LIZIANE MARCELLA MICHELOTTI CESCHIM

TRÍADE COMO FERRAMENTA PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS IMPACTADAS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ.

PONTAL DO PARANÁ
2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS DA TERRA
CENTRO DE ESTUDOS DO MAR
CURSO DE GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

TRÍADE COMO FERRAMENTA PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS IMPACTADAS NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ.

Monografia apresentada à disciplina de Estágio Supervisionado I, como requisito parcial à conclusão do Curso de Graduação em Oceanografia, pela aluna Liziane Marcella Michelotti Ceschim.

Orientador: Prof. Dra. Eunice da Costa Machado

PONTAL DO PARANÁ
SETEMBRO/2007

Dedico esse trabalho às pessoas
mais importantes na minha vida ;-)

AGRADECIMENTOS

Curioso como se torna complicado agradecer a todas as pessoas que fizeram parte deste trabalho após terminá-lo... sempre quis que este momento chegasse e acreditava que escreveria isto com a maior facilidade. No entanto, exatamente quando este dia finalmente chega as palavras me faltam e me pego pensando em todos que me acompanharam, não só neste trabalho, mas também durante a minha graduação inteira e, indo além, minha vida!

Primeiramente quero agradecer à Deus por sempre me dar forças e permitir que eu tenha chegado até aqui...

Depois (e não menos importante) aos MEUS PAIS, meu “porto seguro”, pelo carinho, compreensão, confiança, apoio, amor, cuidados, telefonemas, financiamento, paciência,..., enfim, por tudo que eu sou e por tudo que me transmitiram de bom, mesmo de longe, nestes 5 anos de faculdade fora de casa.

À minha orientadora, Profa. Eunice, por todos os ensinamentos, oportunidades, carinho, confiança, orientação e amizade!

Ao meu eterno chefinho, Fabian, por ter me dado a oportunidade de entrar no laboratório, por me apresentar o “mundo da geoquímica” e por todos os ensinamentos.

Ás minhas irmãs (Livia, Luiza e Luani) pelo carinho e descontração nos finais de semana e por serem minhas companheiras em vários momentos.

Ao meu GRANDE AMOR, meu companheiro e amigo, André, por toda a força, ajuda em TODAS as etapas deste trabalho (desde a coleta, triagem, interpretação dos resultados, tradução de papers, correção da escrita, dicas diversas, etc, etc, etc), pela dedicação, apoio, enorme paciência, telefonemas diários, conselhos, amor e carinho.

Aos meus AMIGOS da turma de 2003 (A MELHOR TURMA: Alessandro, Alexandre, Andressa, Aline, ...) por todos os momentos de descontração, amizade e por terem tornado estes 5 anos de graduação inesquecíveis.

À minha grande companheira de laboratório e dúvidas, Juliane, por toda a amizade, carinho, conselhos, desabafos e apoio durante este trabalho.

À Fer, minha companheira por quase 3 anos de casa! Obrigada por todos os momentos de distração, conversas, risadas, conselhos e por ser esta paciente ouvinte das minhas reclamações e dúvidas!

À minha maninha de coração, Gaby, pela sempre acolhida em sua casa nos momentos mais difíceis, pelos “colos”, conselhos, amizade e todo carinho!

À Marcela, Chay, Cíntia, Paula e Luana, amigas mais do que especiais, pela grande amizade construída, companheirismo, conversas e carinho de sempre!

Aos meus amigos e colegas de laboratório Birigui, Byanka, Felipe, Júnior, Liciane, Lívia, Mari Nazário, Marília e Nilva pela imensa ajuda, conselhos e por tornarem muito mais fácil e divertido todo e qualquer trabalho!

À todo o pessoal de bentos (em especial Léo Sandrini, Tice, Verônica, Kalina), incluindo Ricardo e Tiago pela acolhida em todos os momentos de desespero na tentativa de desvendar o mundo do bentos! Obrigada mesmo por toda a ajuda...vocês foram fundamentais nesta etapa! Verônica, muito obrigada pela identificação dos organismos.

Ao professor Maurício Camargo, por toda ajuda na parte estatística deste trabalho, conselhos, conversas e todo ensinamento.

Ao Professor Paulo Lana por todos os ensinamentos, conversas e auxílio no entendimento do bentos.

Ao pessoal do Laboratório da FURG pela acolhida, ensinamentos, ajuda e momentos de diversão (em especial Gabi, Melissa, Bianca, André e Priscilla).

Ao Prof. Gilberto Fillmann, por ter possibilitado a execução dos testes de toxicidade em seu laboratório.

Ao Prof. Denis Abessa, pela inesgotável paciência ao responder cada pedido de socorro meu, pelas dicas, ajudas e ensinamentos.

Ao meu tatinho, Sérgio, pela imensa ajuda na hora de desespero com a parte estatística!

Aos barqueiros Abrão, Josias e Ronei pela imensa boa vontade e ajuda nas coletas.

Ao PIBIC/CNPq pelo consentimento de bolsa durante o ano de 2007 para a realização desse trabalho.

"Nem tão longe que eu não possa ver
Nem tão perto que eu possa tocar
Nem tão longe que eu não possa crer, que um dia eu chego lá
Nem tão perto que eu possa acreditar que o dia já chegou".

Humberto Gessinger

"Escolhe um trabalho de que gostes e não terás que trabalhar nem um dia em tua vida".

Confúcio

ÍNDICE

ÍNDICE ..... **VII**
LISTA DE TABELAS ..... **IX**
LISTA DE FIGURAS ..... **X**
RESUMO ..... **XII**
ABSTRACT ..... **XIII**
1. INTRODUÇÃO **1**
1.1. OBJETIVOS **5**
1.2. JUSTIFICATIVA **6**
2. MATERIAL E MÉTODOS **7**
2.1. ÁREA DE ESTUDO: **7**
2.2. MÉTODOS: **10**
2.2.1. Amostragem *10*
2.2.2. Análises Químicas *12*
2.2.3.Análises granulométricas *13*
2.2.4. Estrutura da comunidade bentônica *13*
2.2.4.1. Tratamento estatístico dos dados biológicos 14
2.2.5. Testes de toxicidade *16*
2.2.5.1. Organismo-Teste: 17
2.2.5.2. Teste de Referência: 17
2.2.5.3. Sedimento Completo: 18
2.2.5.4. Elutriato: 18
2.2.6. Integração dos dados da Tríade: *19*
2.2.6.1. Valores RTM 19
2.2.6.2. Diagramas de Pizza 21
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO **23**
3.1. BENTOS **23**
3.1.1. Análises Estatísticas: MDS, Cluster, ANOSIM e SIMPER *23*
3.1.1.2. Índices Ecológicos 27
3.1.2. Variáveis bióticas e abióticas *30*
3.1.3. Estudos comparativos sobre a macrofauna bêntica *33*
3.2. VARIÁVEIS QUÍMICAS E SEDIMENTOLÓGICAS **36**
3.2.1. Nitrogênio e Fósforo *36*
3.2.2. Metais pesados e Arsênio *39*
3.2.3. Análises Sedimentológicas: *44*
3.2.3.1. Classificação granulométrica 44
3.2.3.2. Matéria Orgânica 46
3.2.3.3. Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) 47
3.3. ECOTOXICOLOGIA **47**
4. INTEGRAÇÃO DOS DADOS – TRÍADE DA QUALIDADE DO SEDIMENTO (TQS) **53**
4.1. VALORES RTM 54
4.2. DIAGRAMAS DE PIZZA 63
4.2.1. Contaminação *63*
4.2.2. Toxicidade *65*
4.2.3. Comunidade bentônica *66*
4.2.4. Integração das três abordagens *69*
4.3. LIMITAÇÕES NO USO DA TQS E RECOMENDAÇÕES 71
5. CONCLUSÕES **73**

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 75
APÊNDICE 1 – FLUXOGRAMA TESTES DE TOXICIDADE 85
APÊNDICE 2 – CRITÉRIOS PARA DIAGRAMAS DE PIZZA 87
APÊNDICE 3 – DADOS BIOLÓGICOS 89
APÊNDICE 4 – PARÂMETROS CONTROLADOS DURANTE OS TESTES DE TOXICIDADE 93
APÊNDICE 5 – RTM'S DE CADA ABORGADEM DA TRÍADE 95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição dos pontos amostrais. 10

Tabela 2: Valores de referência para sedimentos, propostos pela Environment Canadá (2002). 22

Tabela 3: Percentual de Similaridade (SIMPER) nos tratamentos impactado e controle. 26

Tabela 4: Percentual de Dissimilaridade entre os tratamentos impactado e controle. 27

Tabela 5: Fatores abióticos e Riqueza de organismos bentônicos. 32

Tabela 6: Macrofauna encontrada por LANA (1986), HOSTIN *et al.* (2007) e presente trabalho. 35

Tabela 7: Concentrações de metais pesados nos pontos amostrais e os limites estabelecidos pela Legislação canadense e Resolução CONAMA 344/04, com destaque para os valores que excederam tais limites. 43

Tabela 8: Composição dos sedimentos dos pontos amostrais. 45

Tabela 9: Resultados sumarizados do teste de toxicidade com elutriato utilizando o organismo-teste *Kalliapseudes schubartii.* 49

Tabela 10: Resultados sumarizados do teste de toxicidade com sedimento completo utilizando o organismo-teste *Kalliapseudes schubartii.* 50

Tabela 11: Resultados dos índices gerados pela integração dos dados. 55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática da Tríade da Qualidade do Sedimento, adaptado de RIBA *et al.* (2004). 4

Figura 2: Imagem do Complexo Estuarino de Paranaguá. 7

Figura 3: Complexo Estuarino de Paranaguá - #1 - Ilha de Papagaios; #2 - Ilha Rasa da Cotinga; #3 - Itiberê; #4 - Anhaia; #5 - Ilha de Gererês; #6 - Itaqui e #7 - Benito. FONTE: LOCG/CEM (2006). 11

Figura 4: Representação pelos valores RTM, constituindo os novos índices. 20

Figura 5: MDS (Multi-dimensional Scaling*)* com os tratamentos I (impactado) e C (controle). 24

Figura 6: Análise de Agrupamento (Cluster) com os tratamentos I (impactado) e C (controle). 25

Figura 7: Índices ecológicos (Número de indivíduos, Riqueza S, Riqueza de Margalef e Diversidade de Shannon) nos sete pontos amostrais. 28

Figura 8: Teste-t com os índices ecológicos, entre os tratamentos "controle" e "impactado". 30
** (diferença significativa)
*** (diferença extremamente significativa).

Figura 9: Concentrações de Nitrogênio total (N-total) e Fósforo total (P-total) em mg/kg nos pontos amostrais e os limites estabelecidos pela CONAMA 344/04 (4800 mg/kg para o N-total e 2000 mg/kg para o P-total). 38

Figura 10: Diagrama Triangular de Shepard com a classificação textural das amostras. 44

Figura 11: Sobrevivência (%) do organismo-teste *Kalliapseudes schubartii* no teste de toxicidade com elutriato. 49

Figura 12: Sobrevivência (%) do organismo-teste *Kalliapseudes schubartii* no teste de toxicidade com sedimento completo. 50

Figura 13: Teste-t com os dados de toxicidade no sedimento (elutriato e sedimento completo) entre os tratamentos controle e impactado. 51

Figura 14: Integração dos resultados da Tríade, com as respectivas áreas das figuras formadas. 61
(It = Índice de toxicidade, Ic= Índice de contaminação e, Ib= Índice de degradação da biota).

Figura 15: Integração da Tríade na Ilha da Cotinga e Ilha dos Papagaios utilizando: a) dados deste trabalho; b) dados dos trabalhos de MACHADO et al. (2007) para toxicidade; HOSTIN et al. (2007) para biota e SÁ & MACHADO (2007) para contaminação. 62
(It = Índice de toxicidade, Ic= Índice de contaminação e, Ib= Índice de degradação da biota).

Figura 16: Mapa com a contaminação nos sedimentos de acordo com as excedências dos níveis de TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level) da Legislação Canadense (2002). FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002). 64

Figura 17: Mapa com a contaminação nos sedimentos de acordo com os "Quocientes de Guias de Qualidade de Sedimento" (SQGQ). FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002). 65
Figura 78: Mapa com a toxicidade no sedimento nos dois testes aplicados (elutriato e sedimento completo). FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002). 66
Figura 89: Mapa com a degradação da biota, de acordo com os índices ecológicos (abundância, riqueza e diversidade). FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002). 67
Figura 20: Mapa com a representação geral da qualidade dos sedimentos quanto à biota. FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002). 68
Figura 9: Representação geral de acordo com os diagramas de pizza, mostrando a maior contribuição para a degradação dos sedimentos em cada ponto. FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002). 69

RESUMO

Sedimentos são depósitos de materiais que passaram pela superfície e, em algum momento se depositaram. Este compartimento atua, portanto, como depósito e fonte para os mais diversos contaminantes para o ecossistema. Com o aumento das atividades portuárias no Complexo Estuarino de Paranaguá surgiu a necessidade de aumento de profundidade dos canais de acesso aos portos do Paraná, fato que tem preocupado os ambientalistas em razão da ressuspensão do material estocado neste compartimento. Como forma de quantificar a magnitude e extensão da contaminação nos sedimentos, na década de 80, Chapman desenvolveu um método para avaliação integrada da qualidade do sedimento denominado “Tríade de Qualidade de Sedimento” (TQS). Esta é baseada na mensuração de variáveis químicas, testes de toxicidade e conhecimento da estrutura de comunidades bentônicas, permitindo uma abordagem integrada, fundamentada no "peso das evidências". O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência da Tríade como ferramenta para o diagnóstico do ambiente e da qualidade do sistema em questão. Foi realizada uma campanha de amostragem em sete áreas, sendo cinco delas sabidamente impactadas e duas sem interferência antrópica significativa. Os resultados evidenciaram concentrações mais elevadas de metais nas áreas consideradas “impactadas” quando comparadas com as áreas “controle”. As menores taxas de sobrevivência média do organismo-teste *Kalliapseudes schubartii,* de 88% e 86%, foram verificadas nos sedimentos das estações Ilha da Cotinga e Anhaia. Porém tais níveis não permitem inferir toxicidade e, portanto, a ocorrência de efeitos nocivos para a biota local. Os sedimentos das estações Ilha dos Papagaios e Itiberê foram os que apresentaram menores alterações da comunidade estudada, destacando-se por apresentar a maior abundância, diversidade de Shannon e riquezas S e Margalef. A integração destes dados através da Tríade demonstrou que, juntamente com os sedimentos da área mediana do eixo leste-oeste (próximo ao Rio Itiberê), os pontos localizados na Baía de Laranjeiras, também apresentaram grande alteração. Analisando o conjunto dos resultados pode-se concluir que a Tríade constitui uma ferramenta útil em termos gerais, mas que necessita de algumas adaptações, no ambiente em questão, para elaborar um parecer mais confiável e tornar-se mais eficiente na avaliação do grau de impacto antrópico no Complexo Estuarino de Paranaguá.

Palavras-chave: *Tríade, qualidade do sedimento, Complexo Estuarino de Paranaguá.*

ABSTRACT

Sediment deposits of materials that are passed by the area, and at some point is deposited. This compartment acts, as deposit and source for the most diverse contaminants to the ecosystem. With the increase of activities in the port of Paranaguá Estuarine Complex emerged the need to increase the depth of channels of access to ports of Parana, a fact that has alarmed environmentalists because of resuspension of the material stored in this compartment. As a way to quantify the magnitude and extent of sediment contamination, in the decade of 80, Chapman developed an integrated method for evaluating the quality of sediment called "Triad of Quality of Sediment" (TQS). This is based on the measurement of variables chemical, tests for toxicity and knowledge of the structure of communities benthics, allowing an integrated approach, based on the "preponderance of evidence". The objective of this work was to evaluate the efficiency of the triad as a tool for the diagnosis of the environment and the quality of the system in question. There was a campaign of sampling in seven areas, and five of them knowingly impacted and two without significant human interference. The results showed higher concentrations of metals in areas deemed "impacted" areas when compared with "control". The lower rates mean survival of the body-test Kalliapseudes schubartii, 88% and 86%, were found in sediments of the stations Island of Cotinga and Anhaia. But those levels do not indicate any toxicity, and thus the occurrence of harmful effects on local biota. The sediments of the stations Island of Papagaios and Itiberê were minors who had studied changes in the community, highlighting the fact that present the greatest abundance, diversity of Shannon and richness S and Margalef. The integration of these data demonstrated that through the triad, along with the sediments of the area median axis east-west (near the Rio Itiberê), the points located in the Bay of Laranjeiras, also showed great change. Analyzing all the results can be concluded that the triad is a useful tool in general terms, but it needs some adjustments, the environment in question, to prepare an opinion more reliable and become more efficient in the evaluation of the degree of impact anthropic in Estuarine Complex of Paranaguá.

Keywords: Triad, quality of the sediment, Estuarine Complex of Paranaguá.

1. INTRODUÇÃO

O Complexo Estuarino de Paranaguá constitui, pela sua própria formação geográfica, um local adequado para instalações portuárias. No entanto, é contraditória a relação existente entre o desenvolvimento econômico e a proteção ao meio ambiente. Essas atividades, ao mesmo tempo em que fortalecem a economia, acabam por impactar severamente as nossas regiões costeiras ao aumentar os índices de poluição e contaminação dos sedimentos.

Os sedimentos constituem depósitos de materiais que passaram pela superfície e, em algum momento, sedimentaram, sendo, portanto, depósito e fonte dos mais diversos contaminantes para o ecossistema. Com o aumento das atividades portuárias na região, surgiu a necessidade de aumento de profundidade dos canais de acesso aos portos de Paranaguá e Ponta do Félix (Antonina). Conseqüentemente, dragagens periódicas têm sido efetuadas para a manutenção do calado (SÁ, 2003), fato que tem preocupado os ambientalistas em razão da ressuspensão do material estocado neste compartimento.

Os impactos ambientais associados ao processo de dragagem e despejo do material dragado podem ser caracterizados por apresentarem efeitos diretos sobre habitats e organismos, associados à remoção e re-alocação de sedimentos, provocando a destruição de habitats bentônicos e aumentando a mortalidade destes organismos. Também, efeitos indiretos atribuídos a ressuspensão de contaminantes (principalmente metais pesados) e nutrientes, afetam a qualidade da água e a química do estuário (KENNISH, 1994 *apud* TORRES, 2000).

Devido a este problema envolvido na realização das atividades de dragagem, em 2004, o Ministério do Meio Ambiente, através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), criou a resolução 344. Esta estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras (CONAMA, 2004). A novidade do CONAMA-344 é a realização de ensaios ecotoxicológicos mediante resultados de contaminação por alguns elementos químicos (alguns metais e arsênio) ou Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs).

Apesar do grande avanço que a 344/04 promove aos estudos da qualidade dos sedimentos, é questionável a realização dos testes de toxicidade somente nos casos em que as concentrações de mercúrio, cádmio, chumbo ou arsênio, ou de HPSs do Grupo A estiverem entre os níveis 1 e 2, ou se a somatória das concentrações de todos os HPAs estiver acima do valor correspondente a soma de HPAs (CONAMA, 2004). Os mesmos deveriam ser acionados de forma preliminar, como forma de investigar com um maior esforço os pontos apontados como tóxicos. Espera-se que na revisão que deve ocorrer, segundo o artigo 9 desta, em até cinco anos, contados a partir da data de publicação desta Resolução (CONAMA, 2004), isto seja reformulado ou mesmo aperfeiçoado, conferindo aos testes de toxicidade maior aplicação e importância.

Segundo ABESSA (2002), estudos ecotoxicológicos podem ser utilizados para estimar os efeitos das substâncias desde níveis bioquímicos e nucleares até níveis mais elevados de organização, como comunidades e ecossistemas. Estes têm sido empregados com diversas finalidades, dentre elas o conhecimento da qualidade de águas e sedimentos, definição de áreas críticas, análises de risco ecológico, integrantes em programas de monitoramento ambiental, dentre outros.

Por sua capacidade de acumular contaminantes ao longo do tempo e pela sua importância ecológica, os sedimentos têm sido utilizados como importantes indicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos, sendo hoje considerados tão importantes em avaliações ambientais quanto a coluna d'água ou a bioacumulação dos compostos nos organismos (ABESSA, 2002).

Os metais são naturalmente encontrados nos diferentes segmentos integrantes dos sistemas aquáticos naturais, tais como rochas, solos, sedimentos, águas e organismos. Entretanto, o aumento da concentração destes elementos devido às atividades antrópicas, associado com seu elevado potencial tóxico, pode provocar efeitos adversos aos ecossistemas aquáticos e ao homem (SALOMONS & FORSTNER, 1984) uma vez que se concentram na teia alimentar e impactam diversos compartimentos do meio marinho. Nos ambientes aquáticos, os seres vivos possuem uma relação íntima e recíproca com o meio

circundante, sendo que a introdução de substâncias tóxicas provoca alterações profundas na biota (ROCHA, 2000 *apud* IGNÁCIO, 2004).

O aumento na descarga de metais em ambientes naturais tem acarretado problemas de resistência nos diferentes organismos que habitam estes locais, o que resulta na adaptação de alguns e extinção de outros menos adaptados, diminuindo assim a biodiversidade (IGNÁCIO, 2004).

A ruptura e desagregação dos sedimentos de fundo, que ocorrem durante as atividades de dragagem, podem causar uma grande variedade de impactos ambientais. Os problemas aparecem principalmente quando os sedimentos estão contaminados por compostos químicos, resíduos domésticos, óleos e graxas. As partículas em suspensão podem ser redepositadas no fundo sufocando os animais bentônicos ou forçando-os a migrar para outras regiões. Além disso, estudos geoquímicos têm mostrado que o sedimento apresenta potencial de seqüestrar várias classes de poluentes antropogênicos (PRUELL & QUINN, 1985).

Se o material em suspensão estiver em alta concentração e persistir por um longo período, o qual geralmente está relacionado com o tempo destinado à operação de dragagem, a penetração de luz na coluna d'água pode reduzir-se, causando danos a algas fotossintetizantes, corais e outros organismos aquáticos (TORRES, 2000).

Como forma de quantificar a magnitude e extensão da contaminação nos sedimentos, CHAPMAN *et al.* (1987) desenvolveu um método para avaliação integrada da qualidade do sedimento denominado "Tríade de Qualidade de Sedimento" (TQS). A Tríade é baseada na mensuração de variáveis químicas, testes de toxicidade e conhecimento da estrutura de comunidades bentônicas (Fig. 1), permitindo uma abordagem integrada, sendo esta fundamentada no "peso das evidências" que os principais descritores bióticos e abióticos de um ecossistema nos trazem (ZAMBONI, 2000).

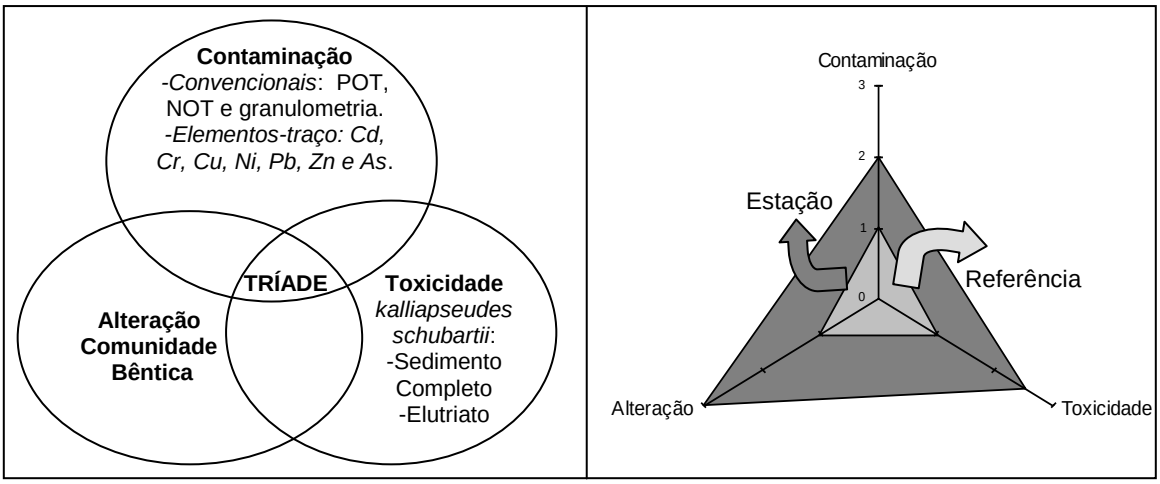


Figura 1: Representação esquemática da Tríade da Qualidade do Sedimento
Adaptado de RIBA *et al.* (2004)

A orientação geral para o uso da Tríade foi originalmente planejada por CHAPMAN (1990), mas foi posteriormente aperfeiçoada por CHAPMAN *et al.* (1991) e mais recentemente por CHAPMAN (1996).

O principal objetivo da aplicação da Tríade é agrupar, correlacionar e resumir em diagramas ou através de índices multivariados, o maior número de informações possíveis obtidas nas três abordagens citadas anteriormente. Ou seja, encontrar uma forma que permita agrupar dados diferentemente mensuráveis, seja em uma matriz de evidências, diagramaticamente ou mesmo através de índices multivariados (ZAMBONI, 2000).

Ela oferece assim, informações baseadas num amplo espectro de respostas sobre a qualidade de sedimentos, proporcionando aos pesquisadores e/ou tomadores de decisões uma interpretação mais segura sobre uma determinada situação de impacto (ZAMBONI & ABESSA, 2002).

Sabe-se hoje que esta técnica tem sido aplicada por diversos autores e diferentes localidades, como descreveu ZAMBONI (2000). Os mais recentes incluem: Lagoa Vietnã, na Itália (GHIRARDINI *et al.,* 1999); Golfo de Cádiz (RIBA *et al*., 2004); Nova Jersey (IANNUZZI *et al.,* 2007), entre outros.

No Brasil, esta abordagem foi utilizada pela primeira vez pela CETESB na avaliação do “Complexo” da Represa Billings em São Paulo, onde a TQS serviu como um apoio para melhor interpretar dados pretéritos e gerar um diagnóstico a

respeito do estado de qualidade daquele reservatório (ZAMBONI, 2000). Ainda segundo ZAMBONI (2000), o trabalho de ABESSA *et al.* (1998) foi o pioneiro no Brasil ao descrever as bases teóricas da técnica, aplicando a mesma de forma planejada e seguindo todos seus critérios técnicos; no entanto, reformulando alguns conceitos em relação à sua concepção original.

Recentemente no Brasil vem crescendo o interesse por este tipo de avaliação e é possível encontrar alguns registros com a aplicação direta da TQS, tais como na Lagoa dos Patos (ZAMBONI, 2000); Sistema Estuarino de Santos (ABESSA, 2002); Espírito Santo (FURLEY, 2006); Vale da Ribeira (SILVA, 200-); Baía de Guanabara (KFOURI *et al.*, 2003); Baía de Todos os Santos (HYDROS-H2MHILL, 2004), entre outros.

1.1. Objetivos

NOERNBERG (2001) define que a complexidade dos sistemas estuarinos aliada à diversidade de atividades existentes no CEP, demanda grande esforço no sentido de compreender sua estrutura e funcionamento. Ainda segundo o autor, por este motivo diversos trabalhos têm sido realizados, contribuindo para o conhecimento das características biológicas, geológicas, químicas e físicas do CEP.

Neste contexto, o presente trabalho visa contribuir com a base de dados obtidos pelo Centro de Estudos do Mar, permitindo uma visão mais completa e holística do ambiente em questão.

Tem-se como objetivo geral utilizar a Tríade como ferramenta para um melhor diagnóstico do ambiente e fazer uma avaliação de impactos antrópicos, tais como as operações de dragagem, no Complexo Estuarino de Paranaguá.

