67	49	37	50*	12	0,48
	50%	79	76	77	88	80*	5	0,24
	25%	68	85	90	95	85	12	0,12
S3	100%	0	0	0	0	0*	0	1,03
	50%	70	45	69	75	65*	13	0,52
	25%	80	88	86	77	83	5	0,26
S4	100%	0	0	0	0	0*	0	0,44
	50%	38	64	45	6	38*	24	0,22
	25%	78	83	85	60	77*	11	0,11
S5	100%	0	0	0	0	0*	0	0,46
	50%	78	71	52	73	69*	11	0,23
	25%	65	70	65	66	67*	2	0,12
Controle		97	95	97	96	96	1	ND

4.2.3 - Testes de toxicidade com interface sedimento-água

Os parâmetros físicos e químicos obtidos empregando o teste com interface sedimento-água estão contidos na Tabela 14. No teste, os resultados indicaram toxicidade para a maioria das amostras do Porto do Mucuripe. Baixos teores de sulfetos foram detectados e os níveis de amônia foram considerados altos nas áreas de atracação do cais comercial e próximas ao píer petroleiro em M2, M4 e M6, com baixas taxas de desenvolvimento larval, variando de 0 a 20 %, sendo o resultado para M4 considerado inconclusivo em função dos níveis de NH_3 observados (0,09 mg/L) (Figura 14).

Com as amostras do Terminal Portuário do Pecém, o teste mostrou toxicidade em todas as amostras. Os níveis de amônia (total e não ionizada) e sulfetos foram baixos e não interferiram nos resultados, sugerindo a existência de substâncias capazes de serem liberadas do sedimento e se transferirem para a coluna d'água, intoxicando os organismos.

No Porto de Santos, o teste indicou toxicidade em todas as amostras e os níveis de amônia e sulfetos foram baixos. O não desenvolvimento das larvas foi observado em S1 e S2 e baixo desenvolvimento nas demais estações (62% em S3; 71% em S4 e 32% em S5), conforme a Figura 16.

TABELA 14 - Parâmetros físicos e químicos do teste de toxicidade com interface sedimento-água, onde ND = não detectado

Amostras	Amônia (mg/L)		Sulfetos (mg/L)		OD (mg/L)	pH	Salinidade	°C	
	NH ₄	NH ₃	S ²⁻	H ₂ S					
Porto do Mucuripe	M1	0,56	0,02	0,05	0,01	6,3	7,9	35	25
	M2	1,12	0,04	0,05	0,01	6,7	7,9	35	25
	M3	1,05	0,04	0,05	0,01	6,1	7,9	35	25
	M4	2,03	0,09	0,15	0,01	6,6	7,9	35	25
	M5	0,49	0,02	0,15	0,02	6,4	7,9	34	25
	M6	1,54	0,05	0,05	0,01	6,6	7,8	35	25
	M7	0,42	0,02	0,15	0,02	6,8	7,9	35	25
	M8	0,89	0,02	0,05	0,01	7,6	7,9	35	25
	M9	0,28	0,01	0,05	0,01	7,6	7,9	35	25
	M10	0,77	0,03	0,05	0,01	7,6	7,9	35	25
Controle	ND	ND	ND	ND	7,3	7,9	35	25	
Terminal do Pecém	P1	ND	ND	0,24	0,03	6,8	7,8	34	25
	P2	0,21	0,01	0,25	0,03	6,1	7,8	34	25
	P3	0,07	ND	0,28	0,03	6,2	7,8	34	25
	P4	0,14	ND	0,24	0,03	6,3	7,8	34	25
	P5	0,14	ND	0,24	0,03	6,0	7,8	34	25
Controle	0,2	0,01	ND	ND	5,6	7,8	34	25	
Porto de Santos	S1	1,14	0,03	ND	ND	3,6	7,7	37	25
	S2	0,60	0,01	ND	ND	5,0	7,4	37	25
	S3	0,50	0,01	0,32	0,05	4,2	7,7	36	25
	S4	0,55	0,01	0,02	ND	3,8	7,7	36	25
	S5	0,42	0,01	0,21	0,04	5,2	7,6	36	25
Controle	0,68	0,03	ND	ND	7,9	7,8	36	25	

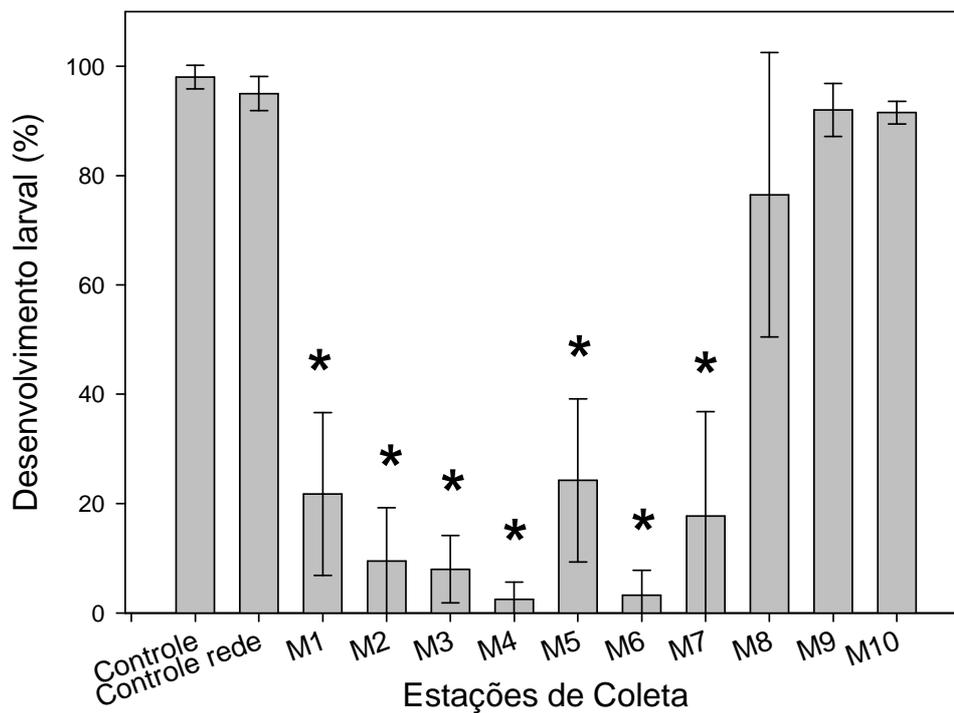


FIGURA 14 – Resultado do teste de toxicidade com interface sedimento-água – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$)

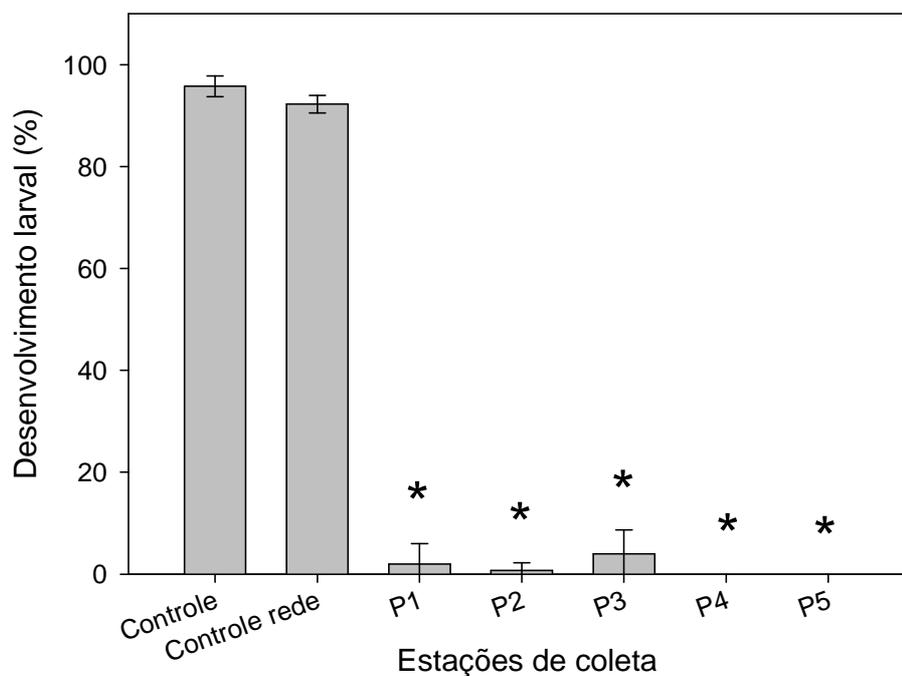


FIGURA 15 – Resultado do teste de toxicidade com interface sedimento-água – Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$)

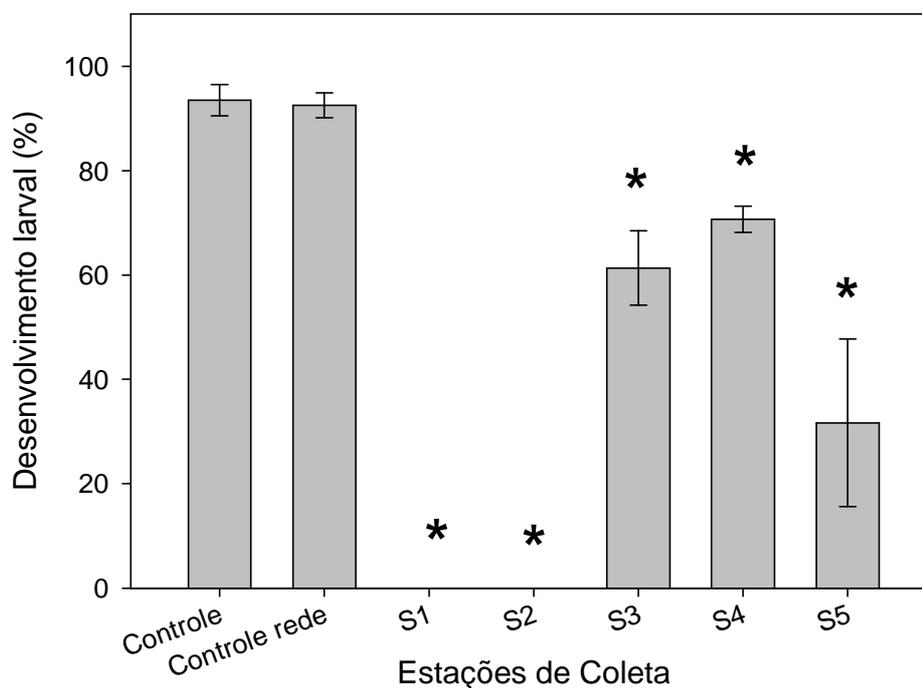


FIGURA 16 – Resultado do teste de toxicidade com interface sedimento-água – Porto De Santos, onde * = diferença significativa com o controle ($p < 0,05$)

4.2.4 - Testes de toxicidade com elutriatos.

A tabela 15 contém os parâmetros físicos e químicos dos testes com os elutriatos. Para as amostras do porto do Mucuripe, os elutriatos testados apontaram níveis relativamente altos de amônia a 100% nas estações M2, M4 e M6; e 50 % em M4 (Tabela 16). Os resultados mostraram ainda toxicidade para parte dos sedimentos da área de atracação do cais comercial e em torno do píer petroleiro em M2, M3 e M4, sendo M1, M5, M7, M8, M9, M10 não tóxicas. M6 pode ter sido considerada tóxica em função dos níveis de NH_3 que estiveram em torno de 0,07 mg/L, pouco acima do limiar de efeito. Já M4 apresentando toxicidade também para a diluição de 50%, sendo efetivamente tóxica.

No experimento com as amostras do Terminal Portuário do Pecém, os níveis de amônia não ionizada foram baixos com apenas P4 a 100% com níveis próximos ao limiar de efeito e esses dados sugerem que o composto não pode ser considerado com um interferente, enquanto a relação dos níveis de

sulfetos com a toxicidade não ficou muito clara. É possível que outros contaminantes tenham sido os responsáveis pelos efeitos observados (tabela 17). O teste apontou toxicidade e foram consideradas tóxicas apenas as estações próximas às áreas entre os píers de atracação 1 e 2 e na área de influência do quebra-mar, P2 e P4 respectivamente.

Com os elutriatos da área do Porto de Santos, os níveis de NH_3 foram considerados altos, acima do valor de efeito para a espécie em S1, S2, S3 e S4, com as amostras apresentando toxicidade. Porém esse resultado pode ser considerado inconclusivo, pois a toxicidade desaparece nas diluições (junto com os níveis altos de NH_3) (Tabela 18). A estação S5 no canal de Piaçaguera teve um desenvolvimento larval de 92%, não sendo considerada tóxica.

TABELA 15 - Parâmetros físicos e químicos dos testes de toxicidade com elutriatos, onde ND = não detectado

Amostras	Amônia (mg/L)		Sulfetos (mg/L)		OD (mg/L)	pH	Salinidade	°C	
	NH_4	NH_3	S^{2-}	H_2S					
Porto do Mucuripe	M1	ND	ND	0,05	0,01	7,3	7,9	36	25
	M2	1,4	0,05	0,15	0,02	6,4	7,8	36	25
	M3	1,05	0,04	0,05	ND	6,4	7,8	35	25
	M4	2,17	0,09	0,05	ND	5,1	7,9	35	25
	M5	0,7	0,02	0,15	0,02	5,6	7,8	35	25
	M6	2,03	0,07	0,05	0,01	5,4	7,8	36	25
	M7	0,14	0,01	0,15	0,01	5,8	8,0	36	25
	M8	0,14	0,01	0,05	0,01	7,0	7,9	36	25
	M9	0,07	ND	0,15	0,01	7,4	7,8	35	25
	M10	0,07	ND	0,15	0,01	7,8	8,0	35	25
Controle	ND	ND	ND	ND	7,0	7,9	35	25	
Terminal do Pecém	P1	1,2	0,02	0,24	0,05	4,8	7,6	34	25
	P2	0,9	0,03	0,25	0,03	5,2	7,8	33	25
	P3	1,2	0,04	0,24	0,03	5,9	7,8	34	25
	P4	1,8	0,05	0,25	0,04	5,9	7,7	34	25
	P5	1,2	0,04	0,24	0,03	5,5	7,9	33	25
	Controle	0,2	0,01	ND	ND	5,6	7,8	34	25
Porto de Santos	S1	32,21	0,24	ND	ND	5,6	7,3	35	25
	S2	12,46	0,20	0,20	0,03	5,2	7,7	35	25
	S3	7,32	0,07	0,11	0,03	5,1	7,5	33	25
	S4	6,79	0,08	0,24	0,05	5,1	7,5	33	25
	S5	4,82	0,03	0,06	0,02	4,5	7,2	33	25
	Controle	0,72	0,03	ND	ND	6,6	8,0	36	25

TABELA 16 – Resultados do teste de toxicidade com elutriatos e níveis de NH₃
 – Porto do Mucuripe, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05) e ND =
 não detectado.

Amostras		% desenvolvimento larval				Média	Desvio Padrão	NH ₃ (mg/L)
		R1	R2	R3	R4			
M1	100%	100	95	95	95	96	3	ND
	50%	100	97	97	96	98	2	ND
	25%	99	100	100	99	100	1	ND
M2	100%	1	0	0	0	0*	1	0,05
	50%	94	80	94	97	91	8	0,03
	25%	97	96	90	99	96	4	0,01
M3	100%	22	8	0	14	11*	9	0,04
	50%	95	96	99	96	97	2	0,02
	25%	100	99	98	98	99	1	0,01
M4	100%	0	0	0	0	0*	0	0,09
	50%	1	0	0	0	0*	1	0,05
	25%	97	93	97	99	97	3	0,02
M5	100%	91	96	99	96	96	3	0,02
	50%	95	98	99	99	98	2	0,01
	25%	100	99	98	98	99	1	0,01
M6	100%	60	69	65	75	67*	6	0,07
	50%	96	99	97	94	97	2	0,04
	25%	100	98	97	98	98	1	0,02
M7	100%	98	94	93	82	92	7	0,01
	50%	100	98	98	97	98	1	0,01
	25%	99	98	98	100	99	1	ND
M8	100%	95	95	94	96	95	1	0,01
	50%	97	99	97	100	98	2	0,01
	25%	99	100	98	98	99	1	ND
M9	100%	100	100	100	99	100	1	ND
	50%	100	99	99	100	100	1	ND
	25%	97	97	98	97	97	1	ND
M10	100%	99	99	100	99	99	1	ND
	50%	99	100	98	99	99	1	ND
	25%	99	100	100	100	100	1	ND
Controle		99	100	100	100	100	1	ND

TABELA 17 – Resultados do teste de toxicidade com elutriatos e níveis de NH₃
– Terminal Portuário do Pecém, onde * = diferença significativa com o controle
(p<0,05).

Amostras		% desenvolvimento larval				Média	Desvio Padrão	NH ₃ (mg/L)
		R1	R2	R3	R4			
P1	100%	-	88	89	80	86	5	0,02
	50%	90	93	90	85	90	3	0,01
	25%	95	93	96	92	94	2	0,01
P2	100%	90	82	77	78	82*	6	0,03
	50%	99	98	95	95	97	2	0,02
	25%	93	89	98	93	93	4	0,01
P3	100%	82	90	93	89	89	5	0,04
	50%	90	97	95	97	95	3	0,02
	25%	94	96	95	98	96	2	0,01
P4	100%	4	30	15	20	17*	11	0,05
	50%	87	88	90	92	89	2	0,03
	25%	90	88	96	98	93	5	0,01
P5	100%	74	90	98	90	88	10	0,04
	50%	97	94	92	93	94	2	0,02
	25%	97	99	95	92	96	3	0,01
Controle		95	97	97	96	96	1	0,01

TABELA 18 – Resultados do teste de toxicidade com elutriatos e níveis de NH₃
– Porto de Santos, onde * = diferença significativa com o controle (p<0,05)

Amostras		% desenvolvimento larval				Média	Desvio Padrão	NH ₃ (mg/L)
		R1	R2	R3	R4			
S1	100%	0	3	3	2	2*	1	0,24
	50%	66	62	68	58	64*	4	0,12
	25%	100	99	95	97	98	2	0,06
S2	100%	10	8	3	8	7*	3	0,2
	50%	84	88	81	86	85	3	0,10
	25%	92	99	99	96	97	3	0,05
S3	100%	80	71	63	64	70*	8	0,07
	50%	100	97	99	99	99	1	0,04
	25%	100	100	98	99	99	1	0,02
S4	100%	62	65	59	63	62*	3	0,08
	50%	99	99	100	100	100	1	0,04
	25%	100	100	97	95	98	2	0,02
S5	100%	95	89	91	96	93	3	0,03
	50%	99	100	100	100	100	1	0,02
	25%	100	100	100	99	100	1	0,01
Controle		94	96	97	100	97	3	0,03

4.2.5 - Síntese dos testes de toxicidade

A tabela 19 contém uma síntese dos resultados dos testes de toxicidade com as diferentes formas de exposição empregadas no presente estudo. Com base nos resultados dos testes as estações foram classificadas quanto ao nível de efeito tóxico causado pelos sedimentos nas determinadas formas de exposição. Conjugando os resultados, pode-se destacar no Porto do Mucuripe a estação M6 (próximo canal de navegação) e no Terminal do Pecém a estação P4 (Limite de influência do quebra-mar, fora das áreas de atracação) que apresentaram toxicidade nas quatro formas de exposição empregadas.

TABELA 19 - Síntese dos testes de toxicidade quanto às formas de exposição, sendo: SI= sedimento integral, AI= água intersticial, ISA interface sedimento-água e ELU= elutriatos, T= tóxico, NT= não tóxico, IN = inconclusivo e NA= não avaliada

Estações	Forma de exposição				Efeito	
	SI	AI	ISA	ELU		
Porto do Mucuripe	M1	Péssimo	IN	T	NT	Agudo e crônico
	M2	Péssimo	NA	T	T	Agudo e crônico
	M3	Ruim	NA	T	T	Agudo e crônico
	M4	Ruim	IN	IN	T	Agudo e crônico
	M5	Ruim	T	T	NT	Agudo e crônico
	M6	Ruim	T	T	T	Agudo e crônico
	M7	Ruim	IN	T	NT	Agudo e crônico
	M8	Ruim	T	T	NT	Agudo e crônico
	M9	Ótimo	T	NT	NT	Crônico
	M10	Ótimo	T	NT	NT	Crônico
Terminal do Pecém	P1	IN	NT	T	NT	Crônico
	P2	IN	NT	T	T	Crônico
	P3	Ruim	IN	T	NT	Agudo e crônico
	P4	Péssimo	T	T	T	Agudo e crônico
	P5	Péssimo	T	T	NT	Agudo e crônico
Porto de Santos	S1	Ótimo	IN	T	IN	Crônico
	S2	Ótimo	IN	T	IN	Crônico
	S3	Ruim	IN	T	IN	Agudo e crônico
	S4	Ótimo	IN	T	IN	Crônico
	S5	Ótimo	IN	T	NT	Crônico

4.3 - Estrutura da Macrofauna Bentônica

Foram identificados no total das três regiões, 508 organismos. Na maior parte das estações de coleta, ocorreram poucos grupos taxonômicos por réplica, com uma predominância de poliquetos, sendo encontradas 23 famílias, 70,80% do total. Em seguida, ocorreram os moluscos, representados por 12 espécies de bivalves, 2 espécies de gastrópodes e duas de escafópodes, somando 16,14% do total. Os crustáceos representaram 7,68% dos organismos, com os anfípodos como o grupo mais abundante, com 25 indivíduos. Os filos Echinodermata e Nematoda constituíram 2,56% cada um, com 13 indivíduos de cada. Apenas um indivíduo do filo Chaetognata foi encontrado (Figura 17).

