

13. PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA COMUNIDADE DA MACROFAUNA BENTÔNICA E DAS COMUNIDADES FITO E ZOOPLANCTÔNICA – PBA 13 E 14 1

13.1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
13.2. METODOLOGIA.....	1
13.2.1. <i>Macrofauna Bentônica</i>	4
13.2.2. <i>Comunidade Fitoplanctônica</i>	5
13.2.3. <i>Comunidade Zooplanctônica</i>	6
13.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	9
13.3.1. <i>Macrofauna Bentônica – Campanha de setembro de 2013</i>	9
13.3.2. <i>Comunidade Fitoplanctônica – Campanha de setembro de 2013</i>	20
13.3.3. <i>Comunidade Zooplanctônica – Campanha de setembro de 2013</i>	38
13.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	45
13.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
13.6. EQUIPE TÉCNICA.....	60
13.7. ANEXOS	61

13. Programa de Monitoramento da Comunidade da Macrofauna Bentônica e das Comunidades Fito e Zooplanctônica – PBA 13 e 14

13.1. Introdução e Objetivos

O presente relatório é composto pela união do Programa de Monitoramento da Macrofauna Bentônica (PBA 13) com o Programa de Monitoramento da Comunidade Fito e Zooplanctônica (PBA 14), sendo ambos os programas pertencentes ao Programa de Monitoramento da Biota do Canal do Porto de Santos. A itemização deste relatório está de acordo com o PBA 13.

Este programa visa caracterizar qualitativa e quantitativa a macrofauna bentônica e as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas do Canal do Porto de Santos e acompanhar as mudanças ocorridas nestas comunidades durante o período do monitoramento.

13.2. Metodologia

Este estudo ocorre em toda a área diretamente afetada (ADA) e na área de influência direta (AID) no estuário e coincidente com os pontos amostrados no diagnóstico do meio biótico apresentado no EIA/RIMA da dragagem de aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos (FRF, 2008).

A rede amostral do programa em questão é composta por um total de 50 pontos de coleta, sendo 40 pontos coincidentes ao estudo do meio biótico do EIA (FRF, 2008) (Tabela 13.2-1) e 10 pontos adicionais na área dragada (meio do canal) (Tabela 13.2-2), conforme apresentado na Figura 13.2-1.

Em todos os pontos de coleta, são obtidos e registrados dados de temperatura, salinidade e profundidade do local, além dos dados pertinentes as características específicas do grupo taxonômico.

Tabela 13.2-1. Posição geográfica dos pontos de coleta das comunidades bentônicas e planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton).

Ponto	Fuso	Leste (E)	Norte (N)	Ponto	Fuso	Leste (E)	Norte (N)
P1	23J	364.243	7.342.570	P21	23K	360.068	7.354.666
P2	23J	364.587	7.343.656	P22	23K	359.927	7.355.545
P3	23K	365.514	7.345.615	P23	23K	366.849	7.355.538
P4	23K	365.053	7.346.057	P24	23K	366.623	7.354.591
P5	23K	368.881	7.346.654	P25	23K	367.152	7.353.981
P6	23K	368.576	7.346.812	P26	23K	368.343	7.354.110
P7	23K	368.827	7.348.443	P27	23K	368.574	7.353.681
P8	23K	368.427	7.348.255	P28	23K	369.992	7.354.387
P9	23K	367.688	7.349.946	P29	23K	373.731	7.343.648
P10	23K	367.306	7.349.713	P30	23K	374.462	7.353.003
P11	23K	366.992	7.352.522	P31	23K	374.374	7.354.463
P12	23K	366.399	7.352.544	P32	23K	375.100	7.354.975
P13	23K	366.405	7.353.183	P33	23K	375.316	7.355.513
P14	23K	365.322	7.353.365	P34	23K	376.040	7.355.110
P15	23K	363.729	7.353.503	P35	23K	357.327	7.353.578
P16	23K	364.385	7.354.524	P36	23K	358.885	7.352.584
P17	23K	363.438	7.354.500	P37	23K	356.412	7.352.200
P18	23K	363.654	7.354.616	P38	23K	354.018	7.352.037
P19	23K	360.677	7.354.199	P39	23K	353.447	7.350.594
P20	23K	361.146	7.354.776	P40	23K	355.805	7.349.602

Tabela 13.2-2. Posição geográfica dos 10 pontos de coleta das comunidades bentônicas e planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton) na área de dragagem.

Pontos Amostrais	Coordenadas	
	Latitude	Longitude
1	- 23.993209°	- 46.316078°
2	- 23.992465°	- 46.298768°
3	- 23.975273°	- 46.289585°
4	- 23.966372°	- 46.295696°
5	- 23.956830°	- 46.304810°
6	- 23.947631°	- 46.308885°
7	- 23.935966°	- 46.312126°
8	- 23.8928316°	- 46.327264°
9	- 23.920339°	- 46.342925°
10	- 23.915259°	- 46.365319°

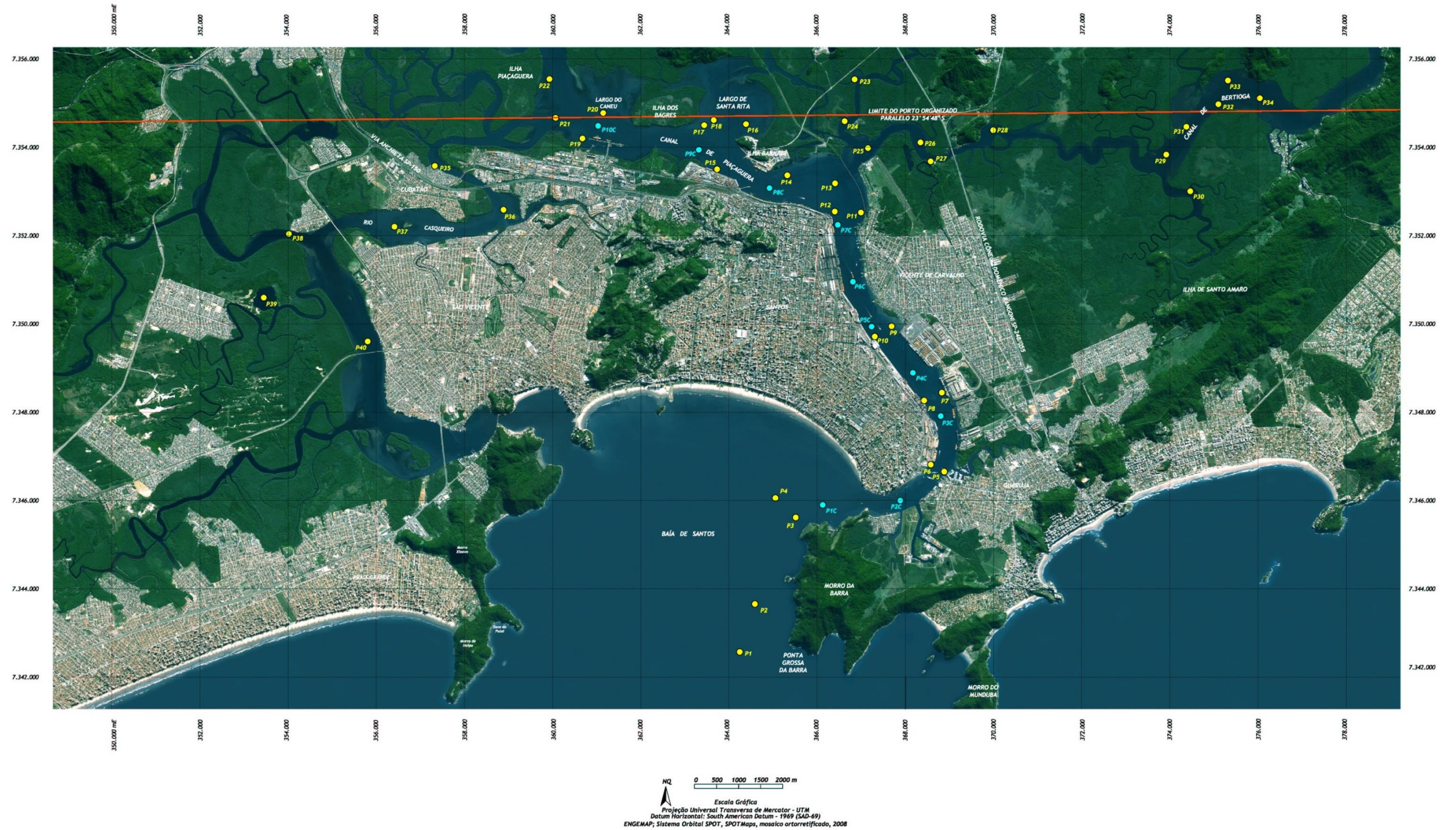


Figura 13.2-1. Indicação dos 50 pontos amostrais das comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas. Pontos amarelos = pontos indicados pelo EIA/RIMA (FRF, 2008); pontos azuis = pontos adicionais na área dragada.

