

DANIEL CAMARGO ROCHA

**O USO DA SUFICIÊNCIA TAXONÔMICA PARA AVALIAR EFEITOS DE UM
GRADIENTE DE POLUIÇÃO SOBRE O MACROBENTOS SUBLITORAL NA BAÍA
DE PARANAGUÁ (PARANÁ-BRASIL)**

PONTAL DO PARANÁ

2006

DANIEL CAMARGO ROCHA

**O USO DA SUFICIÊNCIA TAXONÔMICA PARA AVALIAR EFEITOS DE UM
GRADIENTE DE POLUIÇÃO SOBRE O MACROBENTOS SUBLITORAL NA BAÍA
DE PARANAGUÁ (PARANÁ-BRASIL)**

Monografia apresentada à disciplina de Estágio Supervisionado I como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Oceanografia com habilitação em Pesquisa Oceanográfica, Curso de Oceanografia, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

PONTAL DO PARANÁ

2006

Hoje é o meu melhor dia!

O vencedor sempre dá um jeito.

O perdedor sempre tem uma desculpa.

O vencedor fala: “Me deixa dar uma força”.

O perdedor fala: “Esse não é o meu trabalho”.

O vencedor acha para cada problema uma solução.

O perdedor acha para cada solução um problema.

(Autor desconhecido, texto traduzido por Horst Erhard Bernhard Kalloch)

“Nem tudo que é certo é justo e nem tudo que é
justo é certo” (Autor desconhecido)

E.T.A

Nada é tão estranho
como o que estou sentindo agora;
sofro, mas gosto;
sofro por saber que estás tão longe,
mas ao mesmo tempo tão perto;
sofro por saber que um dia
posso te perder;
e não poderei com ti
realizar todos os meus sonhos.

(Daniel C. Rocha - 22/04/03)

DEDICATORIA

Às cinco pessoas mais importantes da minha vida.
A luta por um sistema diferente.

AGRADECIMENTOS

Agradecer aqueles que me apoiaram e foram imprescindíveis na elaboração, execução e finalização, desse trabalho, foi muito complicado. Pensei muito em como fazê-lo, pois bem, decidi e depois mudei tudo.

Agradeço a todos os profissionais que colaboraram na identificação de diversos organismos: à Janete Dubiaski com os anfípodos, ao Jaime de Loyola e Silva com os isópodos, ao Orlei com os moluscos, à Verônica e à Cinthya com os poliquetas e ao Léo, do Borza, com os crustáceos, mas sem me esquecer daqueles (Rangel, Noernberg, Mariluce, Liziane e Josias) que de alguma forma colaboraram em outras partes deste trabalho.

À toda a galera do laboratório (Cinthya, Fernando, Garraffoni, Kalina, Lú, Boy, Mi, Sandrini, Tice, Vader e Verônica) e agregados (Krul, Vivi e Ju) UM MUITO OBRIGADO. Vocês que sempre deram aquela mãozinha em todas as horas e foram os responsáveis pelos inesquecíveis “momentos bênticos” - a parte lúdica de todo trabalho – como diria o Garrafa. Cabe aqui meu reconhecimento ao profissional e a pessoa que me acolheu e apoiou durante toda a graduação, como também teve a ousadia e coragem de permitir que eu integrasse a equipe do Bentos nos mais diversos trabalhos. Portanto, quero agradecer ao professor, chefe e amigo Paulo Lana por todas as dicas piratas, conversas, críticas e duras (mesmo que muitas).

Para não ser injusto, entrego as merecidas menções honrosas à Cinthya Simone e ao André Garraffoni, esses dois estiveram sempre presentes, prestativos e pacientes. A Cinthya sempre tentando me convencer que Sipuncula tem o intestino em espiral (ainda não estou muito convencido disso, mas beleza) e o Garrafa sempre com uma lista de assuntos que não iria mais discutir (ela aumentava a cada dia e nunca funcionou! - isso deve ser mal de Ribeirão Preto). Quero também lembrar do Maurício Camargo, meu "co-orientador", pela amizade, enorme paciência e pelas inúmeras conversas.

Lógico que temos aqueles agradecimentos mais especiais, por razões especiais. Por isso deixo aqui minha gratidão, meu respeito e reconhecimento a TODA minha turma (calouros de 2002), companheiros e funcionários da graduação e do CEM. Agradeço, com imensa saudade, todos os companheiros de casa (Karina, Gabi, Dri, Paulo, Léo Morrissey, Paulista, Kreb's, Peixe, Zé, Cica, Breno, Panga, Zim e Mero), que sempre estiveram presentes com histórias, piadas, war's,

alegrias e gargalhadas, principalmente o Paulista e o Kreb's e a turma do hospício (Breno, Panga e Zim). Ao vizinho e amigo, Garrafa, fica todo respeito e a admiração, mas também o agradecimento pelas memoráveis partidas de Brasfoot e Elifoot e pelas incansáveis partidas de "Winning Eleven", que assim como tantos outros (Breno, Paulista e Ilha) veio a preencher a lista de "patos". Mais especial ainda são os agradecimentos ao Júnior, Cattani, Vader e Kaká pela companhia nas coletas. Ainda ao Vader pelo significativo "empréstimo" da cadeira e ao Felipe pelo mesmo tipo de "empréstimo" do computador. Nunca me esquecerei que sem vocês amigos minha vida seria sem graça e minha monografia não teria saído.

No final, muito embora sejam o início disso tudo, estão às cinco pessoas mais importantes na minha vida. Honestamente eu devo muito à primeira delas (devo em todos os sentidos possíveis da palavra). Mary Keiko, muito obrigado por você ter estado ao meu lado, por me aturar ao longo desses anos, por me incentivar e apoiar nos momentos mais críticos e principalmente por me mostrar o significado de amar, de cumplicidade e da amizade. Por essas e outras tantas razões você merece todo o meu amor, carinho, admiração, respeito e gratidão. Só eu sei como você precisou aprender a ser extremamente paciente! ETA!!!

Os últimos quatro fazem parte de uma "Legião Suprema" – a minha família - que sempre iluminou meu caminho. Meus pais, Suti e Luiza, e irmãos, Felipe e André, são os responsáveis por hoje eu estar aqui escrevendo meus agradecimentos. Foram eles que me ensinaram a caminhar, para que eu pudesse trilhar os meus caminhos e alcançar os meus sonhos. Sempre me incentivando a continuar lutando e ultrapassando os obstáculos que surgiam pelo caminho. Esta formidável família me ensinou a viver e a ter ORGULHO de quem SOU!! Tudo o que sou hoje e o que possuo devo a eles. Vocês sempre serão meus exemplos e causa para encarar a vida de peito aberto e tentarei da melhor forma retribuir todo o apoio, incentivo, carinho, dedicação, anos de compreensão e amor que me deram. AMO VOCÊS!! Jamais esquecerei as célebres palavras "expandam seus horizontes, mas sempre mantenha seus objetivos em mente".

Como diz o velho ditado: "se pecar, então que peque pelo excesso" e por isso agradeço aos meus avós, Izolina (*in memoria*), Marçal e Ermínia, pelo incentivo e carinho.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO.....	x
INTRODUÇÃO	11
MATERIAL E MÉTODOS	17
Área de estudo	17
Amostragem.....	18
Processamento dos dados.....	20
RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
A natureza dos substratos locais	22
Suficiência taxonômica	24
<i>Composição das comunidades macrobênticas</i>	24
<i>Variabilidade espaço-temporal das comunidades macrobênticas ao longo do gradiente de contaminação ambiental</i>	29
CONCLUSÕES	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
ANEXOS	52

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DOS SEDIMENTOS AO LONGO DO GRADIENTE, NAS DUAS CAMPANHAS (“A” - AGOSTO E “D” - DEZEMBRO).	22
TABELA 2 - LISTA DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS, COM OS NÍVEIS TAXONÔMICOS ADOTADOS, ORDENADAS SEGUNDO A ESCALA EVOLUTIVA.....	25
TABELA 3 – CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS E OS PARÂMETROS ABIÓTICOS DADOS PELA ANÁLISE BIO-ENV.....	28
TABELA 4 - VALORES DE R, R ² E P-VALOR DAS REGRESSÕES LINEARES PARA NÚMERO DE TÁXONS, RIQUEZA DE MARGALEF E DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER.	35
TABELA 5 – VALORES DE CONTRIBUIÇÃO DOS TAXA PARA AS ESTAÇÕES EM CADA CAMPANHA.....	52

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - MAPA DOS PONTOS DE COLETA AO LONGO DO GRADIENTE DE POLUIÇÃO NO MAR DA COTINGA - COMPLEXO ESTUARINO DA BAÍA DE PARANAGUÁ.	19
FIGURA 2 – MAPA DA DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE DIÂMETRO MÉDIO DO GRÃO NO COMPLEXO ESTUARINO DA BAÍA DE PARANAGUÁ.	23
FIGURA 3 – REGRESSÕES ENTRE O NÚMERO DE TÁXONS (S) COM OS ORGANISMOS IDENTIFICADOS AO NÍVEL ESPECÍFICO E COM AS MATRIZES AGREGADAS AOS NÍVEIS DE GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.	30
FIGURA 4 – REGRESSÕES ENTRE O ÍNDICE DE RIQUEZA DE MARGALEF (d) COM OS ORGANISMOS IDENTIFICADOS AO NÍVEL ESPECÍFICO E COM AS MATRIZES AGREGADAS AOS NÍVEIS DE GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.	32
FIGURA 5 – REGRESSÕES ENTRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON - WIENER (H') COM OS ORGANISMOS IDENTIFICADOS AO NÍVEL ESPECÍFICO E COM AS MATRIZES AGREGADAS AOS NÍVEIS DE GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.	34
FIGURA 6 – DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO (n-MDS) AO LONGO DO GRADIENTE DE POLUIÇÃO COM ORGANISMOS IDENTIFICADOS AOS NÍVEIS DE ESPÉCIE, GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.	37
FIGURA 7 – DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO (2ºSTAGE N-MDS) E AGRUPAMENTO CLUSTER DOS NÍVEIS DE RESOLUÇÃO TAXONÔMICA COM DIFERENTES TRANSFORMAÇÕES.	39

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi aplicar o conceito da suficiência taxonômica (TS), que vem sendo aplicado com sucesso a estudos de monitoramento e avaliação de impactos ambientais sobre comunidades bênticas, para: i) avaliar se a eficácia da avaliação dos impactos sobre a biota, identificada em níveis taxonômicos hierárquicos progressivamente mais elevados, equivale à avaliação no nível de espécies; ii) determinar, com base nos critérios de rapidez, custo e confiabilidade, o nível de resolução taxonômico mais adequado para aquisição de respostas ambientais relevantes, de forma não redundante. As análises estatísticas basearam-se em métodos multivariados (Aggregate, MDS, BIO-ENV, RELATE e SIMPER), univariados (DIVERSE) e regressões lineares. Foi analisada a variabilidade espacial (oito estações) e sazonal (períodos de inverno e verão) do macrobentos sublitoral ao longo de um gradiente de contaminação no Mar da Cotinga (setor oriental da Baía de Paranaguá, Paraná). Foi coletado um total de 1411 indivíduos, representados por 89 espécies, 80 gêneros, 59 famílias, 26 ordens, 9 classes e 8 filós. O filo Annelida foi o mais diverso, com 49 espécies em 43 gêneros, 26 famílias e 8 ordens, seguido pelos filós Mollusca, com 21 espécies em 9 Ordens e, Arthropoda com 9 espécies e 4 Ordens. As regressões lineares entre o número de táxons baseadas em identificações nos níveis taxonômicos de gênero e família evidenciaram grande adequação e boa previsibilidade, com valores de r acima de 0,95 (p -valor < 0,05%). Já para os níveis de classe e filo, observou-se um baixo coeficiente de determinação. Tomando a ordenação (n-MDS) no nível específico como base, o gradiente foi discriminado de forma satisfatória. O mesmo gradiente foi claramente identificado até o nível de famílias, porém ocorrendo uma progressiva descaracterização do gradiente espacial e temporal nos níveis taxonômicos hierarquicamente superiores. A técnica TS foi capaz de discriminar ou reconhecer padrões similares ou equivalentes de variabilidade espacial e temporal das comunidades macrobênticas, independentemente dos organismos terem sido identificados no nível de espécies, gêneros, famílias ou ordens. Para os níveis de classe e filo estes padrões foram indeterminados.

Palavras-chave: suficiência taxonômica; análise de gradientes; macrobentos sublitoral; avaliação de impacto; Baía de Paranaguá.

INTRODUÇÃO

Os ambientes costeiros estão sujeitos a intensas perturbações naturais e antrópicas, devido à sua posição na interface continente-oceano e por serem de fácil ocupação por sociedades humanas. Em decorrência destas perturbações, a biota encontrada nestes ambientes pode refletir o estresse ambiental **por meio** de mudanças na estrutura de suas comunidades, incluindo alterações na própria biodiversidade¹ (KRASSULYA, 2001).

É ainda prevalente o paradigma de que comunidades biológicas mais diversas são mais estáveis e que perturbações antrópicas levariam a uma perda de diversidade e conseqüentemente de estabilidade. No entanto, estudos recentes mostraram que as relações entre diversidade, estabilidade e estresse ambiental são mais complexas do que anteriormente imaginado (MCMANUS & PAULY, 1990). Apesar disto, as rotinas para detecção e monitoramento de mudanças na biodiversidade ao longo do espaço e no tempo permanecem amplamente difundidas, embora ainda haja dificuldades para reconhecer quais são os atributos ecologicamente relevantes dos sistemas biológicos (CLARKE & WARWICK, 1999).

Uma idéia corrente é a de que perturbações ambientais, particularmente introduzidas por atividades humanas, tenderiam a reduzir a diversidade biológica. A expansão da população humana, com suas atividades associadas, tem de fato contribuído para uma acelerada redução da biodiversidade de regiões costeiras e estuarinas. Neste sentido, a perda de qualidade ambiental poderia ser detectada ou reconhecida por uma progressiva redução na diversidade das espécies de uma determinada área.

Considerando a biota marinha como um todo, as comunidades bêmicas apresentam grande potencial para refletir esta variabilidade ambiental em longo

¹ A diversidade biológica é comumente expressa pelo número de espécies que ocorrem em uma determinada área e momento (RICKLEFS, 1990). Conforme o artigo 2º da Convenção sobre a Diversidade Biológica a biodiversidade é a “variabilidade entre organismos vivos de qualquer origem incluindo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, e os complexos ecológicos de que fazem parte; incluindo a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas”.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. **Convention on Biological Diversity: Sustaining life on Earth, 2000.** Disponível em: <<http://www.biodiv.org/doc/publications/guide.shtml?id=changing>>. Acesso em: 25 de outubro de 2006.

RICKLEFS, R. E. **Ecology**. 3 ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1990. 896 p.

prazo (BILYARD, 1987), por responderem rapidamente às mudanças espaciais e temporais e por serem capazes de detectar sinais de degradação, pela sua ausência ou presença. Da mesma forma, suas respostas biológicas permitem estimar a velocidade de recuperação dos habitats. Este poder em agregar tanta informação a respeito do ambiente as transformam em objeto ideal para a maioria dos programas de monitoramento ambiental (WARWICK, 1993; JAN *et al.*, 1994).

Muitas decisões devem ser tomadas *a priori* em programas de monitoramento ambiental, como a metodologia (censo visual, fotografia, corer ou busca fundo), o desenho experimental, os parâmetros a mensurar (abundância, biomassa, área de cobertura, produção, etc.) e os critérios e nível de resolução taxonômica a serem adotados para a identificação dos organismos (WARWICK, 1993; PAGOLA-CARTE *et al.*, 2002). A identificação em nível específico é uma prática necessária em estudos ecológicos, embora possa não ser necessária em estudos aplicados de avaliação e monitoramento de impactos (FERRARO & COLE, 1990). Seguindo esta linha de raciocínio, à medida que a suficiência taxonômica caminha para níveis hierárquicos mais amplos, decrescem os custos com experiência e tempo necessários para a identificação dos organismos (FERRARO & COLE, 1990; CHAPMAN, 1998).

De fato, embora as análises das comunidades macrobênticas pareçam requerer a princípio a identificação dos organismos ao nível específico, há um número crescente de estudos que procuraram descrever as respostas biológicas dos táxons supra-específicos (filo, classe, ordem, família e gênero).