Para cumprir com o objetivo proposto definiram-se os seguintes objetivos específicos:

- Efetuar um levantamento da biota da área em questão (bentos), procurando entender a sua relevância ecológica naquele ambiente e a sua interação com o meio;

- Caracterizar a qualidade dos sedimentos com base nas características físico-químicas, sedimentológicas e potenciais contaminantes, como alguns elementos-traço;

- Aplicar testes de toxicidade com os sedimentos utilizando organismos, para verificar a biodisponibilidade dos contaminantes no ecossistema em questão;

- Analisar separadamente cada componente em questão e depois integrá-los na tentativa de descrever a saúde do ambiente e caracterizar a qualidade dos sedimentos da Baía de Paranaguá.

1.2. Justificativa

O conceito de Tríade é ainda muito novo e concentra poucos estudos a seu respeito, especialmente no estado do Paraná, onde não há nenhum registro. Um trabalho para aplicá-la e verificar os níveis de contaminação, incluindo a saúde da comunidade bentônica, pode se tornar uma ferramenta útil ao gerenciamento costeiro. Isto se aplica particularmente à Baía de Paranaguá, continuamente dragada (onde ocorre ressuspensão dos sedimentos, disponibilizando contaminantes para a biota), e economicamente importante, mas que vem sofrendo muito com a pressão causada pela contaminação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo:

O Complexo Estuarino de Paranaguá, situado na costa sul do Brasil, entre 25º16' e 25º34' S e 48º17' e 48º42' W, é formado pelas Baías de Paranaguá propriamente dia, incluindo a Baía de Antonina, e das Laranjeiras, apresentando uma área total de 612 Km^2 (LANA *et al.,* 2000) (Fig. 2)

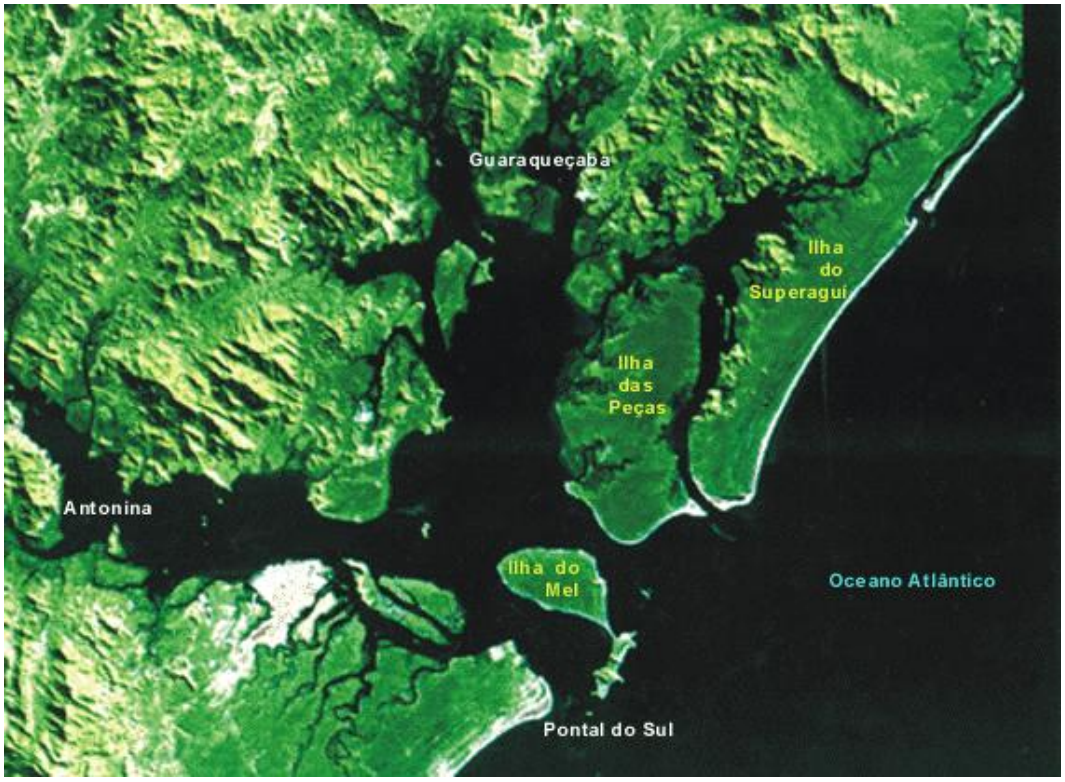


Figura 2: Imagem do Complexo Estuarino de Paranaguá

O clima da região é definido como tipo Cfa de Köeppen (C: clima pluvial temperado; f: sempre úmido, com chuva todos os meses do ano; a: temperatura média do mês mais quente acima de 22ºC). O período mais chuvoso corresponde aos meses de verão e o período mais seco aos meses de inverno (ANGULO, 1992 apud MORELOS, 2004). Os ventos sopram predominantemente de leste e de sudeste em direções SE/E/NE com velocidade média de 4 $m.s^{-1}$ e máxima de 25 $m.s^{-1}$ (PINHEIRO, 1999 apud MORELOS, 2004). A descarga de água doce na Baía de Paranaguá é de 200 $m^3 s^{-1}$ e a descarga de maré é de 7862 $m^3 s^{-1}$ (KNOPPERS *et al.*, 1987 apud MORELOS, 2004).

MARONE E JAMIYANAA (1997) classificam a maré da Baía de Paranaguá como de micromaré, predominantemente semidiurna com desigualdades diurnas, sendo a amplitude média de 1,4 m em situação de quadratura e 1,7 m em períodos de sizígia.

O Complexo Estuarino de Paranaguá recebe a drenagem de aproximadamente 70% da área da bacia hidrográfica litorânea do Estado do Paraná. Somente as bacias de Antonina e Paranaguá correspondem a 54% da drenagem do Complexo, sofrendo, desta forma, uma maior influência do aporte de água doce continental (MANTOVANELLI, 1999 apud NOERNBERG, 2001).

As Baías das Laranjeiras e Paranaguá possuem um padrão de distribuição de sedimentos similar, com sedimentos arenosos finos e muito finos nas proximidades da desembocadura, e sedimentos finos com baixo grau de seleção na parte mais interna. Existe uma independência entre as Baías de Paranaguá e Laranjeiras quanto ao recebimento de sedimentos por parte das áreas fontes, ocorrendo ainda, pouca troca de sedimentos de fundo entre os dois eixos principais (SOARES, 1990; SOARES E BARCELOS, 1995 apud NOERNBERG, 2001).

Ilhas rasas e planas são freqüentes na Baía e inundáveis na preamar; os baixios síltico-argilosos são comuns nas zonas de convergência de correntes de maré ou a jusante das barras dos rios. As margens internas da baía são recortadas por pequenos rios provenientes das serras e baixadas litorâneas e pelas gamboas ou rios de maré (LANA, 1984 apud FERNANDES-PINTO, 1997).

O interior da Baía é margeado por diversos habitats naturais, incluindo manguezais e canais de maré associados, marismas, costões e planícies de maré. Existem também muitas vilas de pescadores espalhadas pelo interior do estuário, bem como alguns municípios, sendo a área sul do Complexo Estuarino a ocupação humana mais intensa. A cidade de Paranaguá, localizada nesta área, é a mais importante e antiga da região, abrigando um dos principais portos do sul do país, o Porto de Paranaguá (MORELOS, 2004).

Nas margens do CEP vivem aproximadamente 178.000 pessoas (IBGE, 2006), distribuídas entre os municípios de Guaraqueçaba, Antonina e

Paranaguá, que basicamente se desenvolvem em função e ao redor dos portos, sendo Paranaguá o município com maior concentração urbana (NOERNBERG, 2001).

Essas ocupações urbanas liberam grande quantidade de esgoto, que acabam sendo uma constante fonte de contaminação, especialmente o da cidade de Paranaguá, que abriga a grande maioria da população do CEP.

Juntamente com os esgotos domésticos e industriais, os Portos de Paranaguá e Antonina são os principais responsáveis pela contaminação (acidentes com vazamento de óleo, ocorridos desde pequenas até grandes escalas; liberação de produtos fosfatados por indústrias de fertilizantes; entre outros), a medida que liberam elementos nocivos para o ambiente, comprometendo assim a saúde dos sedimentos superficiais da Baía de Paranaguá.

Devido a isso, alguns estudos têm sido realizados na Baía de Paranaguá, seja por iniciativa acadêmica, no caso pelo Centro de Estudos do Mar (CEM-UFPR), quanto financiados pela iniciativa privada, por meio do Porto de Antonina (Terminais Portuários da Ponta do Félix), que estão investindo significativamente em pesquisa através do projeto CAD – Contaminação, Assoreamento e Dragagem. Este busca alternativas para uma melhor gestão ambiental entre o terminal, a cidade e o meio ambiente (ALBERTI, 2005), com a intenção de estudar os efeitos das suas atividades e desenvolver condutas “ecologicamente sustentáveis”.

O Projeto CAD parece trazer benefícios para o meio natural e poderia subsidiar com seus estudos muitas ações e decisões importantes também para a região, se houver vontade política para isso. Este facilitará diretamente a obtenção de licenciamentos para o terminal, mas isto não exclui outras utilidades e eventuais beneficiários, não restringindo os ganhos apenas ao Terminal (ALBERTI, 2005).

Este projeto na sua terceira etapa (CAD III), realizado em julho de 2006, obteve os dados mais atuais referentes à contaminação (metais pesados e elementos traço, contaminantes orgânicos e pesticidas organoclorados), na Baía

de Paranaguá e nos permite uma melhor noção do estado que se encontra o ambiente.

De acordo com este, os elementos que excederam o nível 1 da Resolução CONAMA 344/04 foram os elementos traço Arsênio**,** Níquel e Mercúrio; os contaminantes orgânicos HPAS do grupo A - Criseno e dibenzo (a,h) antraceno e os pesticidas organoclorados (DDT e g-BHC); além dos macronutrientes nitrogênio, carbono e fósforo (SÁ & MACHADO, 2007; FILLMANN *et al.,* 2007).

2.2. Métodos:

2.2.1. Amostragem

Foi realizada uma campanha de amostragem (nos dias 02 e 03 de maio de 2006), em sete áreas do Complexo Estuarino de Paranaguá. Cinco delas (#1 - Ilha de Papagaios; #2 - Ilha Rasa da Cotinga; #3 - Itiberê; #4 - Anhaia e #5 - Ilha de Gererês) são sabidamente impactadas (SÁ, 2003; MACHADO, 1997; MIZERKOWSKI & MACHADO, 2007) e duas (#6 - Itaqui e #7 - Benito) sem interferência antrópica significativa (Figura 3). A tabela 1 fornece uma breve descrição das características e localização dos pontos amostrados.

Tabela 1: Descrição dos pontos amostrais

Pontos amostrais	Descrição
#1 - Ilha dos Papagaios	Região localizada na desembocadura sul da Baía e recebe na vazante um pouco das águas vindas do interior da mesma.
#2 - Ilha da Cotinga	Localizado entre as Ilhas da Cotinga e Rasa da Cotinga, onde as correntes de maré vazante, que trazem águas vindas da região de Paranaguá, fluindo preferencialmente para esta região, carreando todas as substâncias à montante.
#3 - Itiberê	Localizado na saída do Rio Itiberê, que recebe aportes da cidade de Paranaguá, sendo, portanto, impactada.
#4 - Anhaia	Localizado na saída do Canal do Anhaia, que recebe o aporte de todo o esgoto da cidade de Paranaguá.
#5 - Ilha de Gererês	Localizado próximo à Zona de Máxima Turbidez (ZMT), onde são aprisionados os contaminantes.
#6 - Itaqui	Localizado no interior da Baía e considerada sem influência antrópica.
#7 - Benito	Região próxima ao Itaqui e que apresenta as mesmas características prístinas deste.

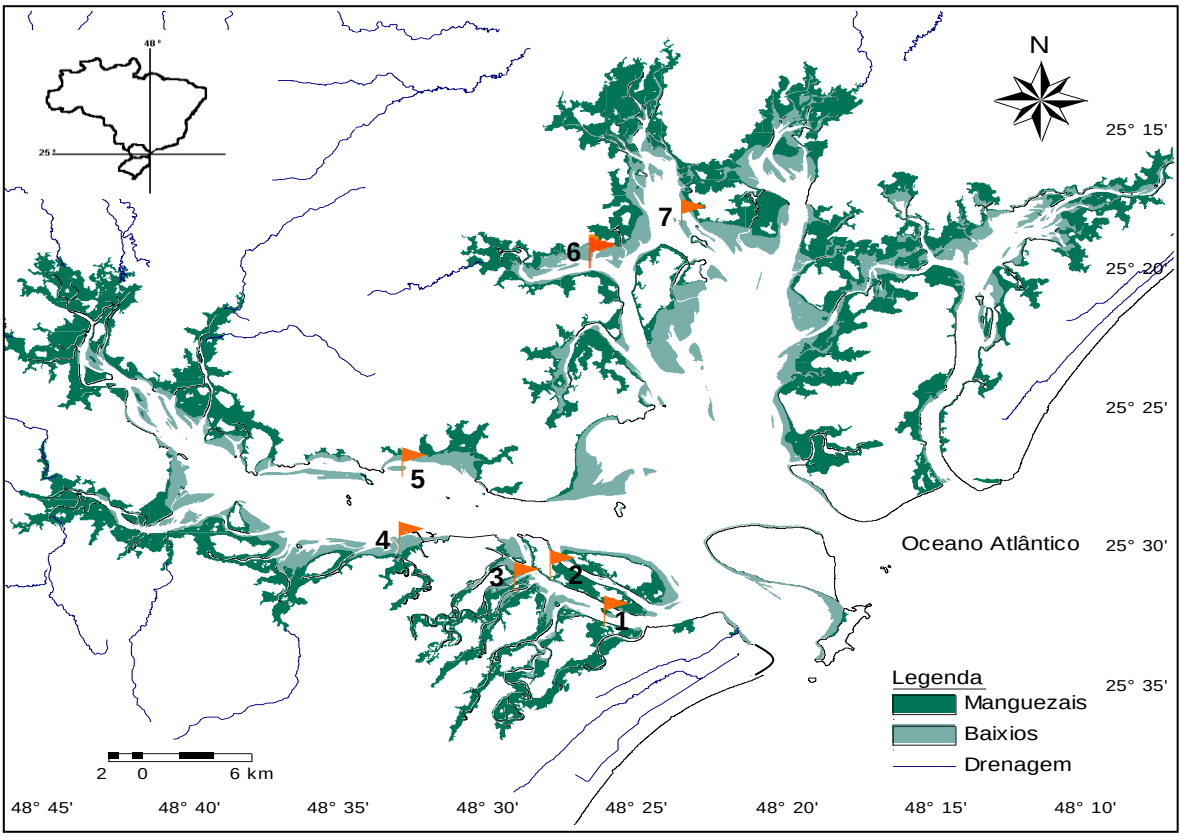


Figura 3: Complexo Estuarino de Paranaguá - #1 - Ilha de Papagaios; #2 - Ilha Rasa da Cotinga; #3 - Itiberê; #4 - Anhaia; #5 - Ilha de Gererês; #6 - Itaqui e #7 - Benito
FONTE: LOCG/CEM (2006)

O desenho amostral foi elaborado de forma a obter uma maior representatividade dos ambientes encontrados na presente área de estudo, estabelecendo um gradiente que compreendesse alguns níveis de influência do porto e com isso avaliar o grau de impacto antrópico no Complexo Estuarino de Paranaguá. Além disso, partiu-se do pressuposto que a abordagem por meio da Tríade da Qualidade dos Sedimentos poderia caracterizá-lo de forma abrangente e ao final deste avaliaremos se a mesma foi satisfatória e eficiente.

As estações “impactadas” estão situadas na área de influência direta da cidade de Paranaguá, onde coexistem atividades urbanas, portuárias, industriais (fertilizantes, estocagem de grãos e produtos químicos), atividades de dragagem (para a manutenção do canal que dá acesso ao Porto de Paranaguá), atividades pesqueiras, agrícolas e outros impactos como aterros, desmatamento, emissão

de esgoto doméstico e industrial e uma expansão urbana sem planejamento e infra-estrutura (LAUTERT, 1999 apud SÁ, 2003).

A área de "referência" (SÁ, 2003; MIZERKOWSKI & MACHADO, 2007) pertence à Baía das Laranjeiras e é circundada por várias unidades de conservação. Embora este sistema sofra influência da cidade de Guaraqueçaba, apresenta um reduzido grau de perturbação antrópica, principalmente por causa do seu difícil acesso, quando comparado às Baias de Paranaguá e Antonina (CAZATI, 2006).

Foram amostrados sedimentos para os testes de toxicidade (uma amostra por ponto, contendo aproximadamente 2 kg), estrutura da comunidade bentônica (3 amostras por ponto), e análises químicas (uma amostra por ponto).

2.2.2. Análises Químicas

Amostras de sedimentos foram coletadas com o auxílio de pegador de fundo do tipo Van-Veen, sendo retiradas apenas as camadas superiores para as análises. Isso por que é na interface água-sedimento que se encontram a maioria dos organismos, além de constituir uma área extremamente reativa do ponto de vista biogeoquímico, onde ocorrem os principais processos físico-químicos e trocas com a coluna d'água (SAKAMAKI *et al*., 2006).

Devido à grande dificuldade (logística) encontrada para a leitura dos teores dos elementos traços cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn) e arsênio (As), foram utilizados os valores referentes aos trabalhos de SÁ (2003) e SÁ & MACHADO (2007).

Nestes, as concentrações totais foram obtidas através da digestão com água régia (HCl + HNO_3) sob aquecimento, em recipientes de teflon, segundo metodologia descrita em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995), apud SÁ & MACHADO (2007). As dosagens da concentração dos elementos metálicos foram efetuadas segundo os procedimentos tradicionais de Espectrofotometria de Absorção Atômica com a utilização de um aparelho BCG de modelo 932 AA, e para o arsênio utilizou-se

um sistema de gerador de hidretos (HG 5000) acoplado ao espectrofotômetro (SÁ & MACHADO, 2007).

No caso do nitrogênio e fósforo, as análises foram realizadas no próprio Laboratório de Biogeoquímica Marinha do CEM-UFPR. Foram analisadas as concentrações de fósforo orgânico total (POT) e nitrogênio orgânico total (NOT) no sedimento, segundo metodologia descrita por STRICKLAND & PARSONS (1972) e GRASSHOFF *et al.* (1983).

2.2.3.Análises granulométricas

As análises foram realizadas pelo Laboratório de Sedimentologia do CEM-UFPR, seguindo o método de pipetagem e peneiramento descrito por SUGUIO (1973). Estas se baseiam nas etapas de preparação das amostras e medição propriamente dita (pipetagem e peneiramento), com quantificação das frações granulométricas pelo método gravimétrico (relacionado ao peso das frações).

Também foram obtidos os teores de matéria orgânica e de carbonato de cálcio ($CaCO_3$). A determinação da quantidade de matéria orgânica é obtida pela diferença entre o peso seco inicial do sedimento e o peso seco após queima por peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (ZEM, 2005).

Segundo a autora, a determinação dos teores de Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) é conduzida de maneira similar, através de ataque com ácido clorídrico a 10% (HCl) sobre uma pequena amostra e o teor de $CaCO_3$ obtido por diferença entre os pesos iniciais e finais das amostras.

O tratamento de todos os dados foi realizado através do software SYSGRAN 3.0 (CAMARGO, 2006).

2.2.4. Estrutura da comunidade bentônica

Os sedimentos para a investigação da macrofauna bêntica foram coletadas com o auxílio de um pegador de fundo do tipo Van-Veen. Logo após a coleta, as amostras foram triadas e os organismos encontrados foram fixados em formaldeído 4% e armazenados em álcool 70% até identificação posterior dos

principais grupos morfo-funcionais. A identificação foi realizada pela bióloga Verônica Maria de Oliveira, do Laboratório de Bentos do CEM-UFPR.

2.2.4.1. Tratamento estatístico dos dados biológicos

Para que o tratamento dos dados biológicos fosse realizado de forma adequada e com o objetivo de descrever eficientemente os principais descritores da comunidade bêntica, foram utilizados diferentes métodos estatísticos.

Inicialmente foi realizada uma limpeza dos dados, que consistiu em retirar as espécies raras (que apareceram apenas uma vez) e que podem exercer grande influência na interpretação dos métodos de classificação e ordenação. Os dados biológicos foram transformados (log(x+1)) previamente às análises, pois tal procedimento permite balancear a importância de espécies raras e espécies numericamente dominantes na determinação da similaridade entre duas amostras, reduzindo o peso de espécies muito abundantes (CLARK & WARWICK, 1994 apud NEGRELLO FILHO, 2005).

Com o software PRIMER 5 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) foram realizadas as seguintes análises multivariadas: Percentual de Similaridade (SIMPER), Análise de Similaridade (ANOSIM), Ordenação MDS (Multi-dimensional Scaling), Análise de Agrupamento (CLUSTER), além da abundância total (N), riqueza de espécies (S), Índice de Margalef (d), Índice de Diversidade de Shannon (H').

Com o objetivo de obter uma melhor definição das espécies dominantes ou que definem grupos formados, optou-se por apresentar primeiramente o MDS e a Análise de Agrupamento. Estas representações são bastante eficientes na separação de grupos semelhantes e os seus resultados podem ser complementados pela Análise de Similaridade (ANOSIM), cuja finalidade é validar estatisticamente a existência de grupos observados no MDS, e o Percentual de Similaridade (SIMPER), importante para o reconhecimento das espécies que definiram estes grupos formados.

O MDS é baseado no coeficiente de similaridade Bray-Curtis e é responsável pela separação dos dados em grupos homogêneos (tratamentos

controle e impactado), aproximando elementos que apresentam semelhança entre si.

Como forma de corroborar os resultados obtidos através do MDS, aplica-se a Análise de Agrupamento (CLUSTER), que também gera grupos de amostras similares entre si a partir do coeficiente de Bray-Curtis.

A análise de similaridade (ANOSIM) calcula a diferença estatística entre os dois tratamentos e é baseada na probabilidade de ocorrência ao acaso destes grupos. O percentual de similaridade (SIMPER) consiste na determinação dos táxons que mais contribuíram para a similaridade e dissimilaridade entre os tratamentos encontrados pelo MDS.

A partir destes, para se compreender o ambiente e, principalmente, melhor definir e caracterizar os pontos amostrados utilizou-se os Índices Ecológicos, tais como abundância (N), Riqueza de espécies (S) e de Margalef (d) e diversidade de Shannon (H') para cada amostra:

- Riqueza de Margalef: Este índice foi proposto por Margalef em 1951 e tem como objetivo relacionar o número total de espécies da comunidade e o número de indivíduos observados (RODRIGUES, 2006).

- Índice de diversidade de Shannon: É considerado o índice de diversidade mais completo, pois além de considerar o número de espécies, considera a proporção de cada espécie em relação ao todo. Normalizando os dados e diminuindo a probabilidade de erro dos cálculos (RODRIGUES, 2006).

- Riqueza S (S): É o número de espécies encontradas em uma amostra.

- Abundância (N): É o número de indivíduos presentes dentro de uma determinada amostra.

Os índices ecológicos foram calculados e graficados através do Software Statistica 6.0, possibilitando uma melhor visualização da variação destes entre os dois tratamentos. Também foram submetidos a testes-t para amostras independentes, a fim de verificar a existência de diferenças significativas entre os tratamentos controle e impactado.

2.2.5. Testes de toxicidade[1]

As amostras para os testes de toxicidade também foram coletadas com um pegador de fundo do tipo Van-Veen, retirando-se alíquotas até conseguir o volume adequado para a realização dos testes (aproximadamente 2 kg).

As amostras foram acondicionadas em geladeira e transportadas, via rodoviária, até o Laboratório de Microcontaminantes Orgânicos e Ecotoxicologia Aquática da FURG em caixa térmica. Optou-se por trabalhar com elutriato e sedimento completo para obter-se uma melhor noção da contaminação do ambiente em questão, dividindo-se para isso as amostras.

O organismo-teste utilizado foi o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii,* por ser o organismo mais comum na região ao entorno da cidade de Rio Grande e utilizado na metodologia empregada pelo laboratório da FURG. Neste teste foram utilizados organismos capturados no estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande). Entretanto, acredita-se que este fator não influencie nos resultados, uma vez que os organismos em questão também ocorrem na região da Baía de Paranaguá e apresentam uma boa distribuição ao longo dela (ALMEIDA, 1994).

Segundo BENVENUTI (1983) apud ALMEIDA (1994), *Kalliapseudes schubartii* é um organismo infaunal suspensívoro, tubícola, cavador ativo e construtor de tubos em forma de “U”, que podem atingir até 15 com de profundidade; além disso, eles apresentam desenvolvimento rápido, contínua atividade reprodutiva populacional durante um período favorável, poucos ovos (com uma eficiente proteção à desova, elevado recrutamento, mortalidades massivas, pequena capacidade de dispersão e de colonização) e distribuição altamente agregada.

Segundo ABESSA (2002), o organismo-teste deve reunir algumas características como: alta sensibilidade a diversas classes de contaminantes, disponibilidade em abundância, ser um organismo autóctone e representativo, ter ampla distribuição geográfica, apresentar sobrevivência alta no período de

[1] Um fluxograma com as todas as etapas necessárias para a realização dos testes de toxicidade encontra-se no APÊNDICE 1.

aclimatação e às condições de laboratório (mostrando-se tolerante ao “stress” de coleta e manuseio), além de apresentar tolerância a vários fatores abióticos.

Em obediência a Resolução 344/04 do CONAMA, foram medidas as variáveis físico-químicas como salinidade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, além de nitrogênio amoniacal, na fração aquosa, e correspondente concentração de amônia não ionizada no início dos experimentos (e acompanhadas ao longo deste). Especificamente com relação à amônia, vários estudos têm enfatizado que a sua presença nas amostras de sedimento tem sido um interferente considerável na avaliação final do resultado dos testes ecotoxicológicos realizados em faces líquidas extraídas do sedimento, uma vez que os efeitos tóxicos observados podem ser devidos à presença dessa substância e não aos contaminantes mais persistentes (BAY, 1994; MOORE *et al*., 1997; HUNT *et al*., 1998; CARR *et al*., 2001 apud PRÓSPERI, 2002).

2.2.5.1. Organismo-Teste:

Para a coleta destes utilizou-se pá, baldes e malha de poliéster de 500 micras. Os organismos coletados foram contados até se chegar ao número necessário para a realização dos testes e então foram acondicionados em água do próprio local de coleta. Estes organismos foram mantidos em água com salinidade média semelhante à do sedimento amostrado.

2.2.5.2. Teste de Referência:

Este teste é muito importante, pois a partir dele podemos verificar a resistência do organismo- teste utilizado.

Utilizou-se neste a substância DSS (Dodecil Sulfato de Sódio) em diversas concentrações: 5 mg/L, 10 mg/L, 20 mg/L, 40 mg/L e 80 mg/L. Para o preparo destas soluções utilizou-se água com salinidade 15, pois esta é uma exigência da carta controle. Para tal, a salinidade da água em que os organismos foram mantidos até o início do teste foi também 15, o que implicou na necessidade da alteração gradual, em intervalos de 2 horas, da salinidade inicial (valor médio das amostras dos sedimentos utilizados nos testes) até 15.

Utilizou-se 5 réplicas para cada concentração de DSS e em cada frasco adicionaram-se 5 organismos; a duração do teste foi de 5 dias, mas a contagem dos organismos (e retirada dos mortos) foi efetuada a cada 24 horas.

2.2.5.3. Sedimento Completo:

Dividiu-se a amostra de cada ponto em 5 beckers, utilizando 150 ml de sedimento e 350 ml de água com mesma salinidade do ambiente em que os sedimentos foram coletados (água dita “controle” - livre de contaminação). Os organismos foram alimentados a cada 2 dias (em média 4 ml de ração preparada por becker).