13.2.1. Macrofauna Bentônica

A coleta da macrofauna bentônica é realizada utilizando-se pegador de fundo do tipo *van Veen*, com área amostral de 0,05 m² e volume de, aproximadamente, 4 litros de sedimentos. As amostras são coletadas em três réplicas em cada um dos 50 pontos de amostragem. Após a coleta, as amostras são lavadas em peneira de 500 µm e o material retido é preservado em álcool a 70% para posterior análise. Em laboratório, as amostras são triadas sob microscópio estereoscópico (Leica MZ6®) e os organismos separados em grandes grupos. A fauna é identificada até o menor nível taxonômico possível e os organismos não identificados até nível de espécie são classificados em morfotipos para serem incluídos nos cálculos de riqueza e diversidade de espécies. Os resultados são expressos utilizando as médias das triplicatas, com os respectivos valores de erro-padrão.

Os cálculos para as densidades médias e descritores da comunidade bentônica são feitos a partir da média entre as triplicatas. Os descritores calculados são: (1) abundância de indivíduos (ind. m⁻²); (2) riqueza específica (*S*: número de espécies/m²); (3) diversidade de espécies de Shannon-Wiener (*H'*: bits/indivíduo); e (4) equitatividade de Pielou (*J'*).

O índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (Magurran, 1988) é calculado com logaritmos naturais (ln), conforme recomendam Martins e Santos (1999), através da equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

p_i = porcentagem relativa da espécie “*i*” no total amostrado de todas as riquezas de espécies.

A equitatividade de Pielou indica se as espécies possuem abundâncias iguais entre todas as espécies da comunidade ($J'=1$) ou se apenas uma ou relativamente poucas espécies de uma comunidade tem grande número de

indivíduos (J' próximo de zero) (Krebs, 1989; Martins e Santos, 1999; Clarke e Warwick, 2001). A equitatividade é calculada através da fórmula:

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

Onde:

H' = índice de diversidade de espécies;

S = número de espécies na amostra.

Para identificar quais as espécies mais importantes em cada amostra é utilizada a Análise de Percentagens de Similaridade (Simper) (Clarke e Warwick, 2001). O Simper também compara pares de amostras de modo a mostrar a contribuição média das principais espécies à similaridade entre elas. Desta maneira, se uma espécie apresenta uma alta contribuição dentro de um grupo de amostras e baixa nos outros grupos, esta pode ser considerada como uma boa espécie discriminadora.

13.2.2. Comunidade Fitoplanctônica

As amostras de água para análise do fitoplâncton são coletadas com uma garrafa de Niskin, junto à superfície, acondicionadas em frascos de polietileno e fixadas em formol a 2%. Em laboratório é realizada uma análise quali-quantitativa dos organismos presentes nas amostras. O estudo seguirá a metodologia de sedimentação proposta por Utermöhl (1958), na qual se utilizam cubetas de 50 ml, ou inferior, conforme a concentração da amostra e, posteriormente, quantifica-se o número de organismos em microscópio invertido, após a sedimentação.

O procedimento de contagem seguirá o preconizado por Utermöhl (*op.cit*), levando em consideração as duas frações preponderantes: a do nanoplâncton (<20 μm), que será analisada com aumento de 400x ao longo do maior diâmetro da câmara de contagem; e a do microfitoplâncton (>20 μm), que será analisada com aumento de 200x em 1 ou 2 transects, dependendo da riqueza do material. Os valores obtidos serão extrapolados para número de células por litro, a partir do

qual serão calculados os percentuais relativos dos organismos considerando a densidade total como 100%.

Para a caracterização quali-quantitativa, a densidade do fitoplâncton é expressa em número de células por litro (cel/L). A Abundância Relativa (AR) de cada táxon é calculada na base da sua proporção em relação à densidade total. A significância dos resultados de densidade fitoplanctônica total é avaliada pela aplicação do teste de análise de variância. Para esta análise, os dados serão testados quanto à normalidade e homocedasticidade.

A partir dos dados brutos, são calculados os índices ecológicos, como número de taxa (S), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitatividade de Pielou (J').

Para o estabelecimento de grupos de pontos de coleta com composição taxonômica semelhante, deverá ser aplicado o índice de similaridade de Bray-Curtis aos dados do fitoplâncton, transformados pela raiz quadrada. Para a significância dos resultados da análise de similaridade, é aplicado o teste ANOSIM. A matriz de similaridade de Bray-Curtis é utilizada também para a análise de ordenação não-métrica multidimensional (MDS) dos pontos de coleta.

13.2.3. Comunidade Zooplanctônica

A coleta do zooplâncton é efetuada por meio de arrastos verticais, desde 1,5 metros acima do fundo até a superfície, utilizando uma rede cônico-cilíndrica, com 40 cm de diâmetro interno, 1,76 m de comprimento e malhagem de 200 μ m. Também é realizado arrastos horizontais, com duração de 3 minutos cada. Neste caso, o volume de água do mar filtrado pela rede é estimado através de fluxômetro marca General Oceanics instalado, devidamente calibrado, na rede.

Os organismos retidos pela rede são acondicionados em frascos de 500 mL de capacidade e fixados em solução salina de formaldeído a 4% tamponada.

O cálculo do volume de água filtrado nos arrastos foi feito de acordo com a seguinte expressão:

$$V = a * n * c$$

Onde:

V = volume de água filtrada pela rede (m³);

a = área da boca da rede (m²);

n = número de rotações do fluxômetro durante o arrasto;

c = taxa de calibração do fluxômetro (rotações por metro).

No laboratório, as amostras de zooplâncton são fracionadas utilizando-se um quarteador do tipo Motoda (Omori e Ikeda, 1984) para análise de, no mínimo, 1/32 da amostra total. As alíquotas, com no mínimo 300 organismos, foram analisadas sob estereomicroscópio binocular, com aumento de 100x.

A identificação dos organismos do zooplâncton foi baseada nas seguintes referências: Todd *et al.* (1996), Boltovskoy (1981) e Boltovskoy (1999). Os organismos pertencentes aos grupos dominantes do holoplâncton (Copepoda, Appendicularia, Cladocera, Thaliacea e Chaetognatha) são identificados até o nível de espécie sempre que possível. As larvas meroplanctônicas são identificadas ao nível de grandes grupos.

O cálculo do número de indivíduos por metro cúbico de água (organismos/m³) foi feito dividindo-se o número total de organismos encontrados para cada táxon identificado pelo volume de água filtrado pela rede em cada ponto de coleta. A Abundância Relativa (AR) de cada táxon foi calculada com base na sua proporção em relação à densidade total.

Os índices de diversidade de Shannon e de dominância de Simpson foram calculados para cada ponto de coleta. O índice de diversidade de Shannon (H') mede o grau de incerteza em se prever a qual espécie pertencerá um indivíduo escolhido ao acaso. Portanto, quanto maior o valor, maior o grau de incerteza e em uma comunidade com somente uma espécie não há dúvidas quanto à qual espécie pertence um indivíduo retirado ao acaso, sendo então $H' = 0$. Em outras palavras, quanto maior o valor deste índice, maior a diversidade. O valor do índice de Shannon aumenta com o aumento do número de espécies e teoricamente

pode atingir qualquer valor máximo, mas, na prática, valores maiores do que 5 são raros. A base logarítmica proposta inicialmente é \log_2 por sua relação com a Teoria da Informação (Krebs, 1999).