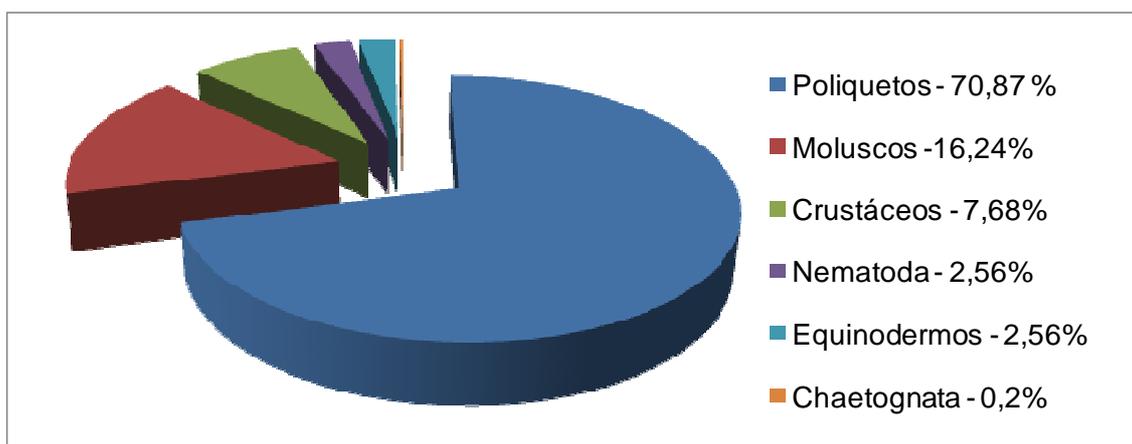


FIGURA 17- Composição faunística total em % encontrada nas 3 regiões estudadas

No Porto do Mucuripe (Figura 18), o grupo mais abundante foi o dos poliquetos com 147 organismos, onde as famílias Magelonidae e Spionidae tiveram as maiores ocorrências, totalizando 49% do total. A Família Spionidae foi a que apresentou maior frequência, não sendo registrada apenas nas estações M9 e M10.

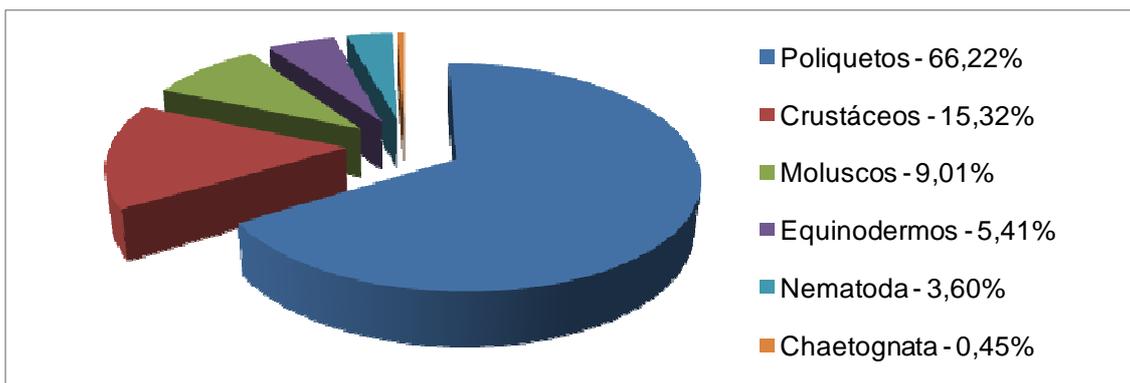


FIGURA 18 - Composição faunística em % encontrada na região do Porto do Mucuri

Na estação M1, foram encontrados 36 organismos, com predominância de poliquetos (91,67%), com as famílias Glyceridae, Magelonidae, Nereidae e Spionidae ocorrendo em maior número (4,11 e 9 indivíduos, respectivamente). Houve a ocorrência também do bivalve *Tellina mera* (3 organismos) e de um nematodo (1 organismo).

Estação M2 apresentou 14 organismos, e o grupo predominante foi o dos poliquetos, com a família Spionidae ocorrendo em maior número (8 organismos). Foram encontrados ainda dois indivíduos do grupo nematodo, um chaetognato e um anfípodo da família Gammaridea.

A estação M3 teve um total de 14 organismos identificados, ocorrendo os poliquetos da família Magelonidae e Spionidae, crustáceos das ordens Tanaidacea e Amphipoda (*Ampelisca sp*), e o bivalve *Tellina mera*.

Na estação M4, foram encontrados 19 organismos, com predominância total de poliquetos (100%), sendo as famílias Cirratulidae e Spionidae as mais abundantes.

A estação M5 apresentou um numero total de 49 organismos, ocorrendo os poliquetos das famílias Glyceridae, Spionidae e Terebellidae, o bivalve *Tellina mera*, os crustáceos Penaeidae, o tanaidáceo *Psammokalliapseudes sp.*, um cumáceo e os anfípodos *Jassa sp* e *Erichthonius sp*.

Na estação M6 foram identificados 15 organismos, sendo o bivalve *Tellina mera* (2 organismos) e os poliquetos da família Magelonidae (10 organismos) os grupos de maior ocorrência.

Na estação M7 foram encontrados 46 organismos, com 87,96% de poliquetos, sendo as famílias Cirratulidae, Glyceridae, Magelonidae, Nereidae e

Spionidae ocorrendo em maior quantidade, além de um anfípodo da família Gammaridea.

Na estação M8, foram identificados 23 organismos, com a ocorrência do bivalve *Corbula caribea*, o gastrópodo *Cerithiopsis latum*, o equinodermo *M. quinquiesperforata* (bolacha-do-mar), três nematodos, o crustáceo Penaeidae (camarão), o tanaidáceo *Psammokalliapseudes sp.*, e anfípodos da família Gammaridea.

Na estação M9 ocorreram 5 organismos sendo um bivalve *Abraxa aequalis*, três *M. quinquiesperforata* e um anfípodo *Ampelisca sp.*

Na estação M10 foi encontrado apenas um organismo, o equinoderma *M. quinquiesperforata*.

Pela análise de agrupamento (Figura 19) entre as estações e grupos taxonômicos, pode se observar a formação de dois grupos distintos. O primeiro mostra similaridade entre composição taxonômica das estações M1, M7, M3 e M6, as quais tiveram os poliquetos das famílias Magelonidae e Spionidae e o bivalve *Tellina mera* como principais grupos. Essas e estações apresentam alguma similaridade com M2 e M4, onde houve o predomínio dos poliquetos, principalmente da família Spionidae, sendo essa família o fator comum entre as estações. Além desses agrupamentos, M5 e M8 não agruparam com nenhum dos outros grupos as quais apresentam também a grande ocorrência de bivalves, anfípodos e o equinoderme *M. quinquiesperforata*. O segundo agrupamento foi composto pelas estações M9 e M10, separadas das demais, que apresentam, além de um baixo número de organismos, a ocorrência do equinoderme *M. quinquiesperforata*.

Em relação às estações, M1, M3 e M6 agrupam locais com sedimentos mais tóxicos, mais finos, mais ricos organicamente e com maiores teores de fósforo. Os pontos M8, M9 e M10 são os menos tóxicos, porém com sedimentos mais grosseiros e com baixos teores de MO, COT e P-total. M4 teve sedimentos de textura mais grossa, porém organicamente ricos e tóxicos. O resultado para M5 não foi muito claro, enquanto para M2 nenhum dos fatores analisados pareceu influenciar diretamente sobre a relação entre distribuição das espécies e as variáveis. Para M7, carbonatos e enriquecimento orgânico (MO, COT e P-total) parecem ter sido os principais fatores, numa observação

inicial, onde a utilização das ordenações tem como objetivo confirmar esse padrão.

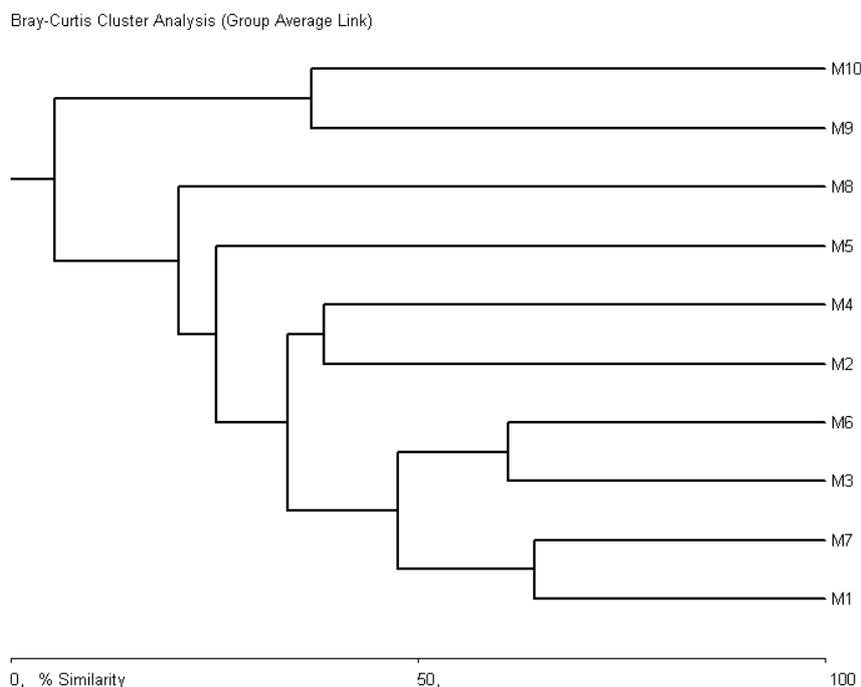


FIGURA 19 - Agrupamentos formados para as estações do Porto do Mucuripe

No Terminal do Pecém o grupo de maior ocorrência foi o dos bivalves com 56% do total de 86 organismos. A espécie *Laevicardium brasilianum* foi a mais abundante e freqüente, com 36 indivíduos encontrados, e não sendo registrada apenas na estação P1 (Figura 20).

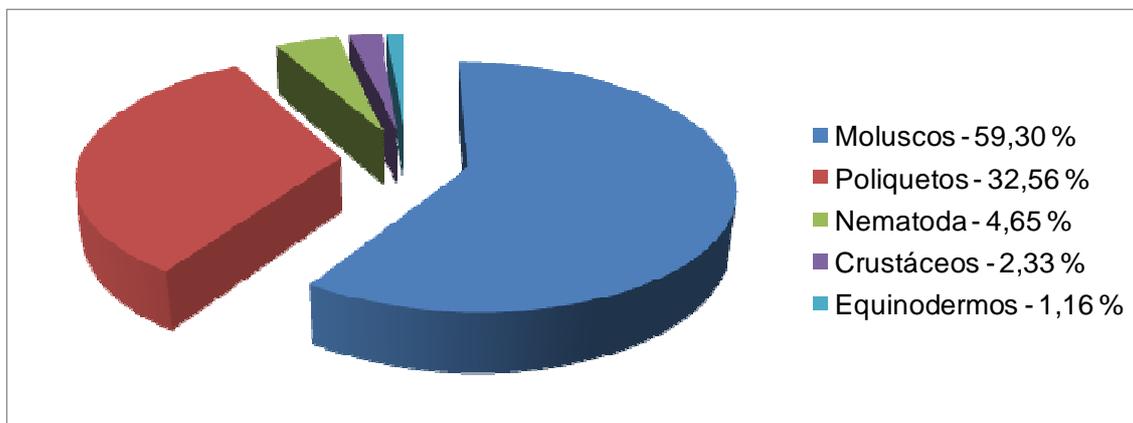


FIGURA 20 - Composição faunística em % encontrada na região do Terminal Portuario do Pecém.

Na estação P1, foram identificados 11 organismos, sendo os Polychaeta o grupo mais abundante (66,67%). Destacaram-se as famílias Glyceridae e Orbiniidae, além do bivalve *Abra aequalis* e nematodos.

A estação P2 apresentou 29 organismos. O bivalve *Laevicardium brasilianum* foi o organismo mais abundante (21 organismos), seguido pelo bivalve *Strigilla sp.*(2 organismos) e por poliquetos (famílias Cirratulidae, Nereidae, Pholoididae e Sigalionidae). A estação apresentou ainda o crustáceo *Pinnixa sp* (caranguejo) e o ofiuróide *Ophionereis reticulata*.

Na estação P3, foram encontrados 20 organismos. O bivalve *Laevicardium brasilianum* foi o organismo mais abundante (11 organismos). Foram encontrados também os bivalves *Tellina versicolor* e *Mulina cleryana* e o escafópode *Antalis disparile*. Foram encontrados os poliquetos da família Magelonidae, Nereidae, Orbinidae e Pilargidae.

A estação P4 apresentou 15 organismos. Os poliquetos da família Pholoididae foram os organismos mais abundantes, com 6 organismos encontrados, seguido pelos bivalves *L. brasilianum*, com 3 organismos. Foram encontrados ainda os escafópodos *Antalis disparile* e *Graptacme eboreum*.

Na estação P5, foram identificados 11 organismos, sendo os bivalves o grupo mais abundante, com 5 organismos encontrados (representados pelas espécies *L. brasilianum*, *Corbula caribea* e *Strigilla sp.*). Foram encontrados ainda poliquetos das famílias Cirratulidae e Syllidae, além de nematodos e o caranguejo *Excirolana brasiliensis*

De acordo com a análise de agrupamento, a composição taxonômica das 5 estações foi relativamente distinta, porém houve alguma similaridade entre P2 e P3 (as quais apresentaram o bivalve *L. brasilianum*, como organismo mais abundante), e dessas duas com P4 (devido a *L. brasilianum*). P5 teve pouca similaridade com as demais (o único fator em comum com P2-P4 foi *L. brasilianum*), assim como P1, que separou das demais (Figura 21). P1, P2, P3, e P4 apresentaram sedimentos mais ricos organicamente, com os maiores valores de MO, COT, N-total e P-total; além disso, P1 apresentou também frações mais grosseiras de sedimentos.

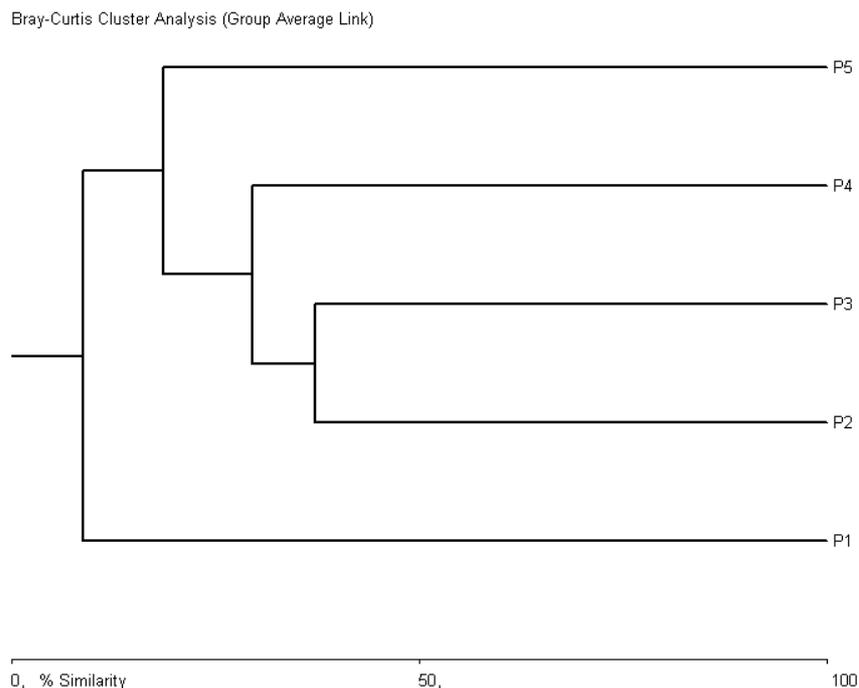


FIGURA 21 - Agrupamentos formados pelas estações do Terminal Portuário do Pecém.

Na Região do Porto de Santos, foram identificados 199 organismos. Os poliquetos somaram quase a totalidade, com 93% dos animais e com nenhum grupo freqüente nas estações amostradas. A família Cirratulidae foi a mais abundante com 118 indivíduos (Figura 22).

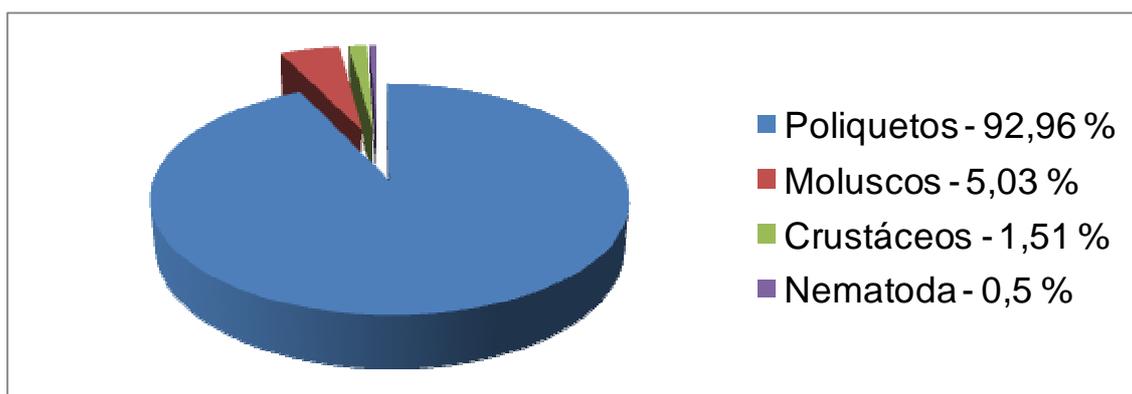


FIGURA 22- Composição faunística em % encontrada na região do Porto de Santos

Na estação S1, foram encontrados 47 organismos, sendo 7 bivalves (1 *Macoma constricta* e 6 *Tellina lineata*). Os poliquetos representaram em média,

87% da composição faunística, sendo as famílias Cirratulidae, Lumbrineridae, e Onuphidae as mais abundantes. Na estação foi identificado ainda um nematodo.

A estação S2 apresentou 134 organismos, todos poliquetos. A família Cirratulidae foi a mais abundante, com 111 indivíduos, seguido pelos Onuphidae, com 17.

Na estação S3 foram encontrados 2 organismos, sendo um da família Pilargidae e um caranguejo da família Xanthidae *Eurypanopeus sp.*

A estação S4 apresentou 6 organismos. O bivalve *Iphigenia brasiliana*, o gastrópodo *Cylichna discus*, poliquetos das famílias Magelonidae e Sternaspidae e os caranguejos *Eurypanopeus sp.* e *Pinnixa sp.*

Na estação S5 foram identificados 10 organismos. O bivalve *Semele casali*, e poliquetos das famílias Goniadidae, Magelonidae e Sigalionidae.

Os grupos formados e pela análise de agrupamento indicaram maiores similaridades entre S1 e S2, estações sob influência marinha (salinidade), com alta abundância de poliquetos (Cirratulidae e Onuphidae) e os menores teores de COT. As estações S3 e S4 se separaram das demais, tendo em comum a presença de *Eurypanopeus sp.*; essas estações situavam-se na porção mediana do estuário (e com certa proximidade geográfica), e foram caracterizadas pelos baixos números de organismos. Já S5 isolou-se, tendo baixa similaridade entre sua composição taxonômica e a das outras estações. Essa estação era localizada mais internamente no estuário (Canal de Piaçaguera), e apresentou o maior teor de P-total (Figura 23).

demais estações, com maiores valores; as riquezas (S) em M1, M5, M7 e M8 foram também significativamente distintas das obtidas nas demais estações e em relação à diversidade (H'), ocorreram diferenças entre M1, M3, M7 e M8 e as demais (Tabela 20). No Terminal portuário do Pecém não foram observadas diferenças significativas entre as estações em nenhum dos índices comparados (Tabela 21). No Porto de Santos as estações S1 e S2 apresentaram diferenças significativas em relação às demais estações para densidade (D) (Tabela 22).