O monitoramento das comunidades bênticas, utilizando o nível de resolução taxonômica específico, foi criticado por requerer um massivo investimento de capital e tempo (FERRARO *et al.*, 1989; WARWICK, 1993; VANDERKLIFT *et al.*, 1996). É reconhecido que, as atividades de classificação e identificação dos organismos bênticos requerem um grau considerável de conhecimento e de familiaridade taxonômica com a fauna local (VANDERKLIFT *et al.*, 1996). Entretanto, CHAPMAN (1998) chamou a atenção para a impossibilidade de se identificar todos os táxons em nível de espécie devido à falta de conhecimento taxonômico de muitos grupos, sendo geralmente mais rápida e barata a identificação em níveis hierárquicos supra-

específicos, o que destinaria recursos para amostragens mais intensivas de populações muito dispersas ou agregadas.

O conceito da suficiência taxonômica (TS, do inglês, *taxonomic sufficiency*) (ELLIS, 1985) vem sendo aplicado com sucesso em monitoramentos baseados na resposta das comunidades bênticas. Este conceito implica basicamente na redução da resolução taxonômica, sem perda significativa da informação nos resultados finais da avaliação (WARWICK, 1988a; FERRARO & COLE, 1990; SOMERFIELD & CLARKE, 1995; OLSGARD *et al.*, 1997, 1998; CHAPMAN, 1998; MAURER, 2000). TS é, a rigor, uma decisão pragmática em que a acurácia da identificação é contrabalanceada pela necessidade de informação (ELLIS, 1985).

Trabalhos de SOMERFIELD & CLARKE (1995) e OLSGARD *et al.* (1997, 1998) são bons exemplos da aplicação bem sucedida do conceito de TS. Da mesma forma, os estudos de HEIP *et al.* (1988), HERMAN & HEIP (1988), WARWICK (1988 a, b), FERRARO & COLE (1990), GRAY *et al.* (1990), WARWICK (1993), VANDERKLIFT *et al.* (1996) e BOWMAN & BAILEY (1997) mostraram que os efeitos de perturbações antrópicas sobre o macrobentos são freqüentemente detectáveis, mesmo quando se utilizam níveis taxonômicos mais elevados.

Estudos de PLATT *et al.* (1990), FERRARO & COLE (1990), GRAY *et al.* (1990), AGARD *et al.* (1993), PAGOLA-CARTE & SAIZ-SALINAS (2000) e MACFARLANE & BOOTH (2001) mostraram igualmente que a variabilidade causada por atividades antrópicas pode ser detectada em níveis mais elevados do que a variabilidade causada por fatores “naturais”, devido à incapacidade das espécies de se adaptarem de forma mais eficiente a um distúrbio recente. Em outros campos da ecologia marinha, a identificação em níveis taxonômicos mais elevados é igualmente comum (PAGOLA *et al.*, 2002). No entanto, poucos estudos foram realizados para testar *a posteriori* as conseqüências de tais decisões nos resultados de programas de monitoramento (DE BIASI *et al.*, 2003).

GRAY *et al.* (1988) mostraram que há um considerável grau de redundância² nos resultados de monitoramento ambientais baseados no nível de resolução de

² A noção ecológica de redundância sugere que pode haver considerável repetição nos papéis funcionais desempenhados pelas espécies que caracterizam a comunidade (CLARKE & WARWICK, 1998 e BOLGER, 2001).

BOLGER, T. The functional value of species biodiversity – a review. **Biology and Environment**, Dublin, v. 101b, p. 199 - 224, 2001.

espécies e sugeriram a agregação dos dados ao nível de grandes grupos, o que evitaria o "ruído" causado pelas variações naturais das comunidades. Assim sendo, análises baseadas em espécies indicadoras ou sub-amostras poderiam originar resultados similares aos de análises com todo o conjunto de espécies (CLARKE & WARWICK, 1998).

WARWICK (1988a, b) mostrou as vantagens teóricas das análises multivariadas e univariadas em vários níveis hierárquicos de resolução taxonômica, em programas de avaliação de impactos ou monitoramento ambiental para detectar efeitos biológicos da poluição marinha. Aplicações recentes destas análises foram feitas por GRAY *et al.*, 1988; WARWICK, 1988a; SOMERFIELD & CLARKE, 1995; VANDERKLIFT *et al.*, 1996; OLSGARD *et al.*, 1997 e 1998; CHAPMAN, 1998; BALDÓ *et al.*, 1999; DRAKE *et al.*, 1999; OLSGARD & SOMERFIELD, 2000; PAGOLA-CARTE *et al.*, 2002; GOMEZ GESTEIRA *et al.*, 2003; TERLIZZI *et al.*, 2003; GUZMÁN-ALVIS & CARRASCO, 2005. Em comparação com os métodos de análises multivariadas, os métodos univariados são mais rápidos, mas menos sensíveis para detectar mudanças (WARWICK & CLARKE, 1991).

WARWICK (1988a, b) sugeriu que análises multivariadas baseadas em grandes grupos podem refletir mais claramente gradientes de poluição do que aquelas baseadas nas espécies, visto que as últimas são mais afetadas por variações ambientais naturais. De fato, é difícil comparar padrões de variação no nível específico quando áreas distintas têm poucas ou nenhuma espécie em comum. A identificação em níveis hierárquicos mais elevados poderia ser uma solução para este problema (OLSGARD *et al.*, 1998).

OLSGARD *et al.* (1997) mostraram que índices univariados de diversidade geralmente falham na identificação de impactos ou gradientes de poluição em áreas claramente perturbadas. Contrapondo-se a este estudo, KRASSULYA (2001) e MCMANUS & PAULY (1990) afirmam que poluição e outros tipos de distúrbios antrópicos afetam a estabilidade das comunidades, e podem ser detectados pela alteração na diversidade. Neste contexto, os estimadores univariados mais utilizados da diversidade são a riqueza de espécies (S) e a diversidade específica (índice de

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. Quantifying structural redundancy in ecological communities. *Oecologia*, v. 113, p. 278 - 289, 1998.

Shannon-Wiener – H'). Em ambos os casos, a identificação exata dos espécimes é crucial.

A literatura sugere que a eficácia da aplicação de níveis hierárquicos mais elevados possui limitações. SOMERFIELD & CLARKE (1995), VANDERKLIFT *et al.* (1996), OLSGARD *et al.* (1997), BALDÓ *et al.* (1999), URKIAGA-ALBERDI *et al.* (1999), OLSGARD & SOMERFIELD (2000), GUZMÁN-ALVIS & CARRASCO (2005) sugerem que os níveis acima de família não suportam o conceito de TS contextualizado por ELLIS (1985), apontando os níveis de família, gênero e espécie como níveis mais adequados para detectar indícios de poluição ou perturbações no ambiente costeiro. Contudo, KRASSULYA, (2001), OLSGARD *et al.* (1998) e DRAKE *et al.* (1999) sugeriram que os níveis de classe ou mesmo filo podem ser informativos no caso de perturbações intensas.

O Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (CEP) é considerado um dos sistemas costeiros menos impactados na região sul brasileira. Isto se deve, em grande parte, ao histórico de colonização ao longo dos últimos 450 anos. A maior parte dos impactos foi causada por atividades tradicionais, como reportado por ANDRIGUETTO-FILHO *et al.* (1998), até três ou quatro décadas atrás. A partir daí, novos problemas ambientais têm emergido. O crescimento urbano e o desenvolvimento portuário têm contribuído para um progressivo aumento no despejo de efluentes domésticos e industriais, elevando os níveis de matéria orgânica e contaminantes no sedimento e na água (ANDRIGUETTO-FILHO, 1998; LANA *et al.*, 2001. Estas mudanças progressivas justificam a realização de estudos de avaliação da qualidade ambiental e de monitoramento de variáveis biológicas potencialmente indicadoras dos níveis de degradação.

Este trabalho teve o objetivo geral de avaliar a variabilidade nos padrões de distribuição espacial e variabilidade sazonal de comunidades macrobênticas sublitorais no CEP, ao longo de um gradiente de contaminação ambiental, utilizando diferentes níveis de resolução taxonômica (filó, classe, ordem, família, gênero e espécie). **Os objetivos específicos foram:** i) analisar se a eficácia da avaliação dos impactos sobre a biota, identificada em níveis taxonômicos hierárquicos progressivamente mais elevados equivale à avaliação no nível de espécies; ii) avaliar, com base nos critérios de rapidez, custo e confiabilidade, o nível de

resolução taxonômico mais adequado para aquisição de respostas ambientais relevantes, de forma não redundante.

A hipótese de nulidade do trabalho postula que não serão encontradas diferenças significativas na composição espacial e temporal das comunidades quando utilizados distintos níveis de resolução taxonômica, desde o nível hierárquico mais basal (espécie) até o nível mais elevado (filó).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O CEP (48°25' W, 25°30' S) faz parte de um grande sistema estuarino subtropical que também inclui a Baía de Iguape-Cananéia. É composto por dois corpos principais, um no sentido leste-oeste, formado pelas baías de Paranaguá e Antonina, com 260 km² e outro no sentido norte-sul, pelas baías de Laranjeiras e Pinheiros, com 200 km², (LANA *et al.*, 2001).

A Baía de Paranaguá, propriamente dita, possui aproximadamente 45 km de extensão e 7 km de largura, tendo como limite norte a Ilha do Teixeira e ao sul a Ilha do Mel (ODRESKI, 2002). Esta baía e o sub-estuário da Cotinga apresentam uma área de drenagem de 620,3 km² com densidade de 0,73 rios/km², incluindo os rios Anhaia, Itiberê, dos Côrreias, dos Almeidas, Guaraguaçu e Florentino. A área alagada tem 105,35 km² com 56,4 km² de corpos de água (NOERNBERG *et al.*, 2004).

O sub-estuário da Cotinga possui uma extensão de aproximadamente 20 km. Toda a área é bordejada por manguezais (LANA, 1986 e NOERNBERG, 2001), os quais são os principais responsáveis pela matéria orgânica que chega ao estuário. Inúmeros bancos de areia e pequenas “manchas” de pradarias formadas por *Halodule wrightii* ocorrem próximas as Ilhas da Cotinga e do Mel (LANA *et al.*, 2001).

Alguns autores (KNOPPERS *et al.*, 1987; BRANDINI, 2000; LANA *et al.*, 2001) têm chamando a atenção para as diversas ações antrópicas que ocorrem neste estuário, causando, de alguma forma, danos ao meio ambiente e conseqüentemente à fauna.

Segundo SÁ (2003), **diversas atividades** potencialmente impactantes coexistem **no CEP**: urbana, portuária, industriais (fertilizantes, estocagem de produtos químicos, granéis), dragagens, atividades pesqueiras e muitas outras. No município de Paranaguá, mais de 1/3 dos domicílios não estão ligados à rede de esgoto, desta forma liberando uma grande carga de efluentes domésticos in natura no corpo do estuário, principalmente no rio Itiberê (QUEIROZ, 2005). Parte da carga de efluentes provém de indústrias extrativistas e de transformação (QUEIROZ, 2005). Por outro lado, as atividades portuárias desenvolvidas em função do terminal de cargas da

cidade de Paranaguá demandam diversas atividades para manutenção da bacia de evolução e do canal de navegação (FALCÃO, 2005).

SÁ (2003) demonstrou que as baías de Paranaguá e Antonina estão poluídas por metais pesados, principalmente próximo à cidade de Paranaguá, provavelmente em função dos despejos industriais e domésticos. Este mesmo autor registrou concentrações elevadas desses elementos e chamou a atenção para a influência da atividade de dragagem no comportamento dos mesmos.

Com base nos dados pretéritos verifica-se que os sedimentos dos setores mais internos da baía apresentam teores mais elevados de metais pesados e arsênio, assim como de óleos e graxas, em relação ao setor mais externo. Estes fatos evidenciam um gradiente decrescente de contaminação, das regiões interna e mediana, em direção à desembocadura do CEP, sugerindo que a fonte destes elementos e compostos está associada diretamente às atividades urbano-portuárias (ENGEMIN, 2004). Estes mesmos autores ainda destacam que os valores de carbono orgânico total evidenciam a influência dos efluentes urbanos da Cidade de Paranaguá. Valores elevados de nitrogênio e fósforo orgânico particulado também foram encontrados nestes mesmos pontos, evidenciando de forma direta a influência dos esgotos urbanos.

Amostragem

Oito pontos de coleta georreferenciados, utilizando o sistema de posicionamento global (GPS), foram amostrados em duas campanhas sazonais, em agosto (A) e dezembro (D) de 2005, seguindo o gradiente de poluição ao longo do Mar da Cotinga (FIGURA 1).

As coordenadas dos pontos, com base no Datum WGS-84, são #1 751759 m e 7175814 m; #2 753050 m e 7174891 m; #3 754149 m e 7173828 m; #4 755564 m e 7173133 m; #5 757402 m e 7172471 m; #6 758709 m e 7171770 m; #7 760932 m e 7171822 m; #8 762677 m e 7173019 m.

Em cada estação foram coletadas seis subunidades amostrais (réplicas) para descrição da macrofauna bêntica e uma para análise do sedimento (granulometria, matéria orgânica e carbonato de cálcio). Posteriormente foi retirada a média aritmética das seis subunidades para formar a amostra que representa a estação.

FIGURA 1 - MAPA DOS PONTOS DE COLETA AO LONGO DO GRADIENTE DE POLUIÇÃO NO MAR DA COTINGA - COMPLEXO ESTUARINO DA BAÍA DE PARANAGUÁ.



FONTE: Google Earth.

As amostras foram coletadas utilizando um corer com 10 cm de diâmetro por 10 cm de altura ($0,01 \text{ m}^2$ ou $0,012 \text{ m}^3$) operado por mergulho autônomo.

Para a triagem das amostras foram utilizadas malhas de 0,5 mm. Após triagem, os organismos foram fixados em formalina 4% e preservados em álcool 70%. Os organismos foram identificados e quantificados desde níveis supra-específicos (filó, classe, ordem, família e gênero) até o nível específico, quando possível ou, separados em morfotipos.

Os sistemas de classificação adotados variaram de grupo para grupo. Para os poliquetas, o nível de ordem foi baseado em FAUCHALD (1977), enquanto para os demais grupos taxonômicos foram adotados os sistemas propostos por BIOLIB (2006) e ITIS (2006). Para o nível de espécie foi utilizada a literatura pertinente.

Contudo, devido à falta de especialistas e conhecimento taxonômico suficiente de alguns grupos, os organismos que não puderam ser identificados até o nível específico ou como morfotipos foram excluídos do trabalho, visto que era impossível sua resolução taxonômica completa. Decisão idêntica foi tomada por CARVALHO (2004). Por essas razões ocorreu a exclusão completa do filo Cephalorhyncha; das

classes Priapula, Ostracoda, Cephalocarida, Maxillopoda e Oligochaeta; das ordens Cumacea, Pycnogonida e Zoantharia; e das famílias Phoxocephalidae, Lysianassidae e Isaeidae da ordem Amphipoda.

As análises granulométricas foram realizadas pelo Laboratório de Geologia Marinha – CEM/UFPR, utilizando a metodologia descrita por ZEM (2005) e os parâmetros granulométricos analisados no programa SYSGRAN 3.0.

Processamento dos dados

O passo inicial foi construir as matrizes de dados biológicos em diferentes níveis hierárquicos (espécie, gênero, família, ordem, classe, filo) por meio da rotina Aggregate, que utiliza, como suporte, a matriz dos organismos identificados no nível específico para construir as matrizes em níveis mais elevados.

Os índices ecológicos (número de táxons (S), riqueza de espécies (d) e diversidade específica de Shannon-Wiener (H')), para cada nível de identificação, foram obtidos por uma segunda rotina denominada DIVERSE.

O segundo passo compreendeu análises de correlações lineares. Cada índice ecológico foi comparado por uma regressão linear, a fim de detectar o grau de adequação dos diferentes níveis taxonômicos. Os índices ao nível específico foram sempre tratados como a variável dependente. Estas regressões lineares foram realizadas no programa STATISTICA 6.0.

O terceiro passo compreendeu análises multivariadas. Depois de construídas as matrizes em diferentes níveis hierárquicos, a primeira análise realizada foi a análise de similaridade percentual (SIMPER – *similarity percentages*) utilizada para examinar a contribuição de cada variável biológica na variância total das amostras, informando as espécies com maior contribuição nas estações. Na seqüência foram realizadas as análises de proximidade ou escalonamento multidimensional não métrico (n-MDS). Esta técnica baseia-se em um algoritmo iterativo que busca a configuração que melhor reflete a matriz de distância/dissimilaridade entre as estações, apresentando o resultado em um gráfico. Esta rotina foi utilizada para visualizar o padrão espaço-temporal em cada nível hierárquico. A análise de agrupamento (*Cluster analysis*) foi utilizada para obter o nível de similaridade entre as estações, apresentando como resultado um dendrograma (gráfico de

agrupamento) das estações. A sua interpretação é feita em conjunto com a análise de proximidade (n-MDS).