Estas amostras foram mantidas sob aeração e em sala aclimatada por um período de 24 horas para a estabilização das mesmas. Depois de transcorrido este tempo, mediu-se os valores de pH, oxigênio dissolvido, salinidade e retirou-se uma alíquota para a determinação de N- amoniacal.

Após as análises iniciais, as amostras foram colocadas novamente sob aeração e cada becker recebeu 10 organismos, permanecendo assim por um período de 10 dias.

Transcorridos os 10 dias, determinou-se o número de organismos por contagem e efetuaram-se novamente as análises das variáveis físico-químicas mencionadas acima.

2.2.5.4. Elutriato:

Colocou-se em becker de 2 litros, segundo método descrito em US-EPA & ACE (1977), 250 ml de sedimento e 1000 ml de água (mesma água controle do teste com sedimento completo); estes foram sujeitas à agitação por 30 minutos e o sobrenadante foi então retirado. Foram medidas também as mesmas variáveis ambientais do teste descrito anteriormente, e separadas 5 alíquotas de cada amostra em copos plásticos. Adicionaram-se 5 organismos por copo e da mesma forma que o teste de referência, realizaram-se contagens a cada 24 horas, tendo o teste duração de 5 dias.

2.2.6. Integração dos dados da Tríade:

Os dados químicos, ecotoxicológicos e biológicos foram integrados com o intuito de se conhecer melhor os níveis de contaminação do ambiente em questão. A razão de se integrar todos os dados é obter evidências de impacto por meio das três abordagens (química, ecotoxicológica e biológica).

Vale ressaltar que é importante que estes dados sejam comparados através de diferentes métodos de análise (estatísticos, matemáticos e gráficos) (ZAMBONI & ABESSA, 2002). Ainda segundo os autores, é "recomendável que mais de um desses procedimentos sejam usados para integrar e expressar os resultados, permitindo uma melhor visualização de suas nuances sem perder informações".

No entanto não foi possível no presente trabalho realizar esta integração de forma estatística, uma vez que elas têm como pré-requisito um maior número de amostras.

Assim, optou-se por fazer apenas o uso de uma ferramenta matemática, que inclui a confecção de índices, através de valores RTM (*ratio to maximum value*), além de uma representação gráfica por meio dos diagramas de pizza.

2.2.6.1. Valores RTM

Esta representação consiste na geração de índices de contaminação, alteração da comunidade e toxicidade. Para tal, cada parâmetro das três abordagens (i.e. concentração de metais; teste de toxicidade com sedimento completo e água intersticial; e índices ecológicos tais como abundância, riquezas S e de Margalef e Diversidade de Shannon) é transformado em um valor RTM (*ratio to maximum value)*, que serve para o cálculo dos novos índices (NI) de cada uma destas.

$$\mathbf{RTM}_{yi} = \frac{V_{yi}}{V_{my}}$$

Onde, **y** = parâmetro avaliado (concentração de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn; % mortalidade organismo *K. schubartii*; Abundância, Diversidade Shannon, Riqueza S e de Margalef);

i = estação de coleta;

$\mathbf{V_{yI}}$ = valor médio do parâmetro em uma determinada estação de coleta;

$\mathbf{V_{my}}$ = valor médio máximo do parâmetro entre todos os pontos de coleta;

$$\mathbf{NI} = \frac{\sum RTM_i}{\sum RTM_o}$$

Onde, **NI** = novo índice de contaminação, de alteração da comunidade ou de toxicidade;

$\sum$ **RTM** $_i$ = somatório dos RTM de todos os parâmetros de cada componente da Tríade em um determinado ponto de coleta (RTM do As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn; RTM mortalidade (%) organismo *K. schubartii*; RTM Abundância, RTM Diversidade Shannon, RTM Riqueza S e de Margalef);

$\sum$ **RTM** $_o$ = Somatório dos RTM desses mesmos parâmetros no ponto controle;

Estes novos índices são representados em três eixos separados por ângulos de 120º e a área formada mostra a degradação do ponto em questão em comparação ao valor médio máximo de cada parâmetro observado entre todos os pontos de coleta (Fig. 4).

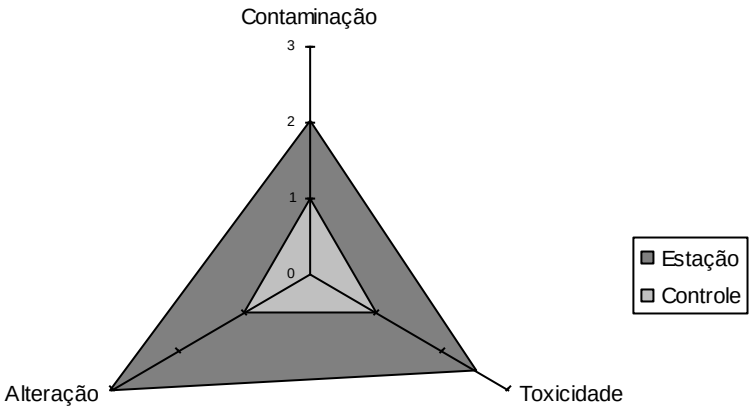


Figura 4: Representação pelos valores RTM, constituindo os novos índices

2.2.6.2. Diagramas de Pizza

Segundo ABESSA (2002), a representação da TQS por meio dos diagramas de pizza é de fácil compreensão, justificando, portanto, o seu uso. Mas é válido ressaltar que deve ser aplicada apenas como um complemento às demais representações e não isoladamente, uma vez que se excluem algumas variáveis importantes.

Esta conta com a confecção de diagramas de acordo com o grau de impacto do ambiente, segundo as três abordagens principais da Tríade:

- Contaminação: Segundo metodologia descrita por CARR *et al.* (1996a, 1996b apud ABESSA, 2002), a contaminação pode ser classificada como inexistente, moderada ou forte, de acordo com a excedência (ou não) aos níveis das “Guias de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos” da Environment Canadá (2002) (Tab. 2). Também foi utilizada a mesma classificação para os “Quocientes de Guias de Qualidade de Sedimento” (SQGQ) proposta por ABESSA (2002).

O uso de uma Legislação internacional se justifica pelo fato de não existir no Brasil uma Legislação que vise a conservação e assegure a qualidade dos sedimentos marinhos, ficando restrita apenas à Resolução CONAMA 344/04, que dispõe sobre a caracterização do material dragado. Foram realizados testes usando a referida Resolução nacional, mas a mesma mostrou-se ineficiente e pareceu mascarar a contaminação preteritamente conhecida para o CEP.

Apesar da escolha pelo uso de uma Legislação internacional é importante explicitar também as limitações existentes na sua aplicação, uma vez que estas foram formuladas em áreas geoquimicamente diferentes da Baía de Paranaguá (ABESSA, com. pessoal).

Tabela 2: Valores de referência para sedimentos, propostos pela Environment Canadá (2002)

Environment Canadá (2002)		
Elementos – traço (mg/kg)	**TEL**	**PEL**
Arsênio	7,24	41,6
Cádmio	0,68	4,21
Cromo	52,3	160
Cobre	18,7	108
Chumbo	30,2	112
Mercúrio	0,13	0,7
Níquel	15,9	42,8
Prata	0,73	1,77
Zinco	124	271

- Ecotoxicologia: Quando considerada a toxicidade, a mesma classificação (inexistente, moderada ou forte) citada anteriormente foi empregada, mas levando em consideração em quantos testes (entre sedimento completo e água intersticial) aquela amostra apresentou toxicidade.
- Biota: A mesma classificação foi utilizada para a biota, mas esta é baseada nos valores dos índices ecológicos. Para riqueza S e diversidade de Shannon foi utilizada a classificação proposta por ABESSA (2002); para a abundância/m^2 foram utilizados os critérios definidos por WEISBERG *et al.* (1997), uma vez que não existem trabalhos na região que nos ajudem a definir um critério específico para a Baía de Paranaguá.

A metodologia completa e os critérios empregados para a confecção destes diagramas podem ser observados em detalhes no APÊNDICE 2 e no trabalho de ABESSA (2002).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Bentos[2]

Os organismos que compõem a macrofauna bêntica desempenham um papel fundamental na avaliação de impactos e estudos de monitoramento. As razões para tal advêm do seu hábito sedentário, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados (GOULART, 2003).

Estes organismos habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos quanto inorgânicos e apresentam papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (RAFFAELLI *et al*., 2003; CURY *et al.,* 2001).

É importante ressaltar que estes organismos vivem e se alimentam dentro, sobre e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular, além de apresentarem elevada diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente aos diferentes tipos de impactos ambientais (ROSENBERG & RESH, 1993; WARD *et al*., 1995; REECE & RICHARDSON, 1999; CALLISTO *et al.,* 2001 apud GOULART, 2003).

Segundo ZUNIGA *et al.* (1985) apud ALMEIDA (1994), o conhecimento biológico de populações permite compreender a estrutura das comunidades, suas inter-relações, ciclo de vida e reprodução, com o objetivo de estabelecer programas que permitam o aproveitamento racional destes recursos.

3.1.1. Análises Estatísticas: MDS, Cluster, ANOSIM e SIMPER

O MDS gerado a partir das espécies encontradas evidencia a separação em dois grupos bem definidos, (Fig. 5) formados pelos sedimentos dos tratamentos genericamente chamados de “controle” (Itaqui e Benito) e “impactado” (Ilha dos Papagaios, Ilha da Cotinga, Itiberê, Anhaia e Ilha de Gererês), ficando o stress em um nível aceitável de 0,14 (limite de até 0,3).

[2] A relação completa das espécies encontradas neste trabalho e que foram utilizadas para as análises encontra-se no Apêndice 3.

Como se percebe apenas um ponto do “controle” aproxima-se do bloco formado pelos pontos “impactados”, demonstrando a definição dos grupos mencionada.

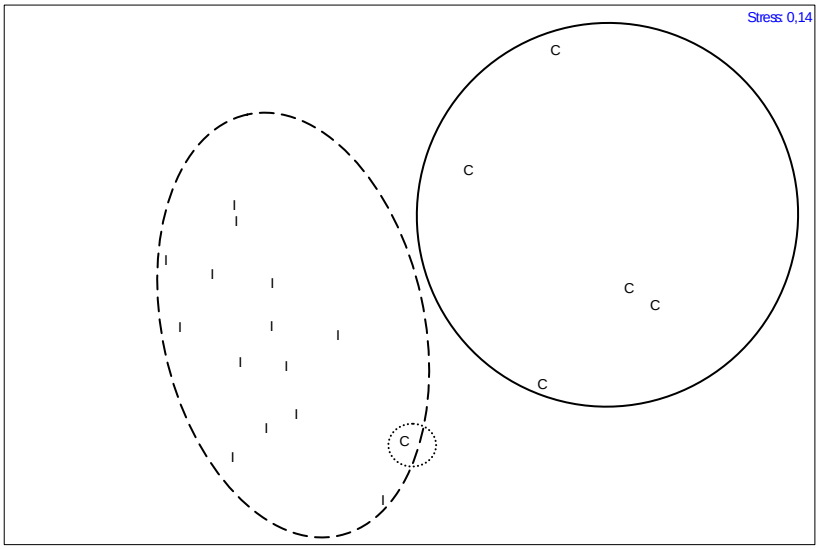


Figura 5: MDS (Multi-dimensional Scaling*)* com os tratamentos I (impactado) e C (controle)

Confirmando os dados obtidos pelo MDS, a Análise de Agrupamento (Cluster), mostra a mesma tendência de distribuição encontrada anteriormente, separando-os em dois principais grupos. O grupo “impactado” é formado por vários subgrupos que resultam em um grupo maior; já o “controle” tem poucas subdivisões, mas estas são suficientes para torná-lo um grupo distinto e característico.

Tanto os pontos ditos “impactados” quanto os “controle” formam grupos muito próximos, estando apenas, como no MDS, um ponto “controle” isolado dos demais, próximos aos “impactados” (Fig. 6).

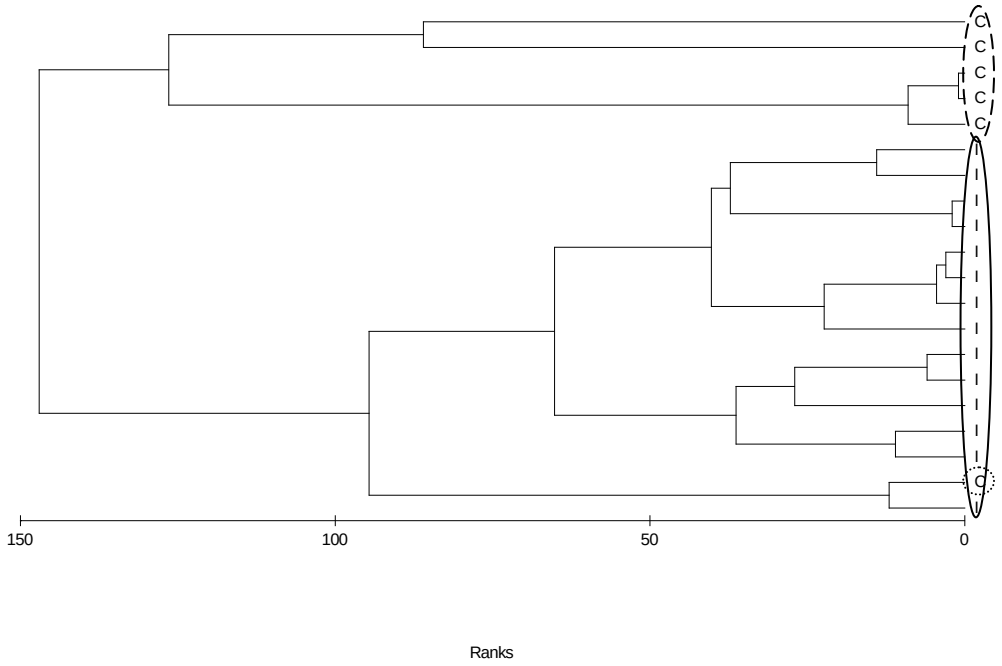


Figura 6: Análise de Agrupamento (Cluster) com os tratamentos I (impactado) e C (controle)

A fim de se conhecer especificamente quais espécies são responsáveis por esta separação, foram analisados os resultados obtidos pelo Percentual de Similaridade (SIMPER), que fornecem tanto os resultados de similaridade entre os tratamentos, como de dissimilaridade entre os mesmos.

No tratamento “impactado” a similaridade entre os pontos foi de 41,43 e os indivíduos que mais contribuíram para a formação deste foram *Ostracoda* (24,48%), *Oligochaeta* (23,64%), *Paraprionospio pinnata* (11,67%), *Aricidea albatrossae* (7,35%), *Glycinde multidens* (5,46%), *Bivalvia sp*^{2} (3,68%), *Capitella* (3,33%), *Bivalvia sp*^{1} (3,09%), *Ceratopogonidae* (3,01%), *Bulla sp* (2,07%), *Polydora sp* (1,79%) e *Sipuncula* (1,75%) (Tab. 3).

Já para a formação do tratamento “controle”, a similaridade entre os pontos que definem o grupo foi de 30,73 e as ordens que mais contribuíram foram, respectivamente, *Mytella sp.* (35,03%), *Glycinde multidens* (23,43%), *Perinereis sp.* (12,66%), *Oligochaeta* (10,31%) e *Sigambra grubei* (9,63%).

Tabela 3: Percentual de Similaridade (SIMPER) nos tratamentos impactado e controle

Tratamentos	Táxon	Abundância média	Contribuição (%)	Acumulada (%)
Grupo "impactado" - Similaridade média de Bray-Curtis: 41,43	Ostracoda	26	24,48	24,48
	Oligochaeta	23,14	23,64	48,12
	Paraprionospio pinnata	9,64	11,67	59,79
	Aricidea albatrossae	1,93	7,35	67,14
	Glycinde multidens	2,93	5,46	72,59
	Bivalvia sp 2	7,36	3,68	76,27
	Capitella	1,5	3,33	79,6
	Bivalvia sp 1	9,36	3,09	82,7
	Ceratopogonidae	1	3,01	85,7
	Bulla sp	2,21	2,07	87,77
	Polydora sp	0,71	1,79	89,56
	Sipuncula	1	1,75	91,31
Grupo "controle" - Similaridade média de Bray-Curtis: 30,73	Mytella sp	189,5	35,03	35,03
	Glycinde multidens	1,67	23,43	58,46
	Perinereis sp	0,83	12,66	71,13
	Oligochaeta	2,17	10,31	81,43
	Sigambra grubei	1	9,63	91,07

Os indivíduos que mais contribuíram para a diferença (dissimilaridade) entre os dois tratamentos identificados no MDS e Cluster foram *Mytella sp.* (12,93%) e *Ostracoda* (11,81%), principalmente, e com uma menor contribuição *Oligochaeta* (8,83%) e *Paraprionospio pinnata* (6,11%), sendo ambos dominantes no grupo "impactado". A dissimilaridade, ou seja, a diferença entre os grupos é de aproximadamente 83% (Tab. 4).

Estes valores demonstram que o tratamento "controle" parece ter sido eficiente, uma vez que o distinguiu do outro tratamento.

Tabela 4: Percentual de Dissimilaridade entre os tratamentos impactado e controle

	Táxon	Abundância		Contribuição (%)	Acumulada (%)
		Grupo I	Grupo C		
Grupos "impactado" e "controle" - Dissimilaridade média de Bray-curtis: 82,68	Mytella sp.	0	189,5	12,93	12,93
	Ostracoda	26	0	11,81	24,74
	Oligochaeta	23,14	2,17	8,83	33,56
	Paraprionospio pinnata	9,64	1,17	6,11	39,68
	Aricidea albatrossae	1,93	0	4,45	44,13
	Glycinde multidens	2,93	1,67	3,96	48,09
	Bivalvia sp 2	7,36	0	3,86	51,95
	Bivalvia sp 1	9,36	0	3,85	55,8
	Capitella	1,5	0,17	3,4	59,2
	Sigambra grubei	1,07	1	2,9	62,1
	Ceratopogonidae	1	1	2,83	64,94
	Perinereis sp	0,29	0,83	2,72	67,66
	Bulla sp	2,21	0	2,45	70,11
	Polydora sp	0,71	0,17	2,33	72,43
	Amphipoda	0,14	1,5	2,17	74,61
	Scoloplos ohlini	2,14	0	2,17	76,77
	Sipuncula	1	0,33	2,15	78,92
	Hemipodia californiensis	0,29	1	2,13	81,05
	Heleobia sp	4,57	0	1,9	82,95
	Spiophanes sp	1,14	0	1,36	84,3
	Magelona sp	0,57	0	1,34	85,64
	Amphipoda cd 3	0,29	0,5	1,32	86,96
	Spiophanes	0,93	0	1,3	88,27
	Syllidae	0,71	0	1,3	89,57
	Bivalvia sp 4	0,43	0,17	1,14	90,71

Os dois maiores grupos identificados na análise quando contrastados através de ANOSIM revelaram diferenças na estrutura da associação bentônica entre os tratamentos (R= 0,802; P= 0,1%). Este valor de R indica que há uma alta diferença entre os grupos, uma vez que quanto mais próximo a 1 (um) este se encontrar, maior a distância entre os grupos.

3.1.1.2. Índices Ecológicos

Entre todos os pontos amostrados, o sedimento do Benito é o que se destaca com maior abundância total, como pode ser observada na Fig. 7, com uma média chegando a quase 400 indivíduos. Isso se deve ao fato da

predominância massiva da espécie *Mytella* sp., quantidade esta suficiente para destacá-lo dos demais pontos. Em seguida, encontram-se os pontos Itiberê e Ilha dos Papagaios; já os menores números foram registrados no Itaqui, Ilha da Cotinga e Ilha de Gererês.

Como pode ser observado, apesar de o Benito ter a maior abundância, este possui um menor número de espécies, justificando, portanto, o menor valor de Riqueza S entre todos os pontos. O sedimento do ponto Itiberê juntamente com a Ilha dos Papagaios é o que apresenta, dentre todos, o maior número de espécies. É importante ressaltar que entre os pontos de menor abundância, a Ilha da Cotinga é a que apresenta o maior número de espécies no sedimento.

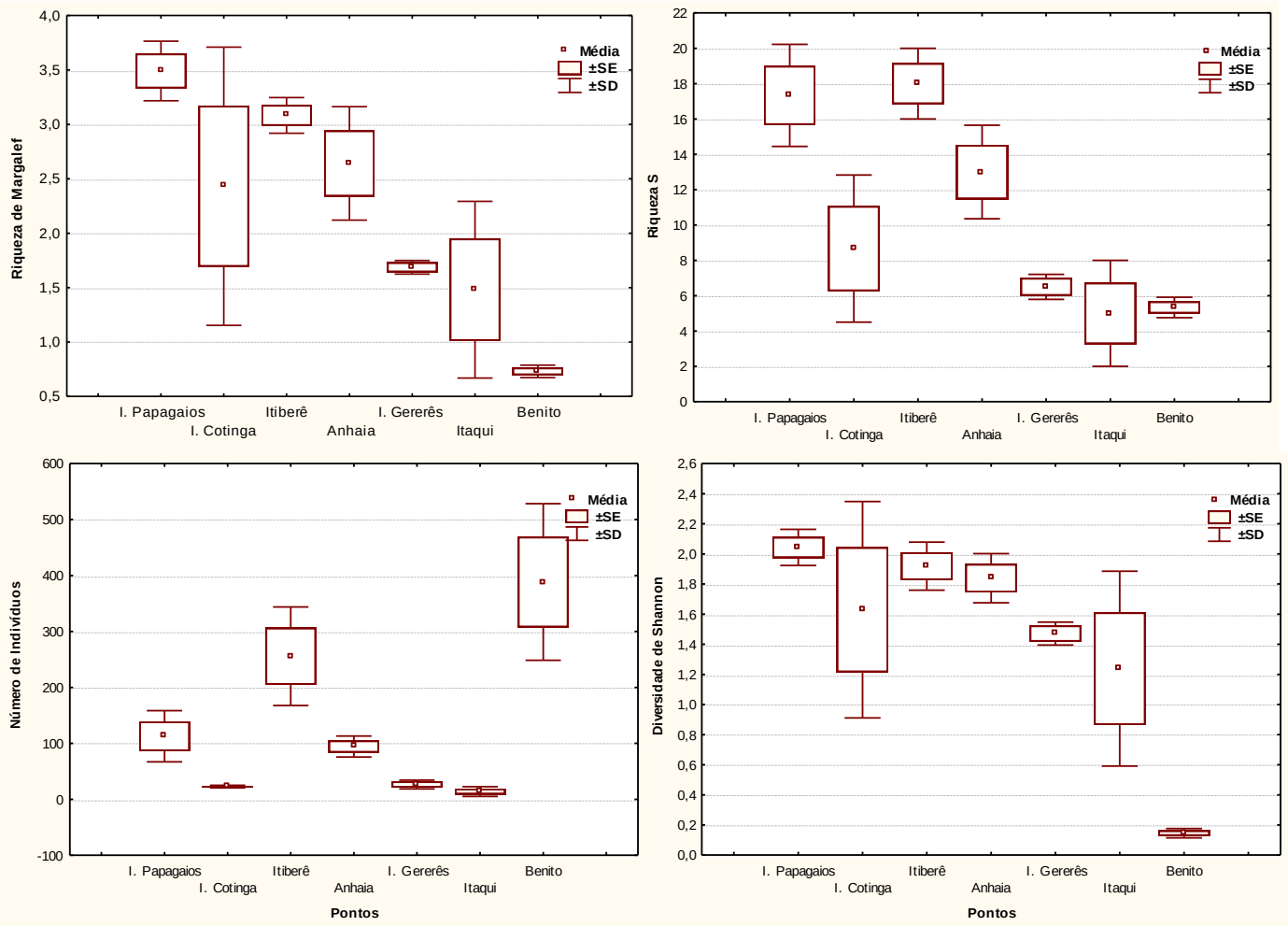


Figura 7: Índices ecológicos (Número de indivíduos, Riqueza S, Riqueza de Margalef e Diversidade de Shannon) nos sete pontos amostrais (SE – Erro padrão; SD- Desvio padrão)

A relação entre os dois índices anteriores (número de espécies - Riqueza S, e abundância), conhecida como Riqueza de Margalef, foi maior na Ilha dos Papagaios, como justificado anteriormente.

É interessante notar que os sedimentos da Ilha dos Papagaios e do Itiberê foram os que apresentaram os melhores descritores da comunidade estudada. Destacaram-se por apresentar a maior abundância concomitante com a maior riqueza S e também de Margalef; logo, a diversidade de Shannon também foi a maior nestes dois em relação aos demais pontos.

Sendo assim, basta dizer que a Diversidade de Shannon – que é considerada a melhor distribuição do número de indivíduos nas espécies existentes, foi maior nos dois pontos citados anteriormente, demonstrando que estes possuem a melhor diversidade de macrofauna bêntica do ambiente em questão.

Para se verificar se existe diferença (e em que grau de significância) entre os tratamentos “controle” e “impactado”, aplicou-se o teste - t (Fig. 8):

Com relação a Riqueza S, este mostrou que há diferença significativa entre os tratamentos (> 0,001), confirmando a separação de acordo com este descritor da comunidade.

Quanto à abundância nota-se que não há diferença significativa (<0,01) entre os grupos, mantendo-se mais ou menos semelhantes o número de indivíduos entre os dois tratamentos. O “controle” apresentou as maiores variações em torno da média entre os pontos.

Já para a Riqueza de Margalef percebeu-se uma diferença extremamente significativa entre os tratamentos (>0,001), separando-os mais uma vez em dois distintos grupos. A riqueza de Margalef apresentou-se significativamente mais baixa no “controle”.

A Diversidade de Shannon também mostrou uma diferença extremamente significativa entre os dois tratamentos (>0,001). O “controle” apresenta uma diversidade de Shannon significativamente mais baixa, devido à predominância de uma única espécie nos pontos que o formam.