4.3.1 - Classificação quanto ao grau de degradação

Os resultados da classificação das estações com base nos descritores ecológicos são apresentados na Tabela 23. No Porto do Mucuripe, a maior parte das estações foi considerada degradada (M2,M3,M4,M6,M8,M9 e M10) ou com indícios de degradação (M1 e M7). Apenas a estação M5 foi classificada como não degradada. Porém, pela composição granulométrica, pelo hidrodinamismo em função da difração de ondas e pelo baixo número de organismos nas estações M9 e M10, é evidenciada uma certa limitação na aplicação dos índices, os quais não consideram os fatores de estresse natural, não separando os efeitos naturais dos antropicos, classificando essas estações como degradadas, sendo necessária uma melhor análise e interpretação dos mesmos.

No mesmo contexto acima, no Terminal Portuário do Pecém, apenas P1 apresentou degradação evidente, sendo que P3, P4 e P5 apresentaram indícios de alteração enquanto que P2 foi considerada não degradada. No Porto de Santos, as estações S1 e S2 apresentaram indícios de degradação e as estações S3, S4 e S5 foram consideradas degradadas.

TABELA 20 – Descritores de comunidade bentônica calculados para o Porto do Mucuripe.
Onde *= $p < 0,05$ (Tukey-test)

Estações	Réplicas	Índices				
		D	D _{Poly}	D _{per}	S	H'
M1	1A	292	75,00	0,00	7,00	1,91
	1B	218	100,00	0,00	4,00	1,28
	1C	145	100,00	0,00	5,00	1,56
	Média	218*	91,67	0,00	5,33*	1,58*
M2	2A	55	100,00	0,00	1,00	0,00
	2B	90	60,00	1,67	5,00	1,61
	2C	109	66,67	0,00	3,00	1,01
	Média	85	75,56	0,56	3,00	0,87
M3	3A	90,00	60,00	3,33	4,00	1,36
	3B	72,00	50,00	0,00	3,00	1,07
	3C	90,00	100,00	0,00	5,00	1,61
	Média	84	70,00	1,11	4,00	1,35*
M4	4A	127	100,00	0,00	4,00	1,34
	4B	109	100,00	0,00	2,00	0,68
	4C	108	100,00	0,00	5,00	1,59
	Média	115	100,00	0,00	3,67	1,20
M5	5A	582	21,88	82,29	9,00	2,05
	5B	289	50,00	6,00	11,00	2,36
	5C	18	100,00	0,00	1,00	0,00
	Média	296*	57,29	29,43	7,00*	1,47
M6	6A	72	100,00	0,00	3,00	1,07
	6B	163	88,89	0,00	2,00	0,55
	6C	36	50,00	0,00	2,00	0,69
	Média	90	79,63	0,00	2,33	0,77
M7	7A	72	75,00	1,33	3,00	1,07
	7B	326	88,89	0,00	8,00	2,02
	7C	437	100,00	0,00	4,00	1,30
	Média	278*	87,96	0,44	5,00*	1,46*
M8	8A	199	0,00	0,00	7,00	1,91
	8B	109	16,67	0,00	4,00	1,33
	8C	109	50,00	0,00	4,00	1,33
	Média	139	22,22	0,00	5,00*	1,52*
M9	9A	36	0,00	0,00	2,00	0,69
	9B	55	0,00	0,00	1,00	0,00
	9C	0	0,00	0,00	0,00	0,00
	Média	30	0,00	0,00	1,00	0,23
M10	10A	0	0,00	0,00	0,00	0,00
	10B	18	0,00	0,00	1,00	0,00
	10C	0	0,00	0,00	0,00	0,00
	Média	6	0,00	0,00	0,33	0,00

TABELA 21 – Descritores de comunidade bentônica calculados para o Terminal Portuario do Pecém. Onde *= $p < 0,05$ (Tukey-test)

Estações	Réplicas	Índices				
		D	D _{Poly}	D _{per}	S	H'
P1	1A	91	100,00	0,00	2,00	0,61
	1B	36	50,00	0,00	2,00	0,69
	1C	73	50,00	0,00	3,00	1,07
	Média	67	66,67	0,00	2,33	0,79
P2	2A	145	25,00	0,00	5,00	1,53
	2B	91	20,00	0,00	2,00	0,61
	2C	291	6,25	0,00	4,00	1,17
	Média	176	17,08	0,00	3,67	1,11
P3	3A	127	28,57	0,00	3,00	0,99
	3B	127	42,86	0,00	6,00	1,77
	3C	109	16,67	0,00	2,00	0,59
	Média	121	29,37	0,00	3,67	1,12
P4	4A	91	40,00	0,00	4,00	1,36
	4B	109	66,67	0,00	3,00	1,01
	4C	73	25,00	0,00	4,00	1,39
	Média	91	43,89	0,00	3,67	1,25
P5	5A	109	50,00	0,00	4,00	1,36
	5B	55	0,00	33,33	2,00	0,67
	5C	36	0,00	0,00	2,00	0,69
	Média	67	16,67	11,11	2,67	0,91

TABELA 22 – Descritores de comunidade bentônica calculados para o Porto de Santos. Onde *= p<0,05 (Tukey-test)

Estações	Réplicas	Índices				
		D	D _{Poly}	D _{per}	S	H'
S1	1A	941	84,38	0,00	7,00	1,89
	1B	380	76,92	0,00	8,00	2,03
	1C	59	100,00	0,00	1,00	0,00
	Média	460*	87,10	0,00	5,33	1,31
S2	2A	3176	100,00	0,00	3,00	1,00
	2B	234	100,00	0,00	4,00	1,28
	2C	530	100,00	0,00	2,00	0,59
	Média	1313*	100,00	0,00	3,00	0,96
S3	3A	29	100,00	0,00	1,00	0,00
	3B	29	0,00	0,00	1,00	0,00
	3C	0	0,00	0,00	0,00	0,00
	Média	19	33,33	0,00	0,67	0,00
S4	4A	87	25,00	0,00	4,00	1,39
	4B	29	0,00	0,00	1,00	0,00
	4C	29	100,00	0,00	1,00	0,00
	Média	48	41,67	0,00	2,00	0,46
S5	5A	117	100,00	0,00	2,00	0,64
	5B	117	75,00	0,00	3,00	1,07
	5C	59	100,00	0,00	1,00	0,00
	Média	98	91,67	0,00	2,00	0,57

TABELA 23 – Classificação das estações quanto ao grau de degradação da macrofauna bentônica

Estação	Índice	Classificação	Estação	Índice	Classificação
M1	0,355	transição	P1	0,246	degradado
M2	0,171	degradado	P2	0,963	não degradado
M3	0,256	degradado	P3	0,400	transição
M4	0,242	degradado	P4	0,383	transição
M5	0,791	não degradado	P5	0,598	transição
M6	0,197	degradado	S1	0,483	transição
M7	0,401	transição	S2	0,430	transição
M8	0,295	degradado	S3	0,057	degradado
M9	0,074	degradado	S4	0,195	degradado
M10	0,007	degradado	S5	0,143	degradado

4.4 - INTEGRAÇÃO DOS DADOS

4.4.1 - Porto do Mucuripe

O resultado das correlações mostra as frações mais finas do sedimento (AMF e Lama) correlacionando positivamente com Carbonatos, MO, COT, P-total e N-total, enquanto as frações mais grossas tenderam a correlacionar negativamente. Isso indica que os sedimentos mais finos também tenderam a ser mais organicamente ricos, apresentando ao mesmo tempo maiores quantidades de carbonatos. Tal fato sugere a ocorrência de locais de deposição (sedimentos mais finos e ricos) e de zonas que não favorecem a retenção de partículas, e conseqüentemente, de contaminantes (Tabela 24).

TABELA 24 – Correlações entre as variáveis sedimentológicas para o Porto do Mucuripe

	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total
Prof	*	*	*	*	*
CaCO ₃	1,00	*	*	*	*
MO	0,95	1,00	*	*	*
COT	0,96	0,94	1,00	*	*
N-total	0,23	0,26	0,39	1,00	*
P-total	0,76	0,69	0,63	-0,09	1,00
Cascalho	-0,41	-0,57	-0,42	-0,17	-0,42
Amg	-0,51	-0,60	-0,48	-0,31	-0,50
A G	-0,23	-0,12	-0,11	-0,23	-0,43
AM	-0,11	0,00	0,08	-0,03	-0,44
A F	0,22	0,39	0,27	0,12	-0,07
Amf	0,58	0,59	0,47	0,24	0,74
Lama	0,68	0,64	0,64	0,41	0,76

Os dados produzidos pelos diferentes testes de toxicidade apresentaram correlação positiva (SI x ELU = 0,56; SI x ISA = 0,49; ISA x ELU = 0,64), indicando boa concordância, apesar das diferentes matrizes testadas e diferentes formas de exposição (anexo 4). Com relação aos dados sedimentológicos e profundidade, ELU e ISA correlacionaram negativamente com a profundidade (sedimentos de locais mais rasos tenderam a ser menos tóxicos) onde talvez haja um efeito da hidrodinâmica, com os sedimentos freqüentemente resuspensos por ondas, sendo lavados e perdendo eventuais contaminantes durante esse processo. Houve tendência a correlação negativa entre a toxicidade e carbonatos, MO, COT, Lama e AMF indicando possível

associação de contaminantes nessas frações, relacionados também a zonas de deposição (por meio da medida dos seus efeitos), considerando os estudos pretéritos que mostram evidências de contaminação na região do porto. Com isso, as correlações encontradas para os descritores ecológicos, positivas com os teores de MO, COT, P-total e frações finas e Lamas (Tabela 25), mostram sedimentos mais finos e ricos como aqueles com melhores comunidades biológicas, indicando essa condição devida a maior estabilidade dos ambientes de deposição e à maior quantidade de nutrientes nesses locais. Porém, houve ainda correlação negativa entre SI e N-total e ISA e P-total (Tabela 26). Isso mostra que o enriquecimento (possivelmente por esgotos) pode estar relacionado com efeitos tóxicos, sendo o bentos influenciado primariamente pelas condições naturais e secundariamente pela toxicidade.

TABELA 25 – Correlações entre os testes de toxicidade e as variáveis sedimentológicas para o Porto do Mucuripe

	Prof	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total	Cascalho	AMG	AG	AMF	Lama
SI	0,07	-0,62	-0,62	-0,70	-0,84	-0,36	0,45	0,59	0,47	-0,51	-0,61
ELU	-0,64	-0,68	-0,63	-0,72	-0,17	-0,38	0,23	0,23	0,12	-0,05	-0,12
ISA	-0,50	-0,94	-0,90	-0,92	-0,08	-0,78	0,45	0,49	0,13	-0,53	-0,64

Em relação aos fatores abióticos e os índices ecológicos, a profundidade apresentou correlação negativa com D, indicando que houveram poucos organismos nas áreas mais profundas. Os teores de carbonato e MO correlacionaram positivamente com a maioria dos índices, exceto D_{per}. Já os teores de COT correlacionaram positivamente com D_{poly} e H'. Os teores de P-total, AMF e Lama correlacionaram positivamente com todos os descritores, enquanto que Cascalho, AMG, AG e AM correlacionaram negativamente. Isso mostra uma tendência de sedimentos mais finos e ricos favorecerem a presença de animais da macrofauna, enquanto sedimentos mais grosseiros não favorecem a colonização e permanência da fauna bentônica onde fatores como a instabilidade física, abrasão e pouca disponibilidade de nutrientes, podem condicionar a distribuição dos organismos.

Em relação à toxicidade, a toxicidade de sedimento integral correlacionou negativamente com a maioria dos descritores, exceto D_{per}. A toxicidade de elutriados correlacionou negativamente com D_{poly}, e a toxicidade

de ISA correlacionou negativamente com D_{poly} e H' . Isso indica claramente que sedimentos tóxicos tenderam a apresentar menos organismos, menos espécies e menor diversidade (Tabela 27), ou seja, além dos tensores ambientais, discutidos acima, os efeitos tóxicos causados por contaminantes também parecem ter um papel importante na estruturação da comunidade bentônica.

TABELA 26 – Correlações entre os descritores ecológicos e as variáveis sedimentológicas para o Porto do Mucuri

	Prof	CaCO ₃	MO	COT	P-total	Cascalho	AMG	AG	AM	AF	AMF	Lama
D	-0,48	0,46	0,57	0,34	0,56	-0,69	-0,76	-0,48	-0,56	0,37	0,83	0,62
D_{Poly}	-0,02	0,87	0,87	0,77	0,74	-0,65	-0,79	-0,50	-0,45	0,38	0,85	0,79
D_{per}	-0,06	0,06	0,02	-0,10	0,59	-0,13	-0,22	-0,48	-0,53	-0,37	0,51	0,39
S	-0,38	0,48	0,53	0,34	0,59	-0,70	-0,82	-0,69	-0,69	0,41	0,86	0,63
H'	-0,35	0,53	0,58	0,40	0,57	-0,71	-0,83	-0,68	-0,68	0,49	0,84	0,63

TABELA 27 – Correlações entre os testes de toxicidade e os descritores ecológicos para o Porto do Mucuri

	D	D_{Poly}	D_{per}	S	H'
SI	-0,43	-0,65	-0,06	-0,50	-0,51
ELU	0,03	-0,40	0,12	-0,08	-0,13
ISA	-0,35	-0,78	-0,01	-0,36	-0,42

Considerando as evidências de influência da toxicidade dos sedimentos sobre a macrofauna, a análise de ordenação mostra a distribuição das espécies e a sua correlação com as variáveis. Os autovetores (Eigenvalues) gerados pelo teste de Monte Carlo são apresentados na tabela 28 e a distribuição espacial das variáveis e estações na figura 24. As espécies correlacionadas com os eixos foram: *Tellina mera*, Magelonidae, Orbiniidae, Terebellidae apresentaram correlação negativa com eixo 1, enquanto *M. quinquiesperforata* teve correlação positiva. Já Cirratulidae, Glyceridae, Magelonidae, Nereidae, Pilargidae e Spionidae apresentaram correlação negativa com o eixo 2, enquanto *M. quinquiesperforata*, Penaeidae e *Psammokaliapseudes* apresentaram correlação positiva com esse eixo. Já as variáveis COT, Areia Muito Fina e P-total correlacionaram negativamente com

eixo 1, enquanto as frações mais grossas do sedimentos (cascalho, AMG, AG, AM, AF) correlacionaram positivamente. Em relação ao eixo 2, carbonatos, MO, COT e P-total correlacionaram negativamente, enquanto cascalho, AMG, toxicidade de sedimento integral, elutriatos e interface sedimento-água correlacionaram positivamente (Tabela 29).

TABELA 28 – Autovetores (eixos) gerados pela Ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto do Mucuripe.

Eixos	Estresse nos dados randomizados		Estresse nos dados reais (teste de Monte Carlo)			p
	Estresse	Diferença	Média	Min.	Max.	
1	50.812	.000	41.189	19.822	51.548	.9300
2	8.294	42.518	16.379	8.048	33.148	.0300

TABELA 29 - Autovalores gerados pela Ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto do Mucuripe.

Pontos	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Variável	Eixo 1	Eixo 2
M1	-0.565	-0.675	<i>Tellina mera</i>	-0,776	-0,031	Prof	0,111	-0,14
M2	0.345	-0.246	<i>M. quinquesperforata</i>	0,494	0,63	CaCO ₃	-0,256	-0,837
M3	-0.535	-0.431	Cirratulidae	0,026	-0,567	MO	-0,083	-0,864
M4	0.505	-0.966	Glyceridae	-0,394	-0,603	COT	-0,263	-0,853
M5	-0.736	0.670	Magelonidae	-0,674	-0,655	P-total	-0,683	-0,536
M6	-0.684	-0.431	Nereidae	-0,208	-0,668	Cascalho	0,449	0,421
M7	-0.104	-110.9	Orbiniidae	-0,494	-0,322	AMG	0,493	0,441
M8	0.578	1.060	Pilargidae	0,18	-0,625	AG	0,49	0,17
M9	0.443	1.083	Sigallionidae	0,286	-0,237	AM	0,636	0,145
M10	0.752	1.046	Spionidae	-0,182	-0,636	AF	0,444	-0,049
			Terebellidae	-0,544	0,175	AMF	-0,903	-0,212
			Nematoda	0,065	0,375	SI	0,356	0,579
			Penaeidae	-0,071	0,521	ELU	-0,053	0,511
			<i>Psammokalliapseudes</i> sp	-0,071	0,521	ISA	0,617	0,858
			Amphipoda	-0,39	0,334			

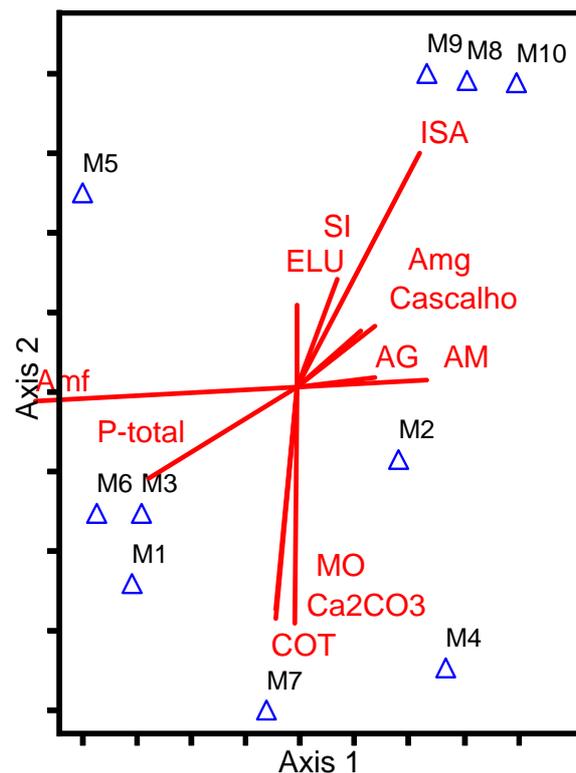


Figura 24 - Distribuição espacial das variáveis e estações, segundo a análise de ordenação para o Porto do Mucuripe.

Em suma, *T. mera*, Magelonidae, Orbiniidae e Terebellidae parecem estar associadas a sedimentos finos, ricos em carbono e P-total; enquanto Cirratulidae, Glyceridae, Magelonidae, Nereidae, Pilargidae e Spionidae associaram com carbonatos e variáveis que indicam enriquecimento orgânico (MO, COT, P-total). Aparentemente, essas espécies tenderam a ser negativamente influenciadas pela toxicidade e também pela presença de frações mais grosseiras do sedimento. Isso indica influência da granulométrica sobre a estrutura da comunidade, além de fatores como carbonatos, enriquecimento orgânico e toxicidade.

Os grupos formados pela ordenação MDS, com as matrizes de dados (bióticos e abióticos), se assemelham bastante aos formados pela análise de agrupamento (cluster – feita apenas com as espécies), exceto para a estação M8. A diferença entre esses dois resultados possivelmente decorre do fato da MDS usar todas as espécies encontradas nas amostras, enquanto a análise de agrupamento usou apenas as espécies que ocorreram ao menos em 2 estações. De qualquer forma, observa-se a formação de um grupo com as

amostras não tóxicas (ou menos tóxicas) – M8, M9, M10, e um grupo com amostras tóxicas M1, M3, M6 e M7. As demais (M2, M4, M5) se isolaram das demais. Esses resultados apresentam concordância entre as análises empregadas, mostrando a influência da toxicidade sobre a distribuição do bentos.

4.4.2 - Terminal Portuário do Pecém

De modo geral, é preciso salientar que as correlações aplicadas para estas estações não tem a mesma robustez que as correlações aplicadas para o Porto do Mucuripe, em função de só terem sido amostrados 5 estações, portanto essa análise pretende observar algumas tendências gerais. A profundidade correlacionou positivamente com MO, COT, N-total, P-total, e negativamente com AMG e AG (frações grosseiras) – isso pode indicar que pontos mais profundos tiveram sedimentos mais ricos e com mais AG, porém como a profundidade variou pouco entre os pontos de amostragem, é possível que essas correlações sejam artefatos matemáticos, sendo então necessário realizar novas investigações no local. Já carbonatos, MO, COT, P-total e N-total correlacionaram positivamente entre si, e também com as frações medianas do sedimento (AG, AM e AF). Já AMF correlacionou negativamente com todas essas variáveis, o indicativo de áreas de deposição seria a sua correlação com MO, CaCO_3 e COT, isso mostra um reflexo das obras que foram feitas ali, principalmente o enrocamento e posteriormente o derrocamento. A fração Lama correlacionou negativamente somente com CaCO_3 (Tabela 30).