A análise de relação multivariada (RELATE) examinou a relação entre padrões multivariados de dois conjuntos de dados gerados a partir da comparação de permutações das matrizes. A rotina foi utilizada para verificar a relação entre os diferentes níveis hierárquicos.

A análise *Biológica–environmental* (BIO-ENV) buscou correlacionar as matrizes das variáveis abióticas e biológicas, informando quais fatores abióticos influenciaram mais fortemente a variabilidade dos dados biológicos.

Como último passo, foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico em segundo estágio (2°STAGE). Esta técnica realiza correlações não paramétricas de Spearman entre pares de matrizes e constrói uma nova matriz de distâncias/dissimilaridade que é usada para realizar outro n-MDS. Esta rotina foi utilizada para visualizar a perda de informação imposta pela utilização de diferentes níveis hierárquicos na identificação dos organismos, mas também pelo uso de diferentes transformações.

As rotinas Aggregate e DIVERSE e todas as análises multivariadas foram desenvolvidas seguindo o protocolo proposto por CLARKE & WARWICK (2001) utilizando o pacote PRIMER 6.1.1.

Os dados brutos não foram transformados, sendo adotada diretamente com a média aritmética das subunidades amostrais. A única exceção foi no caso da análise 2°STAGE, com o objetivo de avaliar os efeitos das transformações (raiz quadrada, raiz quarta, $\log(x+1)$, ausência e presença e sem transformação) sobre os diferentes níveis hierárquicos.

Erros de localização e amostragem da estação #2 durante a campanha de dezembro forçaram sua exclusão das análises.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A natureza dos substratos locais

Os sedimentos variaram de areia muito fina a areia fina, pobremente selecionadas a muito bem selecionadas. Valores percentuais de CaCO₃ e MO variaram respectivamente de 11,35 (#6 (A)) a 1,29 (#3 (D)) e de 5,74 (#6 (A)) a 1,22 (#7 (D)), respectivamente. Os percentis de cascalho, areia, silte e argila, CaCO₃ e MO, a classificação e o grau de seleção dos sedimentos são apresentados na TABELA 1.

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DOS SEDIMENTOS AO LONGO DO GRADIENTE, NAS DUAS CAMPANHAS (“A” - AGOSTO E “D” - DEZEMBRO).

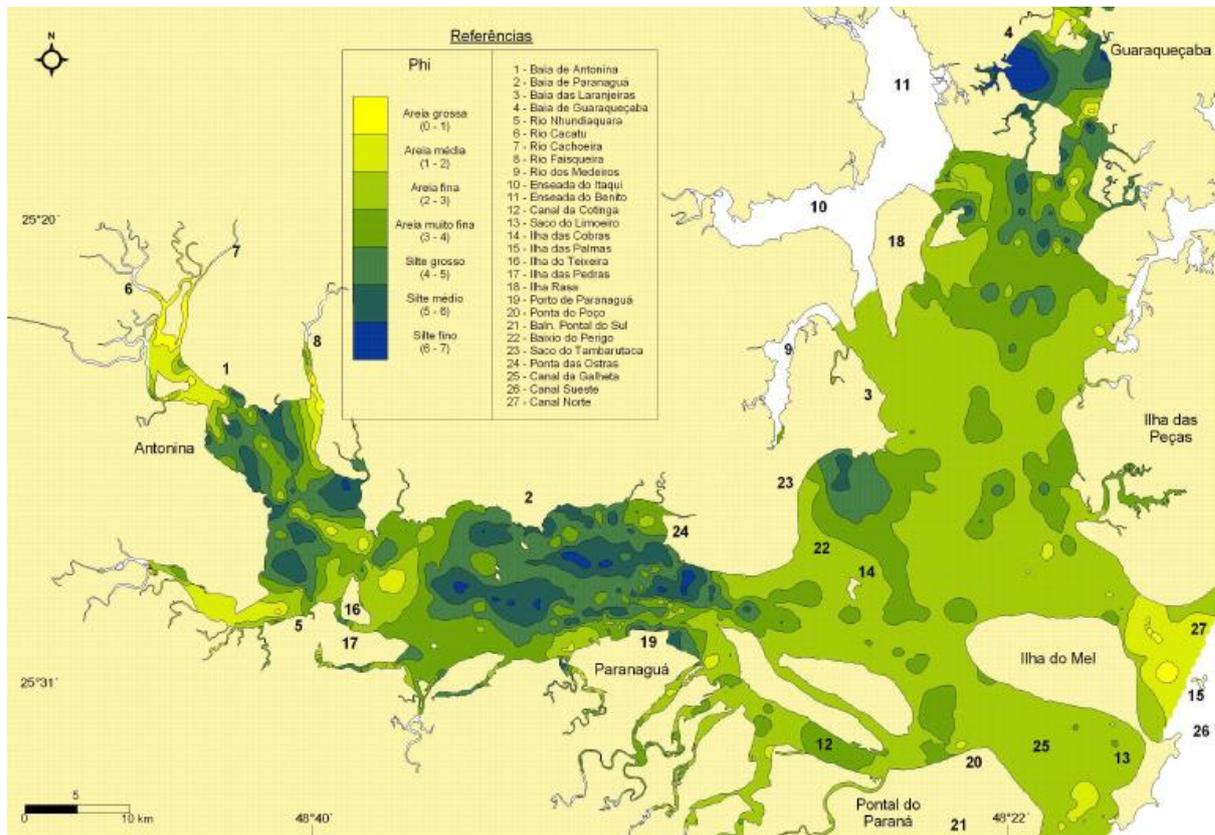
Ponto	Classificação	Grau de seleção	% Cascalho	% Areia	% Silte	% Argila	% CaCO ₃	% MO
#1 (A)	Areia fina	Moderadamente selecionado	0,14	97,79	2,08	0,00	4,15	3,02
#2 (A)	Areia fina	Bem selecionado	0,00	94,92	3,05	2,03	5,41	3,32
#3 (A)	Areia fina	Muito bem selecionado	0,00	97,97	2,03	0,00	5,17	2,09
#4 (A)	Areia fina	Pobremente selecionado	0,01	92,84	4,09	3,07	5,96	2,92
#5 (A)	Areia muito fina	Moderadamente selecionado	0,06	91,74	4,10	4,10	7,39	2,73
#6 (A)	Areia fina	Bem selecionado	0,83	95,96	3,21	0,00	11,35	5,74
#7 (A)	Areia fina	Moderadamente selecionado	0,06	93,73	4,14	2,07	7,17	3,32
#8 (A)	Areia fina	Muito bem selecionado	0,01	95,97	3,01	1,00	5,73	2,24
#1 (D)	Areia fina	Pobremente selecionado	0,46	89,42	4,05	6,07	6,36	4,14
#2 (D)	Areia fina	Pobremente selecionado	0,09	91,81	3,04	5,07	3,81	2,64
#3(D)	Areia fina	Moderadamente selecionado	0,00	89,96	7,03	3,01	1,29	4,43
#4(D)	Areia muito fina	Pobremente selecionado	0,29	92,57	2,04	5,10	4,41	2,09
#5(D)	Areia fina	Pobremente selecionado	0,00	91,11	3,95	4,94	4,25	2,61
#6(D)	Areia muito fina	Pobremente selecionado	0,00	81,87	11,08	7,05	4,96	4,65
#7(D)	Areia muito fina	Pobremente selecionado	0,22	89,52	4,10	6,15	3,01	1,22
#8(D)	Areia fina	Pobremente selecionado	0,00	91,94	2,02	6,05	4,01	2,25

Embora a área apresente desembocaduras de rios e gamboas, que carregam material particulado das planícies e manguezais próximos, as percentagens de MO e

sedimentos finos foram baixas, com os valores máximos sendo registrados no ponto #6, próximo à desembocadura da gamboa do rio Maciel.

LAMOUR *et al.* (2004) elaboraram um mapa da distribuição de sedimentos do CEP (FIGURA 2) reunindo informações de diversos trabalhos. Mesmo considerando a defasagem temporal, nota-se que a distribuição dos valores médios para classificação e grau de seleção do grão, bem como as percentagens de CaCO_3 e MO, propostos por estes autores, correspondem aos valores encontrados. Entretanto, a composição granulométrica proposta pode apresentar pequenas variações laterais e sazonais devido à existência de um canal de navegação e bancos arenosos na área.

FIGURA 2 – MAPA DA DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE DIÂMETRO MÉDIO DO GRÃO NO COMPLEXO ESTUARINO DA BAÍA DE PARANAGUÁ.



FONTE: LAMOUR *et al.* (2004).

A homogeneidade espacial e temporal na distribuição dos sedimentos reduz a possibilidade de zonação ou distribuição diferenciada das comunidades bênticas em função da natureza dos substratos locais. Da mesma forma, a inexistência de um gradiente salino significativo reforça a idéia de que eventuais variações na

composição das comunidades locais não devem ser função da heterogeneidade ambiental, podendo ser legitimamente relacionadas com o presumido gradiente de contaminação ambiental.

Suficiência taxonômica

Composição das comunidades macrobênticas

Foi coletado um total de 1895 organismos, durante as duas campanhas. No entanto, somente 1411 indivíduos, compondo 89 espécies, 80 gêneros, 59 famílias, 26 ordens, 9 classes e 8 filos (TABELA 2), foram identificados ao nível de espécie ou morfotipo, desta forma constando da planilha final para análise da suficiência taxonômica.

O filo Annelida foi o mais diverso, com 49 espécies em 43 gêneros, 26 famílias e 8 ordens. A seguir destacaram-se os filos Mollusca, com 21 espécies em 20 gêneros, 18 famílias e 9 ordens e Arthropoda, com 9 espécies 9 gêneros, 9 famílias e 4 ordens. Os filos Porifera, Cnidaria, Sipuncula e Chordata foram representados por somente uma espécie. A dominância das comunidades locais por anelídeos poliquetas e moluscos já fora antes relatada por LANA (1986) em ambientes estuarinos similares.

A estrutura taxonômica dessas comunidades mostrou-se semelhante àquelas evidenciadas em trabalhos importantes sobre a aplicação do conceito TS. GOMEZ GESTEIRA *et al.* (2003) obtiveram um total de 140 espécies compondo 7 filos, dos quais, os três com maior número de espécies, gêneros e famílias foram Annelida, Arthropoda e Mollusca. Já no trabalho de CARVALHO (2004) foram analisadas 176 espécies distribuídas em 134 gêneros, 90 famílias, 15 classes e 8 filos. Mesmo no trabalho de THOMPSON *et al.* (2003), na Península Bailey, na Antártica, onde foram coletados mais de 6.000 indivíduos, a estrutura taxonômica não foi diferente, tendo mais de 25 famílias em 6 filos. Neste contexto comparativo, a presente matriz de dados mostrou-se consistente para avaliar o efeito da poluição sobre o macrobentos utilizando o conceito da suficiência taxonômica.

A análise SIMPER, quando aplicada no nível específico, identificou as espécies *Magelona papillicornis* (28%), *Edwardsia fusca* (18%), *Owenia sp* (10%); *Nucula sp* (6%), *Parandalia tricuspis* (6%), *Amphiodia pulchella* (5%) e *Acteocina bullata* (4%),

compondo no conjunto 77% da comunidade, como as mais abundantes no mês de agosto. Em dezembro, a comunidade foi composta principalmente por *Nucula* sp (19%), *Magelona papillicornis* (13%), *Magelona posterolongata* (13%); *Heteromastus similis* (5%), *Sigambra grubei* (5%), *Acteocina bullata* (4%) e *Parandalia tricuspis* (4%), representando 63% do total dos indivíduos,

Como evidenciado pela análise SIMPER (ANEXO 1), a estrutura da comunidade se manteve similar ou equivalente na medida em que se reduzia a resolução taxonômica, com pequena variação na dominância e contribuição dos gêneros e famílias. A partir da resolução taxonômica de ordem, a dominância e composição da comunidade se alteraram significativamente. Devido à maior diversidade biológica de anelídeos poliquetas e moluscos bivalves presentes nas amostras, os respectivos filos e classes acabaram por apresentar maior contribuição e dominância em relação àquela observada para as espécies.

As espécies *Edwardsia fusca*, *Magelona papillicornis* e *Owenia* sp apresentaram grande contribuição e importância na composição da comunidade macrobêntica. Juntas foram as espécies mais abundantes principalmente nos pontos definidos como poluídos. Entretanto, a ausência de *Edwardsia fusca* nos pontos mais externos e sua elevada contribuição e abundância, nos pontos mais internos, transformam esta espécie em uma possível indicadora de distúrbios antropogênicos. Espécies dos gêneros *Amphiodia* e *Capitella* já foram antes mencionadas por BILYARD (1987) como possíveis indicadores da qualidade ambiental. Por outro lado, para GRAY *et al.* (1988) e GOMEZ GESTEIRA & DAUVIN (2000), a presença de equinodermos ou o uso do nível hierárquico de famílias (Capitellidae, Cirratulidae, Spionidae e/ou Eunicidae), assim como a razão poliquetas/anfípodas podem contribuir para a determinação do estado ambiental das áreas estudadas.

TABELA 2 - LISTA DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS, COM OS NÍVEIS TAXONÔMICOS ADOTADOS, ORDENADAS SEGUNDO A ESCALA EVOLUTIVA.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie
Porifera	Demospongiae	Spirophorida	Tetillidae	<i>Craniella</i>	<i>Craniella cranium</i>
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Edwardsiidae	<i>Edwardia</i>	<i>Edwardsia fusca</i>
Sipuncula	Sipuncula	Sipuncula	Golfingiidae	<i>Phascolion</i>	<i>Phascolion</i> sp
Mollusca	Gastropoda	Cephalaspidea	Bullidae	<i>Bulla</i>	<i>Bulla striata</i>
			Cylichnidae	<i>Acteocina</i>	<i>Acteocina bullata</i> <i>Turbonilla</i> <i>interrupta</i>
		Heterostropha	Pyramidellidae	<i>Turbonilla</i>	

		Neogastropoda	Columbellidae	<i>Anachis</i>	<i>Anachis lyrata</i>
			Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>Nassarius vibex</i>
		Neotaenioglossa	Epitoniidae	<i>Epitonium</i>	<i>Epitonium angulatum</i>
			Eulimidae	<i>Eulima</i>	<i>Eulima mulata</i>
			Hydrobiidae	<i>Heleobia</i>	<i>Heleobia australis</i>
	Bivalvia	Myoida	Corbulidae	<i>Corbula</i>	<i>Corbula caribaea</i>
		Mytiloida	Mytilidae	<i>Modiolus</i>	<i>Modiolus carvalhoi</i>
		Nuculoida	Nuculanidae	<i>Nuculana</i>	<i>Nuculana</i> sp
			Nuculidae	<i>Núcula</i>	<i>Nucula</i> sp
		Pterioida	Pinnidae	<i>Atrina</i>	<i>Atrina seminuda</i>
		Veneroida	Crassatellidae	<i>Crassinela</i>	<i>Crassinella lunulata</i>
			Lucinidae	<i>Lucina</i>	<i>Lucina pectinata</i>
			Solecurtidae	<i>Tagelus</i>	<i>Tagelus divisus</i>
			Tellinidae	<i>Macoma</i>	<i>Macoma constricta</i>
				<i>Tellina</i>	<i>Tellina lineata</i>
					<i>Tellina</i> sp
					<i>Chione</i>
			Veneridae	<i>Chione</i>	<i>Chione subrostrata</i>
				<i>Pitar</i>	<i>Pitar circinatus</i>
Annelida	Polychaeta	Capitellida	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>Capitella</i> sp.
					<i>Capitella capitata</i>
				<i>Capitomastus</i>	<i>Capitomastus</i> sp
					<i>Heteromastus</i>
					<i>similis</i>
				<i>Mediomastus</i>	<i>Mediomastus californiensis</i>
			Maldanidae	<i>Axiothella</i>	<i>Axiothella brasiliensis</i>
				<i>Euclymene</i>	<i>Euclymene</i> sp
		Eunicida	Eunicidae	<i>Eunice</i>	<i>Eunice rubra</i>
				<i>Marphysa</i>	<i>Marphysa sanguinea</i>
			Lumbrineridae	<i>Lumbrineris</i>	<i>Lumbrineris</i> sp
					<i>Lumbrineris atlantica</i>
				<i>Ninoe</i>	<i>Ninoe brasiliensis</i>
					<i>Lysarete</i>
			Lysaretidae	<i>Lysarete</i>	<i>Lysarete brasiliensis</i>
			Onuphidae	<i>Kimbergonuphis</i>	<i>Kimbergonuphis</i> sp
		Orbiniida	Orbiniidae	<i>Scoloplos</i>	<i>Scoloplos ohlini</i>
					<i>Aricidea</i> cf.
			Paraonidae	<i>Aricidea</i>	<i>albatrossea</i>
				<i>Levinsenia</i>	<i>Levinsenia gracillis</i>
		Oweniida	Oweniidae	<i>Owenia</i>	<i>Owenia</i> sp
					<i>Glycera</i>
		Phyllodocida	Gliceridae	<i>Glycera</i>	<i>Glycera americana</i>
					<i>Glycinde</i>
			Goniadidae	<i>Glycinde</i>	<i>Glycinde multicens</i>
				<i>Goniada</i>	<i>Goniada maculata</i>
					<i>Nephtys</i>
			Nephytidae	<i>Nephtys</i>	<i>Nephtys squamosa</i>
			Nereididae	<i>Neanthes</i>	<i>Neanthes bruaca</i>
			Pholoididae	<i>Pholoe</i>	<i>Pholoe</i> sp
			Phyllodocidae	<i>Eteone</i>	<i>Eteone</i> sp
			Pilargidae	<i>Ancystrosyllis</i>	<i>Ancystrosyllis</i> sp