A obtenção deste índice para os pontos de coleta do presente estudo se deu a partir da seguinte fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i * \log_2 p_i$$

Onde:

H' = índice de diversidade (bits/indivíduo)

s = número de espécies

p_i = proporção da espécie i na amostra

O índice de dominância de Simpson (D) indica o grau de dominância existente em uma comunidade. Reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. Varia de 0 a 1 e quanto mais alto for, maior a probabilidade dos dois indivíduos sorteados serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade. É calculado da seguinte maneira:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Onde:

s = número de espécies

p_i = proporção da espécie i na amostra

Além dos cálculos dos índices ecológicos, foram efetuadas análises estatísticas, visando uma interpretação abrangente dos processos de distribuição dos organismos e a eventual detecção de impactos ambientais sobre o zooplâncton. A significância dos resultados de densidade zooplanctônica total é avaliada pela aplicação do teste de análise de variância. Para esta análise, os dados são testados quanto à normalidade e homocedasticidade. Para o entendimento da relação existente entre os grupos faunísticos e os pontos de coleta, são realizadas análises estatísticas multivariadas.

13.3. Resultados e Discussão

Desde o início dos Programas de Monitoramento da Macrofauna Bentônica e das Comunidades Fito e Zooplanctônicas, em janeiro de 2010, foram realizadas até o presente sete campanhas, incluindo a Campanha Prévia (Tabela 13.3-1).

Tabela 13.3-1 Campanhas realizadas para os Programas de Monitoramento da Macrofauna Bentônica e das Comunidades Fito e Zooplanctônicas.

Campanhas	
Campanha 1 - Janeiro de 2010	Campanha 5 - Maio de 2012
Campanha 2 - Julho de 2010	Campanha 6 - Janeiro de 2013
Campanha 3 - Janeiro de 2011	Campanha 7 - Setembro de 2013
Campanha 4 - Novembro de 2011	

No segundo semestre de 2013, período a que este relatório se refere, foi realizada a 7ª Campanha de coleta de amostras para análise da macrofauna bentônica e das comunidades fito e zooplanctônicas entre os dias 23 e 27 de setembro de 2013. Os resultados obtidos da avaliação dessas amostras são apresentados a seguir.

13.3.1. Macrofauna Bentônica – Campanha de setembro de 2013

Na Campanha de setembro de 2013 foram coletados 1.789 indivíduos da macrofauna bentônica. Este número foi bem inferior ao encontrado na campanha

anterior, de janeiro de 2013, quando se coletou 12.795 invertebrados bentônicos. Nas campanhas de maio de 2012 e de janeiro de 2013, contudo, a grande maioria dos indivíduos coletados eram gastrópodes da espécie *Heleobia australis*. Nessas campanhas, a contribuição relativa dessa espécie foi de 68% (5.831 indivíduos, em maio de 2012) e 82% (10.508 indivíduos, em janeiro de 2013) do total da fauna registrada. Como já mencionado em relatórios anteriores, esta espécie é oportunista em locais com alta carga orgânica e baixa salinidade, normalmente ocorrendo no ponto de coleta P40 (99,8% das ocorrências desde o início do monitoramento).

Muito embora na atual campanha (setembro de 2013) este gastrópode tenha atingido uma representatividade relativamente baixa, de 4,9% (88 indivíduos) (Figura 13.3.1-1), este valor é, ainda assim, significativo ao se considerar densidades de outras espécies da macrofauna bentônica, especialmente dos moluscos. Portanto, decidiu-se excluir novamente nesta campanha a espécie *Heleobia australis* das análises, tanto por sua relativa alta influência nos resultados quanto para manter o padrão em relação às campanhas anteriores, quando o mesmo procedimento foi adotado.

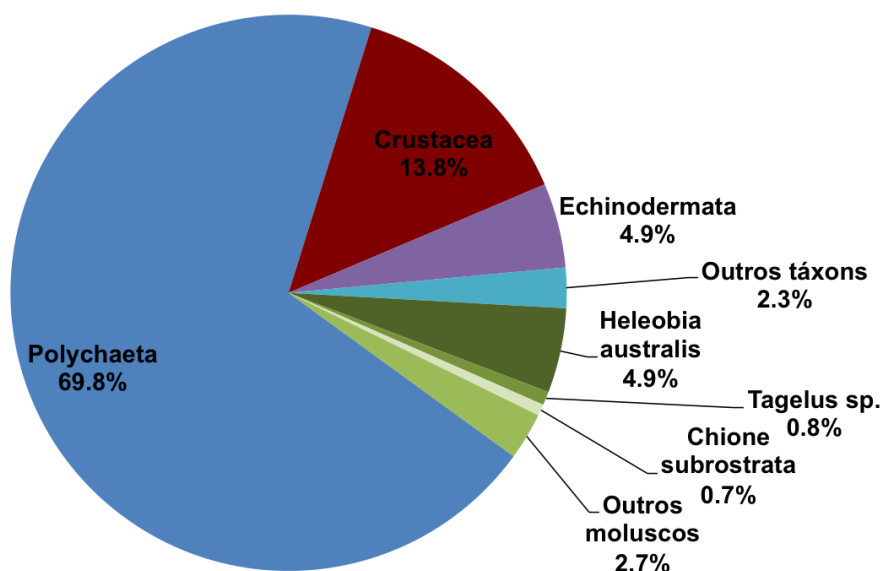


Figura 13.3.1-1. Frequência relativa dos principais grupos da macrofauna bentônica coletados na campanha realizada em setembro de 2013 em relação ao gastrópode *Heleobia australis*. Outros taxa = Anthozoa, Nemertea, Phoronida, Pycnogonida, Enteropneusta e Cephalochordata.

O restante da macrofauna (retirados os indivíduos de *Heleobia australis*) totalizou 1.701 indivíduos, ou seja, cerca de 20% a menos em relação às duas campanhas anteriores. Destes, Polychaeta foi o mais abundante representando 73,4% dos indivíduos, seguido de Crustacea (14,5%), Echinodermata (5,2%) e Mollusca (4,4%). O restante 2,5% foi composto por organismos dos grupos Anthozoa, Nemertea, Sipuncula, Pycnogonida, Enteropneusta e Collembola Anthozoa, Nemertea, Phoronida, Pycnogonida, Enteropneusta e Cephalochordata (Figura 13.3.1-2).

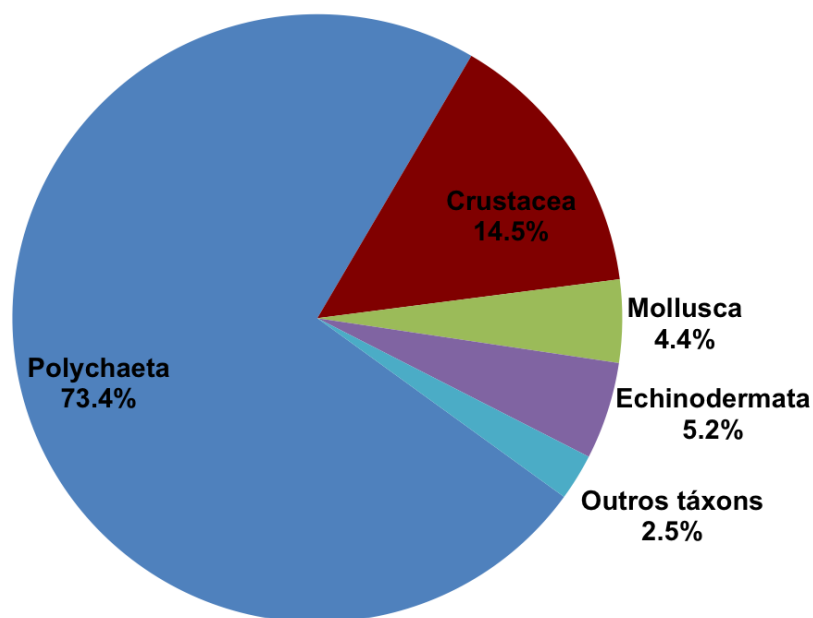


Figura 13.3.1-2. Frequência relativa dos principais grupos da macrofauna bentônica coletados na campanha realizada em setembro de 2013, excluindo *Heleobia australis*. Outros taxa = Anthozoa, Nemertea, Phoronida, Pycnogonida, Enteropneusta e Cephalochordata

Os resultados de densidade média da macrofauna bentônica foram organizados de acordo com os trechos de dragagem do canal (Trecos 1 a 4) (Figura 13.3.1-3).