TABELA 30 – Correlações entre as variáveis sedimentológicas para o Terminal Portuário do Pecém

	Prof	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total
MO	0,81	0,78	1,00	*	*	*
COT	0,71	0,79	0,97	1,00	*	*
N-total	0,60	0,89	0,94	0,98	1,00	*
P-total	0,75	0,84	0,97	0,94	0,95	1,00
AMG	-0,51	0,13	-0,18	-0,18	-0,13	-0,27
AG	0,47	0,62	0,78	0,90	0,85	0,69
AM	-0,16	0,82	0,44	0,58	0,70	0,49
AF	-0,11	0,73	0,39	0,55	0,67	0,49
AMF	-0,25	-0,91	-0,75	-0,85	-0,92	-0,79
Lama	0,29	-0,43	-0,08	-0,27	-0,39	-0,22

Os dados produzidos pelos diferentes testes de toxicidade apresentaram correlação positiva (SI x ELU = 0,68; SI x ISA = 0,63; ISA x ELU = 0,53), indicando boa concordância, apesar das diferentes matrizes testadas e diferentes formas de exposição. Houve uma tendência dos testes de toxicidade correlacionarem positivamente com as frações medianas do sedimento (AG, AM, AF) e com os teores de carbonato, MO, COT, N-total, P-total, sendo essas frações não tóxicas. Com isso, houve correlação negativa da toxicidade (nos 3 testes) com os teores de AMF e Lama. A toxicidade de ISA correlacionou positivamente com a profundidade, enquanto a de SI correlacionou também com os teores de AMG. Isso sugere que sedimentos mais tóxicos, os quais possam estar contaminados, tenderam a ser aqueles com frações mais finas e lamosas. Esse comportamento sugere que uma eventual situação de contaminação, somada aos baixos teores de MO, COT, N e P totais em sedimentos arenosos e com os altos teores de carbonatos, apresentem pouca capacidade de adsorção de contaminantes, mesmo nas áreas que favorecem a deposição (Tabela 31).

TABELA 31 – Correlações entre os testes de toxicidade e as variáveis sedimentológicas para o Terminal Portuário do Pecém

	Prof	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total	AMG	AG	AM	AF	AMF	Lama
SI	0,13	0,89	0,68	0,76	0,83	0,66	0,40	0,80	0,90	0,73	-0,92	-0,42
ELU	-0,37	0,37	0,11	0,33	0,38	0,08	0,34	0,64	0,82	0,76	-0,65	-0,71
ISA	0,58	0,54	0,78	0,90	0,84	0,72	-0,31	0,94	0,54	0,60	-0,77	-0,44

Em relação à profundidade, a maioria dos descritores correlacionou positivamente, exceto a D ($r = 0.36$, pouco representativa). D_{per} e D_{poly} tiveram comportamento oposto, em relação aos carbonatos, MO, COT, P-total e N-total. Já os demais índices indicaram alguma correlação negativa com AG, AM, AF e positiva com lama e AMF. Isso sugere que sedimentos mais finos apresentam assembléias de organismos mais organizadas. Isso sustenta a hipótese de que os contaminantes estão associados a essas características sedimentológicas, fazendo com que sedimentos mais ricos organicamente, os quais proporcionam alimentos aos animais bentônicos, e mais carbonáticos, levem a diminuição de peracáridos e predomínio de poliquetos (Tabela 32).

Em relação à toxicidade, SI correlacionou positivamente com D e negativamente com D_{per} , enquanto ELU correlacionou negativamente com S e H' . Já ISA correlacionou negativamente com D_{per} . Isso indica alguma influência da toxicidade sobre o bentos. Sedimentos mais tóxicos tendem a ter menos peracáridos, poucas espécies e baixa diversidade (tabela 33).

TABELA 32 – Correlações entre os descritores ecológicos e as variáveis sedimentológicas para o Terminal Portuário do Pecém.

	Prof	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total	AMG	AG	AM	AF	AMF	Lama
D	0,36	0,24	0,47	0,40	0,31	0,27	0,59	0,49	0,06	-0,25	-0,16	0,56
Dpol	0,57	0,42	0,50	0,44	0,49	0,66	-0,78	0,06	0,08	0,31	-0,34	-0,30
Dper	-0,90	-0,62	-0,92	-0,80	-0,76	-0,90	0,21	-0,52	-0,12	-0,06	0,47	-0,24
S	0,52	-0,26	0,24	0,11	-0,06	0,04	0,21	0,13	-0,54	-0,72	0,35	0,88
H'	0,50	-0,40	0,10	-0,07	-0,23	-0,07	0,07	-0,12	-0,73	-0,86	0,54	0,95

TABELA 33 – Correlações entre os testes de toxicidade e os descritores ecológicos para o Terminal Portuário do Pecém.

	D	Dper	S	H'
SI	0,46	-0,44	-0,13	-0,37
ELU	0,07	0,27	-0,41	-0,64
ISA	0,24	-0,52	0,02	-0,18

Em relação a análise de ordenação, os autovetores (Eigenvalues) são apresentados na tabela 34 e a distribuição espacial das variáveis e das estações na figura 25. Com isso, temos as espécies *L. brasilianum*, *A. disparile*, e as famílias Nereididae e Pholoididae apresentando correlação negativa com o eixo 1, enquanto Orbiniidae, Sigallionidae e Nematoda tiveram correlação positiva. Quanto ao eixo 2, *Strigila sp.*, Cirratulidae, Sigallionidae e Nematoda apresentaram correlação negativa e *A. disparile*, Nereididae e Pholoididae tiveram correlação positiva. Quanto às variáveis, AMF e Lama correlacionaram negativamente com o eixo 1, e carbonatos, N-total, frações medianas do sedimento (AM, AF) e toxicidade (sedimento integral e elutriatos) correlacionaram positivamente. A profundidade, teor de AG e toxicidade ISA correlacionaram positivamente, enquanto AM e AF e toxicidade de elutriatos correlacionaram negativamente. O ponto P1 correlacionou positivamente com o eixo 1, enquanto P2 e P4 correlacionaram negativamente. Quanto ao eixo 2, os Pontos 1 e 5 correlacionaram negativamente, enquanto P3 e P4 tiveram correlação positiva (Tabela 35). Esses resultados mostram que as espécies foram afetadas pela profundidade, pela textura dos sedimentos, presença de carbonatos, N-total e toxicidade.

TABELA 34 – Autovetores (eixos) gerados pela ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Terminal Portuário do Pecém.

Eixos	Estresse nos dados randomizados		Estresse nos dados reais (teste de Monte Carlo)			p
	Estresse	Diferença	Média	Min.	Max.	
1	10.070	.000	26.579	.000	47.031	.1700
2	4.081	5.989	4.000	.000	28.549	.7600

TABELA 35 – Correlação das variáveis e estações com os autovalores gerados pela ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Terminal Portuário do Pecém

Estação	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Variável	Eixo 1	Eixo 2
P1	1.228	-.566	<i>L. brasilianum</i>	-0,421	0,32	Prof	-0,213	0,869
P2	-.463	-.101	<i>C. caribea</i>	-0,197	-0,395	CaCO3	0,548	-0,202
P3	.017	.867	<i>Strigilla</i>	-0,146	-0,585	MO	0,332	0,38
P4	-.981	.666	<i>A. disparile</i>	-0,533	0,928	COT	0,391	0,352
P5	.199	-.8656	Cirratulidae	-0,022	-0,679	N-total	0,503	0,169
			Nereididae	-0,533	0,928	P-total	0,363	0,305
			Orbiniidae	0,862	-0,267	AG	0,269	0,434
			Pholoididae	-0,737	0,495	AM	0,8	-0,519
			Sigallionidae	0,423	-0,404	AF	0,954	-0,513
			Nematoda	0,789	-0,866	Amf	-0,673	0,15
						Lama	-0,967	0,612
						SI	0,433	-0,19
						ELU	0,682	-0,481
						ISA	0,39	0,443

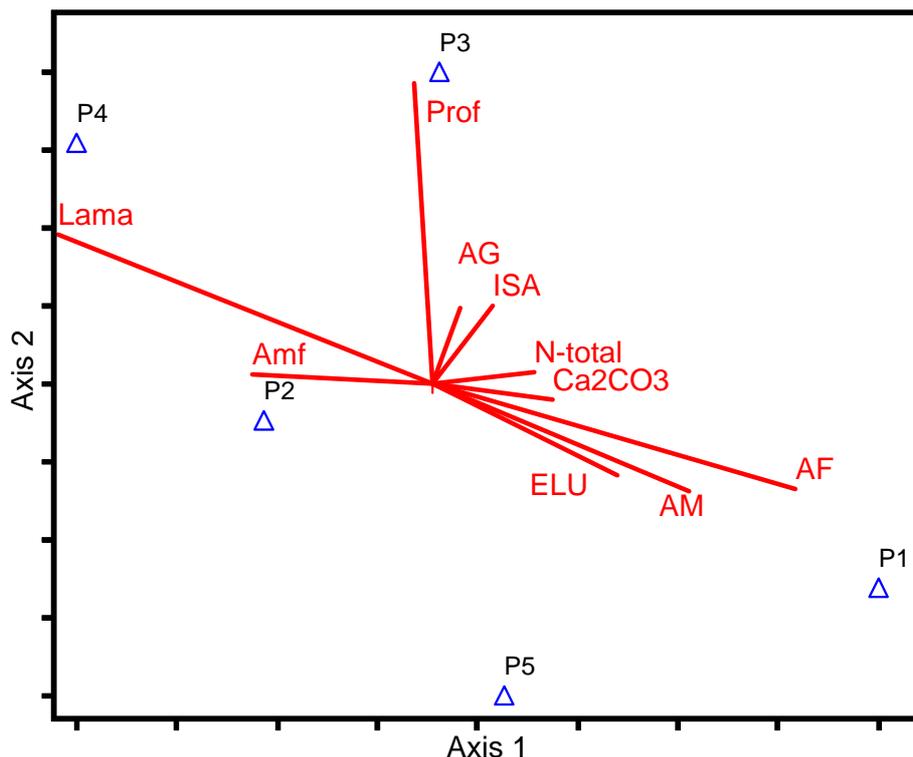


FIGURA 25 - Distribuição espacial das variáveis e estações, segundo a análise de ordenação para o Terminal Portuário do Pecém.

4.4.3 - Porto de Santos

Assim como a ressalva feita na análise para o Terminal Portuário do Pecém, para o Porto de Santos as correlações não tem a mesma robustez que as correlações aplicadas para o Porto do Mucuripe, em função do número de estações amostradas (5), sendo aplicada para a verificação de tendências gerais. Observando essas correlações, a profundidade correlacionou negativamente com os teores de MO, COT, N-total, P-total e AG. Já a salinidade correlacionou positivamente com os teores de carbonato e AM, e negativamente com os teores de P-total e lamas. Os teores de carbonato correlacionaram positivamente com MO, COT, AM e AMF, e negativamente com P-total e Lama. N-total apresentou correlação positiva com AG e MO, enquanto P-total apresentou correlação positiva com AG e negativa com AM. Isso indica que nos locais com maior influência marinha, os sedimentos foram mais ricos em carbonatos e arenosos, e por outro lado, nas áreas com influência continental (interior do estuário), os sedimentos foram mais finos e ricos organicamente, principalmente em teores de P-total. Isso pode indicar também que a origem do fósforo seja o aporte fluvial, e pode ser um indício de

que o despejo de esgotos nos rios que chegam ao estuário (Tabela 36) influencia o sedimento.

TABELA 36 - Correlações entre as variáveis sedimentológicas para o Porto de Santos.

	Prof	Salinidade	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total
Prof	1	*	*	*	*	*	*
Salinidade	0,39	1,00	*	*	*	*	*
CaCO ₃	-0,22	0,58	1,00	*	*	*	*
MO	-0,77	-0,25	0,57	1,00	*	*	*
COT	-0,90	0,00	0,50	0,79	1,00	*	*
N-total	-0,90	-0,22	0,03	0,48	0,85	1,00	*
P-total	-0,41	-0,90	-0,65	0,03	-0,02	0,34	1,00
AG	-0,53	-0,29	-0,24	-0,07	0,28	0,62	0,65
AM	0,32	0,98	0,67	-0,20	0,04	-0,21	-0,84
AF	0,06	0,30	-0,35	-0,64	-0,06	0,32	0,10
AMF	-0,07	-0,19	0,46	0,67	0,12	-0,30	-0,20
Lama	-0,07	-0,67	-0,40	0,31	-0,07	-0,07	0,31

Os resultados dos testes de toxicidade apresentaram diferenças, que geraram correlações positivas fortes entre ELU e ISA ($r= 0,95$), ambos com fases líquidas, e correlações negativas entre eles e SI (-0,64 e -0,84 respectivamente). É possível que nesse caso, a resposta observada no teste com sedimento integral se deveu a um grupo de contaminantes, enquanto nos ensaios com fases líquidas a toxicidade se deveu a outro grupo, incluindo a amônia não ionizada, que é ao mesmo tempo contaminante e interferente para esse tipo de teste, já que a maioria das amostras não foram tóxicas. Sendo assim, observa-se que a toxicidade de SI apresentou correlação positiva com a profundidade e com AF, e correlações negativas com carbonatos, MO, COT, N-total e AMF, portanto, tóxicas quanto maior essas frações. Para as fases líquidas, houve o oposto, com correlações negativas e fortes com a profundidade, e correlações positivas com MO, COT, N-total, P-total, AG (Tabela 37).

TABELA 37 - Correlações entre os testes de toxicidade e as variáveis sedimentológicas para o Porto de Santos.

	Prof	Salinidade	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total	AG	AM	AF	AMF
SI	0,79	0,18	-0,66	-0,97	-0,81	-0,49	-0,03	-0,08	0,07	0,54	-0,59
ELU	-0,93	-0,66	-0,07	0,62	0,69	0,82	0,71	0,66	-0,58	-0,03	0,00
ISA	-0,99	-0,46	0,24	0,81	0,85	0,82	0,46	0,51	-0,37	-0,17	0,18

Quanto aos descritores ecológicos, observou-se que a profundidade correlacionou com os descritores utilizados (D, D_{poly}, S e H'), ou seja, quanto mais profunda a estação de coleta, mais espécies e indivíduos eram encontrados. O teor de carbonatos correlacionou negativamente com D_{poly}, enquanto MO, COT e N-total correlacionaram negativamente com os descritores, sugerindo que o enriquecimento orgânico, no caso do Sistema Estuarino de Santos, ambiente que recebe aporte de matéria orgânica por fontes naturais e antrópicas (Siqueira *et al.*, 2006; Medeiros & Bicego, 2004) pode ser prejudicial ao bentos, onde o aporte antrópico se dá pela matéria orgânica presente em efluentes, chorume e drenagem urbana contém várias substâncias tóxicas associadas como metais, hidrocarbonetos e outros compostos. Houve uma correlação negativa e fraca entre P-total e riqueza, sugerindo um efeito desses compostos ou de substâncias que entram no sistema pela mesma fonte. Houve ainda correlações negativas entre os teores de AG e riqueza, Ni e H' (Tabela 38). Os descritores apresentaram correlações positivas com a toxicidade de sedimento integral (pois não houve toxicidade na maioria das amostras) e negativas com as toxicidades de elutriatos (a qual a toxicidade foi influenciada pela amônia), sendo a toxicidade para ISA, tendo valores mais coerentes, com menores valores para os índices em função da toxicidade (tabela 39).

TABELA 38 – Correlações entre os descritores ecológicos e as variáveis sedimentológicas para o Porto de Santos.

	Prof	CaCO ₃	MO	COT	N-total	P-total	AG
D	0,96	-0,36	-0,90	-0,94	-0,81	-0,21	-0,26
Dpoly	0,80	-0,64	-0,67	-0,95	-0,78	0,16	-0,36
S	0,89	0,03	-0,43	-0,81	-0,99	-0,42	-0,70
H'	0,93	-0,13	-0,55	-0,90	-0,99	-0,29	-0,60

TABELA 39 – Correlações entre os testes de toxicidade e os descritores ecológicos para o Porto de Santos.

	D	Dpol	S	H'
SI	0,88	0,75	0,46	0,57
ELU	-0,83	-0,56	-0,84	-0,82
ISA	-0,95	-0,75	-0,82	-0,85

Pela análise de ordenação, os autovetores (Eigenvalues) são apresentados na tabela 40 e a distribuição espacial das variáveis e das estações na figura 26. S1 e S3 correlacionaram positivamente com o eixo 1, e S5 se correlacionou negativamente. Quanto ao eixo 2, S1 e S2 correlacionaram negativamente, enquanto S3 e S4, positivamente. Quanto aos grupos taxonômicos, as famílias Goniadidae e Sigallionidae correlacionaram negativamente com o eixo 1, enquanto Lumbrineridae, Pilargidae e *Eurypanopeus* correlacionaram positivamente. Já com o eixo 2, Cirratulidae, Goniadidae, Lumbrineridae, Onuphidae, Pilargidae e Sigallionidae correlacionaram negativamente, e apenas *Eurypanopeus* correlacionou positivamente.

Quanto às variáveis, salinidade, teor de carbonatos e AM correlacionaram positivamente ao eixo 1. Teores de P-total, Lama e toxicidade de elutriados correlacionaram negativamente com esse eixo (Tabela 41). A profundidade e a toxicidade de sedimento integral apresentaram correlação negativa com o eixo 2, enquanto os teores de carbonatos, MO, COT, AG, e a toxicidade de elutriados e ISA apresentaram correlação positiva. Em suma, a assembléia de organismos pareceu ser influenciada por diversos fatores, como profundidade, características do sedimento, enriquecimento orgânico, níveis de P-total e toxicidade (Figura 26). A toxicidade pareceu ser um fator importante, influenciando todas as espécies (ao menos aquelas consideradas na MDS).

TABELA 40 – Autovetores (eixos) gerados pela Ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto de Santos.

Eixos	Estresse nos dados randomizados		Estresse nos dados reais (teste de Monte Carlo)			p
	Estresse	Diferença	Media	Min.	Max.	
1	23.626	.000	32.920	.000	62.541	.1300
2	.000	23.626	9.107	.000	42.783	.1800

TABELA 41 – Correlação das variáveis e estações com os autovalores gerados pela ordenação multi-dimensional não paramétrica para o Porto de Santos

Estação	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Variável	Eixo 1	Eixo 2
S1	.561	-.771	Cirratulidae	0,013	-0,567	Prof	0,256	-0,877
S2	-.018	-.794	Goniadidae	-0,928	-0,404	Salinidade	0,955	-0,159
S3	.505	.612	Lumbrineridae	0,434	-0,576	CaCO3	0,695	0,582
S4	.196	1.103	Onuphidae	0,251	-0,82	MO	0,017	0,841
S5	-1.244	-.150	Pilargidae	0,655	-0,611	COT	0,312	0,832
			Sigallionidae	-0,785	-0,512	P-total	-0,935	0,134
			Eurypanopeus	0,436	0,929	AG	-0,133	0,448
						AM	0,945	-0,005
						AF	0,187	-0,165
						Amf	-0,052	0,103
						Lama	-0,723	-0,243
						SI	-0,072	-0,867
						ELU	-0,569	0,666
						ISA	0,056	0,991

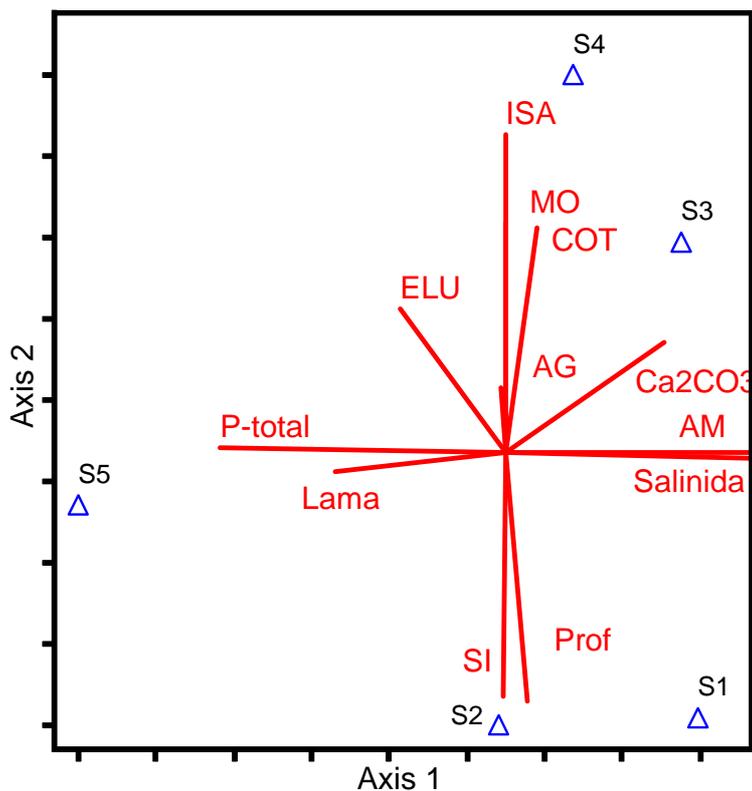


FIGURA 26 - Distribuição espacial das variáveis e estações, segundo a análise de ordenação para o Porto de Santos.