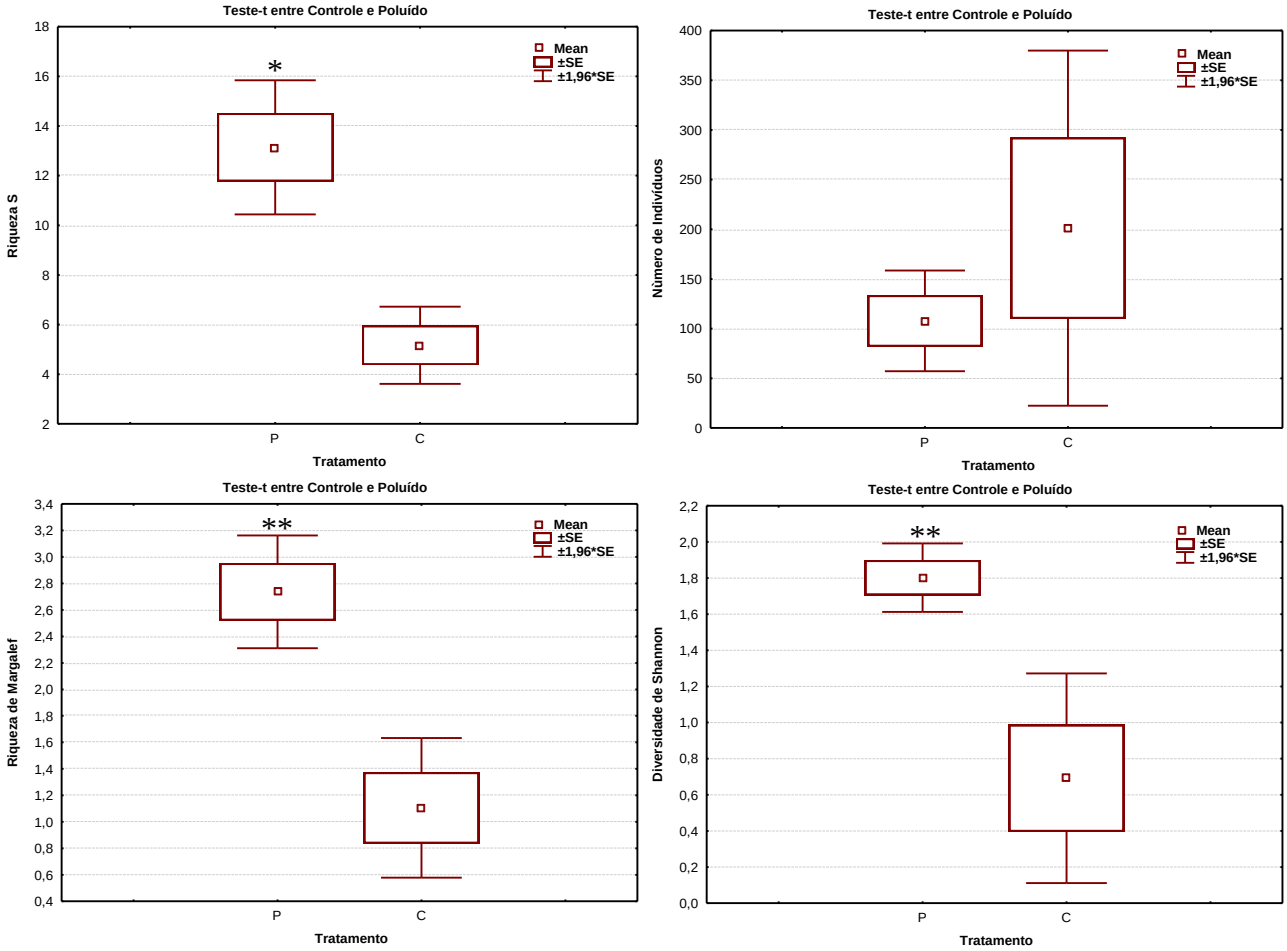


Figura 8: Teste-t com os índices ecológicos, entre os tratamentos “controle” e “impactado”
** (diferença significativa)
*** (diferença extremamente significativa)
(SE- Erro padrão)

Analisando o conjunto dos índices podemos inferir que os pontos ditos “impactados” têm os descritores significativamente diferentes do “controle” (e maiores) tanto em diversidade (Shannon), quanto riqueza (S e Margalef), com exceção apenas da abundância devido a predominância da espécie *Mytella sp.* (mesmo assim a diferença não chega a ser significativa). Estes resultados podem também indicar que as duas baías (Paranaguá e Laranjeiras) são naturalmente distintas.

3.1.2. Variáveis bióticas e abióticas

Em seu trabalho de revisão GRAY (2002) discute que fatores ambientais dominantes tais como temperatura, produtividade e granulometria do sedimento

determinam os padrões de distribuição das espécies, mas é importante ressaltar que são as escalas regionais que verdadeiramente determinam estes padrões de distribuição dos organismos.

Segundo ROBERT (1979) apud ISHIKAWA (1989), os níveis de diversidade do macrobentos são fortemente relacionados com a complexidade dos micro-habitats, sendo estes últimos associados com as características do substrato. No entanto, estes micro-habitats são fortemente influenciados pela heterogeneidade espacial e temporal na estrutura do sedimento (causada principalmente pela atividade biológica, hidrodinâmica e geomorfológica), gerando a variabilidade da riqueza de espécies de organismos bentônicos em um ambiente (GRAY, 2002).

GRAY (2002) discute ainda que a baixa riqueza de espécies é normalmente encontrada onde o habitat está sujeito a condições ambientais constantemente flutuantes, tais como ação de correntes, fatores climáticos, entre outros. Desta forma, questiona-se se tal distribuição é reflexo de uma seleção das condições do sedimento por parte dos organismos ou uma resposta mútua de sedimentos e animais às forças físicas já mencionadas anteriormente (HOSTIN *et al.*, 2007).

É importante notar que, mesmo esta questão fazendo parte da discussão de muitos trabalhos sobre a macrofauna bêntica (ISHIKAWA, 1989; GRAY, 2002; CHAPMAN, 2007; entre outros), muitos deles nem sempre encontram relação direta entre os organismos com o tamanho do grão e outros componentes do sedimento (CHAPMAN, 2007).

No entanto, neste trabalho a simplicidade do desenho experimental inviabiliza a correlação das variáveis bióticas com as abióticas (como a distribuição dos organismos ao longo de um gradiente de tamanho dos grãos de sedimento, concentração de nutrientes, metais pesados, entre outros), através de ferramentas seguras, como a estatística. Por isso, lançou-se mão de uma comparação com caráter mais visual e especulativo acerca destas complexas relações.

Diante disso, se considerarmos que todos os pontos foram amostrados em regiões rasas, que recebem igual quantidade de radiação solar, próximas à manguezais e que apresentam similaridades entre as frações granulométricas (Tab. 5), a riqueza das espécies pode estar sendo condicionada por um outro fator desconhecido.

A porcentagem de matéria orgânica poderia contribuir para a sua distribuição, uma vez que ela poderia significar uma fonte de alimento para estes. Nota-se que os sedimentos das regiões Itaqui e Benito apresentam baixa porcentagem de matéria orgânica quando comparada com as demais (6,22% e 6,67%, respectivamente) e, sendo assim, apresentam baixa riqueza de espécies. Mas o ponto situado na Ilha dos Papagaios, que apresenta uma das maiores riquezas de espécie, tem apenas 3,94% de matéria orgânica. Com isso conclui-se que a maior riqueza não ocorreu nos sedimentos com maiores concentrações de matéria orgânica, como se esperava inicialmente.

Tabela 5: Classificação granulométrica e Riqueza de organismos bentônicos

Pontos amostrais	Classificação		% Matéria Orgânica	Riqueza
Ilha Papagaios	Areia fina	Pobremente selecionado	**3,94**	**Alta**
Ilha Cotinga	Areia muito fina	Bem selecionado	**10,78**	**Intermediária**
Itiberê	Areia muito fina	Pobremente selecionado	**8,36**	**Alta**
Anhaia	Silte grosso	Pobremente selecionado	**18,5**	**Intermediária**
I. Gererês	Silte grosso	Pobremente selecionado	**12,73**	**Intermediária**
Itaqui	Areia muito fina	Pobremente selecionado	**6,22**	**Baixa**
Benito	Areia muito fina	Pobremente selecionado	**6,67**	**Baixa**

Isso pode estar relacionado, segundo GRAY (2002), à diminuição da riqueza em áreas ricas em alimento, devido ao aumento dos recursos que acabam por suportar populações maiores, conduzindo à dominância por algumas espécies e/ou uma diminuição na heterogeneidade do habitat.

Diante do exposto conclui-se que o presente estudo parece ineficiente ao tentar descrever as razões da distribuição dos organismos de acordo com os parâmetros mencionados anteriormente. Talvez um estudo que contemple um maior número de pontos ao longo da Baía (e onde as características

sedimentológicas sejam distintas), poderá estabelecer uma relação mais confiável e precisa.

3.1.3. Estudos comparativos sobre a macrofauna bêntica

LANA (1986) dividiu a Baía de Paranaguá em quatro principais setores, que abrangem desde a porção ocidental da Baía (cidade de Antonina à Ilha do Teixeira) até a porção oriental (Ilha da Cotinga às barras de acesso, junto à Ilha do Mel), sendo estes caracterizados quanto à macrofauna bêntica. Este é um dos únicos estudos que contemplam a macrofauna desta baía, servindo, portanto, de referência para a caracterização da região.

O estudo mais recente sobre a macrofauna bêntica, e que abrange a mesma região citada anteriormente, foi desenvolvida por HOSTIN *et al.* (2007). Neste usou-se a mesma divisão empregada pelo estudo de LANA (1986) e as regiões foram classificadas como setores marinho, euhalino, polihalino e mesohalino.

Como os pontos amostrados nos estudos anteriores localizam-se na Baía de Paranaguá, será possível realizar uma comparação apenas com os pontos ditos “impactados” deste presente estudo. Infelizmente ainda não existem estudos específicos sobre a macrofauna bêntica da Baía de Laranjeiras (onde estão localizados os pontos “controle” deste trabalho)[3].

Em termos de abundância, foi encontrado no presente estudo um total de 2.716 organismos, distribuídos em diversos grupos taxonômicos, dentre os quais se destacam *polychaeta, bivalvia, crustácea, amphipoda e gastrópoda*. A classe *polychaeta* destacou-se das demais por apresentar uma variedade de 17 taxas de indivíduos, compondo cerca de 43% de toda fauna encontrada.

A Tabela 6 ilustra, para efeito de comparação, as principais espécies encontradas nos três trabalhos. No presente estudo, os componentes da

[3] O único estudo na referida região trata apenas da distribuição dos moluscos bênticos e não da macrofauna como um todo - NEGRELLO FILHO, O.A., (2001). **Ocorrência e distribuição de Moluscos bênticos no sublitoral da Baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil.** 46 f. Dissertação de mestrado, Pós-graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

.

macrofauna que tiveram as maiores abundâncias foram respectivamente os táxons *Ostracoda, Oligochaeta, Paraprionospio pinnata, Bivalvia sp[1].*, *Bivalvia sp[2].*, *Heliobia sp., Heliobia, Glycinde multidens, Bulla sp., Scoloplos ohlini, Aricidea albatrossae, Capitella, Spiophanes sp., Sigambra grubei, Tagelus plebeus, Ceratopogonidae, Sipuncula, Spiophanes, Bivalvia sp[3]., Polydora sp.* e *Syllidae.*

Estes resultados se aproximam dos encontrados em HOSTIN *et al.* (2007), onde 6 das 17 espécies mais abundantes neste último são comuns (*Aricidea albatrossae, Capitella, Heleobia, Oligochaeta, Scoloplos ohlini* e *Spiophanes*). Com relação aos organismos encontrados por LANA (1986), estes não se assemelham com os encontrados neste trabalho, tendo apenas uma espécie em comum (*Glycinde multidens*).

Uma característica comum aos três estudos é a predominância de espécies da classe *polychaeta*, sendo estas comprovadamente as dominantes no ambiente em questão. Algumas espécies, no entanto, foram encontradas com grande abundância em alguns estudos e pequeno número em outros, como é o caso da espécie *Heleobia australis* (13.482 indivíduos no estudo de HOSTIN *et al.* (2007) contra 106 no atual estudo) e *Ostracoda* (364 indivíduos neste trabalho e apenas 1 em HOSTIN *et al.* (2007)) e *Oligochaeta* (179 indivíduos em HOSTIN *et al.* (2007) contra 324 neste atual). Isso pode ser justificado como uma variabilidade sazonal natural dos ambientes, que tendem a apresentar diferentes organismos dominando em uma época do ano e a mesma declinar na estação seguinte. Ademais, o estudo de HOSTIN *et al.* (2007) foi realizado no canal de acesso aos portos de Antonina e Paranaguá, enquanto o presente estudo teve os seus pontos margeando os manguezais; logo a fauna pode ser completamente diferente.

Tabela 6: Macrofauna encontrada por LANA (1986), HOSTIN *et al.* (2007) e presente trabalho

-	LANA (1986)	HOSTIN *et al.* (2007)
Aricidea albatrossae	*Aglaophamus juvenilis*	*Aricidea cf albatrossae*
Bivalvia sp[1]	*Branchiostoma sp.*	*Branchiostoma marambaiensis*
Bivalvia sp[2]*.*	*Branchiostoma sp.*	*Capitella sp*[1]*.*
Bivalvia sp[3]*.*	*Clymenella brasiliensis*	*Capitella sp*[2]*.*
Bulla sp	*Corbula cariboea*	*Echinoidea sp.*
Capitella	*Corophuim acherusicum*	*Heleobia australis*
Ceratopogonidae	*Diopatra cuprea*	*Hemipodus olivieri*
Glycinde multidens	*Encope emarginata*	*Kinbergonuphis nonatoi*
Heleobia	*Glycera americana*	*Magelona variollamelata*
Heleobia sp.	*Glycinde multidens*	*Monocorophuim acherusicum*
Oligochaeta	*Kinbergonuphis difficilis*	*Neanthes bruaca*
Ostracoda	*Lepidopa richmondi*	*Nematoda*
Paraprionospio pinnata	*Littoridina australis*	*Nemertea*
Polydora sp	*Mageloma sp.*	*Nucula sp.*
Scoloplos ohlini	*Mellita quinquiesperforata*	*Oligochaeta*
Sigambra grubei	*Nephtys simoni*	*Scoloplos ohlini*
Sipuncula	*Owenia fusiformis*	*Spiophanes bombyx*
Spiophanes	*Parandalia americana*	-
Spiophanes sp.	*Renilla reniformis*	-
Syllidae	*Sabellaria cf bellis*	-
Tagelus plebeus	*Turbonilla sp.*	-

Falando especificamente da área “controle” (Baía de Laranjeiras), é importante ressaltar a alta abundância da espécie *Mytella sp*., podendo esta ser considerada a espécie mais representativa deste tratamento. Durante o processo de triagem em laboratório do material coletado notou-se a existência de uma grande quantidade de conchas vazias deste organismo, sendo que os indivíduos vivos eram de pequeno porte (podendo ser, especulativamente, classificados como juvenis). Estudo ainda em desenvolvimento (coleta realizada no mês de agosto, 2006), foi encontrado uma grande quantidade do mesmo organismo (PIEPER, 200-). Aparentemente os mesmos encontravam-se em um estágio de desenvolvimento mais avançado e, especulativamente, se sugere a existência de um grande banco destes, onde ocorre um processo de sucessão ecológica.

3.2. Variáveis Químicas e Sedimentológicas

3.2.1. Nitrogênio e Fósforo

Embora vários elementos químicos sejam necessários para manter a vida, o termo macronutrientes (elementos vitais necessários em grande quantidade), é tradicionalmente usado para designar os sais de nitrato, fosfato e silicato (HANSEN & KOROLEFF, 1999 apud SUBTIL, 2005).

O fósforo é, dentre todos os macronutrientes, um dos mais escassos em termos de abundância relativa em reservatórios disponíveis na superfície da Terra. Este elemento ocorre em poucas formas químicas, resultantes da ciclagem quando os compostos orgânicos são remineralizados em fosfatos (MARQUES, 2000). Porém, os grandes reservatórios de fósforo são as rochas e outros depósitos formados em períodos geológicos passados que, com o passar do tempo, sofrem gradualmente erosão e liberam fosfatos para os ecossistemas. Destes, uma grande quantidade é carreada para o mar, principalmente pelo escoamento superficial dos rios, onde uma parte se deposita nos sedimentos rasos e outra parte se perde nos sedimentos profundos (ODUM, 1988).

Juntamente com o fósforo, o nitrogênio é um dos principais elementos necessários ao desenvolvimento da biota aquática. Este pode ser encontrado nos sistemas aquáticos sob diversas formas, dentre elas o nitrogênio gasoso dissolvido (N_2), amônia e íon amônio (NH_3 e NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), e como nitrogênio orgânico nas fases dissolvida ou particulada (ESTEVES, 1998). As formas particuladas são transformadas por processos de ciclagem para formas mais utilizáveis (FISRWG, 1998 apud MARQUES, 2000).

Na maioria desses ecossistemas, o sedimento é o compartimento que apresenta maior concentração de nutrientes, funcionando, neste caso, como reservatório para os demais compartimentos (ESTEVES, 1998).

A regeneração dos nutrientes nos sedimentos é particularmente importante nos ambientes costeiros pouco profundos, onde a carga orgânica sedimentar é elevada e a sua remineralização pode representar uma fonte substancial de nutrientes para a produção primária na coluna d'água (PEREIRA-FILHO, *et al.*, 1998 apud SUBTIL, 2005)

A atividade humana nas áreas costeiras tem alterado o uso do solo e dos habitats naturais, modificando as taxas e os balanços dos processos biogeoquímicos. Através destas atividades: despejos de efluentes domésticos e industriais, uso de fertilizantes e queimas de combustíveis fósseis - a carga de nitrogênio, de fósforo e de carbono vem aumentando na interface continente-oceano, gerando a eutrofização "cultural" (BRICKER *et al.,* 2003).

No presente trabalho as concentrações de nitrogênio total (N-Total) tiveram, em grande parte dos pontos amostrados, valores acima do valor alerta de 4.800 mg/kg preconizado pela CONAMA 344/04[4] (Fig. 9). As maiores concentrações de N-Total encontradas pertencem ao Anhaia (11.781 mg/kg), Ilha da Cotinga (9.730 mg/kg) e Ilha de Gererês (5.868 mg/kg).

Estes valores seguem a mesma tendência dos encontrados no recente trabalho realizado na Baía de Paranaguá pelo projeto CAD, que a caracteriza por apresentar níveis muito superiores aos alertados pela CONAMA.

As concentrações de fósforo total (P-Total) também apresentaram, em alguns pontos, valores superiores aos 2.000 mg/kg recomendados pela CONAMA 344/04 (Fig. 9). O CAD apresentou na Baía de Paranaguá também valores superiores ao nível crítico estabelecido para este elemento pela CONAMA 344/04, confirmando os resultados encontrados neste trabalho.

Os pontos onde se encontram as maiores concentrações deste elemento são os mesmos do nitrogênio total, que são Ilha da Cotinga (4.860 mg/kg), Ilha de Gererês (4.501 mg/kg) e Anhaia (3.527 mg/kg). Os pontos Anhaia e Ilha de Gererês provavelmente apresentam estes valores elevados devido á proximidade com o Porto de Paranaguá (produtos fosfatados provenientes do terminal de fertilizantes da Fospar), além do esgoto doméstico e industrial da própria cidade. É importante salientar que os pontos Ilha da Cotinga e Ilha de Gererês ultrapassaram em mais de duas vezes o valor alerta e podem ser caracterizados como pontos que sofrem fortemente a influência antrópica.

[4] Sabe-se que a Resolução CONAMA 344/04 é aplicada somente para caracterização de material dragado e não para fim de conservação dos sedimentos (ABESSA, com. pessoal). No entanto, apesar dos pontos amostrados neste presente trabalho não pertencerem a áreas dragadas a comparação com esta resolução será efetuada devido a escassez, no Brasil, de parâmetros específicos para a qualidade do sedimento.

Como principais fontes naturais de nitrogênio têm-se as chuvas, material orgânico e inorgânico de origem alóctone ou mesmo fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio sistema (ESTEVES, 1998). As fontes antrópicas do mesmo são principalmente os resíduos industriais e domésticos.

Já para o fósforo, segundo COTOVICZ JR (2006), as fontes antrópicas mais importantes são os efluentes domésticos, industriais agropastoris, e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Em algumas regiões industrializadas e de elevada densidade populacional, as fontes de fosfatos antropogênicos podem ser mais importantes do que as naturais (ESTEVES, 1998 apud COTOVICZ JR, 2006).

Ademais, o sedimento é um grande retentor e armazenador de fósforo, considerando a facilidade de adsorção deste elemento em partículas suspensas, orgânicas e inorgânicas (FONSECA, 2004).

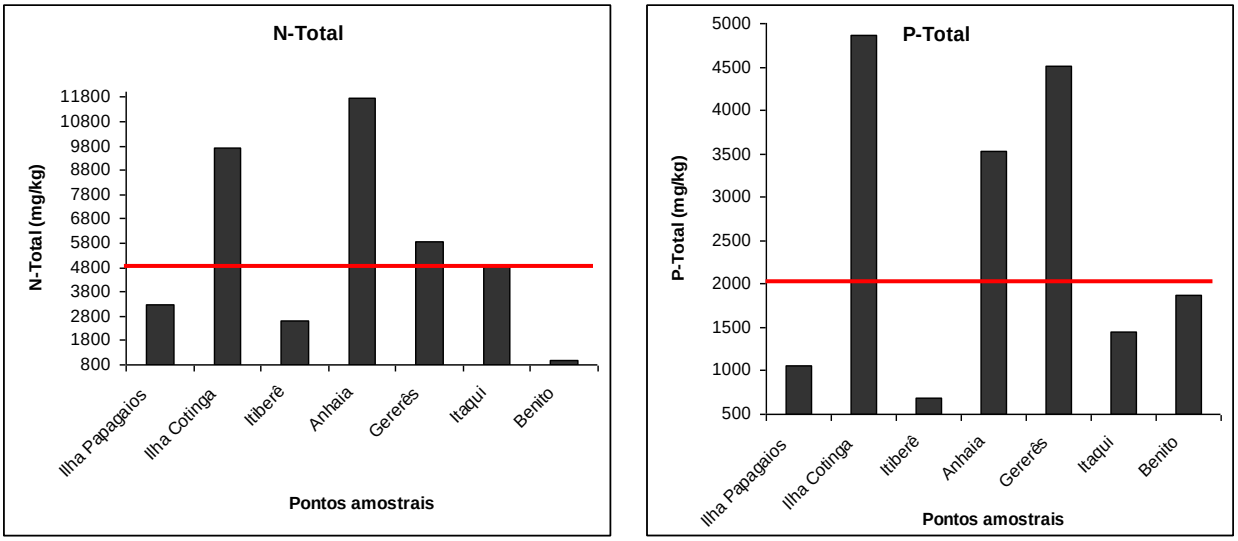


Figura 9: Concentrações de Nitrogênio total (N-total) e Fósforo total (P-total) em mg/kg nos pontos amostrais e os limites estabelecidos pela CONAMA 344/04 (4800 mg/kg para o N-total e 2000 mg/kg para o P-total)

O Anhaia é caracterizado por receber o aporte de esgoto da cidade de Paranaguá e como, segundo MARQUES (2000), o incremento antrópico vem principalmente através dos resíduos de efluentes domésticos e industriais, além da utilização de fertilizantes, este valor pode ser justificado.

A Ilha da Cotinga encontra-se quase na desembocadura sul da Baía de Paranaguá e, segundo MARONE *et al.* (2005), por esta região fluem, preferencialmente, as águas vindas da área próxima ao Porto de Paranaguá, através das correntes de maré vazante. Sendo assim, massas de água se deslocam, conferindo novas condições químicas às águas da região.

O ponto localizado na Ilha de Gererês aproxima-se da Zona de Máxima Turbidez, região onde ocorre o processo relacionado à erosão, ressuspensão e deposição de sedimentos, controlado pela intensidade da maré e características das partículas em suspensão (NOERNBERG, 2001). Nesta região há ressuspensão de todo material presente no sedimento e se concentram os contaminantes em geral, justificando assim as altas concentrações encontradas destes elementos.

Um fato curioso é a baixa concentração destes elementos no ponto Itiberê, região considerada como altamente influenciada pela atividade humana, uma vez que o próprio rio Itiberê (que deságua próximo) carreia os materiais provenientes da drenagem pluvial da cidade de Paranaguá. Isso talvez possa ser justificado pela pequena profundidade do local coletado, onde os processos de mistura ocorrem com maior facilidade, devido a eventos meteorológicos ou qualquer outro evento extremo.

3.2.2. Metais pesados e Arsênio

As atividades humanas desenvolvidas têm oferecido um aumento considerável no aporte de espécies metálicas para as águas, aumentado a pressão exercida sobre os ambientes naturais. Segundo NIAGRU (1990) apud SODRÉ (2005), a produção de novos compostos e o avanço tecnológico provocam a diminuição do tempo de permanência natural de metais em suas fontes majoritárias, alterando assim a distribuição destes elementos no planeta.

Isso tem gerado uma forte preocupação ecológica, principalmente no que se refere a ambientes onde vivem populações de organismos aquáticos. Sabe-se que hoje, independentemente das fontes, o destino final destas espécies

metálicas são, invariavelmente, os ambientes aquáticos naturais (LI *et al.,* 2007), aumentando assim os riscos de contaminação.

Diversos metais podem ser encontrados nos sedimentos, por este ser um compartimento de acumulação de espécies poluentes a partir da coluna d'água, devido às altas capacidades de sorção e acumulação associadas (SALOMONS & FORSTNER, 1984). Alguns deles podem apresentar toxicidade elevada para muitas formas de vida quando presentes em altas concentrações, enquanto outros são considerados essenciais (TEMPLETON *et al.*, 2000 apud SODRÉ, 2005).

No entanto, diversos processos bióticos e abióticos podem remobilizar os metais, constituindo-se em fontes de poluição secundárias, afetando a qualidade da água e originando bioacumulação e trocas de transferência na cadeia trófica (NIENCHESKI *et al.,* 2005).

Metais podem surgir a partir do descarte de esgoto bruto, principalmente em regiões densamente urbanizadas (JESUS *et al.,* 2003), fazendo parte da contaminação via fontes pontuais. O esgoto bruto pode provocar a deterioração de ambientes aquáticos por meio do aporte de compostos antropogênicos que, por sua vez, podem afetar a concentração e distribuição dos metais.

Além das fontes pontuais, que são teoricamente de fácil identificação, existem as fontes difusas, onde as origens são de difícil reconhecimento (SODRÉ, 2005). As águas de drenagem urbana (pertencentes às fontes difusas) podem conter quantidades expressivas de metais, sendo estas maiores para o zinco, seguido de chumbo e cobre, e em menor quantidade cádmio (SODRÉ, 2005).

Isso tudo viabiliza o uso dos mesmos como um bom indicador de poluição ambiental, permitindo ainda, o conhecimento das principais fontes de poluição dentro de um determinado sistema aquático. Com este intuito os metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) e o metalóide arsênio (As) foram analisados neste presente trabalho.

Torna-se importante deixar claro que foram utilizados dados de trabalhos de SÁ (2003) e SÁ & MACHADO (2007) para as concentrações totais destes

elementos. No entanto, devido à indisponibilidade de dados coincidentes com os exatos locais deste trabalho, foram utilizados nos pontos Ilha dos Papagaios, Ilha da Cotinga e Itaqui dados disponíveis nas áreas mais próximas, pressupondo-se que não há diferença significativa entre os ambientes. Justamente com a finalidade de verificar se existia diferença entre os locais, alguns testes durante a integração da Tríade foram realizados nos pontos Ilha dos Papagaios e Ilha da Cotinga (como será visto adiante). O outro ponto com dados "ajustados", Itaqui, a verdadeira localização é na região mediana da Baía de Laranjeiras, mas acredita-se que as dinâmicas existentes na região resultem em condições ambientais similares. Mesmo assim há que se considerar que algumas inferências aqui feitas podem ser devido a isso, passíveis de erros.

Os valores aqui encontrados serão comparados com os níveis metálicos mundiais considerados "naturais" ou "de referência" da Environment Canadá (2002) e com a Resolução CONAMA 344/04, pois se acredita que a primeira é uma referência amplamente utilizada e a segunda por ser a única existente no Brasil. O uso destas justifica-se pela lacuna ainda existente na Baía de Paranaguá quanto a dados que nos indiquem a partir de qual concentração os níveis encontrados podem significar contaminação.

Analisando os resultados encontramos que os elementos cádmio (fonte: mineração, indústrias envolvidas na fabricação de ligas, tintas, produtos agrícolas, fertilizantes e pesticidas, além da queima de combustíveis fósseis - CCREM, 1987 apud SÁ, 2003) e chumbo (fontes desconhecidas no sistema em questão - SÁ, 2003) nem mesmo se aproximam dos valores estabelecidos pelas legislações vigentes, chegando no caso do chumbo a ser até 3 vezes menor do que os valores do TEL ("Threshold Effect Level" - nível de efeito limiar). Já alguns elementos chegaram muito próximo aos valores de referência e outros os ultrapassam, especialmente nos sedimentos do ponto Itiberê (Tab. 7).

Os sedimentos do ponto Itiberê podem segundo SÁ (2003), servir de fonte de cobre para a região, uma vez que sua concentração neste ponto chegou muito próximo ao valor de TEL da Legislação Canadense. Este resultado aponta como contribuições mais prováveis, segundo ZAMBONI (2000), os esgotos

domésticos oficiais e clandestinos, indústrias de fertilizantes e até mesmo tintas anti-ferrugem que contém óxidos de cobre em sua constituição. SÁ & MACHADO (2007) encontraram regiões mais enriquecidas na direção do interior da Baía de Paranaguá, discordando dos resultados encontrados neste trabalho.