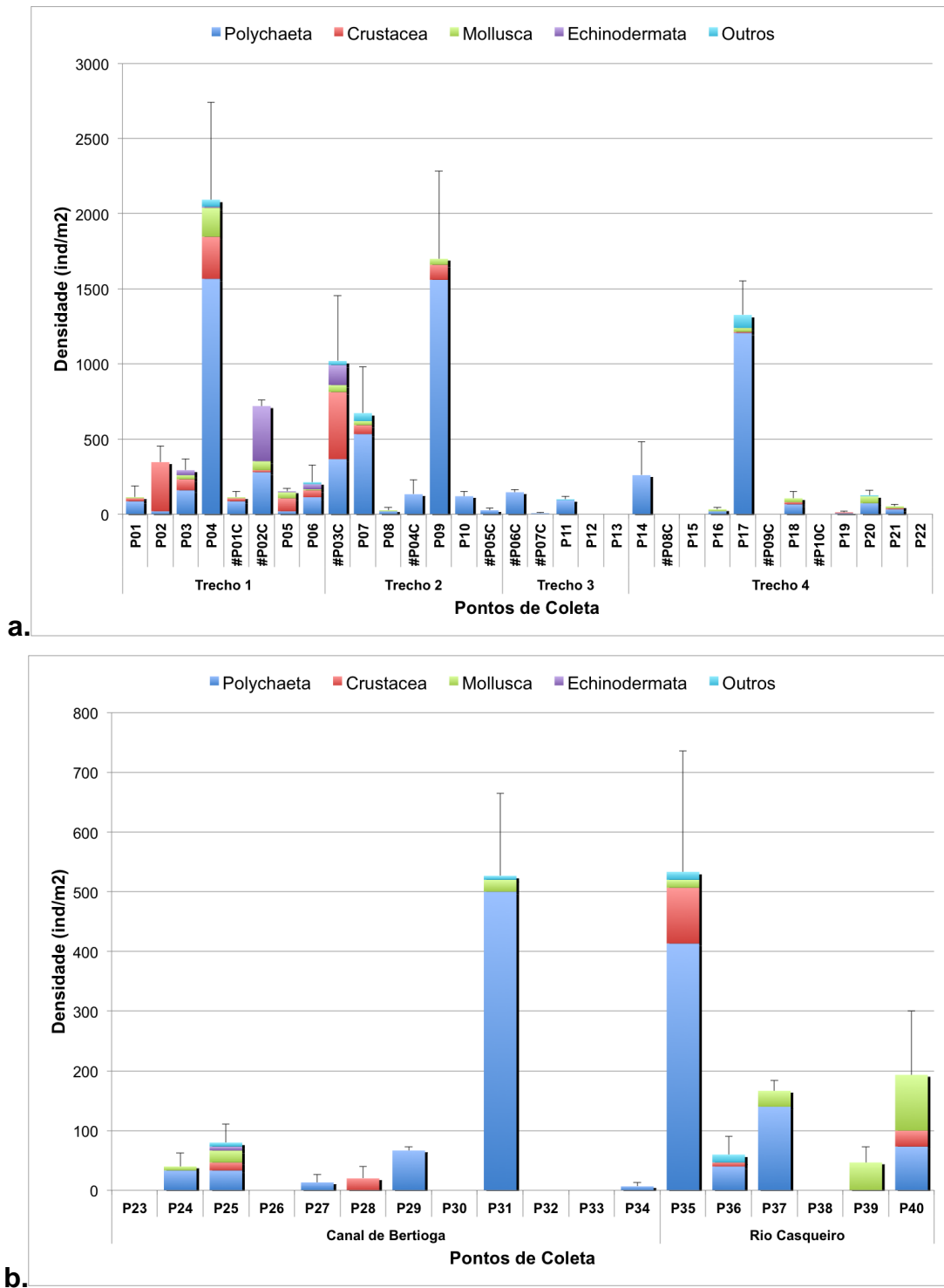


Figura 13.3.1-3. Densidade média (ind.m⁻²) dos principais grupos da macrofauna bentônica coletados na Campanha de setembro de 2013. **(a)** Pontos de coleta na área do Canal de Dragagem (Trechos); **(b)** Pontos de coleta no Canal Bertioga/Rio Casqueiro. Outros = Anthozoa, Nemertea, Phoronida, Pycnogonida, Enteropneusta e Cephalochordata.

Em relação ao Trecho 1, as menores densidades deram-se nos pontos P1, P1C e P5. O ponto P1C, que não apresentou organismos na Campanha de maio 2012, voltou a apresentar fauna em janeiro de 2013 e manteve a mesma baixa abundância na campanha atual (113,3 ind.m⁻²) (Figura 13.3.1-3a). O ponto P4 apresentou a maior abundância (2.093,3 ind.m⁻²), destacando-se as espécies de poliquetas *Kinbergonuphis orenzansi* e *Mediomastus* sp. A análise SIMPER detectou os cumáceos (Cumacea spp.) e os poliquetas *Kinbergonuphis orenzansi* e *Kinbergonuphis difficilis* como as principais espécies do Trecho 1, com cerca de 37,8% de contribuição para a comunidade local.

No Trecho 2, os pontos P4C, P5C, P8 e P10 apresentaram abundâncias muito baixas (entre 4 e 20 indivíduos coletados) (Figura 13.3.1-3a). Os pontos com maiores densidades foram P9, dominado pelo poliqueta *Capitella capitata*, e P3C, dominado pelo anfípode *Photis* sp. Os organismos mais típicos da comunidade macrobentônica do Trecho 2 foram os poliquetas *Capitella capitata* e *Kinbergonuphis orenzansi*, representando cerca de 50% da comunidade bentônica deste trecho (análise SIMPER).

Todos os pontos de coleta do Trecho 3 de dragagem, localizado mais no interior do canal, apresentaram baixa densidade (< 22 indivíduos coletados) (Figura 13.3.1-3a). Os pontos P12 e P13 não apresentaram indivíduos e no ponto P7C foi encontrado apenas um indivíduo do poliqueta *Kinbergonuphis difficilis*. Neste trecho, os poliquetas *Chaetozone* sp. e *Magelona posterelongata* representaram 50% da comunidade bentônica (análise SIMPER).

No Trecho 4, a abundância faunística também foi baixa (Figura 13.3.1-3a) e cinco pontos de coleta não apresentaram indivíduos (P8C, P9C, P10C, P15 e P22). Apenas P17 atingiu densidades expressivas (1.326,7 ind.m⁻²), sendo dominado pelo poliqueta *Mediomastus* sp. (860 ind.m⁻²). Neste trecho, os organismos típicos foram o poliqueta *Glycinde multidentis*, o bivalve *Tagelus* sp. e *Mediomastus* sp. (SIMPER - 50,5% de representatividade neste trecho). Os pontos localizados no canal de Bertioga de modo geral apresentaram baixas densidades e cinco pontos de coleta não apresentaram nenhum indivíduo (P23, P26, P30, P32 e P33) (Figura 13.3.1-3b). No ponto P31 foi encontrada a maior densidade do trecho (526,7 ind.m⁻²) e o poliqueta *Prionospio pinnata* foi o principal

organismo (293,3 ind.m⁻²). Dentre todos os pontos de coleta do Canal de Bertioga, a análise SIMPER detectou as espécies de poliqueta *Prionospio pinnata* e *Glycinde multicens* como seus principais representantes, somando 58% de contribuição.

Os pontos de coleta do Rio Casqueiro apresentaram baixas densidades e o ponto P38 não apresentou organismos da macrofauna. Os pontos P35, P37 e P40 foram os que apresentaram as maiores densidades de organismos (Figura 13.3.1-3b), destacando-se os poliquetas *Magelona papillicornis* (P35 e P40), *Glycinde multicens* (P35 e P37) e *Naineris setosa* (P35). Vale lembrar a alta densidade do gastrópode *Heleobia australis* no ponto P40, que não está representada na Figura 13.3.1-3b. No rio Casqueiro, as espécies mais típicas foram *Heleobia australis* (39,1%) e os poliquetas *Glycinde multicens* e *Mediomastus* sp. Juntas, as três espécies contribuíram com 73,6% da similaridade entre os pontos do trecho.