5 - DISCUSSÃO

Os sedimentos de áreas portuárias são comumente contaminados, tornam-se tóxicos, e podem oferecer riscos à biota. Embora os esforços para redução e controle das emissões de poluentes, os sedimentos dessas áreas permanecem contaminados e constituindo-se como fonte de grandes quantidades de contaminantes, para a biota e a coluna d'água, resultado de falhas nas ações de gestão ambiental e planejamento (Casado-Martínez *et al.*, 2006). Nesse contexto, a utilização de testes de toxicidade e da análise da macrofauna bentônica, evidenciaram indícios de alterações ambientais decorrente das atividades portuárias.

Segundo Bezerra *et al.* (2007), na implementação do Porto do Mucuripe, aspectos da hidrodinâmica costeira não foram avaliados, gerando impactos observados a cerca de 20 Km de Fortaleza. A construção do quebra-mar acarretou em uma alteração no transporte de sedimentos, que ocorre no sentido leste-oeste, tendo o seu transporte interrompido e na região abrigada do porto, a difração das correntes induzidas pelo quebra-mar gera o assoreamento do assoalho por sedimentos mais finos (Maia *et al.*, 1998). É provável que essa alteração nos processos hidrodinâmicos, que também favorece a deposição dos sedimentos próximo ao porto, na zona de “abrigo” das correntes, influencie na dispersão de compostos, gerando uma zona de baixa energia, comprometendo a qualidade das águas da região com a concentração de contaminantes aumentando a suscetibilidade dos mesmos a atingirem os sedimentos. Bezerra *et al.* (2007), numa avaliação preliminar da qualidade das águas na região abrigada observou valores acima dos previstos para águas salinas de Classe 1 (Brasil, 2005) para demanda bioquímica de oxigênio (BOD), compostos nitrogenados e sulfetos, além de altos níveis de óleos e graxas e coliformes termotolerantes (TTC).

Os sedimentos coletados no presente estudo foram classificados como arenosos, tendo a maioria das estações apresentado sedimentos com altos teores de areia fina e muito fina, sendo também mais ricos organicamente nas áreas de maior profundidade (altos teores de MO, COT e P-total). Os sedimentos com maiores contribuições das frações mais grosseiras corresponderam aos das estações M9 e M10, cujos teores de lama (silte

+argila) variaram entre 0,08 e 24,03%. Segundo Marques (2008), na maior parte da plataforma externa (a partir de 40m de profundidade) os sedimentos são predominantemente constituídos de cascalho, já na plataforma interna, (profundidade abaixo dos 2m) predominam areias com algum cascalho, com o conteúdo de lama não atingindo a 2,5%. Sendo assim, é possível afirmar que a composição e distribuição das frações granulométricas nas diferentes profundidades podem estar associadas aos efeitos hidrodinâmicos de transporte de sedimento, induzidos pelo quebra mar, criando áreas de maior e menor deposição, uma vez que os sedimentos não deveriam ter mais do que 2,5% de lama, conforme Marques (2008).

Sobre os teores de MO, COT, P-total e N-total, os resultados apontam para um enriquecimento orgânico. Os valores de MO encontrados foram superiores aos dos estudos realizados por Vasconcelos & Melo (1996), que encontraram entre 1,08 e 10,38 % na região abrigada do porto. Freire *et al.* (2004) observaram valores entre 0,76 e 38,9%, para sedimentos de fácies terrígenas na costa cearense. Maia (2004) encontrou teores médios variando entre 0,86 e 5,50% em sedimentos costeiros ao longo da região metropolitana de Fortaleza, com os maiores valores próximos a região do porto. Esses trabalhos mostram dados similares aos encontrados no presente estudo, indicando o enriquecimento orgânico na região ao longo do tempo.

Os valores de COT foram considerados baixos, estando entre 0,16 e 1,43%, e a princípio, a sua distribuição indica que as maiores concentrações estão justamente nas regiões mais lamosas. Segundo Siqueira *et al.* (2006), o carbono e o nitrogênio nas suas formas orgânicas são os principais constituintes da matéria orgânica depositada nos compartimentos de fundo: porém, baixos teores de N-total foram encontrados (0,02 e 0,03 %), indicando que esses teores de amônia tenham origem alóctone, podendo ser introduzidos na região através da drenagem urbana ou através do lançamento de esgotos e efluentes.

Os teores de fósforo total (P-total) variaram entre 0,09 e 0,48%. Segundo Barcellos *et al.* (2003) O fósforo é um elemento que ocorre em ambientes da superfície terrestre, principalmente na forma de orto-fosfato (P_2O_7), sendo um nutriente essencial para a síntese orgânica no ambiente

marinho. Filippelli (1997) reporta valores de fósforo total de 0,07 % (21-23 $\mu\text{mol/g}$) para regiões oceânicas do atlântico equatorial, relatando ainda um incremento no aporte de fósforo nas proximidades das zonas costeiras, sendo esse enriquecimento gerado nas zonas costeiras por fatores antrópicos e processos biogeoquímicos. A Resolução CONAMA n° 344 (2004), sugere um valor de alerta para P-total de 0,20 % (2000 ppm) para sedimentos marinhos, ao qual acima deste, existe a possibilidade de risco ao ambiente. Marins *et al.* (2007) reportaram teores próximos de fósforo total para a região da foz do Rio Jaguaribe entre 0,32 e 0,33% e ainda segundo os autores, esses valores apresentam-se dentro da faixa relatada para ambientes marinhos carbonáticos não impactados. Na região do Porto do Mucuripe, os teores foram considerados altos, acima 0,20% nas estações M1, M2, M3, M4, M5 M6 e M7, as quais estão sob influência direta das atividades do porto e próximas as fontes potenciais de contaminação (descarte de efluente e proximidade a costa).

Os teores de carbonatos variaram entre 5,74 e 34,96%, com os maiores valores nas estações de maior profundidade, onde são realizadas as dragagens, sugerindo que esses sedimentos possam ser sub-superficiais, expostos pelas dragagens e/ou por serem áreas mais profundas, favoreçam a sedimentação de carbonatos. Vasconcelos & Melo (1996) encontraram valores entre 3,36 e 13,86% e Maia (2004), teores entre 7,46 e 45,59%. Esses valores corroboram os teores característicos da plataforma interna da região, onde a fração carbonática consiste de carbonato biogênico com mais de 75% de carbonato de cálcio, chegando a 95%, tendo a variação nos teores de carbonatos de 0,2 a 95% (Lacerda & Marins, 2006; Marques, 2008).

Em relação aos testes de toxicidade, os resultados encontrados no teste de toxicidade com sedimento integral apontaram as amostras M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7 e M8 com algum grau tóxico, apresentando valores significativos de mortalidade ao anfípodo *Tiburonella viscana*.

Melo e Nipper (2007) analisaram a influência da granulometria na sobrevivência do *T. viscana*, sob a condição de que sedimentos muito finos (condições extremas de predomínio de argilas muito plásticas) podem danificar as brânquias dos organismos e as frações grosseiras (condições extremas de

predomínio absoluto de Areias Grossas ou Muito Grossas) induzirem um elevado gasto energético durante a escavação, sugerindo a utilização da espécie para avaliação de sedimentos de diferentes frações granulométricas com a seguinte ressalva. No Porto do Mucuripe as estações que apresentaram os sedimentos mais grosseiros foram M9 e M10 (areia grossa e cascalho), as quais tiveram os maiores índices de sobrevivência, descartando o fator granulométrico como causa dos efeitos observados, pois a composição dos sedimentos não apresentou características de condições extremas, indicando como causa a provável presença de contaminantes.

Nillin (2008) ao avaliar a qualidade dos sedimentos do estuário do Rio Ceará, observou toxicidade em amostras de sedimento integral para o anfípodo *T. viscana*, com mortalidade variando de 34 a 47%, tendo ocorrido correlação com os teores de Zn, Cu, Pb e Cr. Porém, a autora não encontrou relação direta entre os efeitos e concentração dos metais, sugerindo que outros compostos, aliados a esses metais, também possam ter sido responsáveis pela toxicidade.

Em relação aos testes com a água intersticial, Chapman (2002) enfatiza que apesar de apresentarem uma resposta melhor e mais sensível para organismos da infauna, a influência de compostos como amônia e sulfetos é considerada interferente relevante e freqüente, induzindo a resultados falso-positivos e interpretação errônea dos resultados.

Para a região estudada, para as estações M1, M4 e M7, a forma de exposição a esse componente do sedimento foi considerada tóxica, sendo detectados altos teores de amônia. Nas demais estações, mesmo com as diluições, os teores estiveram abaixo do valor considerado como interferente as larvas de ouriço *Lytechinus variegatus*, estimado em 0,05 mg/L por Prósperi (2002). Como na região existe a emissão de esgotos e efluentes, é provável que esse composto não seja um interferente natural, que para o teste, a conjugação de outros compostos junto com a amônia, pode ser a causa do efeito tóxico, corroborando com outros estudos realizados que envolveram análise da água intersticial (Beiras, 2002; Wauhob *et al.*, 2007).

Segundo Camargo & Alonso (2006), a interação da amônia com outros compostos como Cu, Zn, cloretos e fenóis podem resultar em efeitos sinérgicos

potencializando o efeito tóxico. O descarte de efluentes, conforme a sua composição, pode se tornar numa fonte relevante de compostos nitrogenados ao ambiente aquático e no ambiente em questão, o descarte de efluentes oriundo de processos de refino de petróleo, os esgotos dos navios, e das praias próximas, pode ser considerada uma fonte significativa de amônia e outros compostos ao ambiente.

No teste de toxicidade da interface sedimento-água foram observados baixos índices de desenvolvimento larval para as amostras de estações mais interiores do porto, conseqüentemente mais próximas às fontes, sugerindo a transferência de compostos do sedimento para a coluna d'água adjacente, determinando o efeito sobre os organismos epibentônicos, e, em menor grau, para os planctônicos. Wauhob *et al.* (2007), observou a transferência na interface sedimento-água dos metais Cd, Cu e Al, além de compostos orgânicos como pesticidas, determinando efeitos sobre larvas de ouriço-do-mar *Arbacia punctulata* e ao copépodo *Schizopera knabeni*, em amostras de sedimentos da Baía de Corpus Christi, no Texas (EUA). Cesar (2003) avaliando a contaminação por metais nos sedimentos da Baía de Portman (Espanha), observou toxicidade na interface sedimento-água para larvas dos ouriços do mar *Arbacia lixula* e *Paracentrotus lividus*, tendo Zn, Pb, Al e Fe associados a matéria orgânica, relacionados aos efeitos tóxicos. Portanto, os efeitos observados neste estudo possivelmente foram causados por contaminantes presentes no sedimento.

Os elutriatos apresentaram toxicidade apenas para as estações próximas ao píer petroleiro (M2, M3, M4 e M6). Considerando essa forma de exposição uma manipulação que provoca uma diluição de compostos presente nos sedimentos, pode-se dizer a princípio que a disponibilização desses compostos na proporção avaliada 1:4 (sedimento/água) é baixa, porém, no que concerne a dragagens, as operações produzem elutriatos mais concentrados. Torres (2008) ao avaliar a composição do *overflow*⁴ das dragas que operam no aprofundamento do canal do Porto de Santos, observou um aumento significativo dos teores de metais e de compostos orgânicos (PAH) no material

⁴ Overflow: mistura de água e partículas finas de sedimentos dragados, que são devolvidas à coluna d'água no momento da dragagem.

do interior da draga, em relação ao sedimento do local de coleta, antes da operação.

Ainda em relação aos efeitos de poluentes em organismos, Castro *et al.*(2007) observaram a ocorrência de caracteres sexuais masculinos em fêmeas de moluscos da família Muricidae, num fenômeno biológico conhecido como imposex, o qual é um importante indicador de contaminação ambiental por compostos organoestênicos, os quais são acumulados pelos moluscos, desregulando o seu sistema endócrino e aumentando os níveis de testosterona, estimulando o desenvolvimento do imposex (Antizar-Ladislao, 2008). Estes compostos são utilizados como biocidas e estão presentes em tintas anti-incrustantes usadas nas embarcações e que apresentam alta toxicidade (Inoue *et al.*, 2007; Antizar-Ladislao, 2008).

Dentre os principais grupos de contaminantes comumente encontrados em regiões portuárias, na região do porto do Mucuripe, Vasconcelos & Melo (1996) estudaram a evolução da contaminação dos sedimentos da área em função das primeiras operações de dragagem, ocorridas entre 1979 e 1989, observando uma diminuição dos teores de óleos e graxas, detectados nos sedimentos, porém os autores enfatizaram que mesmo com o decréscimo dos valores, de 8,1% a 0,51% em peso seco, os teores continuaram altos. Esses teores podem estar relacionados ao aporte de óleos ou compostos derivados de petróleo na coluna d'água, os quais podem atingir os sedimentos.

Considerando a região susceptível a aportes eventuais e/ou acidentais em função das operações do porto, que possui um terminal petrolífero e recebe descartes de efluentes de uma refinaria de petróleo, é provável que esses teores de óleos e graxas estejam relacionados a essas atividades. Na região do Canal de São Sebastião (SP), a qual possui o terminal de óleos mais importante do Brasil, o DTCS (Terminal Marítimo da PETROBRÁS), Medeiros & Bicego (2007) encontraram teores de hidrocarbonetos alifáticos entre 0.04 e 8.53 $\mu\text{g/g}^{-1}$ e aromáticos totais variando de 20.4 a 200.3 ng/g^{-1} e marcadores de petróleo, que foram detectados entre 51.1 to 422.0 ng/g^{-1} sendo esses teores relacionados aos descartes realizados na região, ainda que o hidrodinamismo local seja muito alto e favoreça a dispersão dos poluentes lançados pelo efluente do DTCS.

Os metais apresentam potencial tóxico e podem apresentar efeitos subletais e acumular-se nos tecidos dos organismos. Nos sedimentos, os metais podem ser adsorvidos nas partículas dos sedimentos, formar complexos com carbonatos (CaCO_3), óxidos de ferro (FeOOH) e manganês (Mn-OOH), carbono orgânico (COT) e sulfetos voláteis (AVS), sendo esses importantes carreadores geoquímicos que regulam a mobilidade, a biodisponibilidade e conseqüentemente a toxicidade desses elementos (Di Toro *et al.*, 1990; Chapman, 1999; Riba *et al.* 2003). Esse comportamento geoquímico é ainda influenciado por fatores ambientais como pH, temperatura, potencial de oxidação e no que diz respeito ao seus efeitos sobre a biota, hábitos alimentares e comportamentais dos organismos em questão (Chapman, 1999).

Maia (2004) observou um incremento nos teores de Hg, Cu, Pb e Al nos sedimentos da região metropolitana de Fortaleza, relatando uma influência do porto na distribuição desses metais, com correlações significativas com a matéria orgânica e Al e Fe como carreadores, mostrando que os teores de carbonatos não exerceram uma boa eficácia na retenção de metais. Mais recentemente, Maia *et al.* (2007) encontraram também altos valores para Cu, e Fe em áreas próximas a das estações de coleta do presente estudo, as quais apresentaram efeitos tóxicos. Aguiar (2005) ao interpretar a partição geoquímica de alguns metais em sedimentos da costa de Fortaleza, pela abertura total e parcial das amostras, não observou diferenças significativas, embora as diferenças dos teores sejam em função do método de abertura empregado, com valores considerados baixos em relação a outras regiões da costa brasileira. Isso sugere que mesmo em baixas quantidades, esses elementos podem estar pouco imobilizados pelos complexos acima citados, aumentando a sua biodisponibilidade, produzindo os efeitos tóxicos.

Sobre a macrofauna bentônica, no Porto do Mucuripe, o grupo mais abundante foi o dos poliquetos, seguido pelos crustáceos e pelos moluscos. Yunda (2007) ao avaliar a composição espacial e temporal da macrofauna bentônica na região de disposição do emissário submarino de Fortaleza, observou a mesma forma de composição da macrofauna, com os poliquetos como grupo mais abundante, seguido pelos moluscos e pelos crustáceos. Ainda segundo o autor, o estudo não evidenciou uma relação direta da

descarga do efluente na estrutura da macrofauna, sendo as características ambientais, principalmente o tipo de sedimento, responsáveis por essa distribuição. Os valores de densidade também foram maiores que os encontrados neste estudo, com valores entre 5226 e 7488 organismos/m² e diversidade entre 1,31 e 2,94.

Com o auxílio dos testes de toxicidade e da caracterização sedimentológica, e o uso de diferentes análises integrativas, é possível afirmar que a estrutura da comunidade bentônica na região do Porto do Mucuripe é condicionada pelos fatores naturais e pela toxicidade. As estações M9 e M10, que apresentaram os menores valores para os índices ecológicos, além de apresentarem toxicidade crônica para água intersticial, compreendem áreas com sedimentos mais grosseiros, indicativos de região de alto hidrodinamismo. As estações cujos sedimentos foram mais tóxicos no teste com sedimento integral, que corresponde a efeitos agudos e mais severos para os organismos bentônicos, foram M1, M2, M3 M4, M5, M6, M7 e M8; apresentaram índices ecológicos aparentemente um pouco melhores que as estações que não apresentaram toxicidade e registro de contaminantes, de acordo com a literatura (M9 e M10). Tal fato mostra que dentre os fatores que condicionam a distribuição das comunidades, a textura dos sedimentos e o hidrodinamismo da região atuam primariamente, sendo a toxicidade, a qual é um indicativo de contaminação, um fator que atua secundariamente na composição e estrutura da comunidade bentônica da região. Abessa *et al.* (2008) atentam para esse papel secundário, mas não menos importante, da toxicidade sobre o bentos. Portanto, a análise da comunidade bentônica deve ser minuciosa, pois situações como essa pode se traduzir em erros de interpretação (o que ocorreria facilmente em relação a M9 e M10), levando a erros na tomada de decisões no momento de gerenciar a atividade e a qualidade ambiental.

Os sedimentos do Terminal Portuário do Pecém foram classificados como arenosos tendo predomínio de areia fina e muito fina, e com os teores de lama (silte +argila) variando entre 4,42 a 14,30%, corroborando com as características apresentadas antes da implementação do terminal, onde o diâmetro médio dos grãos fora da ordem de 0,25 mm (Chagas, 2000). Os teores de MO encontrados foram ligeiramente superiores aos encontrados nos

estudos realizados na costa de Fortaleza (Vasconcelos & Melo, 1996; Maia 2004). Os valores de COT foram considerados baixos, estando entre 0,51 e 1,35% sendo as maiores concentrações encontradas nas regiões abrigadas, sob influência do quebra-mar. Os teores de N-total e P-total foram considerados baixos, porém maiores que os encontrados na região do Porto do Mucuripe e nas demais regiões citadas (Marins *et al.*, 2007; Filippelli, 1997).

Os teores encontrados de carbonatos e, variaram entre 24,78 e 36,96%, teores concordantes com as características da plataforma interna da região, que conforme já citada, apresenta até cerca de 95% de carbonato biogênico (Lacerda & Marins, 2006; Marques, 2008).

Segundo Vieira (2007), durante a construção do quebra-mar, houve a interrupção temporária do transporte de sedimentos, causando grande assoreamento a Sudeste e erosão a Noroeste da estrutura, com redução da linha de costa a Noroeste, a qual foi restabelecida em cerca de 5 anos após sua retirada, resultando no retorno das condições normais da movimentação dos sedimentos e na gradual recuperação do equilíbrio da linha de costa nas adjacências do porto e gerando uma grande área de deposição nas adjacências. Os resultados da caracterização sedimentológica confirmam essa situação, uma vez que as cinco estações amostradas se encontram dentro dessa área de deposição, influenciada pela estrutura do porto, apresentando valores que indicam o enriquecimento orgânico na região.

Sobre os testes de toxicidade, a análise do sedimento integral embora tenha apresentado efeito tóxico (em P1 e P2), esse resultado possa estar associado a um artefato matemático em função da não variância nos controles, porém a redução observada na sobrevivência dos anfípodos deve ser levada em consideração, uma vez que a granulometria não indicou presença de frações muito finas ou grosseiras. Nesse sentido, a análise da água intersticial com o controle dos interferentes naturais, no caso a amônia, pode mostrar uma situação mais concreta, com as estações P3, P4 e P5 (a noroeste da estrutura) sendo consideradas efetivamente tóxicas.