					<i>Parandalia</i>	<i>Parandalia</i>
					<i>Sigambra</i>	<i>tricuspis</i>
				Polynoidae	<i>Eunoe</i>	<i>Sigambra grubei</i>
					<i>Halosydnella</i>	<i>Eunoe serrata</i>
				Sigallionidae	<i>Sthenelais</i>	<i>Halosydnella brasiliensis</i>
				Sylliidae	<i>Typosyllis</i>	<i>Sthenelais limicola</i>
		Spionida		Cirratulidae	<i>Cirratulus</i>	<i>Typosyllis variegata</i>
					<i>Laonice</i>	<i>Cirratulus</i> sp
					<i>Tharyx</i>	<i>Laonice</i> sp
						<i>Tharyx</i> sp1
						<i>Tharyx</i> sp2
				Magelonidae	<i>Magelona</i>	<i>Magelona papillicornis</i>
						<i>Magelona variolamellata</i>
						<i>Magelona posterelongata</i>
				Poecilochaetidae	<i>Poecilochaetus</i>	<i>Poecilochaetus australis</i>
						<i>Poecilochaetus</i> sp2
						<i>Paraprionospio pinnata</i>
				Spionidae	<i>Paraprionospio</i>	<i>Polydora socialis</i>
					<i>Polydora</i>	<i>Polydora socialis</i>
		Sternaspida		Sternaspidae	<i>Sternaspis</i>	<i>Sternaspis</i> sp
		Terebellida		Ampharetidae	<i>Isolda</i>	<i>Isolda pulchella</i>
					<i>Mellina</i>	<i>Mellina</i> sp
					<i>Pista</i>	<i>Pista</i> sp
						<i>Terebellides anguicomus</i>
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda		Trichobranchidae	<i>Terebellides</i>	<i>Terebellides anguicomus</i>
				Caprellidae	<i>Caprella</i>	<i>Caprella</i> sp
						<i>Corophium acherusicum</i>
				Corophiidae	<i>Corophium</i>	<i>Corophium acherusicum</i>
				Dexaminidae	<i>Atylus</i>	<i>Atylus</i> sp
		Decapoda		Callianassidae	<i>Biffarius</i>	<i>Biffarius delicatus</i>
						<i>Eucratopsis crassimanus</i>
				Panopeidae	<i>Eucratopsis</i>	<i>Eucratopsis crassimanus</i>
				Pinnotheridae	<i>Fábia</i>	<i>Fabia emiliai</i>
						<i>Upogebia brasiliensis</i>
		Isopoda		Upogebiidae	<i>Upogebia</i>	<i>Upogebia brasiliensis</i>
				Chaetiliidae	<i>Chiridotea</i>	<i>Chiridotea</i> sp
						<i>Kalliapseudes schubarti</i>
Echinodermata	Ophiuroidea	Tanaidacea		Kalliapseudidae	<i>Kalliapseudes</i>	<i>Kalliapseudes schubarti</i>
		Ophiurida		Amphiuridae	<i>Amphiodia</i>	<i>Amphiodia atra</i>
						<i>Amphiodia pulchella</i>
						<i>Amphiodia planispina</i>
						<i>Amphioplus lucyae</i>
					<i>Amphioplus</i>	<i>Amphioplus lucyae</i>
					<i>Amphipholis</i>	<i>Amphipholis squamata</i>
						<i>Ophiophragmus lutkeni</i>
					<i>Ophiophragmus</i>	<i>Ophiophragmus lutkeni</i>
				Ophictidae	<i>Ophiactis</i>	<i>Ophiactis lymani</i>
						<i>Branchiostoma marambaiensis</i>
Chordata	Cephalochordata	Amphioxiformes	Branchiostomatidae	<i>Branchiostoma</i>	<i>Branchiostoma</i>	<i>marambaiensis</i>

A análise conjunta das duas campanhas pela rotina BIO-ENV (TABELA 3) não mostrou correlações significativas entre os parâmetros abióticos e bióticos. Por outro lado, correlações significativas foram registradas com as campanhas analisadas separadamente. Em agosto, o nível taxonômico de gênero apresentou correlação com a distância de cada estação até a área-fonte, diâmetro médio do grão, grau de seleção do grão, porcentagem de silte e porcentagem de matéria orgânica, enquanto o nível taxonômico de família se difere pela correlação com a porcentagem de areia ao invés da porcentagem de silte. Já no mês de dezembro, as maiores correlações foram para o nível taxonômico de filo com os parâmetros de porcentagem de areia, de silte e de CaCO₃ e, para classe somente com porcentagem de silte e de CaCO₃.

Apesar da baixa relação dos diferentes níveis hierárquicos, incluindo espécies, com os parâmetros abióticos, trabalhos de OLSGARD *et al.* (1997), DAUER *et al.* (2000); JE *et al.* (2003); MORRISEY *et al.* (2003); BLANCHARD *et al.* (2003); BELAN (2003) e CARVALHO (2004) observaram relação direta entre a concentração de metais pesados, hidrocarbonetos, textura do sedimento e/ou outros parâmetros com a variabilidade da comunidade bêntica. Entretanto, não houve condições, neste trabalho, para realizar a amostragem de sedimento e quantificar os principais poluentes (compostos orgânicos, metais pesados e hidrocarbonetos).

TABELA 3 – CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS E OS PARÂMETROS ABIÓTICOS DADOS PELA ANÁLISE BIO-ENV.

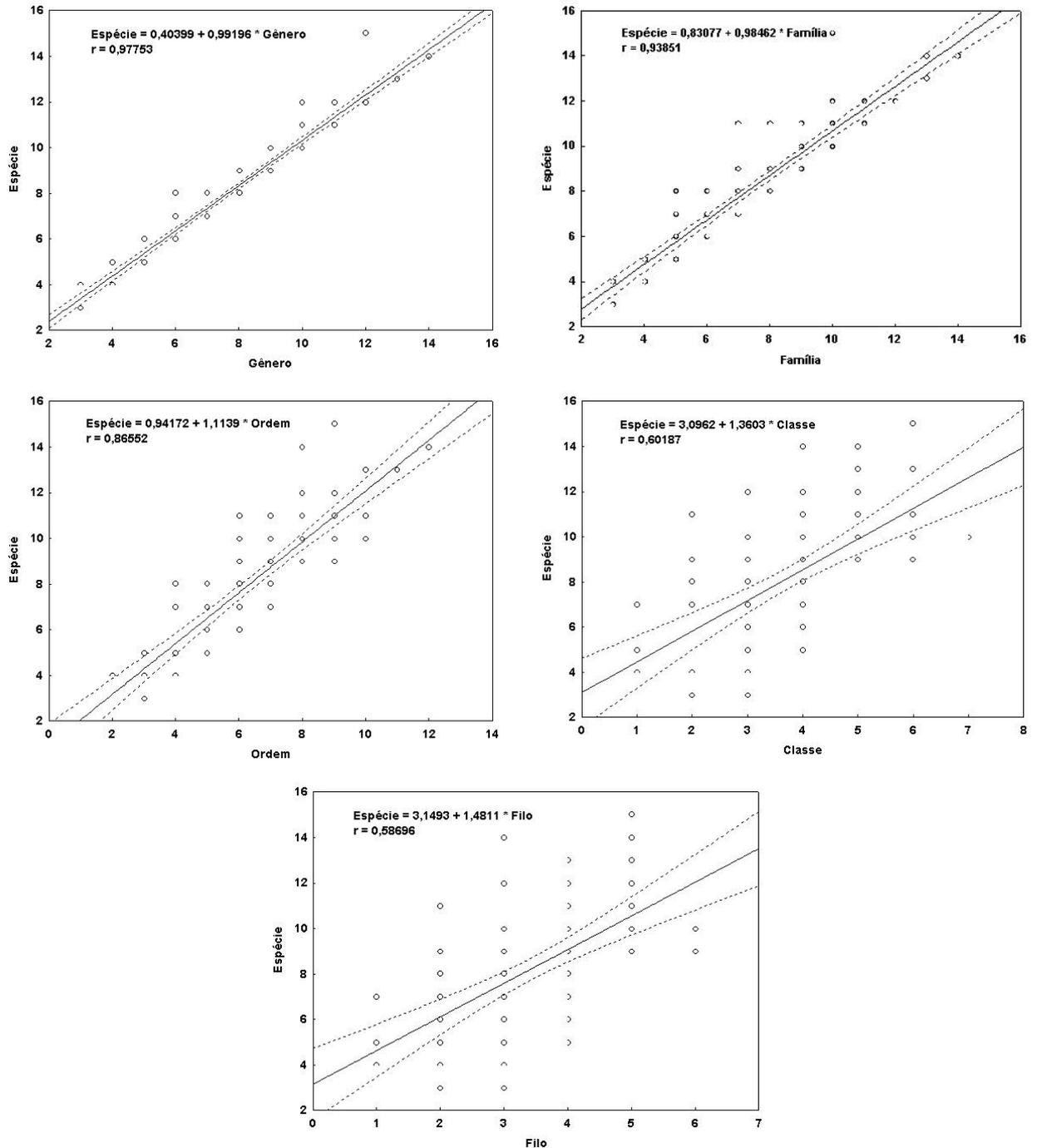
Taxa	R	Variáveis correlacionadas
Espécie	0,218	distância da área-fonte; diâmetro médio do grão e porcentagem de areia
Gênero	0,227	distância da área-fonte e porcentagem de areia
Família	0,381	distância da área-fonte; diâmetro médio do grão; porcentagem de areia; porcentagem de silte e porcentagem de CaCO ₃
Ordem	0,203	distância da área-fonte; diâmetro médio do grão; porcentagem de silte e porcentagem de CaCO ₃
Classe	0,246	distância da área-fonte; porcentagem de areia; porcentagem de silte e porcentagem de CaCO ₃
Filo	0,262	porcentagem de cascalho

Variabilidade espaço-temporal das comunidades macrobênticas ao longo do gradiente de contaminação ambiental

Esta seção do trabalho analisa a aplicação da suficiência taxonômica ao longo do gradiente comparando as respostas da comunidade ao longo do espaço-tempo. É proposital a recorrência da comparação dos presentes resultados com os trabalhos de CARVALHO (2005) justificada pela semelhança dos estudos na aplicação do conceito de TS, por abordarem ambientes tropicais e subtropicais e por serem pioneiros sobre o assunto no país. FIORI & SOARES-GOMES (2002) e MENDES *et al.* (no prelo) também desenvolveram estudos nesse contexto.

As regressões lineares entre o número de táxons baseadas em identificações nos níveis taxonômicos de gênero e família evidenciaram grande adequação e boa previsibilidade, com valores de r^2 acima de 0,88. Ao nível de ordem, a adequação e previsibilidade, com o valor de r^2 igual a 0,74, são aceitáveis, contudo para os níveis de classe e filo, ambas apresentaram baixo poder de explicação (FIGURA 3). Esses resultados concordam com o padrão observado por CARVALHO (2005). Este autor analisou o efeito da resolução taxonômica aplicada a duas áreas com influência de emissário submarino na costa da Bahia e encontrou fortes coeficientes de determinação, sempre acima de 90%, entre o número de gêneros e o número de espécies e o número de espécies a partir do número de famílias. Relatou igualmente os baixos valores de previsibilidade para os níveis de classe (51%) e filo (20%).

FIGURA 3 – REGRESSÕES ENTRE O NÚMERO DE TÁXONS (S) COM OS ORGANISMOS IDENTIFICADOS AO NÍVEL ESPECÍFICO E COM AS MATRIZES AGREGADAS AOS NÍVEIS DE GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.



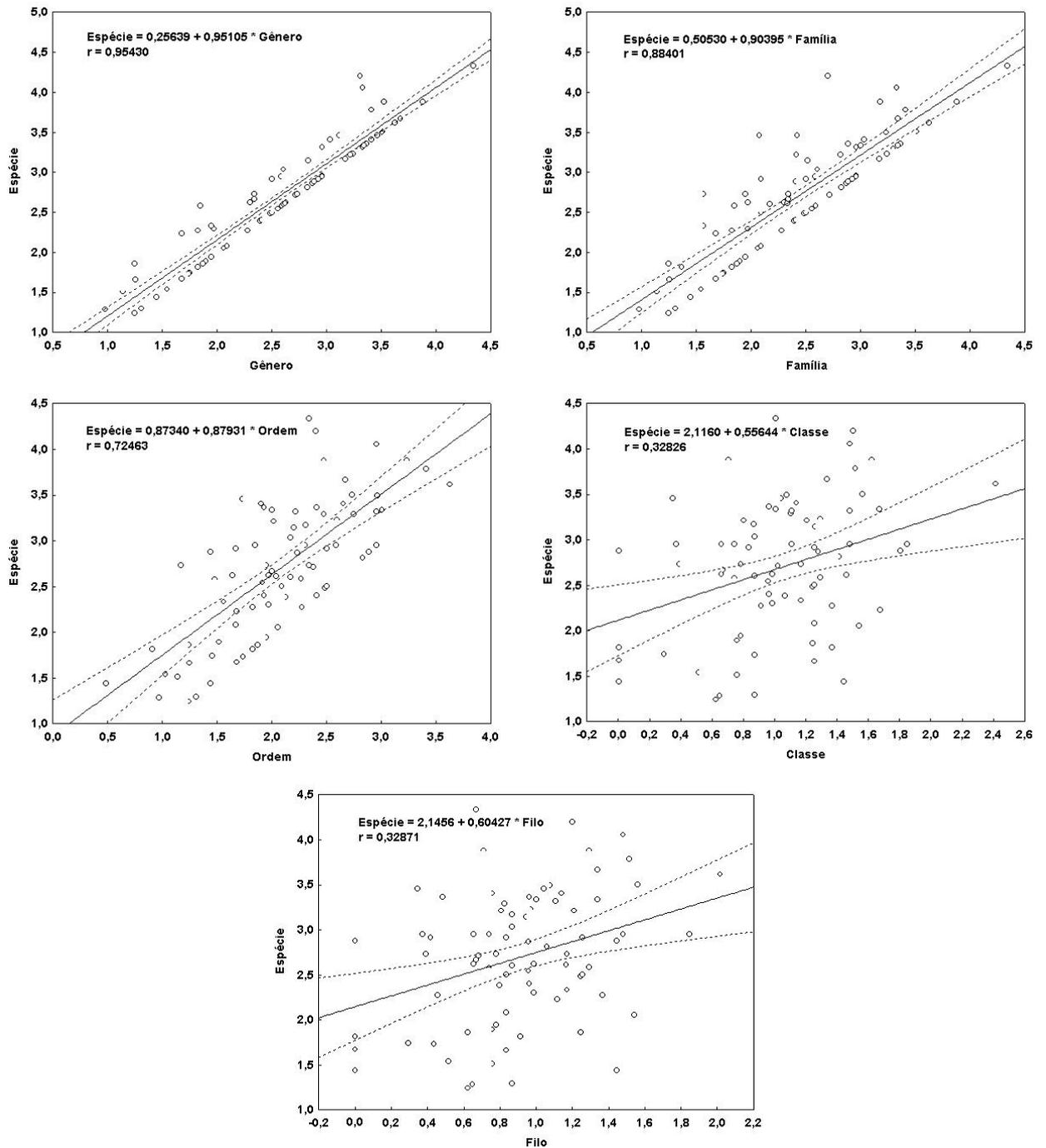
LEGENDA: Linha pontilhada (----) representa intervalo de confiança de 95%.