O níquel ultrapassou o nível 1 da CONAMA/344 e também o valor de TEL nos sedimentos do ponto Itiberê, demonstrando, segundo SÁ (2003), a influência de fontes potenciais de efluentes domésticos e industriais nas cercanias do porto de Paranaguá. Discordando do esperado, foram encontrados valores que se aproximam do limite de TEL nos sedimentos do Itaqui, teor este que poderia ser justificado como errôneo, devido ao uso de dados de um outro local.

Concentrações de zinco muito próximas aos valores de TEL foram encontradas nos sedimentos do ponto localizado nas proximidades do Anhaia, mas também podem ser consideradas altas no Itiberê. Segundo ZAMBONI (2000) este elemento pode ser considerado praticamente um “indicador químico” da presença de efluentes doméstico-cloacais no ambiente hídrico, o que demanda uma maior preocupação com o tratamento do esgoto da cidade de Paranaguá.

Para o cromo foi encontrado um decréscimo em direção à região externa do Complexo (com exceção da Ilha de Gererês), sendo as maiores concentrações encontradas no Itiberê e especialmente no Benito, onde se aproximou dos valores de referência do TEL. ZAMBONI (2000) associa este à presença das indústrias de fertilizantes, uma vez que se acredita que o metal esteja ligado a resíduos minerais resistentes ao tratamento das rochas fosfáticas utilizadas na fabricação de adubos.

O elemento arsênio foi o que apresentou, a primeira vista, os valores mais preocupantes, uma vez que foram encontradas concentrações acima do TEL nos sedimentos dos pontos Itiberê, Anhaia e Benito e acima dos níveis de PEL (“Probable Effect Level” - nível de efeito provável), no Itaqui. No entanto esta interpretação é passível de erros, a medida que ainda se estuda se esta concentração é natural ou não, como indica trabalho de SÁ & MACHADO (2007).

Tabela 7: Concentrações de metais pesados nos pontos amostrais e os limites estabelecidos pela Legislação canadense e Resolução CONAMA 344/04, com destaque para os valores que excederam tais limites

AUTOR / ELEMENTO (ppm)		Cd	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	As
RESOLUÇÃO CONAMA/344 (2004)	Limite crítico – nível 1	1,2	46,7	34	81	20,9	150	8,2
	Limite crítico – nível 2	9,6	218	270	370	51,6	410	70
ENVIRONMENT CANADÁ (2002)	Threshold Effect Level (TEL)	0,68	30,2	18,7	52,3	15,9	124	7,24
	Probable Effect Level (PEL)	4,21	112	108	160	42,8	271	41,6
VALORES ENCONTRADOS	I. Papagaios	nd	nd	0,16	nd	5,21	3,29	1,66
	I. Cotinga	nd	6,42	1,89	6,59	9,26	18,02	2,70
	Itiberê	0,23	4,25	18,32	31,58	28,30	87,68	26,09
	Anhaia	0,08	4,35	7,60	13,57	9,08	123,85	23,86
	I. Gererês	0,26	2,98	1,29	9,66	6,27	5,87	1,89
	Itaqui	0,21	4,15	5,08	24,83	12,85	27,98	49,18
	Benito	nd	13,84	6,45	45,96	20,75	43,42	7,69

Há que se avaliar com um maior cuidado o emprego do termo “contaminação” para os sedimentos da Baía de Laranjeiras, pois nestas regiões sabidamente há o predomínio da fração fina do sedimento. Óxidos de ferro, substâncias húmicas e compostos fosfatados, que são importantes mecanismos de remoção de elementos menores da coluna d’água, apresentam preferência em se ligar à fração mais fina de sedimento (SOLOMONS & FORSTNER, 1984), o que nos leva a esperar maiores concentrações de elementos metálicos nos sedimentos destes ambientes do que naqueles predominantemente arenosos.

Já no Itiberê, onde foram encontradas as concentrações mais elevadas da maioria dos elementos metálicos, as concentrações de matéria orgânica não foram as mais elevadas, sendo menores do que, inclusive, na região da Ilha da Cotinga onde predominam sedimentos mais grosseiros (LAMOUR *et al.,* 2004).

As regiões da Ilha dos Papagaios e Ilha da Cotinga, onde foram encontradas as menores concentrações para todos os elementos metálicos, são caracterizadas por uma intensa e instável hidrodinâmica que, segundo ZAMBONI (2000), poderia conferir a elas uma capacidade auto-depuradora, diluindo e dispersando os poluentes.

3.2.3. Análises Sedimentológicas:

3.2.3.1. Classificação granulométrica

Os dados de granulometria foram plotados no Diagrama Triangular de Shepard, fornecendo assim a classificação textural das amostras e agrupando os sedimentos entre as classes granulométricas. Este nos permite inferir que houve certa homogeneidade nas amostras, sendo predominante na região, em relação ao tamanho dos grãos, a fração areia (Figura 10 e Tabela 8).

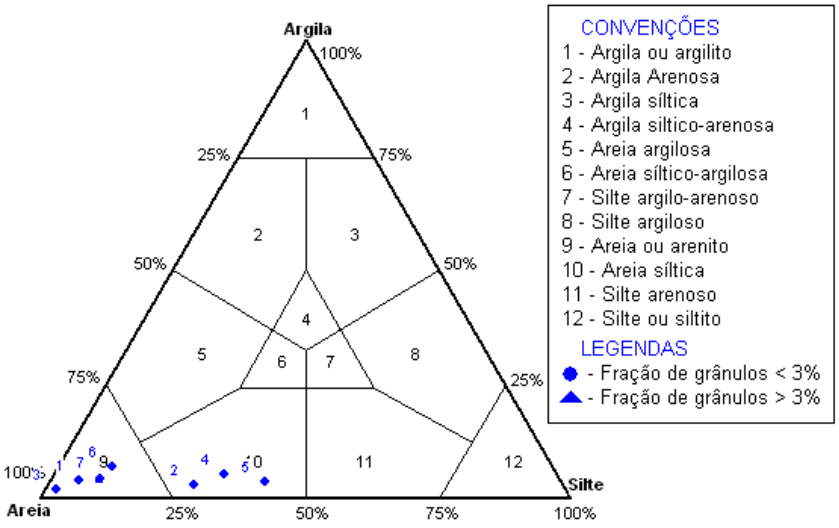


Figura 10: Diagrama Triangular de Shepard com a classificação textural das amostras

Tabela 8: Composição dos sedimentos dos pontos amostrais

	Classificação		% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% MO	% $CaCO_3$
Ilha Papagaios	Areia fina	PS	0	**90,55**	5,248	4,199	3,94	5,13
Ilha Cotinga	Areia muito fina	BS	0	**69,37**	27,46	3,169	10,78	7,5
Itiberê	Areia muito fina	PS	0	**95,79**	2,106	2,106	8,36	2,19
Anhaia	Silte grosso	PS	0	**62,67**	31,99	5,332	18,5	6,57
I. Gererês	Silte grosso	PS	0	**55,68**	40,73	3,593	12,73	9,29
Itaqui	Areia muito fina	PS	0	**82,69**	10,18	7,129	6,22	3,91
Benito	Areia muito fina	PS	1,499	**86,27**	8,896	3,336	6,67	8,51

Legenda: PS - Pobremente selecionado; BS - Bem selecionado e MO - matéria orgânica

Estudo realizado por LAMOUR *et al.* (2004), somente na região da Baía de Paranaguá (portanto não estão inclusos os pontos Itaqui e Benito – Baía de Laranjeiras), mostra que estes são compostos desde areia média a silte grosso. Sendo assim, nota-se que os dados encontrados praticamente seguem a tendência esperada para a região.

BIGARELLA *et al.* (1970); LANA (1986); SOARES (1990) apud NOERNBERG (2001), ostentam que os sedimentos tornam-se mais finos e menos selecionados para o interior da Baía de Paranaguá. À jusante de Paranaguá, os sedimentos são basicamente de areia fina ou muito fina, e na Baía de Antonina predomina a argila.

Na Baía das Laranjeiras, o padrão de distribuição dos sedimentos é similar ao da Baía de Paranaguá, ou seja, sedimentos arenosos finos e muito finos nas proximidades da desembocadura, e sedimentos finos com baixo grau de seleção na parte mais interna (SOARES, 1990; SOARES e BARCELOS, 1995 apud NOERNBERG, 2001).

Os pontos Ilha de Gererês, Ilha da Cotinga e Anhaia apresentam características muito semelhantes, provavelmente devido à proximidade entre eles. Estes apresentaram, dentre todos os pontos, os maiores teores de silte (respectivamente 40,73%, 27,46% e 31,99%), sendo, portanto, compostos por silte grosso.

Apesar da distância existente entre os pontos Ilha dos Papagaios, Ilha da Cotinga e Itiberê com o Itaqui e Benito, estes apresentam características muito

semelhantes; exceto pela porcentagem de cascalho no ponto Benito (1,499%) que é constituída exclusivamente de biodetritos, como conchas.

A distribuição de tamanho dos grãos, ao longo das amostras, permite distinguir visualmente a predominância de sedimentos arenosos (a porcentagem de areia em todos os pontos foi superior a 50%) e pobremente selecionados.

3.2.3.2. Matéria Orgânica

A maior fonte de matéria orgânica primária para os sedimentos são os detritos de organismos unicelulares do fitoplâncton, que vivem na zona fótica, mas também há contribuição dos detritos de plantas terrestres (FUKUMOTO, 2003). Outras fontes alóctones de matéria orgânica sedimentar incluem os efluentes domésticos e industriais, além do escoamento superficial, responsável por grande parcela do aporte sedimentar continental (MIDDELBURG & NIEUWENHUIZE, 1998).

O conteúdo orgânico de sedimentos das margens continentais geralmente aumenta quando os grãos que o constituem tornam-se mais finos. As argilas possuem, comumente, cerca de duas vezes mais matéria orgânica que silte e cerca de quatro vezes mais matéria orgânica que areia muito fina (TYSON, 1995). A principal razão para este padrão está na semelhança entre a velocidade de deposição dos constituintes orgânicos particulados e das partículas minerais finas, além da adsorção da matéria orgânica na superfície da argila.

Os grãos de areia por serem sedimentos mais grosseiros, possuem menor superfície de contato e baixo poder de adsorção (CAZATI, 2006), explicando os baixos teores de matéria orgânica encontrados em todos os pontos. Os sedimentos dos pontos Anhaia e Ilha de Gererês, por serem compostos preferencialmente por silte grosso, tiveram porcentagens de matéria orgânica de 18,5 e 12,73, respectivamente. Esses valores estão dentro do esperado para a área, onde em estudo recente estes ficaram entre 15-20% (LAMOUR *et al*., 2007).

3.2.3.3. Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$)

O conteúdo de carbonato de cálcio em sedimentos marinhos é considerado um produto do próprio ambiente deposicional (autóctone), enquanto que as frações sedimentares não carbonáticas são, normalmente, consideradas terrígenas (alóctones) (LIMA, 2000).

Assume-se que os teores de carbonato biodetrítico nos sedimentos de fundo são, de modo geral, baixos (BIGARELLA *et al*., 1970; LANA, 1986; SOARES 1990 apud NOERNBERG, 2001). Os maiores teores de $CaCO_3$ foram encontrados nos pontos Ilha de Gererês, Benito e Cotinga (9,29 %, 8,51% e 7,5%, respectivamente). No entanto, o único que pode comprovadamente justificado por predominância de biodetritos (conchas) é o Benito, devido à porcentagem de cascalho encontrada (1,499%).

LAMOUR *et al.* (2007) encontraram para todos os pontos (exceto Benito e Itaqui, devido à falta de amostragem naquela área), uma porcentagem média entre 5-10%.

3.3. Ecotoxicologia

Segundo TOMMASI (1979) apud PRÓSPERI (2002), atualmente existe um grande esforço no sentido de se conhecer e encontrar formas de preservação dos ambientes aquáticos, uma vez que estes são receptores de uma grande carga poluidora proveniente das mais diversas fontes antropogênicas. Uma das ciências que se desenvolveu com o intuito de quantificar a magnitude desta poluição é a ecotoxicologia. Esta busca avaliar os efeitos das substâncias tóxicas nos ecossistemas, visando primordialmente a sua proteção como um todo e não apenas de componentes isolados (HARRIS *et al*., 1990 apud JARDIM, 2004). Os testes de toxicidade, que refletem o efeito da somatória das condições ambientais sobre organismos ecologicamente representativos, são instrumentos importantes no controle da qualidade do ambiente aquático (PRÓSPERI, 2002).

Existe hoje um crescente reconhecimento de que a contaminação localizada nos sedimentos pode apresentar efeitos adversos significativos nos

ecossistemas aquáticos, com impactos na estrutura das comunidades bentônicas, sendo os efeitos associados à água da interface sedimento/água (JARDIM, 2004).

Quando o bioensaio com sedimento fornece uma resposta positiva, ou seja, apresenta toxicidade, presume-se que um ou mais de um componente dos sedimentos ao qual o organismo teste foi exposto causou o efeito biológico (THOMPSON *et al*., 1999 apud MACHADO *et al.*, 2007). No entanto, segundo SOARES (1990) apud PRÓSPERI (2002), os testes de toxicidade avaliam o resultado da somatória das condições ambientais sobre organismos-teste, onde efeitos antagônicos e sinérgicos podem ocorrer entre as diversas substâncias químicas. Isso faz com que a toxicidade possa ser maior, menor, ou igualar a soma da toxicidade dos seus constituintes, variando esta, portanto, com a concentração e as condições encontradas num sedimento específico.

Para assegurar a qualidade dos dados obtidos através dos testes de toxicidade, faz-se necessária a realização de testes de referência com o lote de organismos que se pretende utilizar. Os resultados obtidos no presente trabalho com o surfactante aniônico DSS (Dodecil Sulfato de Sódio) confirmam a acomodação do grupo de organismos coletados à realização dos testes de toxicidade. A CL50 obtida com a substância de referência, calculada pelo método Trimmed Spearman Karber, foi de 53,52 mg DSS/L (com intervalo de confiança a 95% entre 40, 96 e 69,94 mg/L). Este resultado foi mais elevado do que encontrado em trabalhos anteriores na região de Rio Grande, onde os valores normalmente encontrados situam-se na faixa de 40 mg/L, embora estes resultados possam indicar resistência dos organismos-teste.

No teste de toxicidade realizado com elutriato (Tabela 9 e Figura 11), a menor taxa de sobrevivência média do organismo-teste *Kalliapseudes schubartii* foi verificada no sedimento da estação Ilha da Cotinga (média de sobrevivência igual a 88%).

No entanto, como esta não apresenta mortalidade “real” superior a 20% não há como inferir com total segurança que ocorram efeitos nocivos para a biota local. Isso por que, segundo ZAMBONI (2000), os sedimentos que

apresentam uma sobrevivência superior a 80% nos testes agudos com *K. schubartii* são consideradas amostras não tóxicas. Os demais pontos apresentaram sobrevivência superior a 90% e, sendo assim, podemos dizer que estes não são tóxicos, pelo menos para o organismo *K. schubartii*.

Tabela 9: Resultados sumarizados do teste de toxicidade com elutriato utilizando o organismo-teste *Kalliapseudes schubartii*

Amostra/Réplica	% de Sobrevivência					% média de sobrevivência	Desvio Padrão	Interv Conf (alfa=0,05)
	A	B	C	D	E			
I. Papagaios	100	80	100	100	100	96,00	8,94	7,84
I. Cotinga	80	100	80	100	80	88,00	10,95	9,60
Itiberê	80	100	100	100	80	92,00	10,95	9,60
Anhaia	100	80	100	100	100	96,00	8,94	7,84
I. Gererês	100	100	100	100	80	96,00	8,94	7,84
Itaqui	100	100	100	80	100	96,00	8,94	7,84
Benito	80	100	100	100	100	96,00	8,94	7,84
Controle I	100	100	100	100	100	100,00	0,00	0,00
Controle II (EMA)	100	80	100	100	80	92,00	10,95	9,60

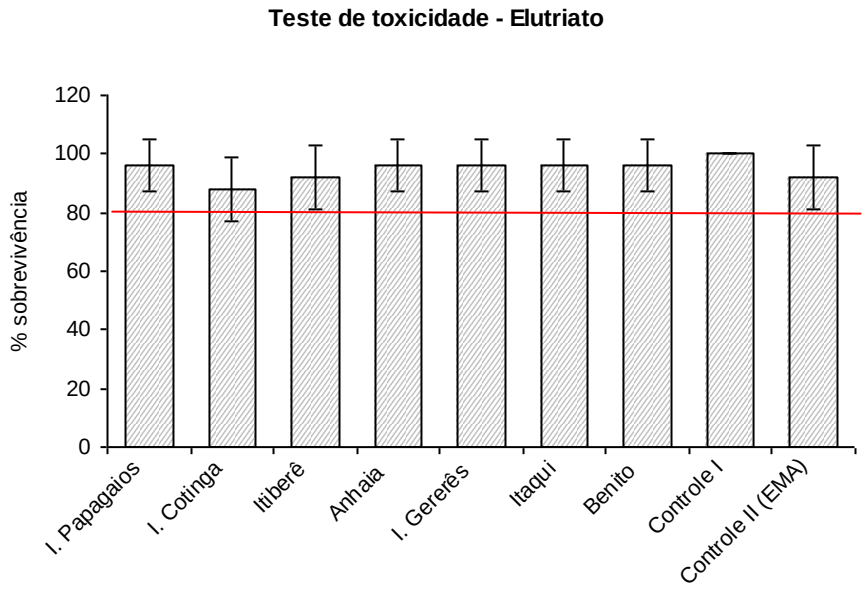


Figura 11: Sobrevivência (%) do organismo-teste *Kalliapseudes schubartii* no teste de toxicidade com elutriato

Já os testes realizados com sedimento completo (Tabela 10 e Figura 12), apresentaram resultados um pouco diferentes, mas ainda assim não podemos

caracterizar nenhum ponto como verdadeiramente tóxico. Isso por que o ponto que se apresentou mais tóxico, Anhaia, apresentou uma sobrevivência média de 86%, muito próximo do valor limite de 80%.

Tabela 10: Resultados sumarizados do teste de toxicidade com sedimento completo utilizando o organismo-teste *Kalliapseudes schubartii*

Amostra/Réplica	% de Sobrevivência					% média de sobrevivência	Desvio Padrão	Interv Conf. (alfa=0,05)
	A	B	C	D	E			
I. Papagaios	100	100	100	100	100	100,00	0,00	0,00
I. Cotinga	100	90	100	100	100	98,00	4,47	3,92
Itiberê	100	80	100	90	80	90,00	10,00	8,77
Anhaia	80	90	90	90	80	86,00	5,48	4,80
I. Gererês	100	100	90	90	90	94,00	5,48	4,80
Itaqui	80	90	100	90	100	92,00	8,37	7,33
Benito	100	100	100	90	80	94,00	8,94	7,84
Controle I	90	100	90	100	100	96,00	5,48	4,80

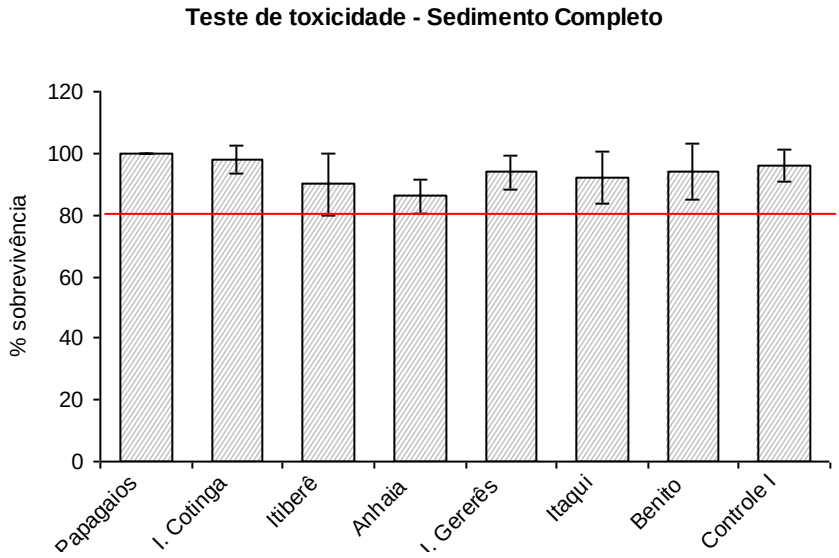


Figura 12: Sobrevivência (%) do organismo-teste *Kalliapseudes schubartii* no teste de toxicidade com sedimento completo

A sobrevivência encontrada nos testes com elutriato e sedimento completo quando analisados estatisticamente através do teste-t demonstraram que não há diferença significativa entre os tratamentos controle (onde não se espera encontrar toxicidade) e impactado (que se está testando), comprovando que não há toxicidade nos sedimentos (Figura 13).

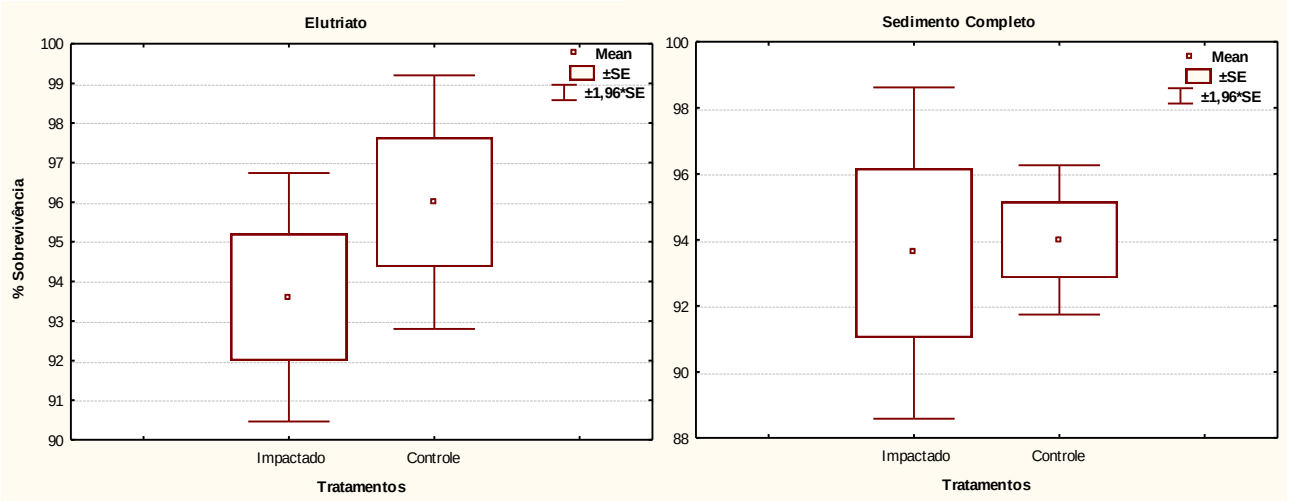


Figura 13: Teste-t com os dados de toxicidade no sedimento (elutriato e sedimento completo) entre os tratamentos controle e impactado (SE- Erro padrão)

A partir dos experimentos com o tanaidáceo *K. schubartii* não podemos inferir toxicidade, o que deu margem à discussão sobre a eficiência dos testes utilizando este organismo-teste e a validade das respostas obtidas. MACHADO *et al.* (2007), discutem as diferentes respostas encontradas nos testes conduzidos com o organismo K*alliapseudes schubartii*, em comparação aos ensaios de toxicidade dos sedimentos dos mesmos pontos realizados com a microalga *Skeletonema costatum* (MACHADO *et al*., 2007) e larvas do ouriço *Lytechinus variegatus*, (CHOUERI *et al.,* 2006) que se apresentam muito semelhantes e com resultados mais realísticos, devido à evidência de toxicidade nos sedimentos da região mais interna do estuário.

De acordo com os resultados obtidos, pode-se dizer que o organismo-teste *K. schubartii* talvez não seja um organismo adequado para descrever o verdadeiro estado dos sedimentos superficiais da Baía de Paranaguá. A razão

para tal resposta é, provavelmente, resultado da sua alta resistência, comprometendo assim o aparecimento do efeito tóxico e a avaliação da disponibilidade de contaminantes na área em questão. No entanto, isso são apenas suposições e evidências, fazendo-se necessários estudos de maior amplitude com a finalidade de comprová-las, ou até mesmo, para que haja uma seleção de novos organismos.

Espera-se assim que seja possível o desenvolvimento de novas metodologias, mais específicas para a Baía de Paranaguá e que melhor representem a realidade do sistema.

Os parâmetros controlados durante a realização dos testes mostraram que estes estão na faixa de valores ideais para a boa condução dos mesmos. A norma da CETESB (1999) apud PRÓSPERI (2002) recomenda que no final do experimento a concentração de oxigênio dissolvido deve ser maior ou igual a 3,9 mg/L e todas as réplicas mostraram-se nesta faixa de valores.

Com relação à salinidade, a referida norma diz que estes valores devem permanecer entre 34 +/- 2. Na condução dos ensaios realizados no presente estudo, estes valores variaram um pouco, mas de qualquer maneira não foi possível atribuir efeito tóxico nessas amostras.

Apesar da existência de altas concentrações de amônia não ionizada, variando estas de 0,15 a 0,67 mg/L nos testes conduzidos com elutriato e de 0,07 a 3,22 mg/L nos testes com sedimento completo (Apêndice 4), as mesmas não parecem ter provocado mortalidade nos *Kalliapseudes schubartii,* uma vez que nenhuma amostra pode ser considerada verdadeiramente tóxica para os organismos.

4. INTEGRAÇÃO DOS DADOS – Tríade da Qualidade do Sedimento (TQS)

Nos últimos anos devido à grande interferência do homem sobre o ambiente marinho, a qualidade destes tornou-se foco de atenção, havendo hoje no mundo interesse na sua conservação e na recuperação dos locais já impactados (ABESSA, 2006). Segundo ALMEIDA (2006), esta avaliação é essencial para a compreensão dos processos que ordenam a disponibilidade e a destinação dos poluentes dispostos nos corpos hídricos, uma vez que este é o compartimento preferencial de armazenamento e transformação da maioria dos poluentes lançados pelo homem.

Algumas metodologias tais como estudos sobre os biomarcadores, mensuração de concentrações de poluentes no meio físico (água e sedimento) e biótico (bioacumulação), visam determinar a existência e extensão destes impactos ambientais (BRENDOLAN *et al.,* 2003). No entanto, estas técnicas utilizadas isoladamente nem sempre conseguem representar o ambiente de forma holística e predizer quais são os reais efeitos na contaminação do sedimento. Por outro lado, a integração de dados diversos de monitoramento ambiental é controversa e muito discutida acerca da acuracidade dos resultados dos diversos métodos que possam ser aplicados (ALMEIDA *et al.,* 2006).

Segundo CHAPMAN *et al.* (1996); RIBA *et al*. (2004), algumas perguntas preliminares tornam-se fundamentais em avaliações ambientais:

- As descargas atuais de diferentes efluentes estão impactando o ambiente marinho local?
- Qual é a extensão do impacto?
- Qual é o significado ambiental do impacto observado?
- Pode algum impacto ser atribuído a algum contaminante específico, e se sim, qual?

A técnica integrada da Tríade da Qualidade do Sedimento (TQS), segundo CHAPMAN (1989) apud GHIRARDINI *et al*. (1999), envolve ao menos três linhas de evidência: a) bioensaios de toxicidade, para avaliar a toxicidade devido aos contaminadores biodisponíveis; b) análises químicas, para identificar substâncias tóxicas e para averiguar a extensão da contaminação; c) análise da

estrutura da comunidade de macrobentos, para avaliar as alterações das comunidades biológicas residentes. Esta visa sanar as limitações dos métodos citados anteriormente e parece ter respondido de forma satisfatória, sendo extensamente utilizada em diversos trabalhos em torno do mundo.