Os testes com as demais fases líquidas apresentaram toxicidade em todas as estações no teste com interface sedimento-água, e nas estações P2 e P4 no teste com os elutriados, sugerindo a possibilidade transferência de

substâncias para a coluna d'água. Embora baixos níveis de amônia tenham sido detectados, é possível que os sulfetos tenham contribuído com esses efeitos, tendo em vista o aparente enriquecimento orgânico dos sedimentos. Losso *et al.* (2007) ao avaliarem a influência de sulfetos no desenvolvimento de larvas do ouriço do mar *Paracentrotus lividus* e da ostra *Crassostrea gigas* expostas a estimaram valores de sensibilidade para essas espécies, não encontrando correlações entre o efeito observado e os teores de sulfetos estimados nas frações líquidas de sedimentos do Lago de Veneza (Itália) as quais as larvas foram expostas. De qualquer forma, é necessário o conhecimento da sensibilidade do ouriço-do-mar *L. variegatus* aos sulfetos para o melhor entendimento do papel desse composto na toxicidade de fases líquidas de sedimento.

Em relação às fontes conhecidas de contaminantes na região do Porto do Pecém, o único lançamento pontual de efluentes é realizado através de um emissário, que tem seu ponto de lançamento médio a 1500m de distância do quebra-mar, com a dispersão dos lançamentos fora da área das estações de coletas (Santos, 2002).

A possível entrada de contaminantes nos compartimentos ambientais da região pode estar relacionada as atividade portuárias por fontes difusas através da poluição por acidentes ou por perdas durante operações de carga e descarga com a liberação de lixo, petróleo e seus derivados, substâncias presentes em tintas anti-incrustantes e também pelo aporte continental, com a lixiviação de contaminantes. Cornelissen *et al.* (2008) observaram a contribuição do *runoff* em áreas urbanas adjacentes a dois portos Noruegueses (Oslo e Drammen) na distribuição de contaminantes orgânicos como pesticidas, bifenilas poli-cloradas (PCB) e compostos organoestânicos, como o tributílo-estanho (TBT) em sedimentos da região portuária.

A questão das obras de implementação do porto também deve ser levada em consideração, pois houve a barragem dos sedimentos para a construção do quebra-mar, que foram transportados de leste pelas correntes de deriva e podem ter influencia de fontes como o Porto do Mucuripe, A região Metropolitana de Fortaleza, o Emissário submarino e o Rio Ceará. Com isso,

mesmo após a liberação do transporte dos sedimentos, é possível que parte desse material ainda permaneça na região.

Castro *et al.* (2007) observaram também a ocorrência de imposex em fêmeas de moluscos da família Muricidae na região do Terminal Portuário do Pecém, indicando a contaminação por compostos organoestênicos, os quais conforme já relatado no presente estudo, apresentam alta toxicidade. Maia *et al.* (2007) ao avaliarem a concentração de metais na região do terminal, encontraram altos valores para cádmio (Cd). Com isso, é necessária na região, a realização de mais estudos sobre a presença de contaminantes no sentido de identificar as fontes poluidoras e entender o efeito desses compostos aos organismos.

Sobre a macrofauna bentônica, no Terminal portuário do Pecém, o grupo mais abundante foi o dos moluscos, seguido pelos poliquetos e pelos nematodos. Essa forma de distribuição foi diferente da encontrada por Yunda (2007), em estudos da macrofauna bentônica na costa da região metropolitana de Fortaleza. É possível que diferenças quanto à amostragem, e também fatores naturais (hidrodinamismo, granulometria) e antrópicos (obras, descarte de contaminantes) tenham sido responsáveis por essa diferença, tendo em vista que a fauna na região do Pecém tem certa semelhança com os pontos M8, M9 e M10 na região do Mucuripe.

Dentre os fatores que condicionam a distribuição das espécies, o sedimento predominantemente arenoso, indica uma região de grande hidrodinamismo, e tendo em vista a recente construção do terminal portuário (com obras que provocaram grandes alterações ambientais, ainda que temporárias em fase de recuperação, em especial a retenção de sedimentos e sua posterior liberação – o que teve reflexos sobre processos geoquímicos e biológicos), é possível afirmar que esse hidrodinamismo e o transporte de sedimentos pelas correntes, que ocorre na região por entre as estruturas de acesso ao quebra mar (Vieira, 2007) tenha uma influência importante para a comunidade bentônica, a qual apresentou pouca abundância com o predomínio de bivalves.

Já o Porto de Santos está localizado numa região que apresenta diversas fontes de contaminação, como drenagem urbana, lançamentos de

esgotos clandestinos, lançamentos de efluentes do complexo industrial de Cubatão, e que vem sendo objeto de estudos sobre a qualidade ambiental desde a década de 70. A contaminação dos sedimentos da região por metais, hidrocarbonetos poli-aromáticos (PAH), PCB e cianetos, entre outros compostos, é reconhecida como potencial risco aos ecossistemas e a biota local (Lamparelli *et al.*, 2001; Abessa, 2002).

Um dos maiores problemas do Porto diz respeito à necessidade de dragagem do seu canal de navegação, devido às altas taxas de assoreamento, que chegam à 2.700.000 m³/ano somente no porto organizado⁵, e a presença de contaminantes nos seus sedimentos. Segundo Torres (2008), desde 1995 já foram dragados 23x10⁶ m³ de sedimentos no local, sendo a disposição do material dragado feita em mar aberto, a sudoeste da ilha da Moela (litoral do Guarujá).

Os sedimentos da região do Porto de Santos, no presente estudo foram classificados como arenosos (areia fina e muito fina) com os teores de lama (silte +argila) variando entre 6,17 e 17,41%, valores próximos aos encontrados por Prósperi (2002), mas menores que os observados por Abessa *et al.* (2002; 2008), que encontraram sedimentos variando de lamas arenosas e areias lamosas (interior do estuário) a areias (barra do porto, já na Baía de Santos) Essas diferenças podem ter se devido a dragagens efetuadas, entre 2006 e 2007, conforme indicado no EIA-RIMA de aprofundamento do canal de navegação, apresentado pela CODESP em 2008. Os teores de MO encontrados foram ligeiramente superiores aos encontrados por Cesar *et al.* (2007) e Siqueira *et al.* (2006). Os valores de COT foram estimados entre 1,71 e 3,88%, corroborando com valores reportados em outros estudos na região (Abessa, 2002; Siqueira *et al.*,2006; Sousa *et al.*, 2007; Torres, 2008). Os teores de N-total variaram entre 0,54 e 0,58, valores maiores que os reportados por Abessa (2002), Siqueira *et al.*(2006) e Sousa *et al.*(2007).

Os níveis de P-total foram altos, maiores que os encontrados por Barcellos *et al.* (2006) na região do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-

⁵ Segundo EIA-RIMA sobre Dragagem de aprofundamento do canal de navegação, bacias de evolução e berços de atracação do Porto Organizado de Santos – São Paulo, e disponível para consultas no Escritório Regional do IBAMA de Santos.

Iguape (SP), região considerada pouco impactada, porém com impactos incipientes já observados na porção norte do sistema, devido a ocupação humana. Os teores indicam a existência de um gradiente do interior em direção ao exterior do estuário, padrão de distribuição já reportado por Abessa (2002) para diversos contaminantes em função da localização das fontes de contaminação, sobretudo os descartes de efluentes industriais do Pólo industrial de Cubatão, que possui empresas produtoras de fertilizantes, cujos efluentes apresentam níveis de fósforo na sua composição (Lamparelli *et al.*, 2001). Aguiar & Braga (2007) observaram a contaminação das águas do canal de Santos por formas inorgânicas de fósforo, mostrando a baixa eficiência na sua diluição, onde a sua adsorção ao material particulado faz com que ocorra a sedimentação desses compostos.

O resultado do teste de toxicidade com sedimento integral apresentou toxicidade apenas para a estação S3, na Ilha Diana. Torres (2008) embora não tenha encontrado toxicidade ao copépodo bentônico *Nitocra sp*, observou teores relativamente altos de Hg e de HPA totais em sedimentos dessa estação. Em relação às outras estações, Cesar *et al.* (2007) e Abessa *et al.* (2008) observaram uma alta mortalidade dos anfípodos, efeitos relacionados a contaminação por metais, HPA e PCB. É provável que a redução na toxicidade, quando os resultados deste trabalho são comparados com dados pretéritos, esteja relacionada às atividades de dragagem, as quais reduzem os níveis de contaminantes nos sedimentos superficiais, pela remoção das camadas mais contaminadas.

Sobre a água intersticial, a incerteza na conclusão nos resultados se deve a interferência da amônia nas amostras, que apresentaram altos valores. Prósperi (2002) através da análise da toxicidade de amostras de água intersticial da região do sistema estuarino de Santos, estimou a CL12-24h (que corresponde à concentração a partir da qual ocorre um efeito biologicamente significativo a 12% dos organismos expostos) num valor limiar de 0,05 mg/L, onde acima desse valor, efeitos relacionados a esse composto podem ocorrer. Ainda assim, Abessa (2002) considerou preocupante a existência de efeitos causados pela amônia, pois a região recebe grande carga de efluentes industriais e domésticos contendo altas concentrações dessa substância.

Os testes de toxicidade com a interface sedimento-água indicaram toxicidade nos sedimentos de todas as estações estudadas. Prosperi (2002) também encontrou toxicidade em estações próximas, sendo observada a transferência de alguns metais como Pb, Ni e Cu, e também de HPA. Ainda segundo a autora, a exposição de gametas e embriões de equinodermos a metais pesados induzem a interrupção do desenvolvimento larval. Dessa forma, é provável que os efeitos observados possam ser resultado dessa transferência de compostos.

No teste de toxicidade com elutriatos, a estação S5 não apresentou sedimento tóxico, já nas demais estações foram observados efeitos significativos nos organismos expostos aos respectivos sedimentos, porém tais efeitos foram considerados inconclusivos em função da interferência da amônia, assim como no teste com a água intersticial. Sousa *et al.*(2007) e Torres (2008) observaram toxicidade em elutriatos em áreas próximas as estações que fazem parte desse estudo, evidenciando que embora inconclusivos os efeitos podem estar relacionados a presença de contaminantes, os quais têm potencial para afetar a coluna d'água se forem ressuspensos.

É importante mencionar que para os sedimentos do Porto de Santos, os dados indicam uma melhora em relação ao passado recente, o que pode estar relacionado com dragagens realizadas em datas anteriores à coleta, porém a permanência de efeitos crônicos indica que o problema não foi resolvido – e como as fontes não foram devidamente controladas (Abessa, 2002), contaminantes continuam sendo depositados nos sedimentos, ou seja, o problema não foi eliminado. Desse modo, as dragagens parecem funcionar apenas como atenuadores: removem camadas contaminadas, mas como o fluxo de contaminantes para os sedimentos permanece inalterado, os processos de acúmulo se mantêm, fazendo com que, ao longo do tempo, as concentrações de contaminantes (e conseqüentemente a toxicidade) voltem a atingir níveis críticos.

Em relação à comunidade bentônica, na região do Porto de Santos, os poliquetas formaram o grupo mais abundante, totalizando mais de 90% dos organismos encontrados. Considerados os principais componentes da

macrofauna bentônica, tanto em número de indivíduos como em número de espécies, o grupo desempenha um importante papel na produtividade bêmica secundária (Muniz & Pires, 1999) e em ambientes impactados, a dominância desse grupo também é um indicativo de possíveis impactos da comunidade bentônica (Van Dolah *et al.*, 1999). Embora também tenha encontrado um baixo número de indivíduos e espécies, Abessa (2002) verificou uma maior variedade de grupos taxonômicos na região, podendo ser um indicativo dos efeitos de dragagens relativamente recentes à coleta do presente estudo, e que tenham causado a remoção tanto do substrato como dos organismos. Ainda segundo o autor, a comunidade no canal de Santos já deveria ter características de organismos pioneiros e/ou oportunistas, devido aos aspectos físicos do estuário, com os efeitos da contaminação reforçando essa situação.

Sobre a integração dos resultados, a análise da estrutura da comunidade bentônica é uma importante ferramenta para descrever mudanças espaciais e temporais, indicando o estado de saúde de um ecossistema, sendo sua aplicação recomendada no monitoramento de áreas contaminadas (Heip 1992; Van Dolah *et al.*, 1999; Muniz & Venturini, 2001). Abessa *et al.* (2008) já indicavam que a estrutura do bentos pode ser influenciada pela toxicidade, cujo papel pode ser, em alguns casos, tão ou mais importante que os fatores naturais, principalmente se os níveis de contaminação provocam alta toxicidade. Carr *et al.*, (2008) ao avaliarem a toxicidade em um emissário na Baía de Corpus Christi, no Texas, demonstraram que os testes de toxicidade quando usados para estimar os padrões espaciais de descargas de efluentes, se apresentam fortemente correlacionados com alterações observadas na comunidade bentônica. Ainda, segundo os autores, a toxicidade da água intersticial se correlacionou fortemente com a diversidade encontrada, reforçando o papel da toxicidade na composição faunística.

Os contaminantes causam geralmente a redução na diversidade, riqueza de espécies, biomassa individual e proliferação de algumas poucas espécies consideradas oportunistas e/ou tolerantes aos distúrbios (Diaz, 1992). Segundo Reish (1986) em regiões portuárias de Los Angeles e Long Beach, estudos de bentos mostraram a ocorrência de poucos organismos, em comparação com as

regiões externas dos portos, relacionando esses efeitos à influência de lançamentos de efluentes e esgotos.

De modo geral, os índices de densidade de organismos, riqueza, e diversidade foram considerados baixos. Nesse sentido, a interpretação deve ser muito criteriosa, devendo haver um bom entendimento de processos naturais, assim como a influência de fatores antrópicos não diretamente relacionados à contaminação, como é o caso do presente estudo. No Porto do Mucuripe, o enrocamento (pelo quebra-mar), gerou uma área de sedimentação que por si só já altera o bentos (pela mudança na granulometria e no hidrodinamismo); no Terminal Portuário do Pecém, a questão das obras com a barragem temporária do transporte de sedimentos leva a mudanças na composição sedimentar similar ao Mucuripe; no Porto de Santos, o fato de estar num sistema estuarino complexo e por sofrer as dragagens também devem ser considerados como condicionantes fundamentais para entendimento do bentos, onde os fatores naturais influenciaram no comportamento dos índices, contrários ao que foi esperado. Com isso, para a aplicação do estudo de bentos é necessário um profundo conhecimento dos padrões e fatores de distribuição,

Uma vez que a distribuição dos organismos bentônicos é condicionada por fatores ambientais e por fatores antrópicos, como presença de contaminantes (Pearson & Rosenberg, 1978), no presente estudo, a caracterização granulométrica e a avaliação da toxicidade dos sedimentos, fundamentados nos trabalhos já realizados que indicam a presença de contaminantes nessas regiões, corroboram essa hipótese e mostram o comprometimento da qualidade dos sedimentos.

A tabela 42 mostra uma síntese conclusiva das abordagens ecotoxicológicas e ecológicas empregadas, já devidamente interpretadas. Nesse sentido, temos, no Porto do Mucuripe, tem-se as estações mais tóxicas (M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7 e M8), com exceção de M8, apresentando macrofauna mais rica com predominância de organismos oportunistas (poliquetos) e que poderiam ser erroneamente interpretadas como menos impactadas, por estarem mais bem estruturadas. Por outro lado, as estações menos tóxicas, M9 e M10, regiões de grande hidrodinamismo e com

sedimentos mais grosseiros e pobres organicamente, as quais apresentaram poucos organismos, não oportunistas (equinodermos e crustáceos peracáridos) e que também poderiam ser erroneamente interpretadas como impactadas em detrimento das condições naturais (hidrodinamismo e textura dos sedimentos) limitando a comunidade bentônica.

No Terminal Portuário do Pecém, no geral as estações apresentaram sedimentos arenosos, caracterizando a região como de alto hidrodinamismo (Chagas,2000), As estações mais tóxicas foram P3, P4 e P5. Os descritores ecológicos utilizados não indicaram diferenças entre os pontos, embora a composição tenha diferido entre os diferentes pontos de coleta, com *L. brasilianum* sendo comum aos pontos P2, P3, P4 e P5, e dominância de moluscos também nesses pontos, o que provavelmente se deveu às características do substrato. Nesse cenário, é possível que, com os baixos teores de quelantes para eventuais contaminantes (como AVS, COT, MO), boa parte dos contaminantes esteja disponível para a biota, mesmo se as concentrações não forem tão altas, sendo então necessários mais estudos a respeito da relação entre geoquímica e efeitos biológicos.

No Porto de Santos, os sedimentos apresentaram toxicidade crônica, e não apresentaram toxicidade aguda (exceto em S3), o que seria esperado de acordo com a literatura (Abessa *et al.*, 2001; 2008; Cesar *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2007), o que provavelmente ocorreu em função das atividades de dragagem. Essas atividades não ocorrem na região de S3, justamente a única onde os sedimentos apresentaram toxicidade aguda, reforçando a suspeita de que em Santos a dragagem foi um fator importante para explicar os resultados.

A estrutura da comunidade bentônica apresentou um padrão de composição influenciada pelos gradientes estuarinos, com as áreas mais ricas e diversas ocorrendo onde há maior influência marinha (S1 e S2), onde os sedimentos foram mais arenosos e pobres organicamente em relação as demais estações. Nesse caso, o enriquecimento orgânico pode estar associado não só a fatores naturais, mas também a fatores antrópicos, como o despejo de resíduos e efluentes. De qualquer modo, tanto a distribuição das espécies quanto a estrutura das comunidades, nas três áreas estudadas, foram

influenciadas também pela toxicidade, conforme demonstraram as correlações e as análises exploratórias.

TABELA 42 – Síntese dos resultados das regiões estudadas

Estações	Toxicidade	Bentos	Conclusão
M1	Agudo e crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
M2	Agudo e crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
M3	Agudo e crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
M4	Agudo e crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
M5	Agudo e crônico	não alterado	Potencial risco de contaminação a biota
M6	Agudo e crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
M7	Agudo e crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
M8	Agudo e crônico	alterado	Evidência de alteração causada por fatores naturais isolados ou combinados com contaminantes
M9	Crônico	alterado	Evidência de alteração causada por fatores naturais
M10	Crônico	alterado	Evidência de alteração causada por fatores naturais
P1	Crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
P2	Crônico	não alterado	Potencial risco de contaminação a biota
P3	Agudo e crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
P4	Agudo e crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
P5	Agudo e crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
S1	Crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
S2	Crônico	Transição	Evidência de degradação causada por contaminantes
S3	Agudo e crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
S4	Crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes
S5	Crônico	alterado	Evidência de degradação causada por contaminantes

Sendo assim, e considerando a participação da toxicidade na estruturação do bentos, há a indicação de que, para os 3 portos estudados, a ação antrópica foi um fator importante de stress (Reish, 1986), e que esforços devem ser tomados para mitigar os impactos dos portos sobre as comunidades aquáticas.

A Agenda Ambiental Portuária é um plano de políticas estratégicas que vem sendo implementado no país desde 1998, com articulação entre diversos setores do governo, como os Ministérios do Meio Ambiente e dos Transportes, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM), com o objetivo da adequação do setor portuário brasileiro aos parâmetros ambientais vigentes, em consonância com o Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro – GERCO, o qual, por sua vez, trata das atividades de dragagens e o lançamento de efluentes (industriais e domésticos) em áreas portuárias como impactos diretos da operação e atividade (CIRM, 1998).

Com isso, é necessário que esse planejamento concilie essas políticas, com a aplicação efetiva e integral da legislação ambiental, em especial das resoluções CONAMA 344/04⁶ e 357/05⁷, que visam justamente garantir a sustentabilidade por meio de sua aplicação, sob os aspectos econômico, ecológico e social, considerando não só a qualidade das águas, mas também a qualidade dos sedimentos costeiros, em especial nas áreas portuárias, assim como a questão da dragagem e da disposição do material dragado. O controle das fontes gera, como consequência direta, a diminuição da poluição ambiental, produzindo então menos passivos ambientais e reduzindo a necessidade de ações mitigadoras, facilitando o licenciamento das operações de portos e atividades de dragagem, gerando baixos custos, condição fundamental ao desenvolvimento econômico.

⁶ Essa resolução dispõe sobre gestão de dragagens e disposição de sedimentos, inclusive aqueles contaminados.

⁷ Essa resolução dispõe sobre enquadramento dos corpos d'água nacionais, as classes de água e os padrões para emissão de efluentes.