Uma análise geral dos pontos de coleta dos Trechos 1 a 4 mostra a dominância de Polychaeta, com mais de 80% dos pontos (onde ocorreram organismos) apresentando densidades acima de 50% deste táxon (Figura 13.3.1-4). Em algumas estações, apenas poliquetas ocorreram (P8, P9, P10, P5C, P6C, P7C E P14). Este grupo, além de ser extremamente comum em fundos não consolidados (Paiva 2006), é constituído de várias espécies oportunistas e resistentes a ambientes impactados (Tsutsumi, 1987; Dutrieux *et al.*, 1989), como é o caso da área do Porto de Santos (Braga *et al.*, 2003; Oliveira e Qi, 2003).

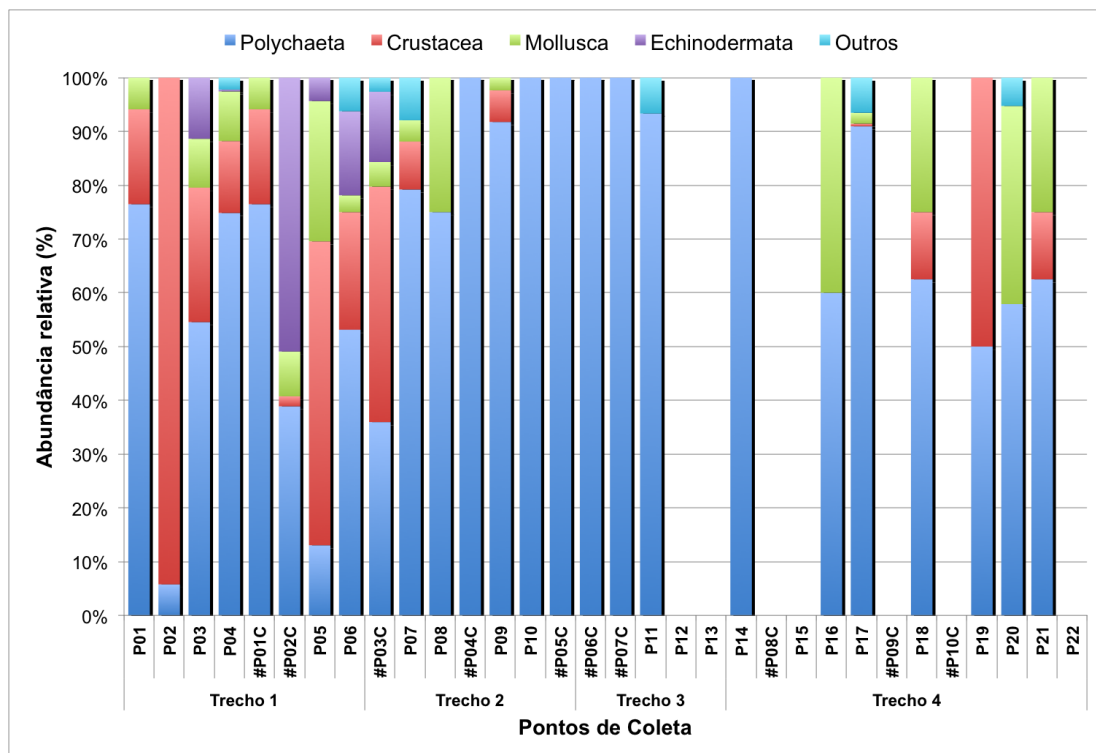


Figura 13.3.1-4. Frequência relativa dos principais grupos da macrofauna bentônica coletados durante a Campanha de setembro de 2013 nos trechos 1 a 4. Outros taxa = Anthozoa, Nemertea, Phoronida, Pycnogonida, Enteropneusta e Cephalochordata.

No canal de Bertioga e Rio Casqueiro, áreas mais distantes do mar e mais influenciadas pela água doce, a maioria dos pontos de coleta também foram dominados por poliquetas e também foi encontrada uma boa representatividade de moluscos (Figura 13.3.1-5).

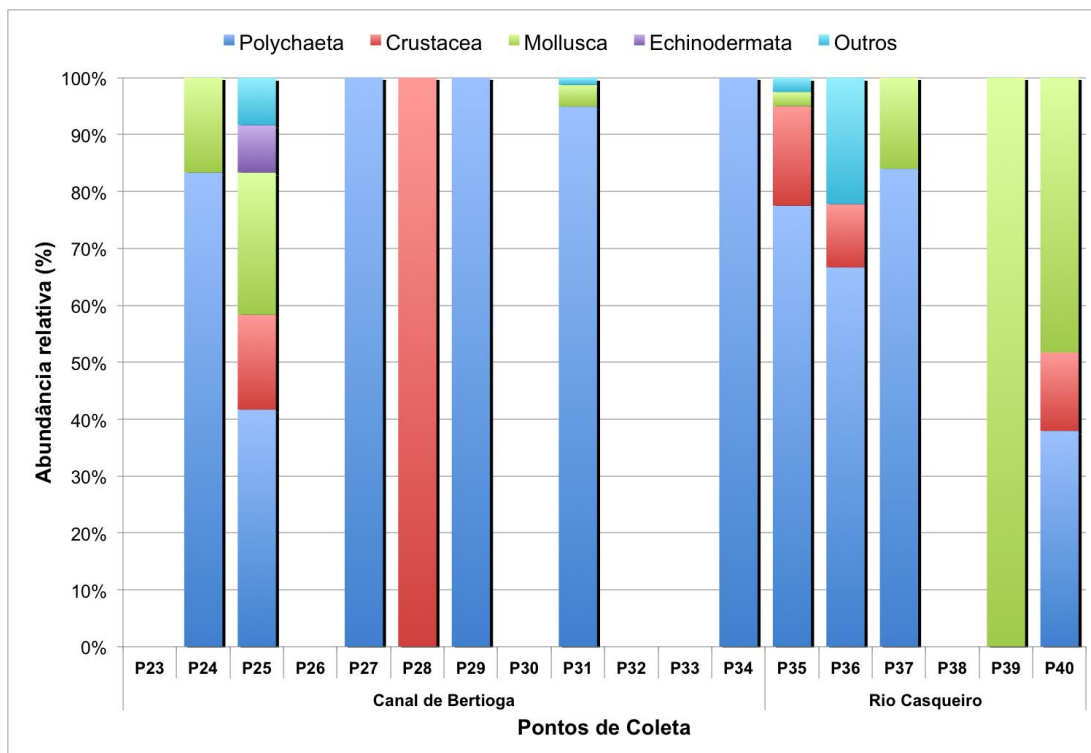


Figura 13.3.1-5. Frequência relativa dos principais grupos da macrofauna bentônica coletados durante a Campanha de setembro de 2013 no canal de Bertioga e Rio Casqueiro. Outros taxa = Anthozoa, Nemertea, Phoronida, Pycnogonida, Enteropneusta e Cephalochordata.

Na Campanha de setembro de 2013 houve uma grande dominância numérica do poliqueta *Kinbergonuphis orenzansi* (Figura 13.3.1-6a). Esta espécie ocorreu em grandes números nas estações P4 e P7 do canal do Porto de Santos, localizados respectivamente na foz do estuário e logo após a entrada do canal de Santos. Outras espécies importantes foram *Capitella capitata*, *Mediomastus* sp. e *Prionospio pinnata*, espécies características dos pontos da Baía e trecho inicial do estuário de Santos.

Como já mencionado anteriormente, os crustáceos foram bem menos abundantes que os poliquetas. Nesta campanha, houve a dominância de cumáceos (Cumacea spp.) no Trecho 1, seguido pelo anfípode *Photis* sp., espécie que dominou na campanha anterior e que se concentrou nos pontos P3C e P7 (Trecho 2). Os crustáceos decápodes *Hexapanopeus* cf. *schimitti* (comum no fundo do estuário) e *Pinnixa sayana* (comum ao longo do canal de Santos)

também foram importantes entre os crustáceos, ainda que ocorrendo em baixos números (Figura 13.3.1-6b.)