Os resultados desta avaliação constituem a evidência empírica a respeito da qualidade do sedimento de um local e da potencial relação de causa-efeito entre um ou mais dos componentes de TQS (isto é, química e toxicidade do sedimento aos invertebrados bênticos, química do sedimento, alteração da comunidade bentônica, e/ou relação entre toxicidade e alteração das comunidades bênticas) (IANNUZZI *et al.,* 2007).

Segundo este preceito, a aproximação da TQS é baseada na observação que cada componente complementa a informação fornecida pelos outros dois, com a finalidade de fornecer uma avaliação integrada da degradação induzida pela poluição (BRENDOLAN *et al.,* 2003).

4.1. Valores RTM

Segundo CHAPMAN *et al*. (1987) a integração consiste no tratamento quantitativo, fazendo-se a devida normalização dos valores através da conversão dos mesmos em médias de cada parâmetro observado entre todos os pontos de coleta, a fim de gerar um perfil de degradação de cada unidade amostral. Por fim, estes valores são transformados em índices (índices da comunidade, de contaminação e toxicológicos), que fornecem uma resposta de quão impactado está o sedimento do local em questão.

Os aumentos relativos das concentrações de substâncias químicas, em relação a uma média de referência de uma unidade amostral específica, são usados como evidência para considerar que essas substâncias têm origem antrópica (ALMEIDA *et al*., 2006).

Os resultados dos valores RTM's para cada abordagem (química, ecotoxicológica e biológica - Apêndice 5) e os novos índices gerados a partir destes (Tab. 11), nos dão, antes mesmo de representá-los por meio dos gráficos, uma ligeira idéia da condição geral de cada ponto amostrado, uma vez

que quanto maior o seu valor, maior é a sua contribuição para a qualidade do sedimento.

Os maiores valores do índice de toxicidade foi encontrado nos sedimentos dos pontos Itiberê e Anhaia (4,14 e 4,00, respectivamente); para a alteração da comunidade bentônica destacam-se o Benito e Itaqui (4,65 e 4,05) e, para o índice de contaminação os valores mais elevados foram encontrados no Itiberê, Itaqui, Benito e Anhaia. As causas de tais valores encontrados serão discutidas ao longo desta seção.

Tabela 11: Resultados dos índices gerados pela integração dos dados

Estação	Índice toxicidade	Índice comunidade biológica	Índice contaminação
I. Papagaios	1,00	1,07	1,00
I. Cotinga	3,43	2,46	4,89
Itiberê	4,14	1,00	20,23
Anhaia	4,00	1,38	12,43
I. Gererês	2,29	2,84	7,13
Itaqui	2,71	4,05	14,21
Benito	2,29	4,61	14,20

Quando estes valores são plotados em gráficos característicos deste tipo de abordagem, obtemos como produto uma representação quanto ao grau de degradação de cada ponto com relação ao controle.

Observa-se que o sedimento do ponto Ilha dos Papagaios foi o que apresentou, entre todos os pontos, os melhores índices, sendo, portanto, definido como nova área de referência para o momento da representação gráfica (Fig. 14).

A contaminação por elementos metálicos parece prejudicar a qualidade dos sedimentos especialmente nos pontos Itiberê, Benito, Itaqui e Anhaia; nos pontos Ilha de Gererês e Ilha Cotinga a contaminação combinou-se com a toxicidade, e em menor escala (mas também importante), à biota.

Talvez aqui uma questão importante possa ser como um ambiente que contem uma concentração de baixa a moderada de contaminantes consegue suportar uma comunidade bêntica diversificada, como é o caso do Itiberê. A

resposta pode estar na natureza deste contaminante (natural ou antrópico), na natureza do tipo de associação de organismo que ali se mantém ou mesmo nas limitações que o uso de apenas um contaminante na determinação do índice de contaminação pode incorrer. Segundo ZAMBONI (2000), uma outra hipótese é a superestimação do grau de impacto, dado à relação desproporcional da contaminação nos pontos amostrais com o controle.

Uma possível solução seria o mesmo tipo de análise da biota e contaminação empregada por RIBA *et al.* (2004), como testes histopatológicos combinados com bioacumulação de metais para determinação da alteração da comunidade bêntica e, assim como nos demais trabalhos, concentrações de metais e compostos orgânicos para os índices de contaminação.

A Ilha da Cotinga parece ser o ponto que apresenta os sedimentos menos comprometidos, uma vez que o triângulo gerado pela integração tem a menor área e, diferentemente do que ocorreu com os demais pontos, a contribuição de cada fator (toxicidade, biota e contaminação) foi mais ou menos uniforme (Fig. 14d). Mas é importante notar que mesmo esta região sendo caracterizada por apresentar sedimentos mais grosseiros (por localizar-se próximo à desembocadura da Baía de Paranaguá), a contaminação parece contribuir para a qualidade dos sedimentos. Este padrão não é esperado, uma vez que os óxidos de ferro, substâncias húmicas e compostos fosfatados, que são importantes mecanismos de remoção de elementos menores da coluna d'água, apresentam preferência em se ligar à fração mais fina de sedimento (SOLOMONS & FORSTNER, 1984); se mesmo assim foi encontrada uma elevada concentração de elementos metálicos, o caso deve ser avaliado com mais atenção.

Intrigante é o caso dos sedimentos do ponto localizado nas proximidades da Ilha de Gererês, que apresenta a segunda menor área (Fig. 14a). Isso porque este se localiza próximo à região conhecida como Zona de Máxima Turbidez (ZMT), definida como um ambiente "pessimus" (LANA, com. pessoal[2]), onde se esperava que a qualidade destes fosse afetada. Este comprometimento dá-se pela deposição de material fino (NOERNBERG, 2001), onde há uma maior

retenção de elementos metálicos, aliado a maior concentração de sulfetos, amônia (FUKUE *et al*., 2007; SUNTORNVONGSAGUL *et al.*, 2007), entre outros (que aumentam a toxicidade aos organismos) e às condições inóspitas e desfavoráveis à colonização de organismos que vivem no sedimento (maior concentração de matéria orgânica, queda da quantidade de oxigênio dissolvido, entre outros). Mas na realidade não é a contaminação que está excluindo algumas espécies deste ambiente, mas sim as próprias condições de um ambiente deposicional com distúrbios naturais freqüentes (HOSTIN *et al.,* 2007) e o tipo de hábito alimentar que o ambiente favorece.

Uma possível explicação para a discordância entre os resultados esperados para a região de ZMT e os encontrados neste trabalho seria o deslocamento mais à jusante desta com o incremento da drenagem fluvial e condições de vazante e mais a montante nos períodos de estiagem e maré enchente (NOERNBERG, 2001). Com isso, os resultados aqui apresentados não necessariamente refletem as características típicas de uma ZMT, onde há o favorecimento da deposição de partículas em suspensão e também elementos traço (SÁ, 2003).

Quando analisada a situação encontrada na Enseada do Benito e Itaqui (Fig. 14e; 14f), não era esperado para a região (inicialmente definida como controle), que apresentassem praticamente a mesma área e tendência do gráfico do ponto Itiberê. Porém, sugere-se que a contaminação tenha contribuído significativamente para este resultado, devido às altas concentrações de elementos-traço encontradas nestes locais. Mas tem-se considerar que este padrão não deixa de ser esperado, devido a predominância da fração fina nas duas regiões e de estudos apontarem os elevados teores para um provável nível natural; assim sendo o enriquecimento natural poderia estar erroneamente sendo responsabilizada pelo comprometimento dos sedimentos.

Nota-se que a degradação da biota também parece comprometer a qualidade destes sedimentos, mas deve-se levar em conta uma série de outros fatores, como o tipo de organismo que está ocorrendo na região. Com relação ao Itaqui as espécies que dominaram não nos permitem nenhuma justificativa; já

o Benito, que aparentemente demonstra uma biota comprometida (devido aos índices ecológicos), apresenta a dominância do organismo *Mytella sp*., espécie indicadora no Complexo Estuarino de Paranaguá, de ambiente não poluído, com boa circulação e oxigenação.

A maior preocupação fica com o sedimento do ponto Itiberê, que apresentou uma área e contribuição da contaminação muito semelhante aos pontos anteriores, mas onde a justificativa anterior do teor de finos não se aplica. Á primeira vista a biota parece pouco modificada e apresenta uma baixa toxicidade dos sedimentos, mas alguns cuidados devem ser tomados na interpretação, pois uma análise "bruta" parece demasiadamente subjetiva, podendo esconder a real situação do ambiente.

Como já descrito anteriormente, este ponto pertence á uma área que recebe grande aporte de material proveniente da cidade de Paranaguá (assim como o ponto Anhaia), e estudos anteriores (SÁ, 2003) apontam para a degradação existente. Analisando-se meramente os índices ecológicos eles não apontam para um ambiente inóspito para a biota (como pode ser notado na Figura 14c, onde a biota parece não ser comprometida com a contaminação), mas há que se considerar que espécies e que tipo de indivíduos compõem a sua população. Neste caso específico, há uma predominância de indivíduos tais como *Heleobia sp* e *Oligochaeta*, indicados como característicos de ambientes poluídos (ou ambientes naturalmente eutrofizados) e que conseguem sobreviver em locais sujeitos à alta concentração de matéria orgânica, amônia e sulfetos, que resultam em baixas concentrações de oxigênio dissolvido (LANA *et al.,* 1999). Isso implica no comprometimento da biota devido àquelas condições formadas, mas torna-se complicado estabelecer uma relação de causa efeito com a contaminação.

O mesmo caso ocorre nos sedimentos do ponto Anhaia, apesar de apresentar uma área relativamente menor e aparentemente menos impactada.

Talvez uma surpresa sejam os sedimentos da Ilha dos Papagaios, que diferentemente do que demonstrou relatório preparado pelo Centro de Estudos do Mar na ocasião do acidente do navio Vicuña (MARONE *et al*., 2005),

apresentaram os menores valores de contaminação, toxicidade e alteração da comunidade bentônica, culminando na menor área do triângulo. Com relação aos metais encontrados neste trabalho, supõe-se que, apesar dos sedimentos serem grosseiros, onde se espera menor concentração de contaminantes, a encontrada não parece ser preocupante. Ademais, acredita-se que apesar da concentração de metais neste ponto não ter sido detectada para três metais (Cd, Pb e Cr), especula-se que se detectados também estariam em baixas concentrações, uma vez que os demais metais analisados mostram esta tendência; mantendo-o como ponto controle.

No entanto, estudo realizado em paralelo a este por RIZZI (200-) encontrou concentrações elevadas de contaminantes orgânicos em ostras (*Crassostrea rhizophorae*) nesta área. Especulativamente isso pode indicar que há contaminação apenas em organismos filtradores como estes, e não no sedimento propriamente dito, devido às fortes correntes de vazante existentes na região que não permitem a sedimentação dos poluentes.

Apesar de todo questionamento tecido a cerca das complexas relações existentes entre as três abordagens da Tríade, percebe-se que no geral os resultados dos gráficos sugerem que a contaminação foi o fator mais importante a ser considerado para a qualidade dos sedimentos de todos os locais analisados, diferente do encontrado por outros trabalhos (RIBA *et al.*, 2004; GHIRARDINI *et al.*, 1999; ZAMBONI, 2000 e ABESSA, 2002).

FILGUEIRAS (2006) encontrou na Lagoa dos Patos uma maior contribuição da contaminação para a qualidade dos sedimentos, embora as concentrações de contaminantes tenham sido encontradas em escalas menores do que no presente estudo. Trabalho realizado por ZAMBONI (2000) na mesma região encontrou a toxicidade como o elemento que mais influenciou na qualidade dos sedimentos, assumindo que os elevados teores de contaminação por cádmio, cobre, cromo, zinco, chumbo e derivados do petróleo tenham causado esta toxicidade.

Já ABESSA (2002) encontrou no Estuário de Santos uma influência mais homogênea entre os diferentes fatores, com uma tendência de maior peso ao

fator biológico, justificando este como resultado da presença de elevado número de espécies oportunistas. Assim como ABESSA (2002), RIBA *et al.* (2004) encontrou em alguns pontos dos sedimentos da região do litoral do Golfo de Cádiz (Espanha), uma distribuição mais equânime entre os três fatores, onde a degradação apresentou-se severa, mas a contaminação não foi determinante.

No Lago Venetian, GHIRARDINI *et al.* (1999) encontrou pouca degradação nos sedimentos e assume que a Tríade é eficiente nos casos onde a análise isolada da contaminação não é eficiente. IANNUZZI *et al.* (2007) encontrou que a biota combinada com a contaminação determinou a qualidade do sedimento no baixo Rio Passaic (Nova Jersey). O estresse da comunidade bêntica foi justificada como decorrente do elevado número de contaminantes orgânicos e inorgânicos historicamente descarregados neste ambiente, e que foram quantificados para a determinação dos índices de contaminação (diferente deste presente trabalho, onde foram utilizados somente os dados referentes à contaminação por metais).

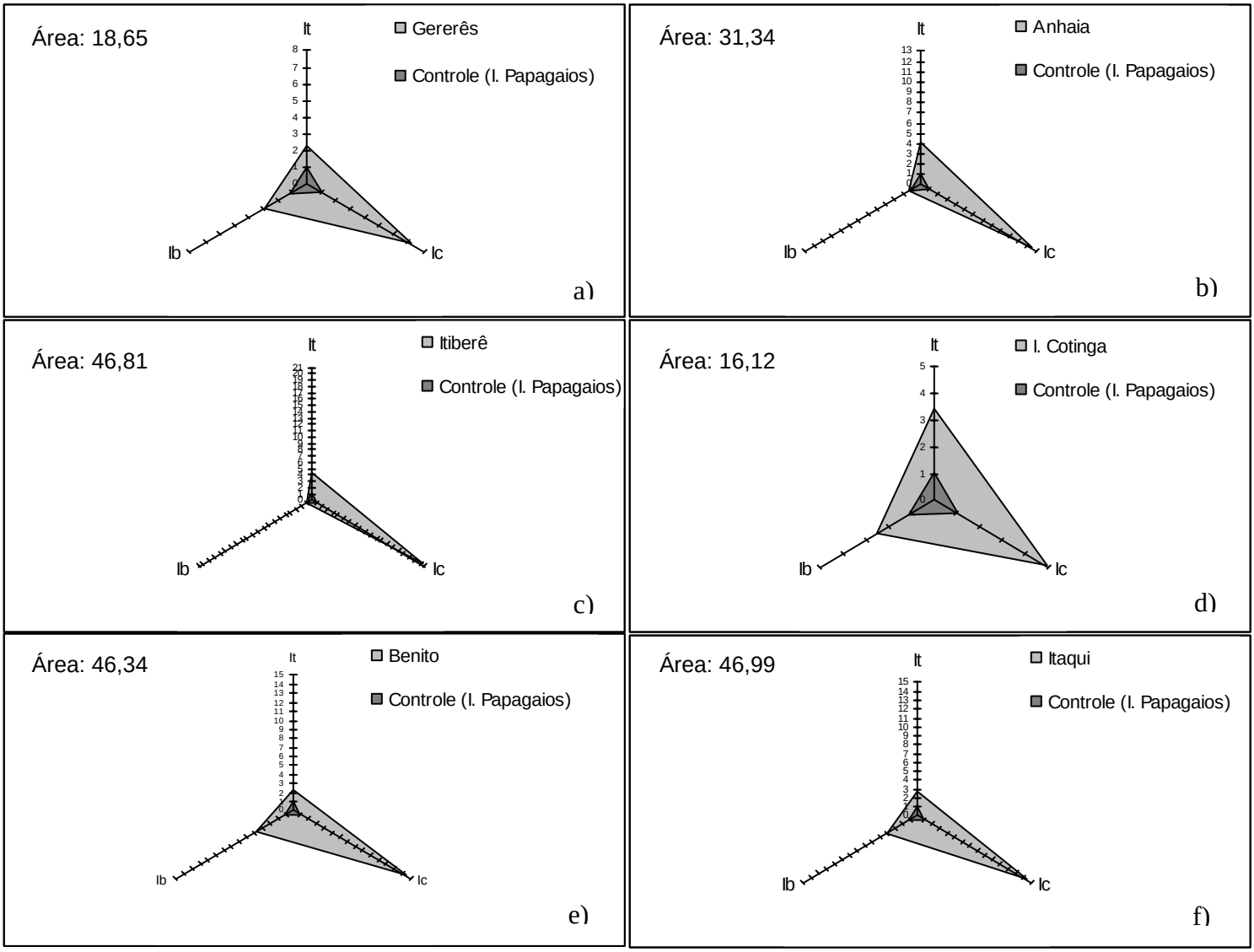


Figura 14: Integração dos resultados da Tríade, com as respectivas áreas das figuras formadas. (It = Índice de toxicidade, Ic= Índice de contaminação e, Ib= Índice de degradação da biota)

Como forma de testar a validade dos resultados obtidos e verificar se os ambientes são similares ou não, uma vez que foram utilizados valores de metais de outros locais, alguns testes foram aplicados. Os dados de metais pertencentes aos sedimentos dos pontos Ilha dos Papagaios e Ilha da Cotinga retirados do trabalho de SÁ & MACHADO (2007) foram integrados com os dados da biota (HOSTIN *et al.,* 2007) e ensaios ecotoxicológicos (MACHADO *et al.,* 2007), que foram amostrados nos mesmos pontos, pois se tratava de um mesmo

projeto de caracterização do canal de acesso aos portos de Paranaguá e Antonina.

A integração (Fig. 15) demonstrou que o uso dos teores de metais de SÁ & MACHADO (2007) é passível de alguns questionamentos, uma vez que os gráficos demonstram que existe uma diferença entre a biota e a toxicidade dos sedimentos dos trabalhos de HOSTIN *et al.* (2007) e MACHADO *et al.* (2007), podendo indicar, portanto, que existam diferenças entre os ambientes inicialmente assumidos como semelhantes.

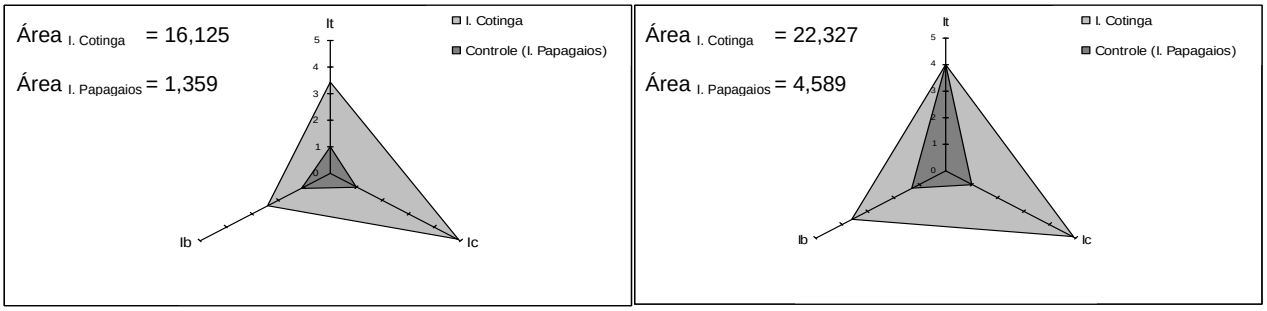


Figura 15: Integração da Tríade na Ilha da Cotinga e Ilha dos Papagaios utilizando: a) dados deste trabalho; b) dados dos trabalhos de MACHADO *et al.* (2007) para toxicidade; HOSTIN *et al*. (2007) para biota e SÁ &MACHADO (2007) para contaminação
(It= Índice de toxicidade; Ic= Índice de contaminação e, It= Índice de degradação da biota)

É importante notar que a biota de HOSTIN *et al.* (2007) na Ilha da Cotinga parece, pelos índices ecológicos utilizados na integração, mais degradada do que a do presente estudo, enquanto que na Ilha dos Papagaios ela é praticamente igual. Especula-se que esta diferença na biota seja causada pela constante situação de stress a que esta macrofauna é submetida na ocasião das dragagens no canal de acesso aos portos.

Quanto à toxicidade, na Ilha da Cotinga o trabalho de MACHADO *et al.* (2007) pareceu muito semelhante ao do presente estudo; já na Ilha dos Papagaios estes autores encontraram valores mais elevados de toxicidade do que encontramos neste estudo, podendo tal diferença ser justificada pela remobilização de contaminantes ocasionada pela manutenção do calado dos canais de acesso aos portos.

No entanto, há de se considerar que mesmo havendo diferenças entre a biota, toxicidade e consequentemente, entre as áreas, estes pontos continuam sendo definidos como os menos impactados. Prova disso é que mesmo na integração com dados de outros trabalhos, a Ilha dos Papagaios continuou apresentando menor área e servindo como estação controle.

Com isso podemos dizer que, mesmo sendo áreas marginalmente diferentes, os dados de metais não parecem ser de ambientes tão alheios aos deste estudo e somente um trabalho que contemplasse verdadeiramente essas áreas poderia nos indicar, com uma maior confiabilidade, a verdadeira situação do ambiente.

4.2. Diagramas de Pizza

Como já mencionado anteriormente, a integração por meio dos diagramas de pizza visa complementar os resultados encontrados. Ademais, esta representação quando contrastada com os gráficos formandos pelos valores RTM's poderá também fornecer subsídios para uma eventual comparação entre os dois métodos.

4.2.1. Contaminação

A partir dos valores de referência para metais pesados e arsênio baseados em legislações, foram gerados diagramas que nos indicam se há ou não contaminação. Com o intuito de buscar uma resposta que fosse mais representativa da situação que se encontra o Complexo Estuarino de Paranaguá foram usadas representações baseadas na excedência dos níveis estabelecidos pela Legislação Canadense (*Environment Canadá*, 2002) e calculado os "Quocientes de Guias de Qualidade de Sedimento" (SQGQ) proposta por ABESSA (2002).

A primeira representação (Fig. 16) classificou a contaminação como forte apenas nos sedimentos do ponto Itaqui, moderada no Benito, Itiberê e Anhaia, e fraca na Ilha dos Papagaios, Ilha da Cotinga e Ilha de Gererês, concordando

estes últimos com os resultados encontrados na representação dos valores RTM.

Fundamentado em trabalhos anteriores realizados na região (SÁ, 2003), esta representação pareceu “mascarar” alguns pontos sabidamente contaminados e apontar contaminação em outros. Como já citado anteriormente, esse talvez seja um resultado das diferenças geográficas existentes entre o local do presente estudo e os utilizados como referência pela Environment Canadá.

Uma provável justificativa para a forte contaminação encontrada nos sedimentos do ponto Itaqui é a excedência do elemento arsênio aos valores de PEL estabelecidos, mas trabalho recente (SÁ & MACHADO, 2007) sugere uma concentração regional de níveis naturais para este elemento em menor concentração.

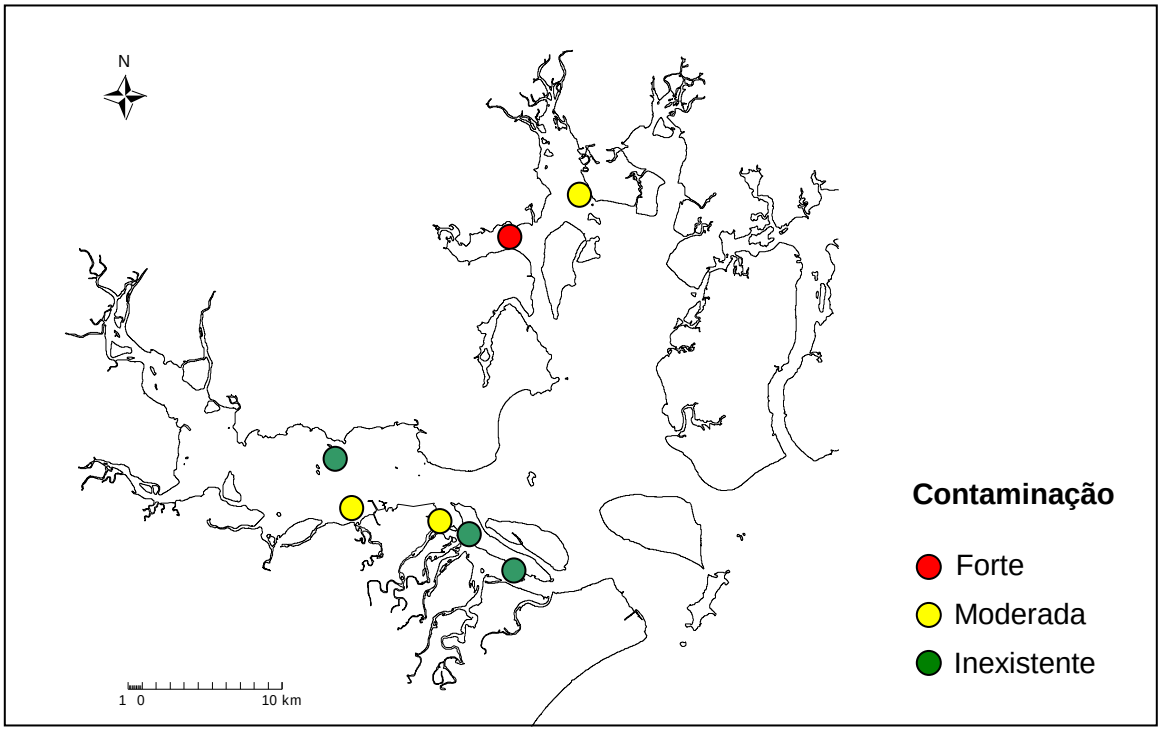


Figura 16: Mapa com a contaminação nos sedimentos de acordo com as excedências dos níveis de TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level) da Legislação Canadense (2002)
FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002)

Já a segunda representação (Fig. 17) indicou resultados mais coerentes com os encontrados na literatura, uma vez que alterou de moderada para forte a

contaminação existente nos sedimentos da região do Itiberê, mas também parece ter falhado ao manter a classificação do Itaqui como fortemente alterado. Os mesmos também concordam com os resultados obtidos na representação dos valores RTM, com exceção do Benito e Anhaia, que apresentaram índices semelhantes de contaminação, mas que nesta foram classificados como contaminação moderada.