A elevada previsibilidade e excelente adequação se mantiveram nas regressões, para o índice de riqueza de Margalef (d), calculadas nos níveis de gênero, família e ordem. No entanto, a adequação e previsibilidade para os níveis taxonômicos de classe e filo encontraram-se **abaixo de 15%**, apesar de ambas serem estatisticamente significativas (FIGURA 4).

Pela análise dos resultados, percebe-se haver grande confiabilidade na utilização do índice de riqueza de gênero e de família, aumentando os argumentos favoráveis ao uso do conceito TS. Na mesma linha de raciocínio, CARDOSO *et al.* (2004) **indicam** que as riquezas de gênero e de família, na região de Portugal, foram adequadas para a identificação de padrões de diversidade em comunidades de aracnídeos. Apesar disso, o nível de gênero apresentou maior poder de predição e foi mais eficiente na identificação de áreas prioritárias para preservação com base no maior número de espécies.

CARVALHO (2004) reforça o uso dos índices de riqueza de gênero e família, ressaltando a capacidade destes em responder, com a mesma eficiência, ao impacto quando comparados ao nível de espécie.

FIGURA 4 – REGRESSÕES ENTRE O ÍNDICE DE RIQUEZA DE MARGALEF (d) COM OS ORGANISMOS IDENTIFICADOS AO NÍVEL ESPECÍFICO E COM AS MATRIZES AGREGADAS AOS NÍVEIS DE GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.

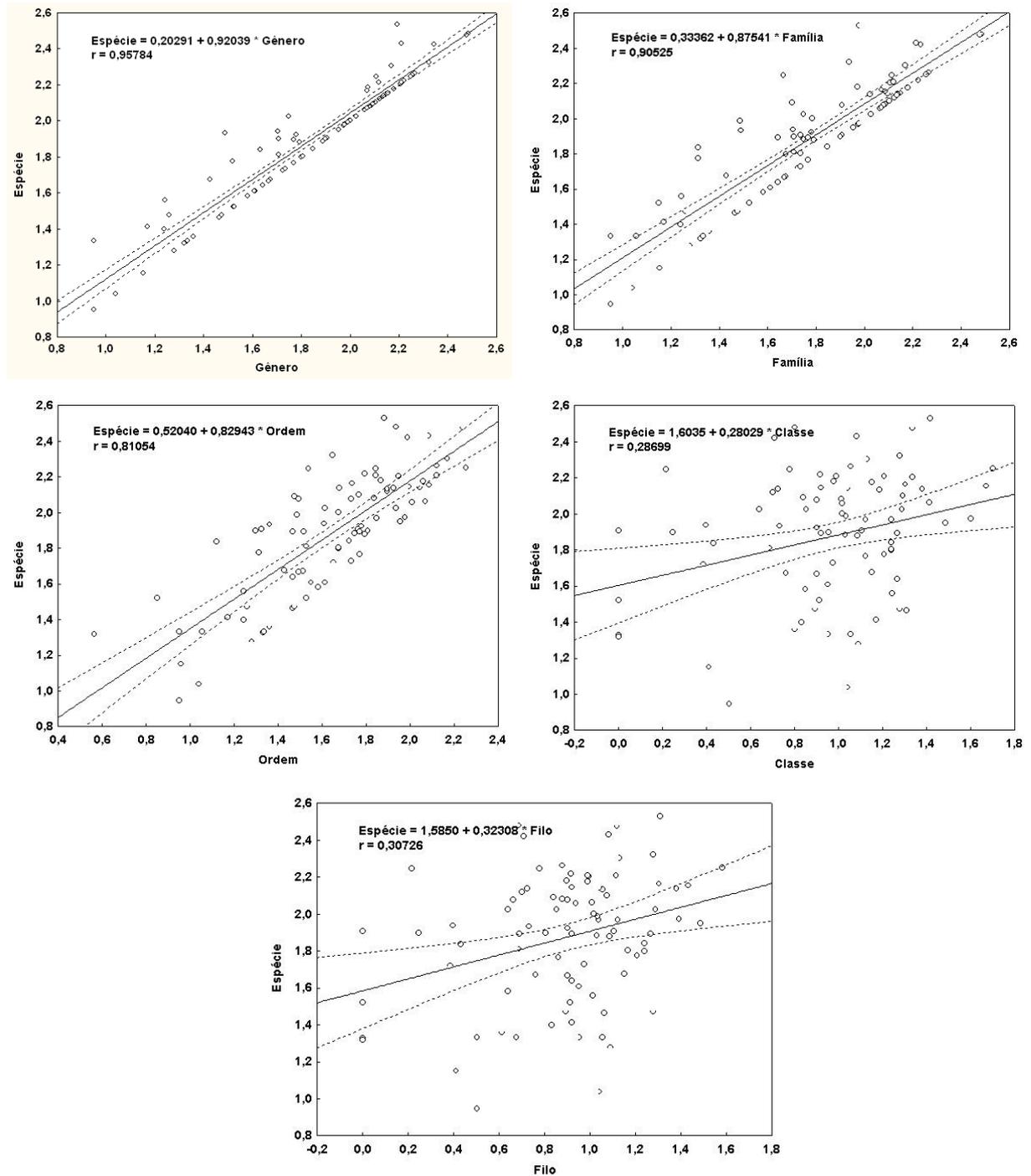


LEGENDA: Linha pontilhada (----) representa intervalo de confiança de 95%.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') apresentou a mesma tendência dos outros dois índices ecológicos, com alto grau de previsibilidade e adequação para os níveis de gênero, família e ordem. Novamente os níveis de classe e filo mostraram-se significativos, mas com níveis de previsibilidade e adequação baixos (FIGURA 5). Estes resultados também concordaram os de CARVALHO (2004), que demonstrou que os níveis de gênero e família alcançaram maior concordância quando comparados aos níveis taxonômicos de classe e filo para os índices de riqueza de Margalef (d) e diversidade de Shannon-Wiener (H').

Os valores de diversidade variaram entre os níveis taxonômicos. Considerando apenas os níveis de espécie, gênero e família, o índice esteve entre 1 e 2 (média = 1,82; $dv = 0,36$; $n = 88$). No entanto, para os níveis de classe e filo estiveram, na maior parte das amostras, abaixo de 1 chegando, em alguns casos, a zero. Em seu trabalho sobre a aplicação da suficiência taxonômica em comunidades macrobênticas de sedimento não consolidado após os naufrágios dos navios-tanque *Aegean Sea*, na costa da Galícia e, *Amoco Cadiz*, na costa da França, GOMEZ GESTEIRA *et al.* (2003) encontraram valores entre 2 e 5 para o índice de diversidade de Shannon e, após comparações com outros trabalhos, realizados antes dos naufrágios, concluíram que mudanças no índice de diversidade não foram **suficientes para avaliar** o impacto da poluição. Apesar desta avaliação desfavorável ao uso do índice de diversidade, estes autores relataram que a diversidade calculada para os níveis de gênero e família pode ser eficiente para detectar o mesmo padrão.

FIGURA 5 – REGRESSÕES ENTRE O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON - WIENER (H') COM OS ORGANISMOS IDENTIFICADOS AO NÍVEL ESPECÍFICO E COM AS MATRIZES AGREGADAS AOS NÍVEIS DE GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.



LEGENDA: Linha pontilhada (----) representa intervalo de confiança de 95%.

As regressões demonstraram, para os três índices, alta previsibilidade e excelente adequação do modelo quando os organismos foram identificados ao nível

taxonômico de gênero e família. Ao contrário destes, os valores de r e r^2 (TABELA 4) para os níveis taxonômicos de classe e filo variaram consideravelmente. Estes dois níveis de resolução não apresentaram respostas satisfatórias para nenhum índice ecológico quando comparados ao nível específico, evidenciando uma perda substancial de informação.

TABELA 4 - VALORES DE R , R^2 E P-VALOR DAS REGRESSÕES LINEARES PARA NÚMERO DE TÁXONS, RIQUEZA DE MARGALEF E DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER.

Número de táxons (S)			
	r	r²	p-valor
gênero	0,978	0,956	0,0000
família	0,939	0,881	0,0000
ordem	0,866	0,749	0,0000
classe	0,602	0,362	0,0000
filo	0,587	0,345	0,0000

Riqueza de Margalef (d)			
	r	r²	p-valor
gênero	0,954	0,911	0,0000
família	0,884	0,781	0,0000
ordem	0,725	0,525	0,0000
classe	0,328	0,108	0,0018
filo	0,329	0,108	0,0018

Diversidade de Shannon-Wiener (H')			
	r	r²	p-valor
gênero	0,958	0,917	0,0000
família	0,905	0,819	0,0000
ordem	0,811	0,657	0,0000
classe	0,287	0,082	0,0067
filo	0,307	0,094	0,0036

NOTA: Os valores de r e r^2 em destaque (negrito) foram considerados com boa previsibilidade e adequação e os valores de p-valor em destaque (vermelho) são significativos, com $p < 0,05$.

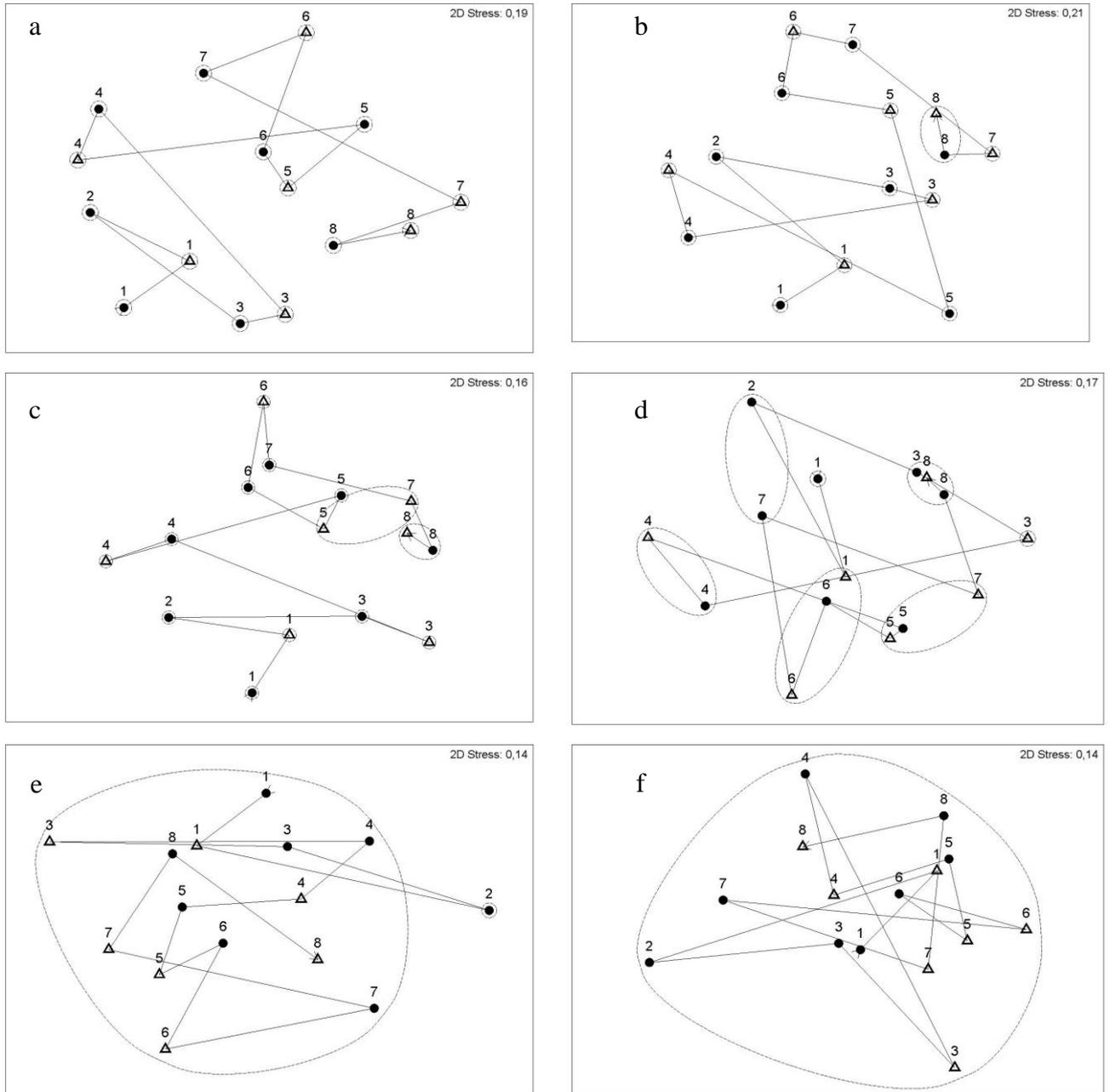
Com o mesmo propósito da análise de regressão linear, a análise RELATE comparou a relação entre os diferentes níveis hierárquicos. Valores de correspondência, acima de 0,7, foram obtidos para as relações entre o nível de

espécie e os níveis de gênero e família. Esse resultado confere com os valores observados nas regressões.

Diagramas de ordenação (n-MDS) (FIGURA 6), com organismos identificados no nível de espécie, gênero, família, ordem, classe e filo, possibilitam a visualização da resposta dada pelos níveis de gênero e família, mantendo padrão semelhante ao observado para o nível específico.

Tomando a ordenação no nível específico como base, o gradiente foi discriminado de forma satisfatória. Muito embora tenha apresentado algumas distorções, ainda mostrou-se consistente para as duas campanhas. O mesmo gradiente foi claramente identificado até o nível de famílias. Nos níveis taxonômicos hierarquicamente superiores, nota-se uma descaracterização do gradiente espacial e temporal. Esta descaracterização foi possivelmente ocasionada pela redução da diversidade à medida que se reduz a resolução taxonômica, assim como pelo aumento na dominância de grupos como os poliquetas e moluscos. Observações semelhantes foram feitas por GUZMAN-ALVES & CARRASCO (2005), tendo a agregação dos dados no nível de família preservado, notoriamente, os padrões temporais encontrados no nível de gênero, porém completamente distorcidos nos níveis hierarquicamente superiores.

FIGURA 6 – DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO (n-MDS) AO LONGO DO GRADIENTE DE POLUIÇÃO COM ORGANISMOS IDENTIFICADOS AOS NÍVEIS DE ESPÉCIE, GÊNERO, FAMÍLIA, ORDEM, CLASSE E FILO.



LEGENDA: Os pontos estão identificados pelos números de 1 a 8 tendo ▲ representando a campanha de agosto e △ a campanha de dezembro.

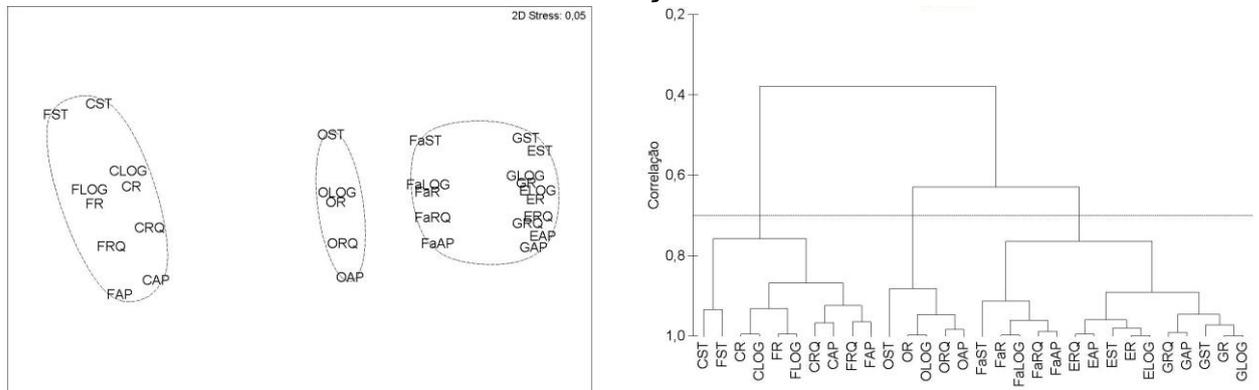
NOTA: O agrupamento dos pontos foi realizado com nível de similaridade, dada pela análise CLUSTER, de 60% para os níveis de espécie (a), gênero (b), família (c), ordem (d), classe (e) e filo (f).