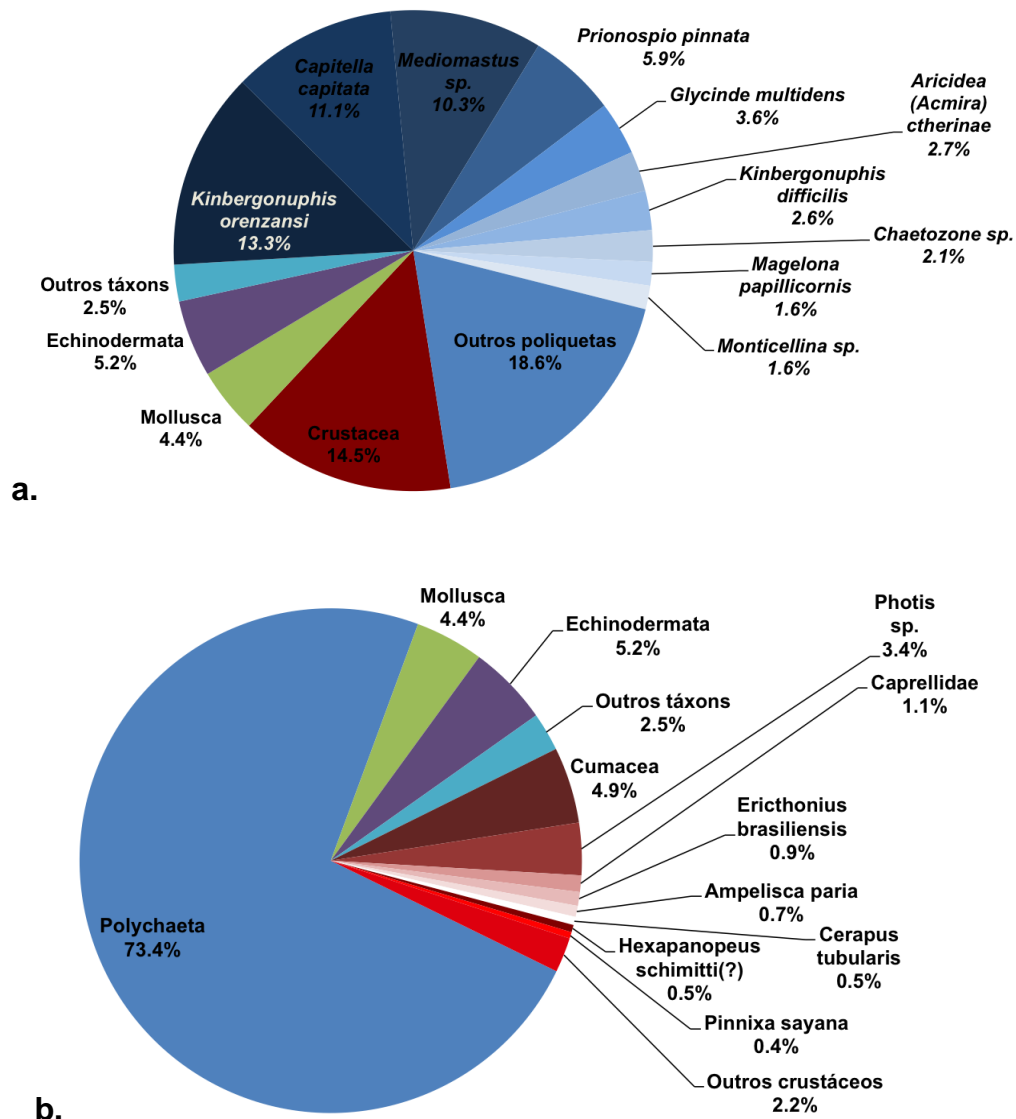


Figura 13.3.1-6. Frequência relativa das principais espécies de (a) Polychaeta e (b) Crustacea coletadas durante a Campanha de setembro de 2013.

Quanto aos índices ecológicos, uma visão geral mostra que a riqueza e diversidade macrobentônica da região é baixa (Figuras 13.3.1-7 e 13.3.1-8). Isto posto, as maiores riquezas e diversidades totais de espécies ocorreram no Trecho 1, com cerca de $6,7 \pm 1,1$ (erro-padrão) espécies e $1,3 \pm 0,2$ bits ind.⁻¹. Nos Trechos 1 e 2, os mais externos do estuário, o número médio de espécies e a

diversidade específica são maiores. Já nos trechos 3 e 4 esses parâmetros diminuem, provavelmente pela menor influência marinha.

Esses fatos podem estar relacionados à entrada da cunha salina, devido a variações da maré, para o interior do estuário. Isso possibilitaria o estabelecimento de populações de organismos menos tolerantes a baixas salinidades em trechos mais à montante do estuário. Ao mesmo tempo, as baixas diversidade e riqueza observadas nos pontos às margens do canal dragado também poderiam estar relacionadas ao alto grau de poluição orgânica, o que manteria as populações em risco.

Já nos trechos mais a jusante (Trechos 1 e 2), os baixos níveis de riqueza e diversidade da fauna nos pontos localizados no canal dragado podem ser devido à própria atividade de dragagem, enquanto que nas áreas próximas das margens os níveis seriam maiores devido à melhor circulação e, conseqüentemente, qualidade da água.

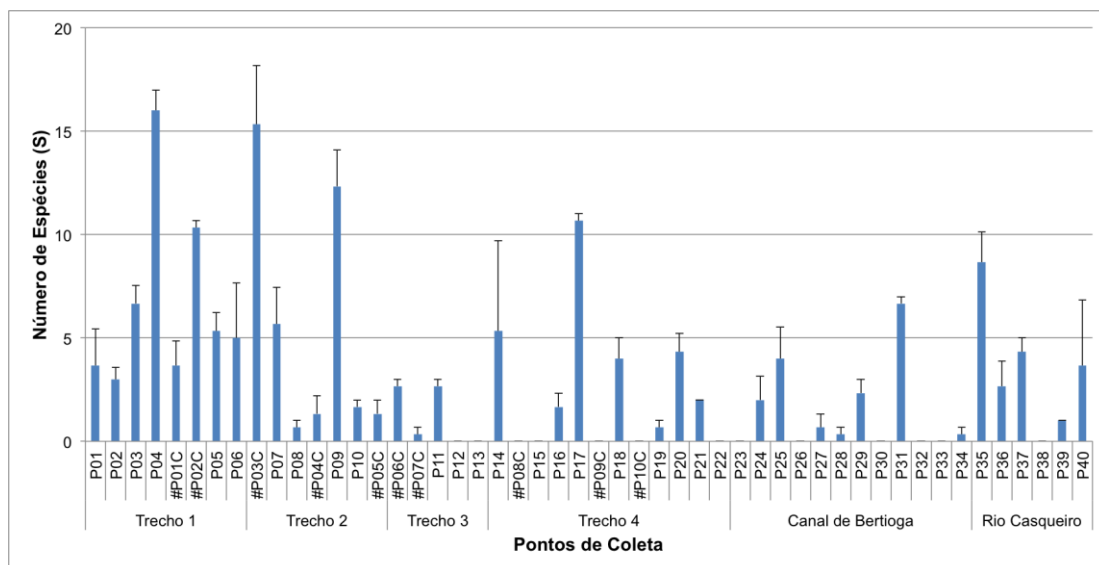


Figura 13.3.1-7. Riqueza em número de espécies das amostras da Campanha de setembro de 2013. Linhas verticais representam o erro padrão.