6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A caracterização sedimentológica através da análise granulométrica, dos teores de carbonatos, matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio e fósforo totais mostraram indícios de enriquecimento orgânico e da existência de áreas de deposição nas três regiões estudadas. Essas áreas podem estar relacionadas a fatores antrópicos como enrocamento (com as estruturas de quebra-mar) associados a descarte de efluentes e esgotos, e fatores naturais como circulação, difração de ondas e gradiente estuarino, como processos atuantes nessa composição sedimentar;
- Para uma melhor comparação e entendimento dos impactos, para as áreas do litoral do Ceará é necessária a determinação de áreas de referência, de preferência a leste da região metropolitana de Fortaleza, a montante dos complexos portuários e que possibilite uma melhor avaliação das comunidades bentônicas nessa porção da plataforma continental. Para o Porto de Santos, por apresentar toxicidade aguda, a estação S3 não pode ser considerada como referência, sendo também necessária a escolha de outra área de referência;
- A utilização dos testes de toxicidade, que traduzem a expressão dos efeitos da presença e mistura de contaminantes, apresentaram toxicidade aguda em M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7, M8 no Porto do Mucuripe, P3, P4 e P5 no Terminal Portuário do Pecém e em S3, no Porto de Santos, indicando a má qualidade dos sedimentos dessas três áreas portuárias. Porém, devido a interferência da amônia, a utilização do teste crônico com larvas de ouriço-do-mar *L. variegatus* deve ser vista e interpretada com um critério maior, sendo recomendável a sua aplicação em conjunto com testes com sedimento integral e análises químicas do sedimento, buscando uma visão integrativa e um melhor diagnóstico;

- A aplicação dos índices ecológicos descritivos e de integridade biológica (grau de degradação) evidenciou alterações nas assembléias bentônicas nas três regiões, entretanto, o mesmo índice apresentou limitações quanto a relevância e influencia dos fatores naturais na composição da macro fauna bentônica, pois no presente estudo em áreas sujeitas ao hidrodinamismo com sedimentos grosseiros, a fauna bentônica foi influenciada diretamente por esses fatores, os quais não são considerados pelo índice;
- Em suma, a integração dos resultados mostraram a associação dos descritores ecológicos com os parâmetros sedimentológicos e também com a toxicidade, mostrando que as estrutura das comunidades bentônicas são influenciadas principalmente por fatores naturais, com a toxicidade exercendo um papel secundário no padrão de distribuição dos organismos.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ABESSA, D. M. S. 1996. Testes de toxicidade de sedimentos da região de Santos-SPBrasil, (24S,46W), utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* (Crustacea-Platyischnopidae) Thomas & Barnard (1983). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. São Paulo, SP. 97p.
- ABESSA, D. M. S. 2002. Avaliação da qualidade dos sedimentos do Sistema Estuarino de Santos, SP, Brasil. Tese de Doutorado. São Paulo. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 340p
- ABESSA, D. M. S., SOUSA E. C. P. M. & TOMMASI L. R. 2006 Utilização de testes de toxicidade na avaliação da qualidade de sedimentos marinhos. Revista de Geologia, Vol. 19, nº 2, 253-261.
- ABESSA, D. M. S.; BÍCEGO, M. C.; SARKIS, J. E.; HORTELLANI, M. A.; SOUSA, E. C.P. M. 2006b. Predictive power of sediment quality guidelines for sediments from the Santos Estuarine System. In: Jorge Herkovitz. (Org.). Salud Ambiental y Humana: una Vision Holística. Buenos Aires: SETAC Latinoamerica, v.1 , p. 55-57.
- ABESSA, D. M. S. ; CARR, R.S ; SOUSA, E.C.P.M ; RACHID, B.R.F.; ZARONI, L. P. ; PINTO, Y. A. ; GASPARRO, M. R. ; BÍCEGO, M.C. ; HORTELLANI, M. A. ; SARKIS, J. E. ; MACIEL, P.M. Integrative Ecotoxicological Assessment of a Complex Tropical Estuarine System.. In: T.N. Hoffer.. (Org.). **Marine Pollution: New Research**. New York City: Nova Science Publishers Inc, 2008, v. , p. 1-36ADAMS, W . J.; KIMERLE, R. A.; BARNETT JR, J. W. 1992. Sediment Quality and aquatic life assessment. Environ. Sci. Technol.. Vol. 26, No. 10, pp 1865-1875.
- AGUIAR, J. E. 2007. Comparação de metodologias para determinação da partição geoquímica de metais-traço em sedimentos da plataforma continental do Ceará. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências do Mar – Universidade Federal do Ceará.114p.
- AGUIAR, V.M.C.; BRAGA, E.S. 2007. Seasonal and tidal variability of phosphorus along a salinity gradient in the heavily polluted estuarine system of Santos/São Vicente – São Paulo, Brazil. Marine Pollution Bulletin 54: 464–488.
- AMARAL, A.C.Z.; NONATO, E.F. 1996. Annelida Polychaeta: Características, glossário e chaves para famílias e gêneros da Costa Brasileira. Campinas, SP. Editora da UNICAMP.123p.
- ANDERSON, BS; HUNT, J.W; PHILIPS, B.M.; FAIREY, R.; PUCKETT, H.M.; STEPHENSON, M.; TABERSKI, K.; NEWMAN, J. & TJEERDEMA, R.S. 2001. Influence of a sample manipulation on contaminant flux and toxicity at the sediment-water interface. Marine Environmental Research. 51: 191-211.
- ANTIZAR-LADISLAO, B. 2008. Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT)-contaminated marine environment. A review. Environment International 34,292–308.
- APHA. American Public Health Association. 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT. NBR 15350. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com ouriço do mar (Echinodermata: Echinoidea). 2006.
- BAPTISTA-NETO, J.A.; CRAPEZ, M; VILELA, C.G.; MCALLISTER, J.J. 2005 Concentration and bioavailability of heavy metals in sediments from Niterói harbour/S.E. Brazil. J Coast Res 21(4):811–817.
- BARCELLOS, R. L.; BERBEL, G.B. ; BRAGA, E. S.; FURTADO, V.V. 2006. Características e distribuição do fósforo sedimentar no verão de 2003 no sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, estado de São Paulo, Brasil. In: III Simpósio Brasileiro de Oceanografia, 2006, São Paulo. Cd room do III Simpósio Brasileiro de Oceanografia, 2006.
- BEIRAS, R. 2002. Comparison of Methods to Obtain a Liquid Phase in Marine Sediment Toxicity Bioassays with *Paracentrotus lividus* Sea Urchin Embryos. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 42, 23–28.
- BERTOLETTI, E. ; LAMPARELLI, M. C.; BEVILACQUA, J. E. ; PROSPERI, V. A. Propostas 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**. 1 ed. Antonina/PR: ADEMADAN/UNIBEM/MCT, 2008, v. 1, p. 104-113.
- BEZERRA, M. O. M.; OLIVEIRA, R. J.; PINHEIRO, L.S.; SABADIA, J.A. & FALCÃO, T.O. 2005. Aspectos do programa de gestão ambiental do porto de Fortaleza – Ceará. In: II Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2005. Vitória/ES.
- BEZERRA, M. O. M. ; GOMES, R. B.; FRANÇA, C. A. 2007. Preliminary characterization of the physical, chemical and bacteriological quality of the water from the portuary zone of Mucuripe, Fortaleza-Ceará, Brazil. In: 14th International Symposium on Pollutant Responses in Marine Organisms (PRIMO 14), 2007. Florianópolis/SC.
- BEZERRA, M.O.; PINHEIRO, L.; MORAIS, J.O. 2007. Shoreline Change of the Mucuripe Harbour Zones (Fortaleza-Ceará, Northeast of Brazil) 1972 – 2003. Journal of Coastal Research, Special Issue 50, 1163 – 1167pp.
- BIRCH, G. F., TAYLOR, S. E. 2002. Application of Sediment Quality Guidelines in the Assessment and Management of Contaminated Surficial Sediments in Port Jackson (Sydney Harbour), Australia. Environmental Management Vol. 29, No. 6, pp. 860–870.
- BRASIL. 2004. Resolução 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. Diário Oficial, Brasília, Edição nº 87 de 07/05/2004.
- BURGUESS, R.M.; SCOTT, K.J. 1992. The significance of in-place contaminated marine sediments on the water column: Processes and effects. In: Allen Burton, G., Jr. (Ed.), Sediment Toxicity Assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, p.313-340.
- BURTON, Jr., G.A. 1992. **Sediment toxicity assessment**. Lewis Publishers, Inc., Chelsea. 457p.

- BURTON JR, G. A. 1992. Sediment Collection and Processing Factors Affecting Realism. In: Allen Burton, G., Jr. (Ed.), **Sediment Toxicity Assessment**. Lewis Publishers, Boca Raton, p 37-66.
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* 32 (2006) 831–849.
- CARR, R. S.; KRAUSE, P.; MONTAGNA, P. 2008. Spatial and temporal patterns in toxicity around a municipal-industrial wastewater discharge in Corpus Christi Bay, Texas. In: **Marine Pollution: New Research**. Hofer, T. N.(Ed). Nova Science Publishers, Inc.
- CASADO-MARTÍNEZ, M.C.; BUCETA, J.L.; BELZUNCE M.J. & DELVALLS, T.A. 2006. Using sediment quality guidelines for dredged material management in commercial ports from Spain. *Environment International*. 32: 388 – 396.
- CASARINI, L. M.; GOMES, U. L.; TOMÁS, A. R. G. 1997. Would be Santos harbour dredged material dumping a reason of teratogeny on *Raja agassizi*?. In: Congresso Latino-Americano sobre Ciências do Mar- COLACMAR, 1997, Santos. VII Congresso Latino-Americano sobre Ciências do Mar. São Paulo,. v. 1. p. 152-152.
- CASTRO, P.; HUBER M. F., 2003. **Marine Biology. Fourth Edition**, New York:The McGraw–Hill Companies. 462p
- CCME. CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 1995. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Protocol, CCME EPC-98E.
- CEARAPORTOS. COMPANHIA DE INTEGRAÇÃO PORTUÁRIA DO CEARÁ. Disponível em <www.cearaportos.ce.gov.br> Acesso: 20 de maio, 2008.
- CESAR, A. 2003. Análisis ecotoxicológico Integrado de la contaminación marina en los sedimentos de la costa de Murcia: el caso de Portmán, Sudeste-España. Tese doutoral, Universidad de Murcia-España, 232p.
- CESAR, A.; GUIRAO, L. R. M.; VITA, R.; MARÍN, A. 2004. Amphipod and sea urchins tests to assess the toxicity of Mediterranean sediments: The case of Portmán Bay. *Scientia Marina*, v. 68, p. 205-207.
- CESAR, A.; CHOUERI, R.B.; RIBA, I.; MORALES-CASELLES, C.; PEREIRA, C.D.S.; SANTOS, A.R.; ABESSA, D.M.S.; DELVALLS, T.A. 2007. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). *Environment International* 33 : 429–435.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2008. Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo 2007. Relatório Técnico, 294 p.
- CHAPMAN P.M., DEXTER R.N., LONG E.R. 1987. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community structure (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37, 75–96.

- CHAPMAN, P.M.; WANG, F.; GERMANO, J.D.; BATLEY, G. 2002. Pore water testing and analysis: the good, the bad and the ugly. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, p. 359-366.
- CHAPMAN, P. M., HOLLERT H. 2006. Should the Sediment Quality Triad Become a Tetrad, a Pentad, or Possibly even a Hexad? . *Journal of Soils & Sediments* 6 (1) 4 – 8.
- CHAGAS, P.F. 2000. Influência da estrutura portuária sobre os processos hidrodinâmicos na região costeira do Pecém-CE. Dissertação de Mestrado. Fortaleza. Departamento de Engenharia hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. 145p.
- CHOUERI. R. B. 2008. Armonización de protocolos para la evaluación de sedimentos y materiales dragados en zonas costeras del Atlántico. Tese de Doutorado. Universidade de Cádiz, Espanha. 256p.
- CODESP, Companhia Docas do Estado de São Paulo. 2008. Autoridade Portuária do Porto de Santos. Disponível em < www.portodesantos.com/codesp.php> Acesso: 18 de outubro, 2008.
- CODESP, Companhia Docas do Estado de São Paulo. 2007. Autoridade Portuária do Porto de Santos. Plano de Desenvolvimento e Zoneamento do Porto de Santos. 179p.
- CORNELISSEN, G.; PETTERSEN, A.; NESSE, E.; EEK, E.; HELLAND, A.; BREEDVELD, G.D. 2008. The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities. *Marine Pollution Bulletin* 56 ,565–573.
- CRUZ-MOTTA, J.J. ;COLLINS, J. 2004. Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. *Marine Pollution Bulletin*. v 48 :270–280.
- DELVALLS, T.A & CONRADI, M. 2000. Avances en Ecotoxicología Marina: Comparación entre tests de laboratorio y estudios in situ para la evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos. *Ciencias Marinas*. 26 (1): 39-64.
- DIAZ,R.J. 1992 Ecosystem assessment using estuarine and marine benthic community structure. In: Allen Burton, G., Jr. (Ed.), *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, 67-85p.
- DIAZ, R.J.; ROSENBERG, R. 2008. **Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems**. *Science* **321**, pp926.
- DOCAS DO CEARÁ. Autoridade portuária. Banco de dados. Disponível em <<http://www.docasdoceara.com.br>> Acesso em 28 de fevereiro de 2008.
- FILIPPELLI, G.M. 1997. Controls on phosphorus concentration and accumulation in oceanic sediments. *Marine Geology* 139, 231-240.
- FRASER, C.; HUTCHINGS, P. & WILLIAMSON, J. 2006. Long-term changes in polychaete assemblages of Botany Bay (NSW, Australia) following a dredging event . *Marine Pollution Bulletin*. v 52:9, p 997-1010.
- FREIRE, G.S.S., LIMA, S., MAIA, L.P., LACERDA, L.D. (2004) Geochemistry of continental shelf sediments of the Ceará coast, NE Brazil. In: LACERDA, L.D., SANTELLI, R.E., DUURSMA, E.K., ABRÃO, J.J. (eds.). **Facets of Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments**. Springer Verlag, Berlin p: 365-378

- FÚLFARO, V.J & PONÇANO, W.L. 1976. Sedimentação atual do estuário e baía de Santos: Um modelo geológico aplicado a projetos de expansão da zona portuária, p. 67-90, in *Anais do Congresso da Associação Brasileira de Geologia de Engenharia*, Rio de Janeiro.
- GOES FILHO, H. A. 2004. Dragagem e gestão dos sedimentos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 162p.
- GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K., 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd ed. Weinheim, Verlag Chemie, 419p.
- GROSS, M.G. 1971. Carbon determination. In: Carver, R.E. (ed) *Procedures in Sedimentary Petrology*. New York, Wiley-Interscience, p. 573-596.
- HÄRDLE, W & SIMAR, L. 2007. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Second Edition. Berlin. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 455p.
- HEIP, C. 1992. Benthic studies: summary and conclusions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91: 265-269p.
- HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; BONETTI, J.; BONETTI, C. 2005. Evaluation of Mercury Contamination in Sediments from Santos - São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, Vol. 16, No. 6A, 1140-1149.
- INMACULADA RIBA, CARMEN CASADO-MARTÍNEZ, J. M. FORJA, T. A. DELVALLS. 2004. Sediment quality in the Atlantic coast of Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, No. 2, pp. 271–282.
- INOUE, S. ; OSHIMA, Y.; USUKI, H.; HAMAGUCHI, M.; HANAMURA, Y. ; KAI, N.; SHIMASAKI, Y.; HONJO, T. 2007. Effect of tributyltin on veliger larvae of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. *Chemosphere* 66, 1353–1357.
- JIMENEZ, J.; MAIA, L.P. 1999. Aeolian dune migration, NE Brazil. *Sedimentology*, v46, p689-701.
- KITZMANN, D.; ASMUS, M. 2006. Gestão ambiental portuária: desafios e Possibilidades. *Revista de Administração Pública*, Rio de Janeiro. 40(6):1041-60.
- LACERDA, L.D.; MARINS, R. V. 2005. Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na plataforma continental nordeste oriental do Brasil. *Geochemica Brasiliensis*, 20(1)123-135.
- LAMBSHEAD, P. J. D.; PATERSON, G. L. J. & CAGE, J. D. 1997. *BioDiversity. Professional Software Package*. The National History Museum and the Scottish Association for Marine Science.
- LAMBERSON, J.O.; DEWITT, T.H. & SWARTZ, R.C. 1992. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In: Allen Burton, G., Jr. (Ed.), *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, 183–211p.
- LAMPARELLI, M.L.; COSTA, M.P.; PRÓSPERI, V.A.; BEVILÁCQUIA, J.E.; ARAÚJO, R.P.A.; EYSINK, G.G.L.; POMPEIA, S. **Sistema Estuarino de Santos e São Vicente**. Relatório Técnico CETESB, São Paulo, SP, 2001, 178 p.

- LIB, W.; AHLF, W. 1997. Evidence from Whole-Sediment, Porewater, and Elutriate Testing in Toxicity Assessment of Contaminated Sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 36, 140–147.
- LONG, E.R.; CHAPMAN, P.M. 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Mar Pollut Bull* 16, 405–415.
- LORING, D.H.; RANTALA, R.T.T. 1992. Manual for geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-sciences Reviews*, Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam:32, p 235-283.
- LOSSO, C.; NOVELLI, A.A., PICONE, M.; MARCHETTO, D.; PANTANI, C.; GHETTI, P.F.; GHIRARDINI, A.V. 2007. Potential role of sulfide and ammonia as confounding factors in elutriate toxicity bioassays with early life stages of sea urchins and bivalves. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66 (2007) 252–257.
- MAIA, L.P.; JIMENEZ, J.A.; SERRA, J.; MORAIS, J.O. 1998. The Coastline of Fortaleza City. A product of environmental impacts caused by the Mucuripe Harbor. *Arquivo de Ciências do Mar*. 31(1-2): 93-100.
- MAIA, L. P.; BEZERRA, L. J. C.; CASTELO BRANCO, M.P.N. . Concentração de metais pesados nos sedimentos da zona do terminal portuário do Pecém CE. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR, 2007, Florianópolis. Anais XII COLACMAR, 2007.
- MAIA, L. P. BEZERRA, L. J. C. & GASTÃO, F. G. C. 2007. Concentração de metais nos sedimentos na área do porto do Mucuripe Ceará Brasil. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR, 2007, Florianópolis. Anais XII COLACMAR, 2007.
- MAIA, S.R.R. 2004. Distribuição e participação geoquímica de metais traço na costa norte de Fortaleza-CE. Dissertação de Mestrado. Fortaleza. Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará.
- MARINS, R. V.; PAULA-FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. 2007. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. *Quim. Nova*, Vol. 30, No. 5, 1208-1214,
- MARQUES, W.S. 2004. Geoquímica de carbonatos sedimentares da plataforma continental do Estado do Ceará e implicações oceanográficas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências. Recife, PE. 68p.
- MARQUES, W. S. 2008. Geoquímica de carbonatos da plataforma continental nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências. Recife, PE. 118p
- MEDEIROS, P. M.; BÍCEGO, M. C. 2004. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon inputs in sediments using geochemical markers. I. Santos, SP–Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 49 (2004) 761–769.
- MELO, G.A.S. 1996. Manual de Identificação dos Brachyura, Caranguejos e Siris do Litoral Brasileiro. São Paulo, Plêiade/ FAPESP. 604p

- MELO, S. L. R. 1993. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos: adequação de metodologia para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos. 172p.
- MELO, S. L. R.; ABESSA, D. M. S. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos como organismo-teste. In: NASCIMENTO, I.; SOUSA, E. C. P. M.; NIPPER, M. G. (Eds.). **Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil**. Salvador: Editora Artes Gráficas, Cap.16, p.163-1778, 2002.
- MORAES, A.C.R.1999. Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral brasileiro. São Paulo: Hucitec; Edusp, 229p
- MUNIZ, P.; PIRES, A. M. S. 1999. Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (southeastern Brazil). *Marine Biology*, 134: 517-528p.
- MUNIZ, P.; VENTURINI, N. 2001. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). *Braz. J. Biol.*, 61(3): 409-420
- MUNIZ, P., DANULAT, YANNICELLI, E.B., GARCÍA-ALONSO, J., MEDINA, G., BÍCEGO, M. C. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International* 29 (2004) 1019– 1028.
- NIPPER, M. G., ROPER, D. S., WILLIAMS, E. K., MARTIN, M. L., VAN DAM, L. F., MILLS, G. N. 1998. Sediment toxicity and benthic communities in mildly contaminated mudflats. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 17, No. 3, pp. 502–510.
- NRC, NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1997. **Contaminated Sediments in Ports and Waterways: Cleanup Strategies and Technologies**. Committee on Contaminated Marine Sediments. Marine Board, Commission on Engineering and Technical Systems, National Research Council. 320p.
- NRC. NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1985. **Dredging Coastal Ports: An Assessment of the Issues**. Marine Board Commission on Engineering and Technical Systems National Research Council .Washington, D.C. DACW72-82-C-0010. 223p.
- NILLIN, J. 2007. Avaliação da qualidade do sedimento do estuário do rio Ceará. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará. 107p.
- NIPPER, M.; CARR, R.S.; BIEDENBACH, J.M.; HOOTEN, R.L.; MILLER, K. 2002. Toxicological and chemical assessment of ordnance compounds in marine sediments and porewaters . *Marine Pollution Bulletin*. v. 44, p. 789–806.
- NOGUEIRA, M.L.; AUGUSTO, V. A.; CASTELO BRANCO, R.M. G.; CASTRO, D. L. 2005. Caracterização Geoambiental e Hidrogeológica da Zona Portuária do Pecém/CE. *Revista de Geologia*, Vol. 18, nº 2, 203-213.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311.