O nível de família também fora considerado por BALDÓ *et al.* (1999) como o patamar de quebra do padrão observado para as comunidades bênticas. Inúmeros outros trabalhos (VANDERKLIFT *et al.*, 1996; URKIAGA-ALBERDI *et al.*, 1999) também relataram o nível de família como limite para revelar gradientes temporais e espaciais com a mesma eficiência do que a lista original de espécies.

Valores de R-global, comparando os meses, estiveram próximos de zero (espécie - 0,283; gênero - 0,238; família - 0,169; ordem - 0,125; classe - 0,16 e filo - 0,178). Isso sugere não haver diferenças na composição das comunidades macrobênticas entre as duas campanhas. Nota-se que níveis hierárquicos como classe e filo apresentaram valores próximos ao encontrado para o nível de espécie, dessa forma supondo o uso de níveis taxonômicos mais elevados na identificação de padrões sazonais. Entretanto, uma explicação coerente para esta suposição seria a de que o baixo valor de R-global, encontrado para o nível específico, estaria a mascarar as interferências. Em reforço a esta idéia, os valores apresentados pelos diferentes níveis hierárquicos (Espécie - 0,424; Gênero - 0,398; Família - 0,361; Ordem - 0,292; Classe - 0,243 e Filo - 0,241), comparando as estações, demonstram haver diferenças na capacidade em identificar o gradiente estudado. Apesar dos valores sempre abaixo de 0,5, indicando haver poucas diferenças entre as estações, nota-se uma redução na capacidade dos níveis hierárquicos ordem, classe e filo em diferenciar as estações quando comparados aos níveis de espécie, gênero e família. É importante salientar que os valores de R-global foram considerados significativos (0,1%).

A análise de 2°STAGE (FIGURA 7) mostra que não houve perda significativa de informação quando os organismos foram identificados no nível de espécie, gênero e família. Constatou igualmente a existência de uma maior influência das diferentes transformações à medida que se reduz a resolução taxonômica, o que coincide com as observações de um efeito crescente na utilização das diferentes transformações (sem transformação, raiz quarta e ausência e presença) ao passo em que se reduz a resolução taxonômica relatadas por CARVALHO (2004). OLSGARD *et al.* (1997) observaram que a escolha da transformação afetou as análises subseqüentes tanto quanto a escolha da resolução taxonômica. Por causa disto, OLSGARD (1998) chamou a atenção para a importância do tipo de transformação quando conduzidos estudos baseados em grandes grupos.

FIGURA 7 – DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO (2º STAGE N-MDS) E AGRUPAMENTO CLUSTER DOS NÍVEIS DE RESOLUÇÃO TAXONÔMICA COM DIFERENTES TRANSFORMAÇÕES.



LEGENDA: Os níveis taxonômicos utilizados são E – espécie; G – gênero; Fa – família; O – ordem; C – classe e F – filo. As transformações são ST – sem transformação; R – raiz quadrada; RQ – raiz quarta; LOG – log (x+1) e AP – ausência e presença. (A) Análise de ordenação (N-MDS) de todos os níveis de resolução taxonômica com diferentes transformações sem considerar qualquer fase amostral; (B) Análise de agrupamento (CLUSTER) de todos os níveis de resolução taxonômica com diferentes transformações sem considerar qualquer fase amostral.

NOTA: Os grupos foram ordenados e agrupados com nível de similaridade, dado pela análise CLUSTER, de 70%.

Os resultados obtidos no presente estudo mostraram-se similares aos encontrados por outros autores e apontam para a possibilidade de substituir a identificação dos organismos no nível de espécie pela identificação em nível de gêneros ou mesmo de famílias, dependendo da natureza e objetivos do estudo.

WARWICK (1988b) observou tendências de variabilidade semelhantes para todos os níveis taxonômicos hierárquicos, sugerindo que não existe perda significativa de informação mesmo no nível de filo, que seria satisfatório para refletir gradientes de poluição muito intensos. Esta postura não foi seguida pela maioria dos trabalhos subsequentes.

Mesmo com recomendações a favor do uso da suficiência taxonômica, GUEROLD (2000) justificou que o uso da identificação ao nível de família pode afetar as análises, induzindo possíveis interpretações errôneas. Mostrou que a determinação da diferença entre a diversidade calculada ao nível de espécie e ao nível de família, em um mesmo ambiente, pode ser maior do que a diversidade calculada ao nível de família entre áreas impactadas e não impactadas ou referência.

MACFARLANE & BOOTH (2001) compararam os padrões de variabilidade da fauna bêntica para todos os níveis taxonômicos ao longo de um ano, ao sul da Austrália, no estuário do rio Hawkesbury. Esses autores reforçaram a idéia de que o uso da suficiência taxonômica no nível de família é capaz de diferenciar áreas ao longo do tempo, com a mesma eficiência do nível de espécie. O estudo de ROACH *et al.* (2001) aumentou as evidências que níveis taxonômicos mais elevados são suficientes para detectar as principais tendências nos dados, com poucas informações ou detalhes perdidos quando utilizados dados agregados ao nível de família. Por outro lado, dados agregados ao nível de filo não seriam recomendados.

RUMOHR & KARAKASSIS (1999), que compararam padrões multivariados do imageamento de perfis sedimentares utilizando diferentes níveis taxonômicos, ressaltaram que alguns autores têm alertado para a limitação do uso de níveis acima de ordem, ainda que tenham encontrado resultados favoráveis para a utilização dos níveis hierárquicos mais elevados (classe e filo). Contudo, considerações a respeito do uso da identificação ao nível taxonômico de classe, foram elaboradas por KRASSULYA, (2001), OLSGARD *et al.* (1998) e DRAKE *et al.* (1999) sugerindo seu uso, ou mesmo de filós, como meios informativos no caso de perturbações intensas. Relatos contrários a essas idéias foram feitos por DE BIASI *et al.* (2003), que demonstraram haver perda de mais de 90% da informação associada quando os organismos foram tratados no nível de classe ou filo, embora o tempo gasto no processo de identificação seja mínimo. Estes autores reconheceram, apesar desta avaliação, que o nível de classe foi capaz de representar satisfatoriamente a variação temporal e um gradiente de stress ecofisiológico.

Avaliações contrárias ao uso de grandes grupos foram feitas por OLSGARD *et al.* (1998), que refutaram a idéia de que em ambientes heterogêneos grandes grupos seriam capazes de refletir os efeitos atribuídos as perturbações. LASIAK (2003) descreveu duas razões desfavoráveis ao conceito TS. A primeira refere-se à diminuição do número de entidades na comunidade com a agregação dos dados em níveis mais elevados e, a segunda ao aumento dos valores 1 nas planilhas de dados transformados por ausência/presença (A/P).

Já MAURER (2000) defendeu a necessidade do aumento de taxonomistas marinhos para lidar com a questão das identificações, considerando que a generalização de TS pode desencorajar o interesse pela taxonomia no contexto de

biodiversidade. Este autor ainda fez referências às possíveis disparidades nas competências disciplinares de biólogos e oceanógrafos físicos e químicos na avaliação de episódios de poluição. DAUVIN *et al.* (2003) discordaram deste ponto de vista, negando que exista qualquer efeito desencorajador por parte do uso do conceito TS e afirmando que a necessidade de profissionais na área de taxonomia não é incompatível com técnicas TS em programa de monitoramento.

Na mesma linha de raciocínio, CHAPMAN (1998) demonstrou que padrões podem ser consistentemente identificados usando diferentes níveis de resolução taxonômica. PAGOLA-CARTE *et al.* (2002) propuseram duas estratégias de monitoramento para ambientes de substrato consolidado, afetados por fortes distúrbios, a primeira baseada na estimativa de cobertura e utilizando níveis taxonômicos como família e/ou ordem e a segunda com base na biomassa, utilizando grandes grupos (classe, filo). HERMAN & HEIP (1988) concluíram que o agrupamento taxonômico de organismos da meiofauna foi tão eficiente quanto os demais métodos utilizados por eles, porém mais conveniente. THOMPSON *et al.* (2003) sugeriram que a eficiência na identificação, utilizando diferentes pessoas, pode ser melhorada com a resolução em grandes grupos por requerer menor habilidade taxonômica.

Ainda que haja inúmeros relatos (GRAY *et al.*, 1990; OLSGARD *et al.*, 1997 e 1998; BALDÓ *et al.*, 1999) favoráveis à aplicação da suficiência taxonômica com níveis de resolução mais inclusivos (classe e filo), também há relatos (FIELD *et al.*, 1982; WARWICK, 1988a; VANDERKLIFT *et al.*, 1996; RUMOHR & KARAKASSIS, 1999; ROACH *et al.*, 2001; GOMEZ GESTEIRA *et al.*, 2003) em defesa de níveis de resolução menos inclusivos (gênero ou família), assim como há os que não aprovam sua aplicação (SOMERFIELD & CLARKE, 1995; MAURER, 2000 e LASIAK, 2003).

Neste contexto, a questão permanece em aberto, apesar das suas inegáveis vantagens para a avaliação de impactos e tentativas de monitoramento ambiental. Vista a comprovação da capacidade dos níveis hierárquicos como gênero e família em visualizar claramente os padrões espaços-temporais, somada à sua flexibilidade para aplicação em diferentes ambientes (estuarino, marinho, lagunar ou continental) e com diferentes comunidades (macrofauna em sedimento consolidado ou não consolidado ou meiofauna), tornam-se justificadas as recomendações para o uso da técnica TS.

CONCLUSÕES

A técnica TS foi capaz de discriminar ou reconhecer padrões similares ou equivalentes de variabilidade espacial e temporal das comunidades macrobênticas ao longo de um gradiente presumido de contaminação, independentemente dos organismos terem sido identificados no nível de espécies, gêneros, famílias ou ordens. Neste contexto, os resultados permitem recomendar a identificação dos organismos nos níveis taxonômicos de gênero, família ou ordem como meio de substituir o nível específico, para fins de monitoramento ou avaliação da qualidade ambiental. Isto permitiria uma significativa redução no tempo gasto com a identificação dos organismos e nos custos dos projetos, além de exigir menores capacitações taxonômicas.

Contudo, recomendo que se dê preferência ao uso do nível taxonômico de família para a identificação dos organismos da macrofauna bêntica, visto que a identificação dos gêneros apresenta dificuldades e incertezas por vezes similares às das espécies. Entretanto, ressalvas importantes, como o objetivo do trabalho e a necessidade da informação biológica, devem ser levadas em consideração, não descaracterizando o uso do conceito TS e valorizando a importância de boas identificações taxonômicas.

Há elevada concordância entre os índices ecológicos, como número de táxons, riqueza de espécies e diversidade específica, calculados tanto para os organismos identificados no nível específico como nos níveis taxonômicos de gênero e família, (ou mais raramente no nível de ordem). A resolução taxonômica no nível de gênero e família mostrou-se satisfatória quando observadas os valores de r e r^2 , para os três índices ecológicos, sendo eficiente para o reconhecimento de um padrão espacial e/ou temporal semelhante ao encontrado para o nível de espécie.

Os padrões multivariados espaços-temporais observados no nível de espécie puderam ser igualmente discriminados no nível de gênero, família e ordem. Para os níveis de classe e filo estes padrões são indeterminados.

Ainda que a escolha da melhor transformação empregada nas análises seja uma decisão pragmática do pesquisador, os padrões multivariados são fortemente influenciados por tal escolha à medida que se reduz a resolução taxonômica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGARD, J. B. R.; GOBIN, J.; WARWICK, R. M. Analysis of marine macrobenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West Indies). **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 92, p. 233 - 243, 1993.

ANDRIGUETO-FILHO, J. M.; TORRES, R. F.; TOMAZ, L. M. Interações, fatores de mudança e sustentabilidade das práticas materiais e dinâmicas ambientais nos sistemas técnicos da pesca artesanal. In: LIMA, R. E. & NEGRELLE, R. R. B. (eds). **Meio Ambiente e Desenvolvimento no Litoral do Paraná: diagnóstico**. Curitiba: UFPR, 1998. p. 95 - 104.

BALDÓ, F.; GARCÍA-MARTÍN, S. F.; ARIAS, A. M. Discrimination between disturbed coastal ecosystems by using macrobenthos at different taxonomic levels. **Boletín del Instituto Español de Oceanografía**, Madrid, v. 15, n. 1-4, p. 489 - 493, 1999.

BELAN, T. A. Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan). **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 46, n. 9, p. 1111 - 1119, 2003.

BILYARD, G. R. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 18, n. 11. p. 581 - 585, 1987.

Biological Library (BioLib). Disponível em: <<http://www.biolib.cz>>. Acesso em: 15 Maio 2006.

BLANCHARD, A. L.; FEDER, H. M.; SHAW, D. G. Variations in benthic fauna underneath an effluent mixing zone at a marine oil terminal in Port Valdez, Alaska. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 46, n. 12. p. 1583 - 1589, 2003.

BOWMAN, M. F. & BAILEY, R. C. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, New York, v. 54, n. 8. p. 1802 - 1807, 1997.

BRANDINI, N. **Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá - PR/BR)**. Curitiba, 2000. 85 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental). Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná.

CAMARGO, M. G. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 345 – 352, 2006.

CARDOSO, P.; SILVA, I.; OLIVEIRA, N. G. D.; SERRANO, A. R. M. Higher taxa surrogates of spider (*Araneae*) diversity and their efficiency in conservation. **Biological Conservation**, v. 117, p. 453 - 459, 2004.

CARVALHO, G. C. D. **Padrões quantitativos de assembléias zoobênticas em diferentes níveis taxonômicos**. Salvador, 2004. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento). Pós Graduação em Ecologia e Biomonitoramento - Universidade Federal da Bahia.

CHAPMAN, M. G. Relationships between spatial patterns of benthic assemblages in a mangrove forest using different levels of taxonomic resolution. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 162, p. 71 - 78, 1998.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. Quantifying structural redundancy in ecological communities. **Oecologia**, v. 113, p. 278 - 289, 1998.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 184, p. 21 - 29, 1999.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2 ed. Plymouth: PRIMER-E, 2001.

DAUER, D. M.; WEISBERG, S. B.; RANASINGHE, J. A. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land

use patterns in Chesapeake Bay. **Journal of the Estuaries Research Federation**, Port Republic, v. 23, n. 1, p. 80 - 96, 2000.

DAUVIN, J., -C.; GOMEZ-GESTEIRA, J. L.; SALVANDE-FRAGA, M. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 46, n. 5, p. 552 - 555, 2003.

DE BIASI, A. M.; BIANCHI, C. N.; MORRI, C. Analysis of macrobenthic communities at different taxonomic levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, United Kingdom, v. 58, p. 99 - 106, 2003.

DRAKE, P.; BALDÓ, F.; SÁENZ, V.; ARIAS, A. M. Macrobenthic community structure in estuarine pollution assessment on the Gulf of Cádiz (SW Spain): is the Phylum-level Meta-analysis approach applicable? **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 38, n. 11, p. 1038 - 1047, 1999.

ELLIS, D. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, p. 459.

ENGEMIN. **Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da ampliação e modernização da estrutura portuária da APPA**. Curitiba, 2004.

FALCÃO, M. G. **A ictiofauna em planícies de maré nas baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná**. Curitiba, 2005. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Setor de Ciências Biológicas - UFPR.

FAUCHALD, K. **The polychaete worms: definitions and keys to the orders, families and genera**. Science Series: 28 ed. Los Angeles: 1977. 190 p.

FERRARO, S. P.; COLE, F. A.; DEBEN, W. A.; SWARTZ, R. C. Powercost efficiency of eight macrobenthic sampling schemes in Puget Sound, Washington, USA. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, New York, v. 46, p. 2157 - 2165, 1989.

FERRARO, S. P. & COLE, F. A. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 67, p. 251 - 262, 1990.

FIELD, J. G.; CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 8, n. 1, p. 37 - 52, 1982.

FIORI, C. S. & SOARES-GOMES, A. Taxonomic sufficiency for monitoring program in a tropical continental shelf, Rio de Janeiro, Brazil. BREBBIA, C. A. In: **Third International Conference on Oil and Hydrocarbon Spills: Modelling, Analysis and Control**. Wessex Institute of Technology, Southampton, U.K., 2002, p. 339 - 349.

GOMEZ-GESTEIRA, J. L. & DAUVIN, J.-C. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 40, p. 1017 - 1027, 2000.

GOMEZ-GESTEIRA, J. L.; DAUVIN, J.-C.; SALVANDE-FRAGA, M. Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 46, p. 562 - 572, 2003.