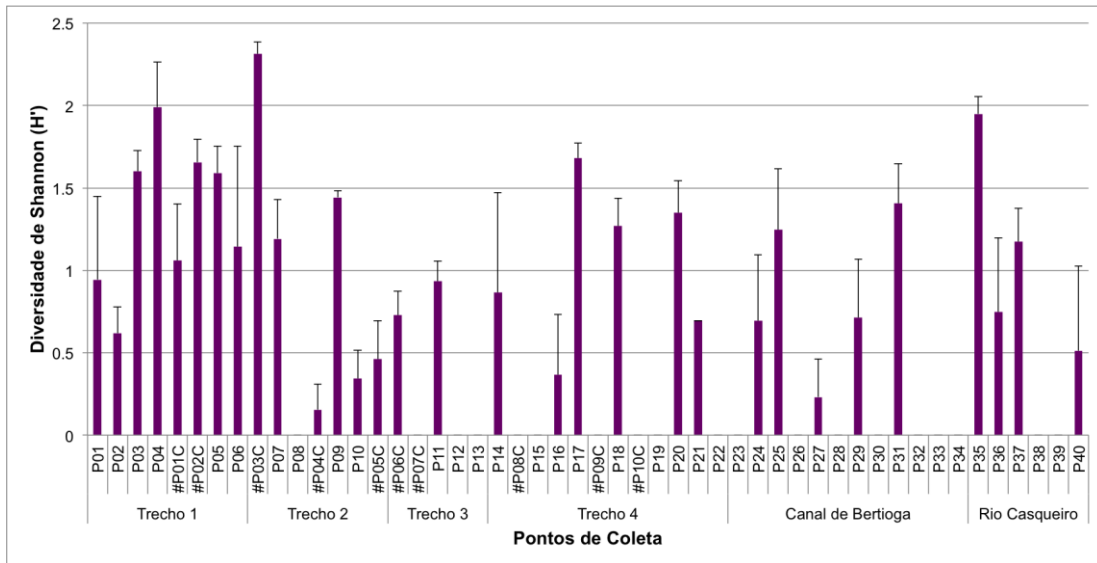


Figura 13.3.1-8. Diversidade específica das amostras de macrofauna bentônica da Campanha de setembro de 2013. Linhas verticais representam o erro padrão.

A equitatividade calculada para os pontos de coleta se manteve baixa principalmente nos trechos mais internos do canal (Figura 13.3.1-9).

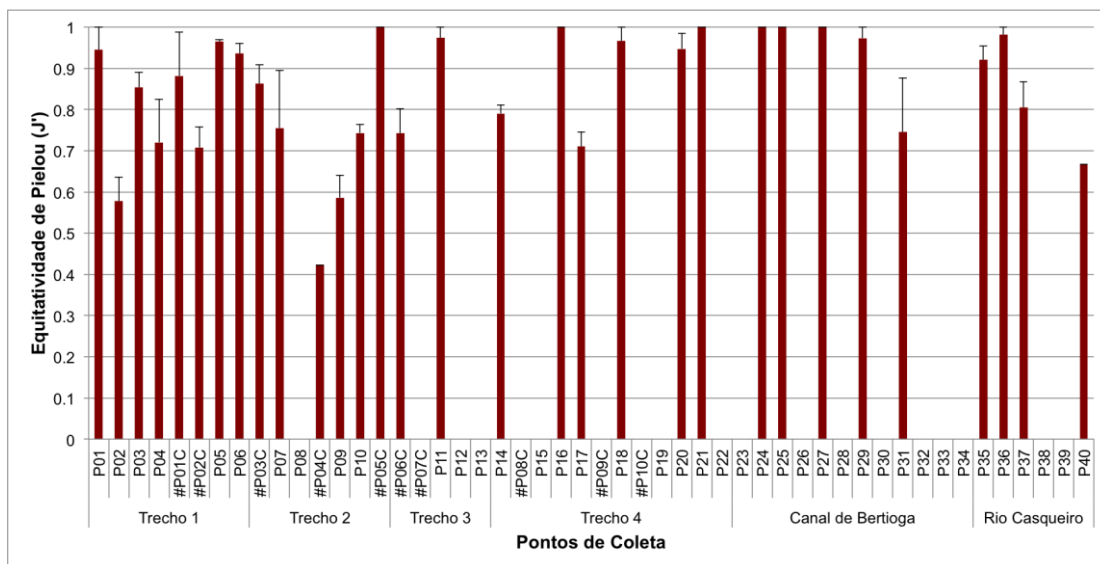


Figura 13.3.1-9. Equitatividade (J') encontrada nas amostras de macrobentos realizada em Setembro de 2013. Linhas verticais representam o erro padrão.

13.3.2. Comunidade Fitoplanctônica – Campanha de setembro de 2013

Foram analisadas as 50 amostras referentes à Campanha de setembro de 2013. Os taxa fitoplanctônicos (nanofitoplâncton e microplâncton) e densidades destes são apresentados no Anexo 13.7-2. Nesta campanha foram identificados 102 taxa pertencentes às classes Bacillariophyceae (diatomáceas - 48 taxa, identificados na maioria até gênero ou espécie), Dinophyceae (dinoflagelados - 36 taxa), Primnesiophyceae (incluindo coccolitoforídeos - 2 taxa), Cyanophyceae (cianobactérias - 4 taxa), Chlorophyceae (3 taxa), Prasinophyceae (1 táxon), Euglenophyceae (1 táxon), Dictyocophyceae (silicoflagelados - 2 taxa), Ebriophyceae (1 táxon) e Cryptophyceae (2 taxa), além de outros 2 taxa.

As maiores densidades de organismos fitoplanctônicos foram observadas nos pontos de coleta do Canal de Santos, notadamente em P5 e P6, e do Canal de Bertioga, no ponto P30 (Figuras 13.3.2-1 e 13.3.2-2).

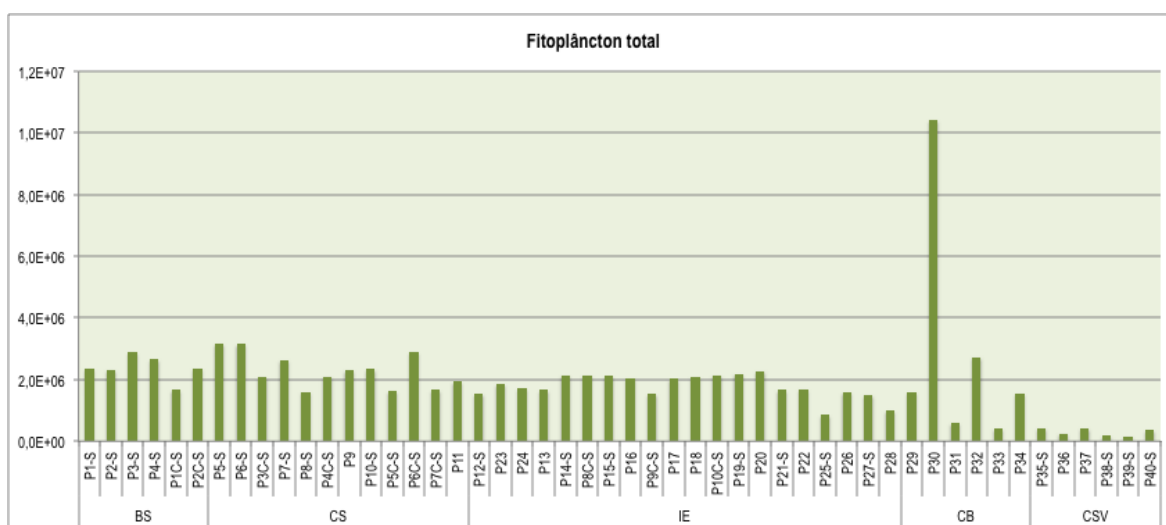


Figura 13.3.2-1. Densidade do fitoplâncton total (cel/L) nas amostras dos 50 pontos de coleta da Campanha de setembro de 2013 (BS- Baía de Santos, CS- Canal de Santos, IE- interior do estuário, CB- Canal de Bertioga, CSV- Canal de São Vicente).