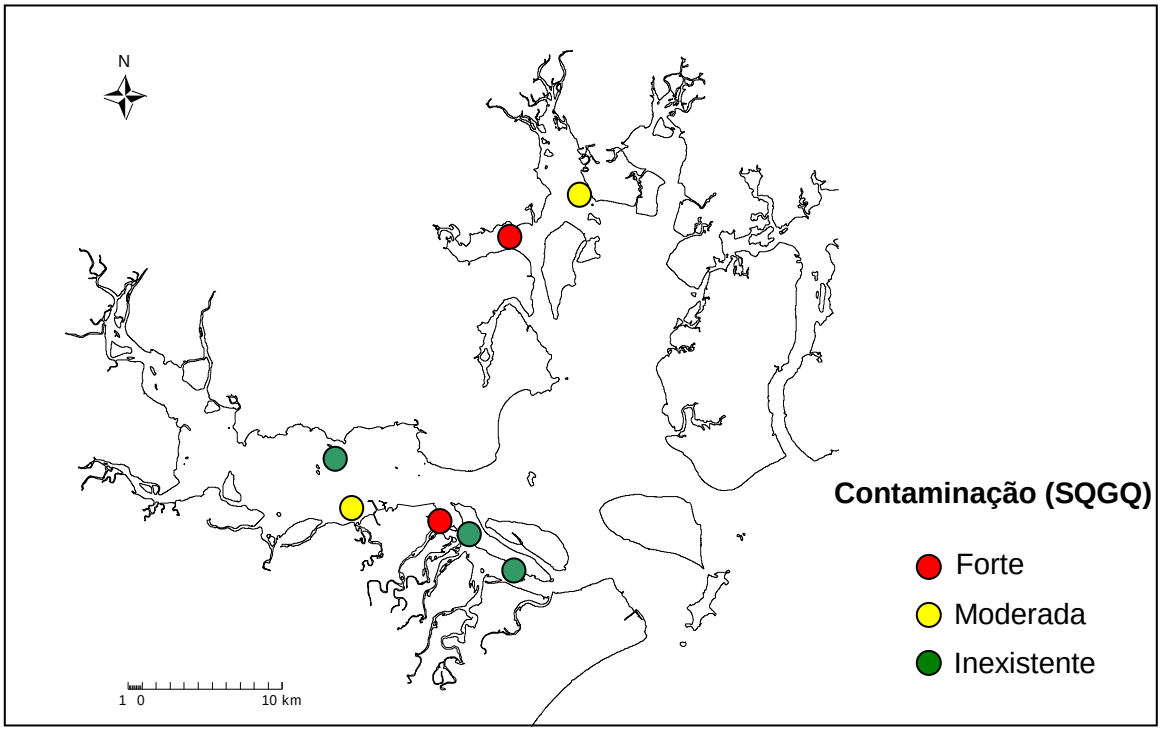


Figura 17: Mapa com a contaminação nos sedimentos de acordo com os "Quocientes de Guias de Qualidade de Sedimento", calculados para o valor de PEL da Environment Canadá (2002). FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002)

4.2.2. Toxicidade

Quando considerada a toxicidade, esta foi classificada como inexistente em todos os pontos amostrais (Fig. 18), devido à falta de toxicidade nos dois testes (elutriato e sedimento completo) aplicados no presente trabalho. Isso pode ser justificado pela resistência do organismo-teste utilizado, como já discutido anteriormente e talvez o problema pudesse ser resolvido com a

aplicação de testes multi-específicos, que compreendessem variados tipos de organismos.

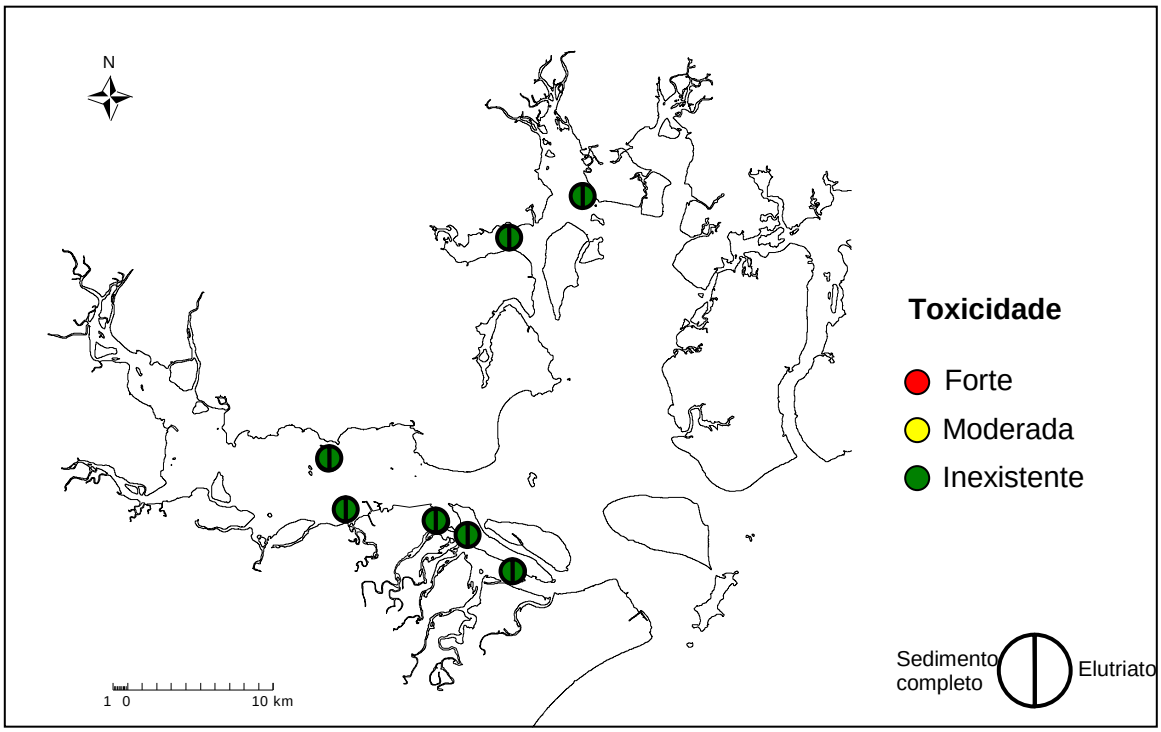


Figura 18: Mapa com a toxicidade no sedimento nos dois testes aplicados (elutriato e sedimento completo)
FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002)

4.2.3. Comunidade bentônica

O mapa gerado a partir dos critérios de ABESSA (2002) e WEISBERG *et al.* (1997), apontam para uma degradação da macrofauna de moderada a forte no sistema em questão, sendo os sedimentos do Benito os mais comprometidos. Estes podem indicar que a Baía como um todo apresenta comprometimento quanto à abundância, riqueza e diversidade de espécies (Fig. 19).

Há de se considerar que estes talvez não estejam representando de forma correta a situação da Baía, uma vez que se fizeram uso de critérios estabelecidos para sistemas externos ao Complexo Estuarino de Paranaguá, como a Baía de Chesapeake (EUA) e o Estúario de Santos. No entanto, na ausência de critérios locais, optou-se por utilizar outros já conhecidos.

Talvez uma vantagem deste método de representação seja apontar, em cada local analisado, qual índice (entre abundância, diversidade e riqueza) está contribuindo mais para a classificação da biota quanto à degradação, parecendo ficar a cargo dos índices abundância e riqueza esta incumbência.

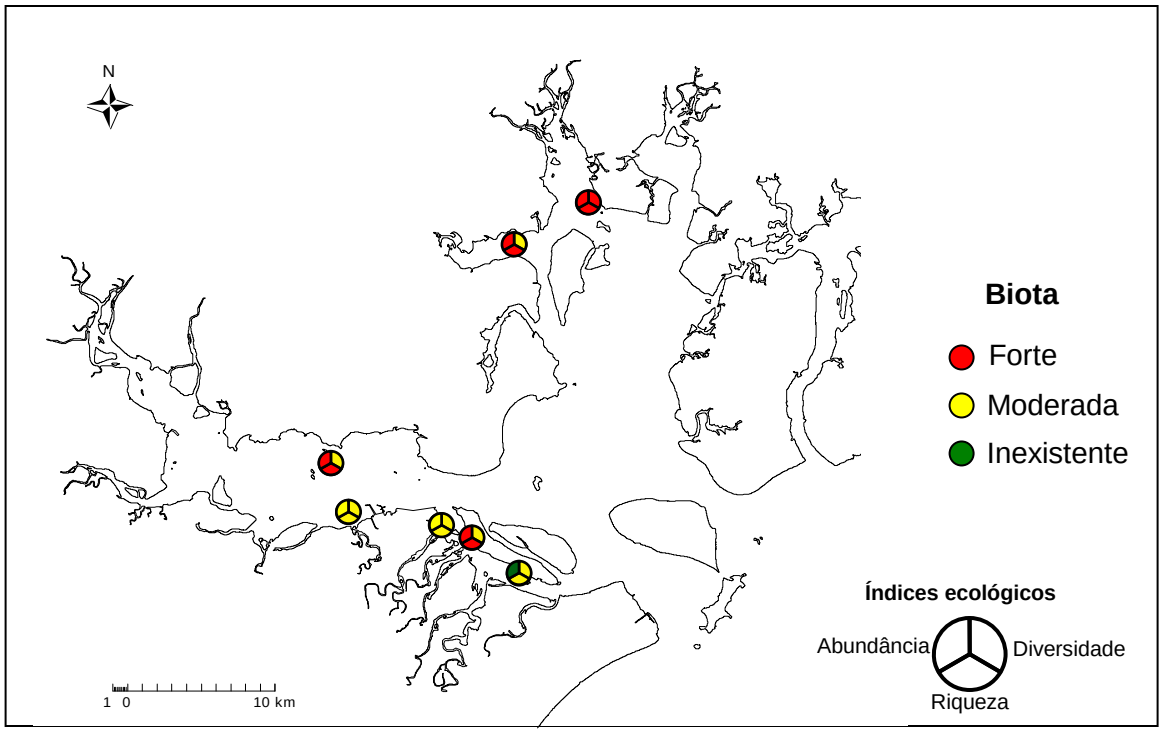


Figura 19: Mapa com a degradação da biota, de acordo com os índices ecológicos (abundância, riqueza e diversidade). FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002)

A representação geral da qualidade dos sedimentos quanto á biota (Fig. 20) foi elaborada de forma subjetiva, analisando qual classificação predominou em cada ponto, fazendo uso do princípio da precaução ao estabelecer tais critérios. Nenhuma novidade na classificação pareceu surgir dela, uma vez que os resultados anteriores já indicavam com certa clareza o resultado final.

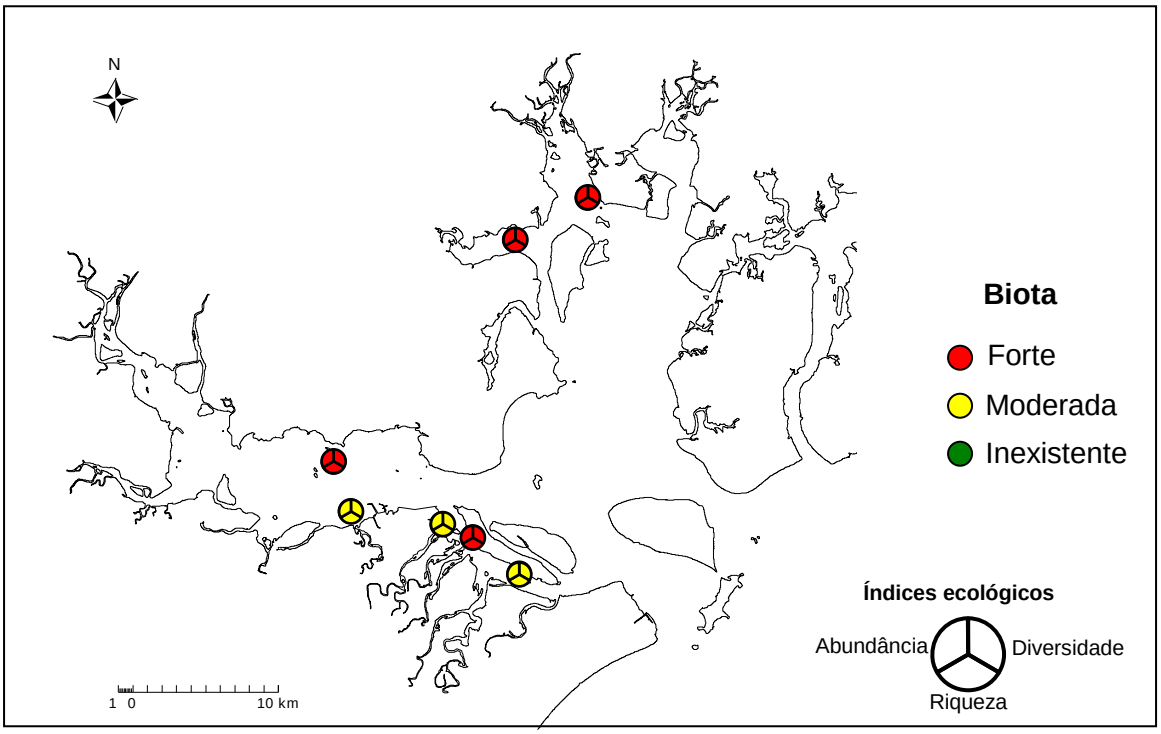


Figura 20: Mapa com a representação geral da qualidade dos sedimentos quanto à biota
FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002)

4.2.4. Integração das três abordagens

Após a análise isolada de cada abordagem da Tríade da Qualidade dos Sedimentos (TQS), por meio dos diagramas de pizza, os mesmos foram reunidos em um único mapa (Fig. 21). Isso foi realizado com a intenção de proporcionar uma melhor noção do estado de cada componente e classificar o ambiente de maneira geral, segundo o critério alterado, moderadamente alterado ou não alterado.

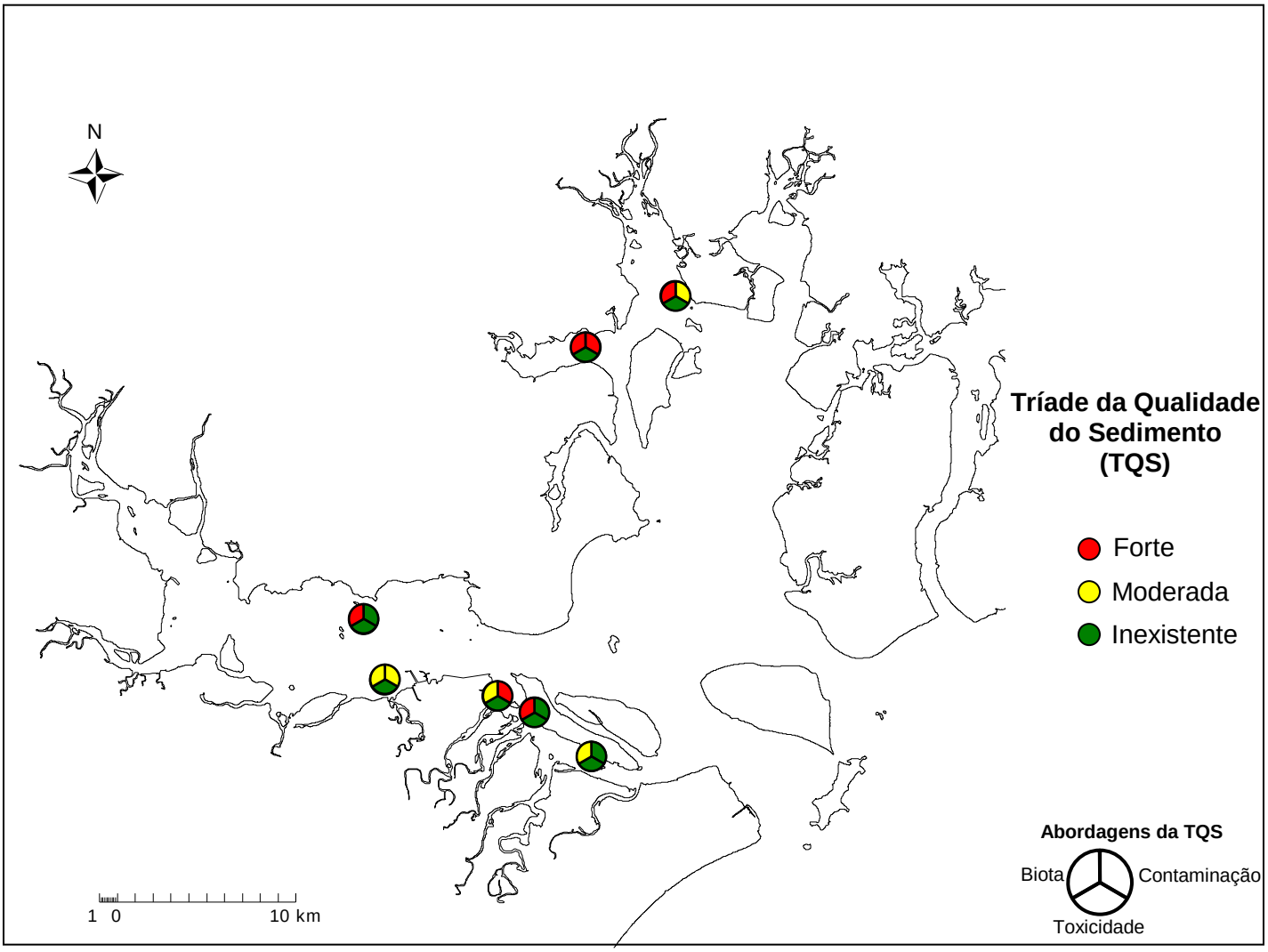


Figura 21: Representação geral de acordo com os diagramas de pizza, mostrando a maior contribuição para a degradação dos sedimentos em cada ponto
FONTE: LOCG/CEM (2007); adaptado de ABESSA (2002)

Esta representação sugeriu uma degradação mais evidente nos sedimentos dos locais Benito e Itaqui (pertencentes à Baía de Laranjeiras) e Itiberê e Anhaia (localizados nas proximidades do Porto de Paranaguá, Baía de Paranaguá).

As condições verificadas nos pontos Itiberê e Anhaia pareceram refletir as encontradas pela análise isolada de cada componente da TQS, onde apresentam o bentos com as mesmas características e com uma contaminação relativamente alta, além de concordarem com os dados disponíveis na literatura. Já os pontos pertencentes à Baía de Laranjeiras parecem discordar um pouco da literatura, uma vez que grande parte dos estudos realizados no Complexo Estuarino de Paranaguá utiliza estas áreas como referência justamente por apresentarem um grau menor de influência antrópica e circundadas por várias Unidades de Conservação. No entanto, há que se atentar ao aporte dos rios existentes na referida região, o que poderia representar uma provável fonte de contaminação para o sistema.

Já os sedimentos dos locais, Ilha da Cotinga e Ilha de Gererês concordam com os resultados obtidos pela representação anterior, apresentando apenas o compartimento biológico como alterado. Os dois métodos utilizados sugerem que a Ilha dos Papagaios é o melhor ponto, confirmando o seu uso como “controle”.

No geral pode-se dizer que a representação por meio dos diagramas de pizza está de acordo com os resultados obtidos na representação anterior, pois as maiores áreas dos gráficos também foram encontradas nestes pontos, podendo esta ser uma evidência da degradação.

Talvez a única mudança seja o peso de alguns componentes para a classificação geral. Isso porque os gráficos da representação dos valores RTM indicaram que a contaminação foi o fator que mais influenciou na qualidade dos sedimentos, enquanto nesta última a alteração da biota pareceu contribuir mais do que a contaminação.

No entanto, a análise dessa questão pode enveredar por diferentes caminhos como: a) a classificação adotada para os índices ecológicos, como já

descrito anteriormente, pode ter dado um peso maior a eles; b) segundo ABESSA (2002), por esta abordagem não considerar as alterações do bentos em resposta à fatores ambientais, este método pode ter superestimado o grau de alteração da comunidade bentônica; c) talvez a limitação esteja no uso de critérios para a contaminação de sistemas externos ao do CEP, devido às diferenças geográficas e geoquímicas existentes entre estes; d) ou simplesmente inferir que o efeito sobre os organismos possa ter sido causado por outros contaminantes presentes, como por exemplo, compostos orgânicos, que não foram quantificados neste trabalho (ZAMBONI, 2000).

4.3. Limitações no uso da TQS e recomendações

Acredita-se que apesar do grande avanço que a Tríade promove aos estudos de qualidade dos sedimentos e saúde do ambiente ela é muitas vezes passível de críticas e precisa ser aperfeiçoada com o avançar dos estudos. Isso porque ao transformar todos os resultados adquiridos em índices, algumas informações valiosas e importantes podem também ser “resumidas” a um único valor. Ademais, a ausência de informações como os intervalos de confiança dos dados levantados na formação dos índices também podem comprometer a interpretação dos resultados (ZAMBONI, 2000).

No entanto, muitas das questões aqui discutidas quanto aos critérios utilizados para chegar a um veredicto final acerca da qualidade dos sedimentos poderiam ter uma fácil solução caso tivéssemos uma gama maior de dados biológicos, ecotoxicológicos e de contaminação do Complexo Estuarino de Paranaguá. Invariavelmente a qualidade dos dados utilizados neste “modelo” da Tríade é refletida no seu resultado final, explicando assim as dificuldades encontradas por este trabalho no momento de caracterizar os sedimentos.

Em resumo, como um desafio para trabalhos futuros, recomenda-se: a) realizar análises de um espectro mais abrangente de contaminantes (como HPA’s, PCB’s e demais compostos orgânicos); b) fazer uso de dominância de espécies oportunistas e bioindicadoras da qualidade ambiental do Complexo Estuarino de Paranaguá, como o fez ABESSA (2002) e ZAMBONI (2000), ou

mesmo Índices de Integridade Biótica c) realizar variados testes de toxicidade, compreendendo um maior número de organismo-teste e diversas situações (elutriato, sedimento completo e água intersticial); entre outros.

Outras possíveis soluções que poderiam melhorar os resultados encontrados incluem:

i) Embora já discutida anteriormente a questão dos organismos bentônicos, torna-se importante enfatizar as limitações que o uso dos índices ecológicos promovem ao entendimento das relações com as demais abordagens da TQS. Uma alternativa, apesar das limitações que estas também incorrem, seria o uso dos Índices de integridade biótica (Benthic Index of Biotic Integrity -- B-IBI), que fazem uso de conhecimentos pretéritos sobre tolerância e sensibilidade das espécies envolvidas. O grande problema é que não se tem conhecimento sobre a tolerância das espécies macrobênticas da Baía de Paranaguá e muito do que se faz, neste contexto, tem um caráter fortemente especulativo (LANA, com. pessoal[1]).

ii) Outra questão já discutida diz sobre a concentração de metais, pois nem sempre uma alta concentração de metais remete à contaminação. Tem-se que, muitas vezes, levar em conta a natureza dele, uma vez que eles podem ser naturais ou antrópicos. Somente através dos níveis de referência locais, que permitem o cálculo do fator de enriquecimento, se poderia afirmar com mais segurança quantas vezes o teor de um dado metal em uma amostra é mais concentrado do que o natural (ZAMBONI, 2000) e assim relacioná-lo com alguma alteração no ambiente.

iii) Outra possível solução para a problemática dos metais seria a elaboração conjunta de extração forte e fraca, uma vez que, segundo SÁ (2003), a extração forte dissolve toda a estrutura cristalina dos grãos de sedimento, liberando os elementos metálicos naturais e antrópicos e a extração fraca os contaminantes fracamente ligados, de provável origem antrópica.

5. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos podemos considerar que no geral o grau de perturbação antrópico do Complexo Estuarino de Paranaguá ainda é baixo, embora abrigue um grande terminal portuário, como o Porto de Paranaguá, pois aparentemente a qualidade ambiental não apresentou alterações substanciais, quando comparado com outras regiões. Isso provavelmente é justificado pelas duas grandes desembocaduras e alta capacidade de renovação das águas (3 a 4 dias) (MANTOVANELLI *et al*., 2004).

Uma possível falha deste trabalho é a quantificação apenas dos valores dos elementos metálicos, o que pode ter dado um “peso” maior à eles do que na realidade seria caso tivéssemos uma gama maior de opção de contaminantes (como HPA’s, PCB’s e demais compostos orgânicos), deixando uma lacuna na discussão sobre a participação desses compostos na qualidade dos sedimentos como um todo.

Os sedimentos dos pontos Itiberê, Benito e Itaqui apresentaram um maior grau de degradação quando comparados com os demais, mas é importante apontar para algumas particularidades que podem levar a uma interpretação errônea da qualidade dos sedimentos superficiais da Baía de Paranaguá, como discutido anteriormente.

Logicamente os precursores da Tríade da Qualidade dos Sedimentos e demais seguidores, não acreditavam que esta técnica, isoladamente, poderia refletir com total confiabilidade a situação que se encontram os sedimentos de uma área. Justamente por isso recomenda-se utilizar ferramentas seguras como a estatística e as análises multivariadas, além de discussões isoladas de cada componente da abordagem e demais formas de representação (diagramas de pizza e tabelas de decisão).

A partir dos resultados obtidos podemos inferir que antes de se elaborar o veredicto final sobre a qualidade do sedimento, principalmente quando se visa fazer um diagnóstico de uma área (seja para fins de conservação ou mesmo elaborar um parecer técnico), devemos considerar os seguintes aspectos: a)

concentrações elevadas de metais nem sempre representam contaminação, b) por trás de um índice ecológico podem estar escondidas informações biológicas mais importantes, e c) a toxicidade no sedimento nem sempre está associada à contaminação (por mais que estes parâmetros sejam muitas vezes controlados).

Existem hoje disponíveis ferramentas poderosas que poderiam sanar muitas destas dúvidas e resolver em parte as limitações encontradas por este trabalho na aplicação da Tríade da Qualidade do Sedimento. Uma delas é a normalização dos valores das concentrações de metais pesados que, pelo meio matemático de regressão múltipla permite inferir a natureza do contaminante (natural ou antrópico), como descreve o trabalho de COVELLI *et al*. (1997). Outra forma é o conhecimento das espécies que compõem a macrofauna dos locais em questão, de maneira que eles possam revelar algo sobre o local (e.g. espécies indicadoras da qualidade ambiental). Porém, tais ferramentas nem sempre são de fácil aplicação e demandam um conhecimento multidisciplinar, além de um delineamento experimental mais robusto, o que acaba muitas vezes inviabilizando tais estudos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABESSA, D. M. S. (2002). **Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos, SP, Brasil.** 295 f. Tese de doutorado apresentada ao Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. IO/USP.

ABESSA, D. M. S. (2007). **Comunicação pessoal.** 05.jul.2007.

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.

ALBERTI, A. L. (2005). **Estudo sobre o desempenho sócio-ambiental do Terminal Portuário da Ponta do Félix: Impactos e Sistema de Gestão Ambiental.** 119 f. Monografia (Bacharelado) - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

ALMEIDA, C.A.; ROCHA, O. (2006). **Estudo comparativo da qualidade dos sedimentos dos reservatórios do Rio Tietê (SP).** J. Braz. Soc. Ecotoxicol., v.1, n.2, pp.141-145.

ALMEIDA, M. V. O. (1994). **Kalliapseudes schubarti Mañé - Garzón, 1949 (Tanaidácea – Crustácea): Dinâmica populacional e interações com a macrofauna bêntica no Saco do Limoeiro, Ilha do Mel (Paraná, Brasil).** 80 f. Dissertação de Mestrado apresentada ao curso de Pós – Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas.

BRENDOLAN, R. A; GOMES, A. S. (2003). **Uso do psamobentos em estudos de ecotoxicologia marinha no Brasil: Revisão bibliográfica com ênfase em substâncias de petróleo**. In: 2º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo & Gás.

BRICKER, S. B.; FERREIRA, J. G.; SIMAS, T. (2003). **An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status.** Ecological Modelling, 169, p. 39–60.

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

CAZATI, C.A. (2007). **Comportamento Geoquímico do P nos sedimentos da Baía de Paranaguá, PR.** 53 f. Monografia (Bacharelado) - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T. J. (2007). **Relationship between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different**

spatial scales and among different habitats in mangrove forests. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 343, p. 96-109.

CHAPMAN, P. M. (1990). **The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation**. *The Science of the Total Environment*, 97/98: 815-825.

CHAPMAN, P.M.; DEXTER, R. N.; ANDERSON, H. B. & POWER, E. A. (1987). **Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay.** *Marine Ecology Progress Series*, 37:75-96.

CHAPMAN, P.M.; DEXTER, R. N.; ANDERSON, H. B. & POWER, E. A. (1991). **Evaluation of effects associated with an oil platform, using the Sediment Quality Triad.** *Environment Toxicology and Chemistry*, 10 (3):407-424.

CHAPMAN, P.M.; PAINE, M.D.; ARTHUR, A.D.; TAYLOR, L.A. (1996). **A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge.** Marine Pollution Bulletin, Vol.32, Nº1, pp. 47-64.

CHOUERI, R. B.; MORAIS, R. D.; CESAR, A.; PEREIRA, C. D. S.; ABESSA, D. M. S; TORRES, R. J.; MOZETO, A. A.; MACHADO, E. C & DELVALLS, T. A. (2006) **Toxicity assesment of sediment from the navigational channel in the Paranaguá Estuarine System**. Anais da XVIII Semana Nacional de Oceanografia, 16-20/10/2006, Pontal do Paraná.