GRAY, J. S.; ASCHAN, M.; CARR, M. R.; CLARKE, K. R.; GREEN, R. H.; PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R.; WARWICK, R. M. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 46, p. 151 - 165, 1988.

GRAY, J. S.; CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M.; HOBBS, G. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 66, p. 285 - 299, 1990.

GUEROLD, F. Influence of taxonomic determination level on several community indices. **Water Research**, London, v. 34, n. 2, p. 487 - 492, 2000.

GUZMÁN-ALVES, A. I. & CARRASCO, F. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. **Scientia Marina**, Barcelona, v. 69, n. 1, p. 133 - 141, 2005.

HEIP, C.; WARWICK, R. M.; CARR, M. R.; HERMAN, P. M. J.; HUYS, R.; SMOL, N.; VAN HOLSBEKE, K. Analysis of community attribute of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 46, p. 171 - 180, 1988.

HERMAN, P. M. J. & HEIP, C. On the use of meiofauna in ecological monitoring: who needs taxonomy? **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 19, n. 12, p. 665 - 668, 1988.

Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Disponível em: <<http://www.itis.usda.gov/>>. Acesso em: 10 Maio 2006.

JAN, R. Q.; DAI, C. F.; CHANG, K. H. Monitoring of hard substrate communities. In: KRAMER K. J. M. (ed). **Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries**. USA: CRC Press, Boca Raton, 1994. p. 285 - 310.

JE, J. G.; BELAN, T. A.; LEVINGS, C.; KOO, B. J. Changes in benthic communities along a presumed pollution gradient in Vancouver Harbour. **Marine Environmental Research**, Berlin, v. 57, n. 1-2, p. 121 - 135, 2003.

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

KRASSULYA, N. Choice of methodology for marine pollution monitoring in intertidal soft-sediment communities. **CBM:s Skriftseries**, Uppsala, v. 3, p. 131 - 148, 2001.

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

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

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U. & KJERFVE, B. (eds). **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer, p. 131 – 145, 2001.

LASIAK, T. Influence of taxonomic resolution, biological attributes and data transformations on multivariate comparisons of rocky macrofaunal assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 250, p. 29 - 34, 2003.

MACFARLANE, G. R. & BOOTH, D. J. Estuarine macrobenthic community structure in the Hawkesbury river, Australia: relationship with sediment physicochemical and anthropogenic parameters. **Environmental Monitoring and Assessment**, USA, v. 72, p. 51 - 78, 2001.

MAURER, D. The dark side of taxonomic sufficiency (TS). **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 40, n. 2, p. 98 - 101, 2000.

MCMANUS, J. W. & PAULY, D. Measuring ecological stress: variations on a theme by R. M. Warwick. **Marine Biology**, Berlin, v. 106, p. 305 - 308, 1990.

MENDES, C. L.T.; TAVARES, M.; SOARES-GOMES, A. (no prelo) Taxonomic sufficiency for soft-bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**.

MORRISEY, D. J.; TURNER, S. J.; MILLS, G. N.; WILLIAMSON, R. B.; WISE, B. E. Factors affecting the distribution of benthic macrofauna in estuaries contaminated by urban runoff. **Marine Environmental Research**, Berlin, v. 55, n. 2, p. 113 - 136, 2003.

NOERNBERG, M. A.; LAUTERT, L. F. C.; ARAÚJO, A. D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR., J. P. B.; KRUG, L. A. R. Remote Sensing and GIS Integration for Modeling the Paranaguá Estuarine Complex - Brazil. **Journal of Coastal Research**, n. 39, 2004. Edição especial

ODRESKI, L. L. R. **Evolução sedimentar e batimétrica da Baía de Antonina - PR.** Curitiba, 2002. 79 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) Setor de Ciências da Terra - UFPR.

OLSGARD, F.; SOMERFIELD, P. J.; CARR, M. R. Relationships between taxonomic resolution and data transformation in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 149, p. 173 - 181, 1997.

OLSGARD, F.; SOMERFIELD, P. J.; CARR, M. R. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 172, p. 25 - 36, 1998.

OLSGARD, F. & SOMERFIELD, P. J. Surrogates in marine benthic investigations - wich taxonomic unit to target? **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and recovery**, v. 7, n. 1, p. 25 - 42, 2000.

PAGOLA-CARTE, S. & SAIZ-SALINAS, J. I. A pilot study for monitoring the zoobenthic communities on the rocky shores of Abra de Bilbao (northern Spain). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, Plymouth, v. 80, p. 395 - 406, 2000.

PAGOLA-CARTE, S.; URKIAGA-ALBERDI, J.; BUSTAMANTE, M.; SAIZ-SALINAS, J. I. Concordance degrees in macrozoobenthic monitoring programmes using different sampling methods and taxonomic resolution levels. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 44, n. 1, p. 63 - 70, 2002.

PLATT, H. M.; WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R.; AGARD, J. B. R.; GOBIN, J. Benthic communities and disturbance in a subtropical marine environment. **Progress in Underwater Science**, v. 15, p. 43 - 54, 1990.

QUEIROZ, G. M. N. DE. **Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná.** Curitiba, 2005. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) Setor de Ciências Biológicas - UFPR.

ROACH, A. C.; JONES, A. R.; MURRAY, A. Using benthic recruitment to assess the significance of contaminated sediments: the influence of taxonomic resolution. **Environmental Pollution**, v. 112, n. 2, p. 131 - 143, 2001.

RUMOHR, H. & KARAKASSIS, I. Comparison of multivariate patterns: different taxonomic levels in macrofauna analysis versus sediment profiling imagery (SPI). **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 190, p. 125 - 132, 1999.

SÁ, F. **Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR)**. 2003. 85 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

SOMERFIELD, P. J. & CLARKE, K. R. Taxonomic levels, in marine community studies, revised. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 127, p. 113 - 119, 1995.

TERLIZZI, A.; BEVILACQUA, S.; FRASCHETTI, S.; BOERO, F. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 46, n. 5, p. 556 - 561, 2003.

THOMPSON, B. W.; RIDDLE, M. J.; STARK, J. S. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, east Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. **Marine pollution Bulletin**, v. 46, n. 1, p. 232-243, 2003.

URKIAGA-ALBERDI, J.; PAGOLA-CARTE, S.; SAIZ-SALINAS, J. I. Reducing effort in the use of benthic bioindicators. **Acta Oecologica**, Berlin, v. 20, n. 4, p. 489 - 497, 1999.

VANDERKLIFT, M. A.; WARD, T. J.; JACOBY, C. A. Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 136, p. 137 - 145, 1996.

WARWICK, R. M. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 46, p. 167 - 170, 1988a.

WARWICK, R. M. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, Berlin, v. 19, n. 6, p. 259 - 268, 1988b.

WARWICK, R. M. & CLARKE, K. R. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, Plymouth, v. 71, p. 225 - 244, 1991.

WARWICK, R. M. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 63 - 80, 1993.

ZEM, R. C.; MARONE, E.; PATCHINEELAM, S. Síntesis comparativa de métodos de análisis granulométricos de sedimentos. In: XXV Congreso de Ciencias del Mar de Chile e XI Congreso Latino Americano de Ciencias del Mar, 2005, Viña del Mar, Chile. **Anais...** Viña del Mar, Chile: COLACMAR, 2005, p. 211, resumo expandido.

ANEXOS

TABELA 5 – VALORES DE CONTRIBUIÇÃO DOS TAXA PARA AS ESTAÇÕES EM CADA CAMPANHA.

Taxa	Abundância média	Contribuição%	Contribuição acumulada%
Agosto – estação 1			
<i>Edwardsia fusca</i>	2,33	40,95	40,95
<i>Magelona papillicornis</i>	1,83	17,77	58,72
<i>Acteocina bullata</i>	2	15,93	74,65
<i>Kimbergonuphis</i> sp	0,67	4,84	79,49
<i>Owenia</i> sp	0,83	4,78	84,27
<i>Anachis lyrata</i>	1	3,75	88,02
<i>Aricidea cf. albatrossea</i>	0,5	3,53	91,55
Agosto - estação 2			
<i>Magelona papillicornis</i>	7,33	38,76	38,76
<i>Owenia</i> sp	4,33	16,41	55,17
<i>Edwardsia fusca</i>	2,67	14,5	69,67
<i>Goniada maculata</i>	2,17	10,7	80,37
<i>Acteocina bullata</i>	1,67	5,81	86,18
<i>Mediomastus californiensis</i>	2,33	2,7	88,88
<i>Nucula</i> sp	1	2,59	91,46
Agosto - estação 3			
<i>Magelona papillicornis</i>	3,67	49,57	49,57
<i>Anachis lyrata</i>	2,5	14,65	64,22
<i>Nucula</i> sp	1,17	10,71	74,93
<i>Edwardsia fusca</i>	0,67	9,03	83,96
<i>Parandalia tricuspis</i>	0,5	6,47	90,43
Agosto - estação 4			
<i>Edwardsia fusca</i>	3,33	30,92	30,92
<i>Owenia</i> sp	4	25,66	56,58
<i>Capitomastus</i> sp	2,33	16,27	72,85
<i>Magelona papillicornis</i>	1,33	12,83	85,68
<i>Craniella cranium</i>	0,5	3,45	89,13
<i>Branchiostoma marambaiensis</i>	0,5	3,39	92,52
Agosto - estação 5			
<i>Magelona papillicornis</i>	1	36,87	36,87
<i>Heteromastus similis</i>	1,17	29,9	66,77
<i>Edwardsia fusca</i>	0,5	13,11	79,88
<i>Nucula</i> sp	0,83	5,42	85,31
<i>Magelona posterelongata</i>	0,33	4,07	89,37
<i>Polydora socialis</i>	0,5	3,93	93,3
Agosto - estação 6			
<i>Amphiodia pulchella</i>	1,83	35,48	35,48
<i>Nucula</i> sp	1,33	14,39	49,87
<i>Owenia</i> sp	1,17	12,46	62,34
<i>Edwardsia fusca</i>	1,17	9,72	72,06

<i>Aricidea cf. albatrossea</i>	0,67	5,39	77,44
<i>Tellina lineata</i>	0,5	5,19	82,63
<i>Magelona papillicornis</i>	0,5	4,24	86,88
<i>Macoma constricta</i>	0,33	1,83	88,7
<i>Goniada maculata</i>	0,33	1,83	90,53

Agosto - estação 7

<i>Parandalia tricuspis</i>	2,6	29,72	29,72
<i>Magelona papillicornis</i>	3,2	26,74	56,46
<i>Mediomastus californiensis</i>	4,6	12,99	69,45
<i>Edwardsia fusca</i>	1	8,37	77,82
<i>Owenia sp</i>	1,2	7,14	84,96
<i>Atylus sp</i>	1,2	3,57	88,53
<i>Amphipholis squamata</i>	1,4	3,57	92,1

Agosto - estação 8

<i>Magelona papillicornis</i>	1,83	44,65	44,65
<i>Parandalia tricuspis</i>	1,17	16,87	61,52
<i>Nucula sp</i>	1,17	15,36	76,88
<i>Branchiostoma marambaiensis</i>	0,5	6,28	83,17
<i>Magelona posterelongata</i>	0,67	4,43	87,6
<i>Edwardsia fusca</i>	0,5	2,92	90,52

Dezembro - estação 1

<i>Magelona papillicornis</i>	1,5	55,44	55,44
<i>Goniada maculata</i>	1	12,78	68,22
<i>Nucula sp</i>	0,5	9,47	77,69
<i>Edwardsia fusca</i>	1	8,51	86,2
<i>Mediomastus californiensis</i>	1	7,88	94,09

Dezembro - estação 3

<i>Nucula sp</i>	2,33	44,82	44,82
<i>Acteocina bullata</i>	1,83	26,06	70,89
<i>Magelona papillicornis</i>	1,83	13,72	84,61
<i>Magelona posterelongata</i>	0,83	10,09	94,7

Dezembro - estação 4

<i>Owenia sp</i>	4,6	27,84	27,84
<i>Edwardsia fusca</i>	2,2	13,31	41,14
<i>Magelona papillicornis</i>	0,8	7,9	49,05
<i>Acteocina bullata</i>	1	6,36	55,41
<i>Lucina pectinata</i>	0,6	6,36	61,77
<i>Amphiodia pulchella</i>	0,6	6,14	67,91
<i>Sthenelais limicola</i>	0,8	5,69	73,6
<i>Tellina lineata</i>	0,4	4,55	78,15
<i>Amphiodia atra</i>	0,6	4,14	82,29
<i>Lumbrineris sp</i>	1	3,79	86,08
<i>Nucula sp</i>	0,6	2,6	88,68
<i>Macoma constricta</i>	0,6	2,53	91,21

Dezembro - estação 5

<i>Magelona papillicornis</i>	2,17	28,06	28,06
-------------------------------	------	-------	-------

<i>Nucula</i> sp	1,17	17,67	45,73
<i>Capitella capitata</i>	1,33	17,2	62,93
<i>Craniella cranium</i>	1,17	14,05	76,98
<i>Amphiodia pulchella</i>	0,5	7,34	84,32
<i>Edwardsia fusca</i>	0,83	6,4	90,72

Dezembro - estação 6

<i>Amphiodia atra</i>	2	28,05	28,05
<i>Magelona papillicornis</i>	0,83	13,4	41,44
<i>Magelona posterelongata</i>	1	12,45	53,9
<i>Edwardsia fusca</i>	0,67	10,93	64,83
<i>Tellina lineata</i>	0,83	10,93	75,75
<i>Amphiodia pulchella</i>	1,33	6,9	82,66
<i>Mediomastus californiensis</i>	1	3,75	86,4
<i>Tellina</i> sp	1,17	3,66	90,06

Dezembro - estação 7

<i>Nucula</i> sp	3,5	49,92	49,92
<i>Magelona posterelongata</i>	2,17	24,25	74,17
<i>Aricidea cf. albatrossea</i>	0,83	6,73	80,9
<i>Capitomastus</i> sp	0,83	5,71	86,61
<i>Tellina lineata</i>	0,5	4,97	91,58

Dezembro - estação 8

<i>Magelona posterelongata</i>	4,17	42,33	42,33
<i>Parandalia tricuspis</i>	2,5	25,02	67,35
<i>Nucula</i> sp	2,33	15,93	83,28
<i>Magelona papillicornis</i>	1	7	90,28

Agosto - estação 1

<i>Edwardsia</i>	2,33	40,95	40,95
<i>Magelona</i>	1,83	17,77	58,72
<i>Acteocina</i>	2	15,93	74,65
<i>Kimbergonuphis</i>	0,67	4,84	79,49
<i>Owenia</i>	0,83	4,78	84,27
<i>Anachis</i>	1	3,75	88,02
<i>Aricidea</i>	0,5	3,53	91,55

Agosto - estação 2

<i>Magelona</i>	7,5	38,59	38,59
<i>Owenia</i>	4,33	15,45	54,04
<i>Edwardsia</i>	2,67	13,65	67,7
<i>Goniada</i>	2,17	10,07	77,77
<i>Acteocina</i>	1,67	5,47	83,24
<i>Capitela</i>	2,33	5,09	88,33
<i>Mediomastus</i>	2,33	2,54	90,87

Agosto - estação 3

<i>Magelona</i>	4	53,71	53,71
<i>Anachis</i>	2,5	14,12	67,83
<i>Nucula</i>	1,17	10,32	78,15
<i>Edwardsia</i>	0,67	8,7	86,86
<i>Parandalia</i>	0,5	6,24	93,09