- POFFO, I. R. F. 2007. Gerenciamento de riscos socioambientais no complexo portuário de Santos na ótica ecossistêmica. Tese de Doutorado. São Paulo. Programa de pós-graduação em Ciência Ambiental. Universidade de São Paulo. 171p.
- POWER, E.A., CHAPMAN, P. 1992. Assessing Sediment Quality. In: **Sediment toxicity assessment**. BURTON, Jr., G.A. (ed) Lewis Publishers, Inc., Chelsea. p. 1-16.
- PRÓSPERI, V.A. 2002. Comparação de métodos ecotoxicológicos na avaliação de sedimentos marinhos e estuarinos. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos. 118p.
- REISH, D. J. 1986. Benthic invertebrates as indicators of marine pollution: 35 years of study. *IEE Oceans' 86 Conference Proceedings*. Washington, DC. 885-888p
- RIBA, I.; GARCÍA-LUQUE, E.; BLASCO, J.; DELVALLS, T.A. 2003. Bioavailability of heavy metals bound to estuarine sediments as a function of pH and salinity values. *Chemical Speciation and Bioavailability*. 15(4), 101-114.
- RIBA, I.; FORJA, J.M.; GÓMEZ-PARRA, A.; DELVALLS, T.A. 2004. Sediment quality in littoral regions of the Gulf of Cadiz: a triad approach to address the influence of mining activities. *Environmental Pollution* 132, 341-353.
- RIOS, E. 1984. *Sea Shells of Brazil*. 2nd Edition. Editora da FURG. Rio Grande, RS. 368p.
- ROBINSON, J.E.; NEWELL, R.C.; SEIDERER, L.J.; SIMPSON, N.M. 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research* 60:51-68.
- SALE, P.F.; BUTLER, M.J.; HOOTEN, A.J.; KRITZER, J.P.; LINDEMAN, K.C.; MITCHESON, Y. J. S.; STENECK, R.S.; VAN LAVIEREN, H. 2008. **Stemming Decline of the Coastal Ocean: Rethinking Environmental Management**, UNU-INWEH, Hamilton, Canada.
- SANTOS, J. S. 2002. Modelagem computacional da dispersão costeira de esgotos sanitários - o caso do emissário do Pecém. Dissertação de Mestrado. Fortaleza, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ. 108f
- SILVERIO, P.F. 2003. Bases técnico-científicas para derivação de valores - guias de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos. 145p.
- SIQUEIRA, G. W.; BRAGA, E.S.; MAHÍQUES, M.M.; APRILE, F.M. 2006. Determinação da matéria orgânica e razões C/N e C/S em sedimentos de fundo do estuário de Santos - SP/Brasil. *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, 2006, 39: 18 - 27.
- SOUSA, E. C. P. M.; ABESSA, D. M. S.; GASPARRO, M. R.; ZARONI, L. P.; RACHID, B. R. F. 2007. Ecotoxicological Assessment of Sediments from the Port of Santos and the Disposal Sites of Dredged Material. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 55, p. 75-81.
- STRICKLAND, J.D.H.; T.R. PARSONS. 1972. 2nd Edition. A practical handbook of sea-water analysis. *J. Fish. Res. Bd. Canada*. 167: 311 pp.

- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, EDUSP, 1973. 317 p.
- TORRES, R.J. 2008. Efeitos da dragagem sobre a qualidade de sedimentos contaminados do canal do porto de Santos: biodisponibilidade e toxicidade de metais e compostos orgânicos persistentes. Tese de doutorado. Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia-. Departamento de Química: UFSCar, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 177p.
- UNITED NATIONS. 2004. World Population to 2300. United Nations, Department of Economic and Social Affairs. New York, United States.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1991. Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal. EPA 503/8-91/001.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1994. Methods for assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. EPA/600/-94/025.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2003. A Compendium of Chemical, Physical and Biological Methods for Assessing and Monitoring the Remediation of Contaminated Sediment Sites. EPA/68-W-99-033. Duxbury, MA.
- VAN DOLAH, R.F.; J.L. HYLAND; A.F. HOLLAND; J.F. ROSE & T.R. SNOOTS. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the Southern USA. *Mar. Environ. Res.*, 48: 269-283.
- VIEIRA, L.A. 2007. Verificação e comprovação das modelagens hidrodinâmica e de transporte de sedimentos na área costeira do Porto do Pecém. Tese de Doutorado - Universidade Federal do Ceará. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. 207 f.
- WALKER, C.H.; HOPKIN, S.P.; SIBLY, R.M.; PEAKALL, D.B. 1996. **Principles of Ecotoxicology**. Londres: Taylor & Francis. 312p.
- WAUHOB, T.J.; NIPPER, M.; BILLIOT, E. 2007. Seasonal variation in the toxicity of sediment-associated contaminants in Corpus Christi Bay, TX. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1116–1126.
- WEST, INC; GULLEY, D. TOXSTAT®. **Computer Program, Version 3.5**. University of Wyoming, 1996.
- WINGER, P. V.; LASIER, P. J. A vacuum-operated pore-water extractor for estuarine and freshwater sediments. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v.21 . p.321-324, 1991.
- WONG, Y. S.; TAMJ, N. F. Y.; LAU, P. S.; XUE, X. Z.. 1995. The Toxicity of Marine Sediments in Victoria Harbour, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 31, Nos 4-12, pp. 464—470.
- YUNDA, G.A.G. 2007. Composição e variação espaço-temporal da macrofauna bentônica influenciada pelo sistema de disposição oceânica dos esgotos sanitários de Fortaleza (SDOES), Ceará-Brazil. Dissertação de Mestrado. Fortaleza. Instituto de Ciências do Mar da universidade Federal do Ceará.

ANEXOS

ANEXO 1 – Táxons encontrados na região do Porto do Mucuripe.

FILO	CLASSE	ORDEM	FAMILIA	GENERO /ESPECIE	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M1	Total		
MOLLUSCA	Bivalvia		Corbulidae	<i>Corbula caribea</i>								1			1		
			Semelidae	<i>Abra aequalis</i>										1		1	
			Tellinidae	<i>Tellina mera</i>	3		2		8	2	2						17
	Gastropoda		Cerithiopsinae	<i>Cerithiopsis latum</i>								1				1	
ECHINODERMATA		Clypeasteroidea	Mellitidae	<i>M. quinquesperforata</i>							8	3	1		12		
ANNELIDA	Polychaeta		Ampharetidae					1								1	
			Cirratulidae				5	1		12							18
			Cossuridae					1									1
			Eulepethidae								1						1
			Eunicidae										1				1
			Glyceridae			4		1	1	2	1	8					17
			Magelonidae			11		4	1	1	1	9					36
			Nereidae			4	1		2	1		6					14
			Onuphidae							1							1
			Orbiniidae			3				1		1					5
			Paraonidae										2				2
			Pholoididae							1							1
			Pilargidae						1			1					2
			Sabellidae							1							1
			Sigallionidae						1	2				1			4
			Spionidae			9	8	3	6	3	1	4	2				36
			Sternaspidae					1									1
	Syllidae							1							1		
	Terebellidae			1				3							4		
NEMATODA					1	2		2				3			8		
CHAETOGNATA						1									1		
ARTHROPODA	Malacostraca	Decapoda	Penaeidae					1				1			2		
				<i>Larva</i>				1						1			
		Cumacea							1							1	
		Tanaidacea	Kalliapseudidae	<i>Psammokalliapseudes sp.</i>					2				2			5	
		Amphipoda	Ampeliscidae	<i>Ampelisca sp.</i>				1						1		2	

	Gammaridea	<i>Amphipoda sp1</i>	1							1
		<i>Amphipoda sp2</i>					1			1
		<i>Amphipoda sp3</i>						1		1
		<i>Amphipoda sp4</i>						1		1
		<i>Amphipoda sp5</i>						1		1
	Ischyroceridae	<i>Jassa sp.</i>				4				4
		<i>Erichthonius sp.</i>				14				14

AEXO 2 – Táxons encontrados na região Terminal Portuário do Pecém.

FILO	CLASSE	ORDEM	FAMILIA	GENERO /ESPECIE	P1	P2	P3	P4	P5	Total	
MOLLUSCA	Bivalvia		Cardiidae	<i>Laevicardium brasilianum</i>		21	11	3	1	36	
			Corbulidae	<i>Corbula caribea</i>				1	2	3	
			Lucinidae	<i>Ctena pectinella</i>				1		1	
			Semelidae	<i>Abra aequalis</i>	1					1	
			Tellinidae	<i>Strigilla sp</i>			2			2	4
					<i>Tellina lineata</i>				1	1	
					<i>Tellina versicolor</i>			1		1	
			Veneridae		<i>Mulina cleryana</i>			1		1	
		Scaphopoda		Dentaliidae	<i>Antalis disparile</i>			1	1		2
					<i>Graptacme eboreum</i>				1	1	
ECHINODERMATA		Ophiurida	Ophionereididae	<i>Ophionereis reticulata</i>		1				1	
ANNELIDA	Polychaeta		Cirratulidae			1			2	3	
			Glyceridae		2					2	
			Magelonidae					3			3
			Nereidae			1					1
			Nereididae					1	1		2
			Orbiniidae			4		1			5
			Paraonidae			1					1
			Pholoididae				1		6		7
			Pilargidae						1		1
			Sigallionidae			1	1				2
								1	1		
NEMATODA					2				2	4	
ARTHROPODA	Decapoda		Pinnotheridae	<i>Pinnixa sp.</i>		1				1	
				<i>Excirolana braziliensis</i>					1	1	

ANEXO 3 – Táxons encontrados na região do Porto de Santos.

FILO	CLASSE	ORDEM	FAMILIA	GENERO\ESPECIE	S1	S2	S3	S4	S5	Total
MOLLUSCA	Bivalvia		Donacidae	<i>Iphigenia brasiliana</i>	0	0	0	1	0	1
			Semelidae	<i>Semele casali</i>	0	0	0	0	1	1
			Tellinidae	<i>Macoma constricta</i>	1	0	0	0	0	1
		<i>Tellina lineata</i>		6	0	0	0	0	6	
			Gastropoda	Cylichnidae	<i>Cylichna discus</i>	0	0	0	1	0
ANNELIDA	Polychaeta		Cirratulidae		7	111	0	0	0	118
			Glyceridae		5	0	0	0	0	5
			Goniadidae		0	3	0	0	5	8
			Hesionidae		1	0	0	0	0	1
			Lumbrineridae		10	1	0	0	0	11
			Magelonidae		0	0	0	1	3	4
			Onuphidae		11	17	0	0	0	28
			Orbiniidae		2	0	0	0	0	2
			Pilargidae		2	1	1	0	0	4
			Sigallionidae		0	1	0	0	1	2
			Spionidae		1	0	0	0	0	1
			Sternaspidae		0	0	0	1	0	1
NEMATODA					1	0	0	0	0	1
ARTHROPODA	Decapoda		Xanthidae	<i>Eurypanopeus</i>	0	0	1	1	0	2
			Pinnotheridae	<i>Pinnixa sp</i>	0	0	0	1	0	1

ANEXO 4 – Matriz de correlações - Porto do Mucuripe

	Prof	CaCO3	MO	COT	N-total	P-total	Cascalho	Amg	A G	AM	A F	Amf	Lama	D	Dpol	Dper	S	H'	SI	ELU	ISA	
Prof	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CaCO3	0,3772	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MO	0,2431	0,9507	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
COT	0,3773	0,9566	0,944	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
N-total	-0,3858	0,2288	0,2629	0,3895	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
P-total	0,318	0,758	0,6858	0,6271	-0,0919	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cascalho	0,0811	-0,4063	-0,5698	-0,416	-0,1698	-0,4163	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Amg	0,1119	-0,5108	-0,5968	-0,4784	-0,3118	-0,4983	0,9336	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
A G	0,0915	-0,2261	-0,1232	-0,1059	-0,2348	-0,4277	0,4309	0,66	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
AM	0,3065	-0,1113	-0,0002	0,0764	-0,0273	-0,4395	0,2558	0,4912	0,8641	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
A F	-0,0624	0,2173	0,394	0,2654	0,1186	-0,0707	-0,7764	-0,6602	-0,1746	0,0654	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Amf	-0,1431	0,5831	0,5861	0,4742	0,2418	0,7395	-0,7034	-0,8636	-0,7111	-0,7182	0,2267	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Lama	-0,0196	0,6824	0,6366	0,6432	0,4111	0,7572	-0,4853	-0,6718	-0,568	-0,5774	-0,0235	0,8943	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*
D	-0,4767	0,4575	0,5662	0,3378	0,221	0,558	-0,6915	-0,7646	-0,4842	-0,558	0,3714	0,8334	0,6182	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Dpol	-0,0155	0,8679	0,8677	0,773	0,3005	0,7434	-0,6465	-0,7888	-0,5013	-0,4537	0,3755	0,8525	0,7916	0,8063	1	*	*	*	*	*	*	*
Dper	-0,0552	0,0557	0,0161	-0,104	-0,155	0,5892	-0,127	-0,2185	-0,4768	-0,531	-0,3737	0,5103	0,3892	0,4518	0,2187	1	*	*	*	*	*	*
S	-0,3834	0,4758	0,5307	0,335	0,2198	0,5912	-0,7018	-0,8199	-0,6889	-0,6921	0,4104	0,8648	0,6318	0,9589	0,8284	0,4702	1	*	*	*	*	*
H'	-0,3518	0,5305	0,5757	0,3983	0,2291	0,565	-0,7113	-0,8322	-0,6809	-0,6826	0,4877	0,8447	0,6307	0,9249	0,8624	0,3163	0,9815	1	*	*	*	*
SI	0,0687	-0,6174	-0,6205	-0,7046	-0,8379	-0,3603	0,4496	0,5919	0,4661	0,1558	-0,2922	-0,5134	-0,6133	-0,4337	-0,649	-0,0563	-0,4989	-0,5115	1	*	*	*
ELU	-0,6417	-0,678	-0,6263	-0,7166	-0,1675	-0,3752	0,2288	0,2298	0,1153	-0,2748	-0,3425	-0,0497	-0,1184	0,0314	-0,3982	0,1188	-0,0835	-0,1315	0,5648	1	*	*
ISA	-0,5002	-0,9445	-0,8973	-0,9198	-0,0767	-0,7828	0,4507	0,4878	0,127	0,0285	-0,2177	-0,5347	-0,6386	-0,3502	-0,7791	-0,009	-0,358	-0,4172	0,486	0,6436	1	*

ANEXO 5 – Matriz de correlações - Terminal Portuário do Pecém.

	Prof	CaCO3	MO	COT	N-total	P-total	Amg	A G	AM	A F	Amf	Lama	D	Dpol	Dper	S	H'	SI	ELU	ISA	
Prof	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CaCO3	0,2986	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MO	0,8066	0,7803	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
COT	0,7094	0,7876	0,969	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
N-total	0,598	0,893	0,9426	0,9772	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
P-total	0,7526	0,8449	0,9716	0,9386	0,953	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Amg	-0,5065	0,1325	-0,175	-0,1791	-0,1346	-0,2694	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
A G	0,4653	0,624	0,7822	0,8965	0,8482	0,692	0,0227	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
AM	-0,1565	0,8156	0,4364	0,5755	0,697	0,4921	0,2739	0,6509	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
A F	-0,1107	0,7274	0,3878	0,5493	0,6721	0,4923	-0,0588	0,5843	0,9342	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Amf	-0,2502	-0,9145	-0,7462	-0,8467	-0,9233	-0,7872	-0,0242	-0,8162	-0,916	-0,8868	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Lama	0,2892	-0,4286	-0,0806	-0,2709	-0,3916	-0,2152	0,2379	-0,3461	-0,7554	-0,9225	0,6522	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*
D	0,3584	0,2378	0,4676	0,4041	0,3069	0,2741	0,592	0,4861	0,0556	-0,2503	-0,1555	0,5636	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Dpol	0,5735	0,418	0,5001	0,438	0,4885	0,6579	-0,7793	0,0631	0,0756	0,3084	-0,3372	-0,3028	-0,4537	1	*	*	*	*	*	*	*
Dper	-0,8977	-0,6241	-0,9244	-0,8038	-0,7601	-0,8952	0,2051	-0,5162	-0,1188	-0,0586	0,4687	-0,2401	-0,499	-0,5458	1	*	*	*	*	*	*
S	0,5194	-0,2561	0,2362	0,1118	-0,0594	0,037	0,206	0,1254	-0,5354	-0,7187	0,3475	0,8765	0,7964	-0,3315	-0,431	1	*	*	*	*	*
H'	0,4995	-0,4026	0,0952	-0,0668	-0,2309	-0,0684	0,0716	-0,1228	-0,7343	-0,8636	0,5438	0,9523	0,6187	-0,2235	-0,3699	0,9598	1	*	*	*	*
SI	0,1329	0,8866	0,6845	0,7621	0,8279	0,664	0,4001	0,8047	0,8989	0,73	-0,9175	-0,4217	0,4629	0,0063	-0,4354	-0,1253	-0,365	1	*	*	*
ELU	-0,3707	0,3735	0,1063	0,3266	0,375	0,0783	0,3354	0,6391	0,8188	0,7621	-0,6498	-0,7064	0,0746	-0,3435	0,2685	-0,4087	-0,6367	0,6823	1	*	*
ISA	0,5766	0,5385	0,7756	0,896	0,8387	0,7247	-0,3135	0,941	0,5443	0,5989	-0,7715	-0,4443	0,2351	0,3082	-0,5199	0,0153	-0,1772	0,6296	0,5274	1	*

ANEXO 6 – Matriz de correlações - Porto de Santos.

	Prof	Salinidade	CaCO3	MO	COT	N-total	P-total	A G	AM	A F	Amf	Silte+argila	D	A. Poly	S riqueza	Shannon	SI	ELU	ISA	
Prof	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
salinidade	0,3898	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
CaCO3	-0,217	0,58	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MO	-0,7667	-0,2545	0,5668	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
COT	-0,9005	0,0046	0,5	0,7931	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
N-total	-0,9013	-0,2231	0,027	0,4788	0,8546	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
P-total	-0,4071	-0,9022	-0,6511	0,0284	-0,0241	0,3422	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
A G	-0,5272	-0,2912	-0,2419	-0,0734	0,2798	0,622	0,6501	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
AM	0,3222	0,9765	0,6665	-0,1996	0,0361	-0,21	-0,84	-0,1751	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
A F	0,0574	0,2951	-0,3494	-0,6401	-0,06	0,3195	0,0986	0,639	0,2839	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Amf	-0,071	-0,1864	0,4639	0,6747	0,1209	-0,304	-0,2004	-0,6568	-0,1699	-0,9917	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Lama	-0,0681	-0,6706	-0,4044	0,3125	-0,0662	-0,0697	0,3135	-0,4607	-0,7778	-0,6386	0,556	1	*	*	*	*	*	*	*	*
D	0,9558	0,3115	-0,363	-0,9016	-0,9389	-0,8101	-0,2132	-0,2561	0,2709	0,2796	-0,3059	-0,2045	1	*	*	*	*	*	*	*
Dpol	0,8047	-0,2299	-0,6411	-0,6738	-0,9513	-0,7817	0,1572	-0,3554	-0,2959	-0,0853	-0,0008	0,3628	0,814	1	*	*	*	*	*	*
S	0,8944	0,2664	0,0264	-0,4283	-0,81	-0,9941	-0,4183	-0,7005	0,2402	-0,3676	0,359	0,1032	0,7745	0,7469	1	*	*	*	*	*
H'	0,9254	0,1826	-0,1266	-0,5455	-0,8998	-0,9947	-0,2895	-0,5953	0,1582	-0,2654	0,24	0,0975	0,8497	0,8383	0,9843	1	*	*	*	*
SI	0,7879	0,1752	-0,6638	-0,9685	-0,8055	-0,49	-0,0326	-0,0779	0,0744	0,5392	-0,5876	-0,0923	0,8803	0,7534	0,455	0,5663	1	*	*	*
ELU	-0,9334	-0,6585	-0,0714	0,6168	0,6851	0,8193	0,7066	0,6577	-0,5772	-0,026	-0,0029	0,1749	-0,8252	-0,5609	-0,8442	-0,8194	-0,6378	1	*	*
ISA	-0,9858	-0,4613	0,242	0,809	0,8497	0,8201	0,4565	0,5085	-0,3709	-0,1688	0,1765	0,1042	-0,9456	-0,7531	-0,8194	-0,8509	-0,8395	0,9464	1	*