CONAMA 344/04. (2004). **Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente.**

COTOVICZ JR, L.C. (2007). **Dinâmica sedimentar do fósforo (P) nos sedimentos recentes da Baía de Guaratuba, Paraná.** 99f. Monografia conclusão curso. Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar.

COVELLI, S.; FONTOLAN, G. (1997). **Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines.** Environmental Geology 30 (1/2).

CURY, P.; SHANNON, L.; SHIN, Y. (2001). **The functioning of marine ecosystems.** In: Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, Reykjavik, Iceland.

ENVIRONMENT CANADÁ (2002). **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.** Summary Tables. Disponível em http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Ceqg/Sediment/default.cfm

ESTEVES, F.A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: ed. Interciência.

FERNANDES-PINTO, E. (1997). **Composição, estrutura e distribuição espaço-temporal da ictiofauna na região da Enseada do Benito, Guaraqueçaba (PR, BR).** Curitiba. 88 f. Monografia (Bacharelado) - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

FILGUEIRAS, A. S. (2007). **Aplicação da "Tríade de Qualidade dos Sedimentos" na região do canal de acesso ao Porto do Rio Grande.** 36 f. Monografia (Bacharelado) - Departamento de Oceanologia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

FILLMANN, G.; MACHADO, E. C.; MARTINS, C. C.; SÁ, F. (2007). **Poluentes orgânicos persistentes nos sedimentos dos canais de acesso aos portos de Paranaguá e Antonina (PR).** In: Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental. Antonina.

FONSECA, A. (2004). **Variação sazonal e espacial das características hidroquímicas, dos fluxos de nutrientes e do metabolismo na interface água-sedimento da Lagoa da Conceição (SC, BRASIL).** 80f. Tese de doutorado. Doutorado em Ciências. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FUKAMOTO, M.M. (2003). **Caracterização da sedimentação atual e reconstituição da história deposicional recente na Baía de Santos, a partir das características composicionais e isotópicas da matéria orgânica.** Mestre em Ciências, área de Oceanografia Química e Geológica.

FUKUE, M.; MULLIGAN, C. N.; SATO, Y.; FUJIKAWA, T. (2007). **Effect of organic suspended solids and their sedimentation on the surrounding sea area**. Environmental Pollution, 149, pp. 70-78.

FURLEY, T. A. (2006). **Uso da Tríade como instrumento de avaliação da qualidade do sedimento no entorno do emissário submarino de uma fábrica de celulose**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. São Paulo.

GHIRARDINI, A.V.; BIRKEMEYER, A.; NOVELLI, A.A.; DELANEY, E.; PAVONI, B.; GHETTI, P.F. (1999). **An integrated approach to sediment quality assessment: the Venetian lagoon as a case study.** Aquatic Ecosystem Health and Management, 2, pp. 435-447.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de Qualidade de água como ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental**. (2003). Revista FAPAM, ano2 nº1.

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

GRAY, J. S. (2002). **Species richness of marine soft sediments**. Marine Ecology Progress Series. Vol. 244; p. 285-297.

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

HYDROS-H2MHILL. (2004). **Diagnóstico de Contaminação da Bahia de Todos os Santos**. Relatório Técnico, HYDROS-H2M-Hill, Salvador.

IANNUZZI, T.J.; ARMSTRONG, T.N.; LONG, E.R.; IANNUZZI, J.; LUDWIG, D.F. (2007). **Sediment quality triad assessment of an industrialized estuary of the northeastern USA.** Environ. Monit. Assess.

IBGE, disponível em http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2006/estimativa.shtm?c=1, acesso em 15, fevereiro, 2007.

IGNÁCIO, G. M. (2004) **Toxicidade de Cobre em células de *Selenastrum Capricornution Printz* (CLHOROCOCCALES, CHLOROPHYCEAE).** Pontal do Paraná. 34 f. Monografia (Bacharelado) - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

ISHIKAWA, K. (1989). **Relationship between bottom characteristics and benthic organisms in the shallow water of Oppa Bay, Miyagi.** Marine Biology, 102, p. 265-273.

JARDIM, G. M. (2004**). Estudos Ecotoxicológicos da água e do sedimento do Rio Corumbataí, SP.** Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba.

JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. (2004). **Distribuição de metais pesados em sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória-ES**. Química Nova, Vol 27, nº3, p. 378-386.

KFOURI, P.B.P., EICHLER, B.B., EICHLER, P.B., PEREIRA, E.R.M., FIGUEIRA, R., ABESSA, D.M.S. & SOUSA, E.C.P.M. (2003). **Toxicidade dos sedimentos da Baía de Guanabara-RJ determinada pela ocorrência das associações de foraminíferos bentônicos e testes com anfípodos *Tiburonella viscana*.** Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa, Recife, 1-4.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. (2004). **Mapas de parâmetros texturais de sedimento de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá - PR.** Boletim Paranaense de Geociências**,** Curitiba, n. 55, p. 77 – 82.

LAMOUR, M.R., SOARES, C.R. (2007). **Variação das características granulométricas dos sedimentos de fundo no canal navegável aos portos da Baía de Paranaguá.** In: Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental. Antonina.

LANA, P. C. (2007). **Comunicação pessoal[1].** 19.jul.2007.

LANA, P. C. (2007). **Comunicação pessoal[2],** 03.ago.2007.

LANA, P. C.; BROGIM, R. A. & LORENZI, L. (1999). **Monitoramento das atividades de dragagem (1998/1999) ao longo do canal de acesso aos Terminais Portuários da Ponta do Félix (Antonina – PR).** Programa de monitoramento ambiental. Convênio Terminais Portuários da Ponta do Félix/Universidade Federal do Paraná/Centro de Estudos do Mar/Fundação da Universidade Federal do Paraná. 41 p. Relatório Técnico.

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

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

LI, Q.; WU, Z.; CHU, B.; ZHANG, N.; CAI, S.; FANG, J. (2007). **Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China.** Environmental Pollution, 149, p. 158-164.

LIMA, M. R. B. L. M. A. (2000). **Natureza e origem da matéria orgânica depositada nos sedimentos superficiais ao longo da plataforma continental entre as cidades do Rio de Janeiro (RJ) e São Francisco do Sul (SC).** 115p. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico.

MACHADO, E. C.; LOMBARDI, A. T.; SÁ, F.; CESCHIM, L. M. M.; JORGE, M. B. (2007). **Toxicidade dos sedimentos dos canais de acesso aos portos de Paranaguá e Antonina (PR).** In: Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental. Antonina.

MANTOVANELLI, A.; MARONE, E.; SILVA, E. T. da; LAUTERT, L. F. C.; KLINGUENFUS, M. S.; PRATA JR, V. P.; NOERNBERG, M. A.;

KNOPPERS, B.; ANGULO, R. J. (2004) **Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay Estuary.** Estuarine Coastal and Shelf Science, USA, v. 59, p. 523-537.

MACHADO, E. C.; DANIEL, C. B.; BRANDINI, N.; QUEIROZ, R. L. V. (1997). **Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate suspended matter in Paranaguá Bay, PR, Brazil**. Nerítica. Curitiba, v. 11, p. 15-34.

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

MARONE, E. e outros. CENTRO DE ESTUDOS DO MAR. (2005). Relatório técnico. **Avaliação da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo nos sedimentos, peixes, ostras, siris e caranguejos da região afetada pelo acidente do navio Vicunã na Baía de Paranaguá e identificação de alterações de bioindicadores e no padrão natural da estrutura da ictiofauna nas áreas atingidas.**

MARQUES, P. H. C. (2000). **Estudo limnológico do Rio Piraquara (Piraquara-PR): Variação espacial e temporal das características físicas e químicas e ordenação espacial da bacia hidrográfica**. 100f. Dissertação de mestrado. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

MIDDELBURG, J. J. & J. NIEUWENHUIZE. (1998). **Carbon and nitrogen stable isotopes in suspended matter and sediments from the Schelde Estuary**. Marine Chemistry, 60:217-225.

MIZERKOWSKI, B.M.; MACHADO, E.C. (2007). **A qualidade de água dos Sistemas Estuarinos do Paraná-BR.** In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR, Florianópolis, SC.

MORELOS, M. S. (2004). **Estrutura da comunidade de peixes demersais em duas áreas estuarinas do Complexo Estuarino de Paranaguá.** Pontal do Paraná. 50 f. monografia (Bacharelado)-Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

NEGRELLO FILHO, O.A., (2001). **Ocorrência e distribuição de Moluscos bênticos no sublitoral da Baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil.** 46 f. Dissertação de mestrado, Pós-graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

NEGRELLO FILHO, O.A., 2005. **A influência do vento sul sobre a estabilidade de associações bênticas da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. 101 f. Tese de doutorado, Pós-graduação em Ciências Biológicas,

Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

NIENCHESKI, L. F; PINHEIRO JR, E. M; WALLNER-KERSANACH, M; BAUMGARTEN, M. G. Z.; MACHADO, E. C.; SILVEIRA, I. M. O.; FLORES MONTES, M & RAMOS, J. F. (2005). **Metais em peixes e organismos filtradores ao longo da costa brasileira (PROJETO RECOS – INSTITUTO DO MILÊNIO).** Resumo expandido. In: II Congresso Brasileiro de Oceanografia, Vitória, ES.

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

ODUM, E.P. (1988). **Ecologia**. Rio de Janeiro: ed. Guanabara. 434p.

PIEPER, W. W.. (200-). **Descrição espaço-temporal da macrofauna bêntica na Baía de Laranjeiras – Complexo Estuarino de Paranaguá. Monografia (Bacharelado)** - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (no prelo).

PRÓSPERI, V. A. (2002). **Comparação de métodos ecotoxicológicos na avaliação de sedimentos marinhos e estuarinos. 119 f.** Tese de doutorado, Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PRUEL, R. J.; QUINN, J. G. (1985). **Geochemistry of organic contaminants in Narragansett Bay sediments.** *Est. Coastal Shelf Sci*., v.21, p.295-312.

RAFFAELLI, D.; BELL, E.; WEITHOFF, G.; MATSUMOTO, A.; CRUZ-MOTTA, J. J.; KERSHAW, P.; PARKER, R.; PARRY, D.; JONES, M. (2003). **The ups and downs of benthic ecology: considerations of scale, heterogeneity and surveillance for benthic–pelagic coupling.** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 285–286. pp. 191– 203.

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

RIZZI, J. (200-) **Bifenilas policloradas (PCBs) em ostras (*Crassostrea rhizophorae*) do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR.** Pontal do Paraná. Monografia (Bacharelado) - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná (no prelo).

RODRIGUES, W. C. 2006. **Estatística Ambiental**. Lato sensu, Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Severino Sombra. 3ª. Edição: Revisada e Ampliada.

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

SÁ, F.; MACHADO, E. C. (2007). **Metais pesados e arsênio em sedimentos do canal de acesso aos portos do Estado do Paraná (PR).** In: Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental. Antonina.

SAKAMAKI, T.; NISHIMURA, O.; SUDO, R. (2006). **Tidal time-scale variation in nutrient flux across the sedimentewater interface of an estuarine tidal flat.** In: Estuarine, Coastal and Shelf Science 67, p. 653-663.

SALOMONS, W. & FOSTNER, U. (1984) **Metals in the hydrocycle.** Berlin: Springer-Verlag ,349 p.

SILVA, A. M. (200-) **Aplicação da Tríade de Qualidade do Sedimento da região do Vale do Ribeira, SP, para avaliação da degradação induzida pelo descarte de lodo de estações de tratamento de água.** Instituto de Pesquisas Energéticas Nucleares/SD. Secretaria Estadual de Desenvolvimento. (no prelo).

SODRÉ, F. F. (2005). **Especiação do cobre em águas naturais: influência de fatores associados à urbanização**. 165 f. Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

STRICKLAND J. L. H. & PARSONS T. R. (1972). **A Practical Handbook of Seawater Analysis**. Bull. Fish Res. Board Can., 167 p.

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

SUGUIO K. (1973). **Introdução à sedimentologia**. Editora Edgard Blucher Ltda. EDUSP, 317p.

SUNTORNVONGSAGUL, K.; BURKE, D. J.; HAMERLYNCK, E. P.; HAHN, D. (2007). **Fate and effects of heavy metals in salt marsh sediments.** Environmental Pollution,149, pp. 79-91.

TORRES, R. J. (2000). **Uma Análise Preliminar dos Processos de Dragagem do Porto de Rio Grande, RS.** 180 p. Dissertação de Mestrado apresentada ao

curso de Engenharia Oceânica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

TYSON, R. V. (1995). **Sedimentary organic matter: organic facies and palynofacies.** London, Chapman & Hall. 615p.

US-EPA & US-ACE (1977). Environmental Protection Agency and US Army Corps of Engineers. **Ecological evaluation of proposed discharge of dredged material into ocean waters.** Environmental Effects Laboratory, Experimental Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS

WEISBERG, S. B.; RANASINGHE, J. A.; DAUER, D. M.; SCIIAPPNER, L. C.; DIAL, R. J.; FRITHSEN, J. B. (1997). **An Estuarine Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay.** Estuaries, Vol. 20, No. 1, p. 149-158 .

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

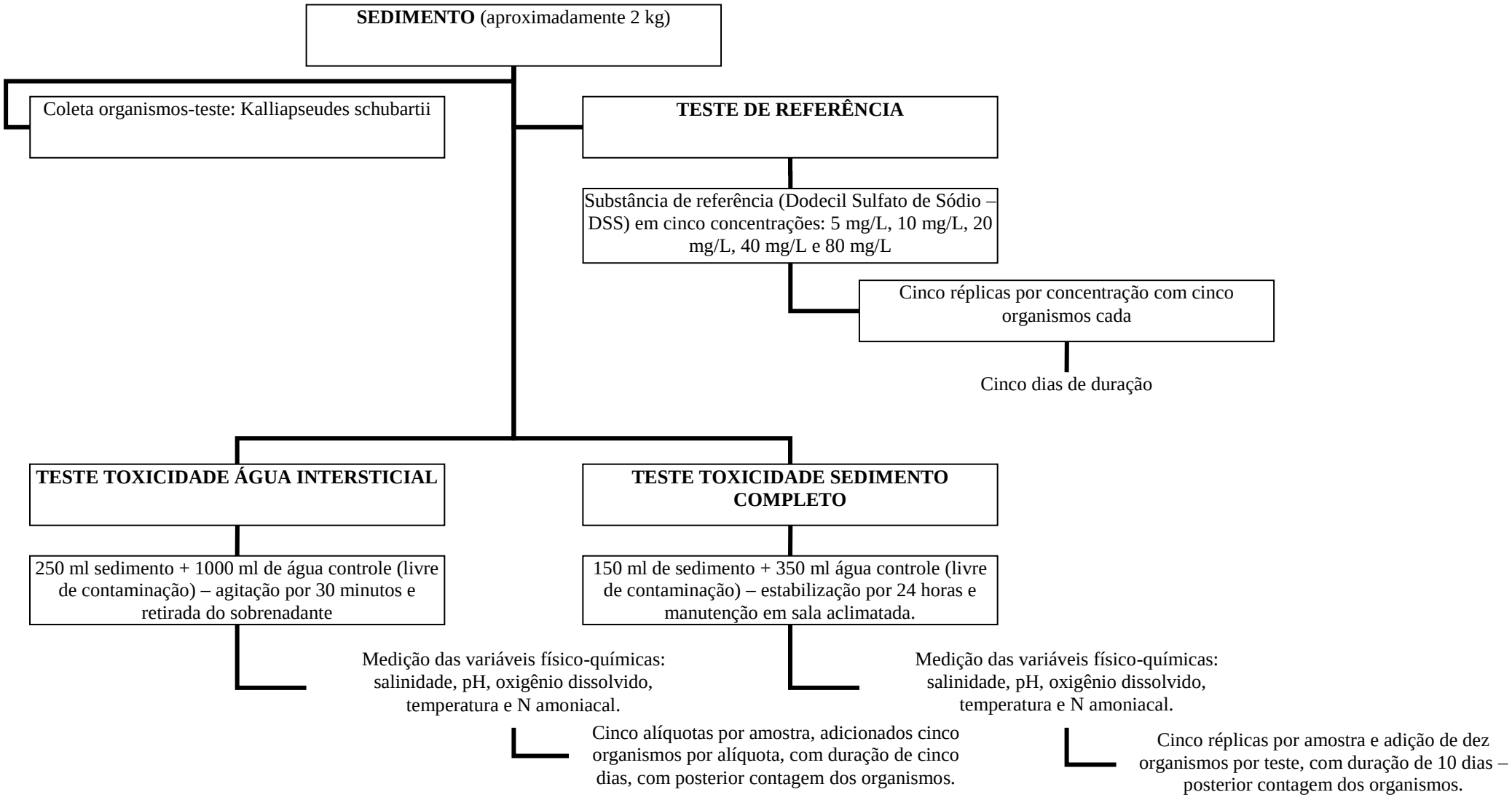
ZAMBONI, A..J. & ABESSA, D.M.S. (2002). **Tríade da Qualidade de Sedimentos**. In: Nascimento, I.A.; Sousa, E.C.P.M. & Nipper, M.G. Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil.

ZEM, R. C. (2005). **Dinâmica sedimentar da Baía de Guaratuba (PR).** 87f. Monografia (Bacharelado) - Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – FLUXOGRAMA TESTES DE TOXICIDADE

Apêndice 1. Fluxograma das etapas necessárias para a realização dos testes de toxicidade (elutriato e sedimento completo).



APÊNDICE 2 – CRITÉRIOS PARA DIAGRAMAS DE PIZZA

Apêndice 2. Critérios utilizados para a confecção dos mapas utilizando os diagramas de pizza.

CONTAMINAÇÃO:

- Contaminação de acordo com as excedências aos valores de referência estabelecidos pela Environment Canada (2002), segundo ABESSA (2002):

- **Inexistente**: nenhum valor de PEL e/ou até 1 TEL excedidos;
- **Moderada:** nenhum PEL e/ou mais de 2 TEL's excedidos;
- **Forte:** acima de 1 PEL excedido;

- Contaminação de acordo com os "Quocientes de Guias de Qualidade do Sedimento" (SQGQ): o valor encontrado em cada ponto para cada contaminante é dividido pelo seu respectivo valor de PEL, obtendo um quociente por substância considerada. Por fim, calcula-se a média aritmética destes quocientes, obtendo um valor por amostra. (ABESSA, 2002).

- **Inexistente:** entre 0 e 0,1;
- **Moderada:** entre 0,1 e 0,25;
- **Forte:** acima de 0,25;

TOXICIDADE:

Segundo ABESSA (2002):

- **Inexistente:** ausência de toxicidade em todos os testes aplicados;
- **Moderada:** toxicidade em apenas um teste aplicado;
- **Forte:** toxicidade em dois ou mais testes aplicados;

BIOTA:

Autor	Índice	Inexistente	Moderada	Forte
ABESSA (2002)	**Riqueza S**	≥ 20	10 ≥ x >20	<10
ABESSA (2002)	**Diversidade Shannon**	> 2,36	1,18 > x ≥ 2,36	≤ 1,18
WEISBERG (1997)	**Abundância***	≥ 1500-3000	1000-1500 ou ≥ 3000-5000	<1000 ou ≥ 5000
WEISBERG (1997)	**Abundância****	≥ 1500-3000	1000-1500 ou ≥ 3000-8000	<1000 ou ≥ 8000

*Critérios utilizados para sedimentos de locais arenosos e mesohalinos (Benito e Itaqui);
** Critérios utilizados para sedimentos de locais lamosos e polihalinos (demais pontos);

APÊNDICE 3 – DADOS BIOLÓGICOS

Apêndice 3. Dados biológicos.

	Taxas	Abundância total
Anhaia	Aricidea albatrossae	10
	Bivalvia sp 2	12
	Bulla sp	8
	Ceratopogonidae	9
	Glycinde multidens	6
	Heliobia sp	1
	Kalliapseudes schubartii	1
	Laonereis acuta	2
	Magelona sp	2
	Oligochaeta	109
	Ostracoda	54
	Paraprionospio pinnata	44
	Polydora sp	2
	Scoloplos ohlini	2
	Sigambra grubei	3
	Sipuncula	1
	Spiophanes	2
	Syllidae	10
	Tagelus plebeus	5
	TOTAL	**283**
Gererês	**Taxas**	**Abundância total**
	Aricidea albatrossae	7
	Capitella	7
	Glycinde multidens	1
	Hemipodia californiensis	1
	Oligochaeta	2
	Ostracoda	27
	Paraprionospio pinnata	5
	Sigambra grubei	3
	TOTAL	**53**
Benito	**Taxas**	**Abundância total**
	Ceratopogonidae	5
	Glycinde multidens	4
	Hemipodia californiensis	6
	Mytella sp	1137
	Oligochaeta	3
	Paraprionospio pinnata	3
	Perinereis sp	3
	Sigambra grubei	2
	Sipuncula	2
	TOTAL	**1165**

	Taxas	Abundância total
Itaqui	Amphipoda	9
	Amphipoda cd 3	3
	Bivalvia sp 4	1
	Capitella	1
	Ceratopogonidae	1
	Glycinde multidens	6
	Oligochaeta	10
	Paraprionospio pinnata	4
	Perinereis sp	2
	Polydora sp	1
	Sigambra grubei	4
	TOTAL	**42**
Itiberê	**Taxas**	**Abundância total**
	Amphipoda	2
	Amphipoda cd 3	4
	Amphipoda sp 1	2
	Aricidea albatrossae	5
	Bivalvia sp 1	94
	Bivalvia sp 2	71
	Bivalvia sp 3	12
	Bivalvia sp 4	5
	Bulla sp	21
	Glycinde multidens	19
	Heliobia	42
	Heliobia sp	62
	Hemipodia californiensis	1
	Kalliapseudes schubartii	1
	Laonereis acuta	5
	Magelona sp	1
	Manayunkia sp	3
	Monocorophium acherusicum	4
	Nucula sp	2
	Oligochaeta	155
	Ostracoda	200
	Paraprionospio pinnata	8
	Polydora sp	2
	Scoloplos ohlini	15
	Sigambra grubei	8
	Sipuncula	3
	Spiophanes	6
	Spiophanes sp	3
	Tagelus plebeus	10
	Tellina sp	1
	TOTAL	**767**

	Taxas	Abundância total
I. Papagaios	Amphipoda sp 1	1
	Aricidea albatrossae	3
	Bivalvia sp 1	36
	Bivalvia sp 2	20
	Bivalvia sp 4	1
	Bivalvia sp 5	5
	Bulla sp	2
	Capitella	12
	Ceratopogonidae	3
	Crustacea	2
	Glycinde multidens	12
	Heliobia sp	1
	Hemipodia californiensis	2
	Lumbrineris januarii	5
	Magelona sp	4
	Monocorophium acherusicum	4
	Nucula sp	3
	Oligochaeta	29
	Ostracoda	71
	Paraprionospio pinnata	76
	Perinereis sp	4
	Polydora sp	1
	Scoloplos ohlini	13
	Sipuncula	9
	Spiophanes	5
	Spiophanes sp	13
	Sternaspis	1
	TOTAL	**338**
	Taxas	**Abundância total**
I. Cotinga	Aricidea albatrossae	2
	Bivalvia sp 1	1
	Bivalvia sp 5	1
	Capitella	2
	Ceratopogonidae	2
	Glycinde multidens	3
	Magelona sp	1
	Manayunkia sp	1
	Nucula sp	1
	Oligochaeta	29
	Ostracoda	12
	Paraprionospio pinnata	2
	Polydora sp	5
	Sigambra grubei	1
	Sipuncula	1
	Sternaspis	3
	Tellina sp	1
	TOTAL	**68**

APÊNDICE 4 – PARÂMETROS CONTROLADOS DURANTE OS TESTES DE TOXICIDADE

Apêndice 4 – Parâmetros como salinidade, oxigênio dissolvido, pH e amônia controlados durante os testes de toxicidade com elutriato e sedimento completo

a) Elutriato

Amostra	Salinidade		pH		Oxigênio Dissolvido (OD)		Amônia	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Controle I	30,1	28,5	8,0	8,0	6,2	6,7	-	-
Anhaia	30,0	29,5	7,9	8,0	5,8	6,7	0,30	0,49
Itiberê	30,0	29,3	7,7	7,9	5,9	6,8	0,31	0,64
I. Gererês	29,8	29,0	7,9	8,0	5,6	6,7	0,47	0,59
I. Cotinga	29,9	29,7	7,9	8,0	5,8	6,7	0,33	0,32
Benito	29,6	28,8	7,9	8,0	5,8	6,7	0,15	0,48
Itaqui	29,7	29,0	7,7	8,0	6,0	6,7	0,27	0,62
I. Papagaios	30,0	29,1	7,8	7,9	6,0	6,6	0,21	0,67
Controle II (EMA)	-	29,0	8,0	8,0	-	6,7	-	-

b) Sedimento completo

Amostras	Salinidade		pH		Oxigênio Dissolvido (OD)		Amônia	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Controle I	-	33,6	-	8,02	-	5,94	-	-
Anhaia	-	34,8	-	8,09	-	6,33	1,22	0,07
Itiberê	-	35,4	-	8,2	-	6,19	0,65	3,22
I. Gererês	-	30,6	-	7,72	-	4,68	1,30	0,22
I. Cotinga	-	31,9	-	7,82	-	4,97	0,90	1,15
Benito	-	33,1	-	8,06	-	6,42	0,25	0,22
Itaqui	-	35,3	-	7,83	-	6,37	2,66	1,55
I. Papagaios	-	34,9	-	8,16	-	6,45	0,59	2,25

APÊNDICE 5 – RTM’s DE CADA ABORGADEM DA TRÍADE

Apêndice 5. Tabelas com os valores sumarizados dos RTM's de cada abordagem da Tríade (biota, contaminação e toxicidade, respectivamente)

	RTM's					
Estação	**Riqueza S**	**Abundância**	**Riqueza Margalef**	**Diversidade Shannon**	**Σ RTM's**	**Ib**
I. Papagaios	0,29	0,12	0,21	0,07	0,69	1,07
I. Cotinga	0,58	0,62	0,30	0,09	1,58	2,46
Itiberê	0,28	0,05	0,24	0,08	0,65	1,00
Anhaia	0,38	0,15	0,28	0,08	0,89	1,38
I. Gererês	0,77	0,53	0,43	0,10	1,83	2,84
Itaqui	1,00	1,00	0,49	0,12	2,61	4,05
Benito	0,94	0,04	1,00	1,00	2,97	4,61

	RTM's								
Estação	**Arsênio**	**Cádmio**	**Cromo**	**Cobre**	**Níquel**	**Chumbo**	**Zinco**	**Σ RTM's**	**Ic**
I. Papagaios	0,03	nc	nc	0,01	0,18	nc	0,03	0,25	1,00
I. Cotinga	0,05	nc	0,14	0,10	0,33	0,46	0,15	1,24	4,89
Itiberê	0,53	0,88	0,69	1,00	1,00	0,31	0,71	5,12	20,23
Anhaia	0,49	0,31	0,30	0,41	0,32	0,31	1,00	3,14	12,43
I. Gererês	0,04	1,00	0,21	0,07	0,22	0,22	0,05	1,80	7,13
Itaqui	1,00	0,80	0,54	0,28	0,45	0,30	0,23	3,60	14,21
Benito	0,16	nc	1,00	0,35	0,73	1,00	0,35	3,59	14,20

	RTM's			
Estação	**Sedimento**	**Elutriato**	**Σ RTM's**	**It**
I. Papagaios	nc	0,33	0,33	1,00
I. Cotinga	0,14	1,00	1,14	3,43
Itiberê	0,71	0,67	1,38	4,14
Anhaia	1,00	0,33	1,33	4,00
I. Gererês	0,43	0,33	0,76	2,29
Itaqui	0,57	0,33	0,90	2,71
Benito	0,43	0,33	0,76	2,29