	Agosto - estação 4		
<i>Edwardsia</i>	3,33	30,92	30,92
<i>Owenia</i>	4	25,66	56,58
<i>Capitomastus</i>	2,33	16,27	72,85
<i>Magelona</i>	1,67	13,85	86,69
<i>Craniella</i>	0,5	3,45	90,14
	Agosto - estação 5		
<i>Magelona</i>	1,33	50,09	50,09
<i>Heteromastus</i>	1,17	22,82	72,91
<i>Edwardsia</i>	0,5	10,01	82,92
<i>Lumbrineris</i>	0,33	4,83	87,75
<i>Nucula</i>	0,83	4,14	91,89
	Agosto - estação 6		
<i>Amphiodia</i>	2	38,92	38,92
<i>Nucula</i>	1,33	13,24	52,15
<i>Owenia</i>	1,17	11,46	63,62
<i>Edwardsia</i>	1,17	8,94	72,56
<i>Aricidea</i>	0,67	4,95	77,51
<i>Lumbrineris</i>	0,83	4,94	82,45
<i>Tellina</i>	0,5	4,77	87,22
<i>Magelona</i>	0,67	3,9	91,12
	Agosto - estação 7		
<i>Parandalia</i>	2,6	28,09	28,09
<i>Magelona</i>	3,2	25,28	53,36
<i>Mediomastus</i>	4,6	12,27	65,64
<i>Edwardsia</i>	1	7,91	73,55
<i>Amphiodia</i>	1,4	7,67	81,22
<i>Owenia</i>	1,2	6,75	87,97
<i>Atylus</i>	1,2	3,37	91,34
	Agosto - estação 8		
<i>Magelona</i>	2,67	49,08	49,08
<i>Parandalia</i>	1,17	16,87	65,96
<i>Nucula</i>	1,17	15,36	81,32
<i>Branchiostoma</i>	0,5	6,28	87,6
<i>Edwardsia</i>	0,5	2,92	90,52
	Dezembro - estação 1		
<i>Magelona</i>	1,5	55,44	55,44
<i>Goniada</i>	1	12,78	68,22
<i>Nucula</i>	0,5	9,47	77,69
<i>Edwardsia</i>	1	8,51	86,2
<i>Mediomastus</i>	1	7,88	94,09
	Dezembro - estação 3		
<i>Nucula</i>	2,33	40,76	40,76
<i>Magelona</i>	2,67	30,72	71,48
<i>Acteocina</i>	1,83	23,7	95,18

Dezembro - estação 4			
<i>Owenia</i>	4,6	25,24	25,24
<i>Amphiodia</i>	1,2	18,66	43,9
<i>Edwardsia</i>	2,2	12,06	55,96
<i>Magelona</i>	0,8	7,17	63,12
<i>Acteocina</i>	1	5,77	68,89
<i>Lucina</i>	0,6	5,77	74,66
<i>Sthenelais</i>	0,8	5,16	79,82
<i>Tellina</i>	0,4	4,13	83,94
<i>Lumbrineris</i>	1	3,44	87,38
<i>Nucula</i>	0,6	2,36	89,74
<i>Macoma</i>	0,6	2,29	92,03

Dezembro - estação 5			
<i>Magelona</i>	2,5	34,55	34,55
<i>Nucula</i>	1,17	14,01	48,57
<i>Capitela</i>	1,33	13,64	62,21
<i>Craniella</i>	1,17	11,14	73,35
<i>Amphiodia</i>	0,83	10,69	84,04
<i>Tellina</i>	0,67	5,43	89,47
<i>Edwardsia</i>	0,83	5,08	94,55

Dezembro - estação 6			
<i>Amphiodia</i>	3,33	36	36
<i>Magelona</i>	1,83	28,69	64,69
<i>Tellina</i>	2	16,72	81,41
<i>Edwardsia</i>	0,67	8,25	89,67
<i>Mediomastus</i>	1	2,83	92,49

Dezembro - estação 7			
<i>Nucula</i>	3,5	42,22	42,22
<i>Magelona</i>	3	36,37	78,59
<i>Tellina</i>	1	7,95	86,55
<i>Aricidea</i>	0,83	5,7	92,24

Dezembro - estação 8			
<i>Magelona</i>	5,17	49,98	49,98
<i>Parandalia</i>	2,5	23,72	73,7
<i>Nucula</i>	2,33	15,11	88,8
<i>Capitomastus</i>	0,67	3,15	91,95

Agosto - estação 1			
Edwardsiidae	2,33	37,25	37,25
Magelonidae	1,83	16,17	53,42
Cylichnidae	2	14,5	67,92
Capitellidae	1,33	6,37	74,29
Onuphidae	0,67	4,4	78,69
Oweniidae	0,83	4,35	83,04
Columbellidae	1	3,41	86,46
Veneridae	0,5	3,33	89,79
Paraonidae	0,5	3,21	93

Agosto - estação 2

Magelonidae	7,5	33,19	33,19
Capitellidae	4,83	18,74	51,93
Oweniidae	4,33	13,29	65,22
Edwardsiidae	2,67	11,74	76,96
Goniadidae	2,17	8,66	85,63
Cylichnidae	1,67	4,71	90,33

Agosto - estação 3

Magelonidae	4	50,11	50,11
Columbellidae	2,5	13,18	63,29
Nuculidae	1,17	9,63	72,92
Pilargidae	0,67	8,46	81,38
Edwardsiidae	0,67	8,12	89,5
Capitellidae	1,5	2,66	92,16

Agosto - estação 4

Edwardsiidae	3,33	30,22	30,22
Oweniidae	4	25,07	55,3
Capitellidae	2,33	15,9	71,19
Magelonidae	1,67	13,53	84,73
Tetillidae	0,5	3,37	88,1
Branchiostomatidae	0,5	3,31	91,41

Agosto - estação 5

Capitellidae	2,83	37,65	37,65
Magelonidae	1,33	31,74	69,4
Lumbrineriidae	0,5	9,92	79,32
Edwardsiidae	0,5	6,34	85,66
Cirratulidae	0,5	3,67	89,33
Amphiuridae	0,5	2,62	91,96

Agosto - estação 6

Amphiuridae	2	32,17	32,17
Capitellidae	2,17	11,7	43,87
Nuculidae	1,33	10,94	54,81
Oweniidae	1,17	9,47	64,28
Tellinidae	0,83	7,75	72,03
Edwardsiidae	1,17	7,39	79,43
Polynoidae	0,83	4,2	83,63
Paraonidae	0,67	4,09	87,72
Lumbrineriidae	0,83	4,08	91,8

Agosto - estação 7

Pilargidae	2,8	24,84	24,84
Magelonidae	3,2	20,4	45,24
Amphiuridae	3	20,4	65,64
Capitellidae	4,8	13,53	79,17
Edwardsiidae	1	6,38	85,55
Oweniidae	1,2	5,45	91

Agosto - estação 8

Magelonidae	2,67	40,22	40,22
Pilargidae	1,33	23,54	63,77

Nuculidae	1,17	12,59	76,36
Capitellidae	0,83	12,31	88,67
Branchiostomatidae	0,5	5,15	93,82
Dezembro - estação 1			
Magelonidae	1,5	41,99	41,99
Capitellidae	1,83	30,22	72,22
Goniadidae	1,33	9,68	81,9
Nuculidae	0,5	7,17	89,07
Edwardsiidae	1	6,45	95,52
Dezembro - estação 3			
Nuculidae	2,33	38,61	38,61
Magelonidae	2,67	29,1	67,71
Cylichnidae	1,83	22,45	90,16
Dezembro - estação 4			
Oweniidae	4,6	22,49	22,49
Amphiuridae	1,4	21,56	44,05
Edwardsiidae	2,2	10,75	54,81
Tellinidae	1	9,36	64,17
Lumbrineriidae	1,4	6,96	71,13
Magelonidae	0,8	6,39	77,51
Cylichnidae	1	5,14	82,65
Lucinidae	0,6	5,14	87,8
Sigallionidae	0,8	4,6	92,39
Dezembro - estação 5			
Magelonidae	2,5	32,56	32,56
Capitellidae	2,17	18,09	50,66
Nuculidae	1,17	13,21	63,86
Tetillidae	1,17	10,5	74,36
Amphiuridae	1	10,07	84,43
Tellinidae	1	5,12	89,55
Edwardsiidae	0,83	4,79	94,34
Dezembro - estação 6			
Amphiuridae	3,5	36,59	36,59
Magelonidae	1,83	28,42	65,01
Tellinidae	2	16,57	81,58
Edwardsiidae	0,67	8,18	89,76
Capitellidae	1,83	4,67	94,43
Dezembro - estação 7			
Nuculidae	3,5	37,66	37,66
Magelonidae	3	32,44	70,11
Capitellidae	1,67	15,32	85,43
Tellinidae	1	7,1	92,52
Dezembro - estação 8			
Magelonidae	5,17	44,81	44,81
Pilargidae	3	26,75	71,56
Nuculidae	2,33	13,54	85,11

Capitellidae	2	8,52	93,62
--------------	---	------	-------

Agosto - estação 1

Actiniaria	2,33	33,07	33,07
Spionida	3,17	23,18	56,24
Cephalaspidea	2	12,87	69,11
Veneroidea	1,17	7,9	77,02
Capitellida	1,33	5,66	82,67
Eunicida	1	4,99	87,66
Oweniida	0,83	3,86	91,52

Agosto - estação 2

Spionida	7,67	29,77	29,77
Capitellida	4,83	16,24	46,01
Phyllodocida	3,5	15,24	61,26
Oweniida	4,33	11,51	72,77
Actiniaria	2,67	10,18	82,95
Nuculoidea	1,67	5,35	88,3
Cephalaspidea	1,83	4,53	92,83

Agosto - estação 3

Spionida	5,33	57,05	57,05
Phyllodocida	2,33	13,69	70,74
Neogastropoda	2,5	10,28	81,02
Nuculoidea	1,17	7,51	88,54
Actiniaria	0,67	6,33	94,87

Agosto - estação 4

Actiniaria	3,33	25,08	25,08
Oweniida	4	20,81	45,89
Spionida	2	19,04	64,93
Capitellida	2,5	16,17	81,1
Phyllodocida	1,17	9,1	90,2

Agosto - estação 5

Spionida	2,33	40,42	40,42
Capitellida	2,83	30,32	70,73
Eunicida	0,5	7,99	78,72
Decapoda	0,67	5,48	84,2
Actiniaria	0,5	5,11	89,3
Terebellida	0,33	3,41	92,72

Agosto - estação 6

Ophiurida	2	27,61	27,61
Phyllodocida	1,5	13,04	40,66
Nuculoidea	1,83	10,25	50,91
Capitellida	2,17	10,05	60,96
Spionida	1,5	9,95	70,91
Oweniida	1,17	8,13	79,04
Veneroidea	0,83	6,66	85,7
Actiniaria	1,17	6,34	92,04

Agosto - estação 7

Phyllodocida	3,6	26,86	26,86
Spionida	4	26	52,86
Ophiurida	3,2	17,66	70,52
Capitellida	4,8	11,27	81,8
Actiniaria	1	5,32	87,12
Oweniida	1,2	4,54	91,65

Agosto - estação 8

Spionida	3	39,99	39,99
Phyllodocida	2,5	27,38	67,37
Capitellida	1	11,87	79,24
Nuculoida	1,17	9,87	89,11
Amphioxiformes	0,5	4,03	93,14

Dezembro - estação 1

Spionida	1,67	37,27	37,27
Capitellida	1,83	26,83	64,1
Phyllodocida	1,83	19,44	83,53
Nuculoida	0,5	6,37	89,9
Actiniaria	1	5,72	95,63

Dezembro - estação 3

Nuculoida	2,33	36,73	36,73
Spionida	2,67	27,69	64,42
Cephalaspidea	1,83	21,36	85,78
Phyllodocida	1	6,39	92,18

Dezembro - estação 4

Oweniida	4,6	19,87	19,87
Ophiurida	1,4	19,04	38,91
Veneroida	1,6	18,65	57,56
Actiniaria	2,2	9,5	67,06
Phyllodocida	1,4	7,67	74,73
Eunicida	1,4	6,15	80,88
Decapoda	1,2	5,73	86,61
Spionida	0,8	5,64	92,25

Dezembro - estação 5

Spionida	2,5	30,38	30,38
Capitellida	2,17	16,88	47,26
Nuculoida	1,17	12,32	59,58
Spirophorida	1,17	9,8	69,38
Ophiurida	1	9,4	78,78
Veneroida	1,5	9,4	88,18
Actiniaria	0,83	4,47	92,64

Dezembro - estação 6

Ophiurida	3,5	33,89	33,89
Spionida	1,83	26,33	60,22
Veneroida	2,17	15,35	75,57
Phyllodocida	1,17	8,24	83,81
Actiniaria	0,67	7,57	91,38

	Dezembro - estação 7		
Spionida	3,33	35,6	35,6
Nuculoida	3,5	35,32	70,92
Capitellida	1,83	14,37	85,28
Veneroida	1	6,65	91,94
	Dezembro - estação 8		
Spionida	5,33	43,46	43,46
Phyllodocida	3,5	28,23	71,68
Nuculoida	2,33	12,5	84,18
Capitellida	2,17	10,63	94,82
	Agosto - estação 1		
Polychaeta	8,33	49,18	49,18
Gastropoda	3	22,68	71,86
Anthozoa	2,33	22,14	94,01
	Agosto - estação 2		
Polychaeta	21,33	76,13	76,13
Anthozoa	2,67	8,84	84,97
Bivalvia	2,33	6,67	91,65
	Agosto - estação 3		
Polychaeta	10,17	69,14	69,14
Bivalvia	2	13,29	82,44
Gastropoda	3	11,43	93,87
	Agosto - estação 4		
Polychaeta	10	71,09	71,09
Anthozoa	3,33	19,35	90,44
	Agosto - estação 5		
Polychaeta	6,83	87,52	87,52
Bivalvia	1,5	4,12	91,64
	Agosto - estação 6		
Polychaeta	7,83	60,99	60,99
Ophiuroidea	2	17,34	78,33
Bivalvia	2,67	16,57	94,9
	Agosto - estação 7		
Polychaeta	14,6	70,81	70,81
Ophiuroidea	3,2	13,74	84,54
Malacostraca	2	6,42	90,97
	Agosto - estação 8		
Polychaeta	7,33	89,67	89,67
Bivalvia	1,17	6,46	96,13
	Dezembro - estação 1		
Polychaeta	7,17	88,61	88,61
Bivalvia	0,83	7,01	95,62

	Dezembro - estação 3		
Polychaeta	4,67	48,12	48,12
Bivalvia	2,83	30,25	78,38
Gastropoda	2,67	20,63	99,01
	Dezembro - estação 4		
Polychaeta	9,2	49,48	49,48
Bivalvia	2,2	20	69,49
Ophiuroidea	1,4	13,17	82,66
Malacostraca	1,4	7,63	90,29
	Dezembro - estação 5		
Polychaeta	6	62,72	62,72
Bivalvia	2,83	23,51	86,24
Demospongiae	1,17	4,86	91,1
	Dezembro - estação 6		
Polychaeta	5,5	48,63	48,63
Ophiuroidea	3,5	25,37	74
Bivalvia	2,67	19,7	93,7
	Dezembro - estação 7		
Polychaeta	6,83	63,63	63,63
Bivalvia	4,5	35,45	99,09
	Dezembro - estação 8		
Polychaeta	12,17	87,4	87,4
Bivalvia	2,33	10,66	98,06
	Agosto - estação 1		
Annelida	8,33	41,84	41,84
Mollusca	4,33	39,32	81,16
Cnidaria	2,33	18,84	100
	Agosto - estação 2		
Annelida	21,33	76,13	76,13
Mollusca	4,17	10,6	86,74
Cnidaria	2,67	8,84	95,58
	Agosto - estação 3		
Annelida	10,17	67,43	67,43
Mollusca	5	26,6	94,02
	Agosto - estação 4		
Annelida	10	69,88	69,88
Cnidaria	3,33	19,02	88,89
Mollusca	0,83	3,5	92,39
	Agosto - estação 5		
Annelida	6,83	83,36	83,36
Mollusca	1,67	8,68	92,04
	Agosto - estação 6		

Annelida	7,83	59,68	59,68
Mollusca	3	18,88	78,56
Echinodermata	2	16,96	95,53
Agosto - estação 7			
Annelida	14,6	70,45	70,45
Echinodermata	3,2	13,67	84,12
Arthropoda	2	6,39	90,51
Agosto - estação 8			
Annelida	7,33	89,67	89,67
Mollusca	1,17	6,46	96,13
Dezembro - estação 1			
Annelida	7,17	84,78	84,78
Mollusca	1,83	11,9	96,68
Dezembro - estação 3			
Mollusca	5,5	55,7	55,7
Annelida	4,67	43,41	99,11
Dezembro - estação 4			
Annelida	9,2	49,48	49,48
Mollusca	3,4	23,15	72,63
Echinodermata	1,4	13,17	85,8
Arthropoda	1,4	7,63	93,43
Dezembro - estação 5			
Annelida	6	59,23	59,23
Mollusca	3,33	28,7	87,93
Porifera	1,17	4,59	92,52
Dezembro - estação 6			
Annelida	5,5	48,63	48,63
Echinodermata	3,5	25,37	74
Mollusca	2,83	19,7	93,7
Dezembro - estação 7			
Annelida	6,83	63,63	63,63
Mollusca	4,5	35,45	99,09
Dezembro - estação 8			
Annelida	12,17	85,37	85,37
Mollusca	2,5	12,74	98,11