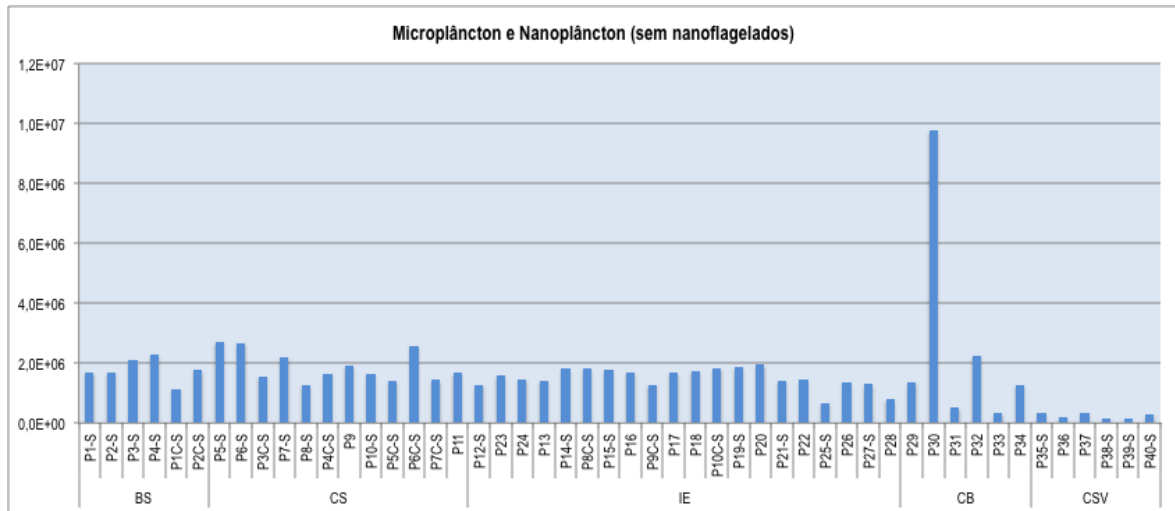


Figura 13.3.2-2. Densidade de organismos fitoplanctônicos (cel/L), sem considerar fitoflagelados, nas amostras dos 50 pontos de coleta da Campanha de setembro de 2013 (BS- Baía de Santos, CS- Canal de Santos, IE- interior do estuário, CB- Canal de Bertioga, CSV- Canal de São Vicente).

Nos pontos P5C e P6C, localizados na porção central do Canal de Santos, o dinoflagelado *Scrippsiella trochoidea* e a diatomácea *Rhizosolenia pungens* atingiram densidades da ordem de 10^5 cel.L⁻¹ ($5 \cdot 10^5$ cel.L⁻¹ e $2 \cdot 10^5$ cel.L⁻¹, respectivamente), enquanto que no Canal de Bertioga a maior densidade de organismos microplanctônicos foi observada no ponto P30 ($7 \cdot 10^6$ cel.L⁻¹), com maiores contribuições de dinoflagelados (Gymnodiniales - $4 \cdot 10^6$ cel.L⁻¹) e de Cryptophyceae ($2 \cdot 10^6$ cel.L⁻¹).

A contribuição do nanofitoplâncton foi elevada, variando entre 30% (principalmente no Canal de Bertioga) e 90% do total de organismos (no interior do sistema estuarino e Canal de São Vicente). Em geral, dentre os organismos nanofitoplanctônicos, houve predomínio de Prasinophyceae e cianobactérias (Figura 13.3.2-3). Os pontos de coleta da Baía de Santos e do Canal de Santos, com maior influência das águas costeiras, apresentaram maiores contribuições de cocolitofórideos.

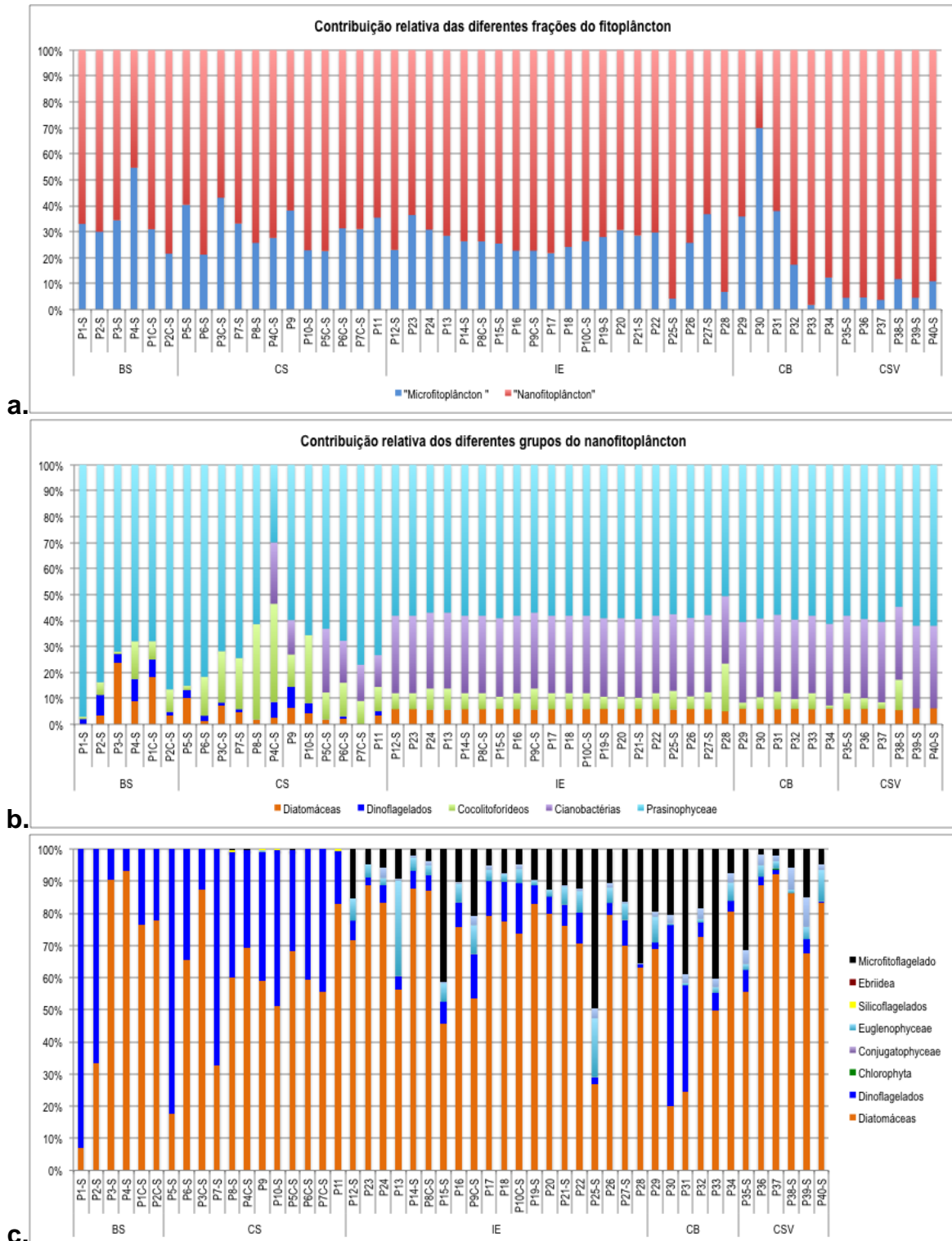


Figura 13.3.2-3. Contribuição relativa do nanofitoplâncton e microfitoplâncton (%) (a) e dos grupos que os constituem (b) e (c), respectivamente, sem considerar fitoflagelados, da Campanha de setembro de 2013.

Dentre os organismos microplancctônicos, houve predominância de diatomáceas e dinoflagelados (Figura 13.3.2-3). A contribuição de dinoflagelados foi elevada principalmente no Canal de Santos, Baía de Santos e Canal de Bertioga. Nos pontos P1 e P5 as abundâncias foram superiores à 80%, com densidades de *Scrippsiella trochoidea*, *S. spinifera* e *Phalacroma* acima de 10^5 cel.L^{-1} no ponto P1, na BS, e densidades da ordem de 10^3 cel.L^{-1} para *Alexandrium fraterculus*, *Scrippsiella trochoidea*, *Scrippsiella spinifera* e *Prorocentrum dentatum*, dentre outros dinoflagelados tecados.

Na Campanha de setembro de 2013, a diversidade apresentou valores mais elevados nas amostras do Canal de São Vicente (CSV) e Canal de Bertioga (CB), diminuindo em direção aos pontos P25 à P27, no interior do sistema estuarino (Figura 13.3.2-4). A equitatividade seguiu padrão semelhante (Figura 13.3.2-5).

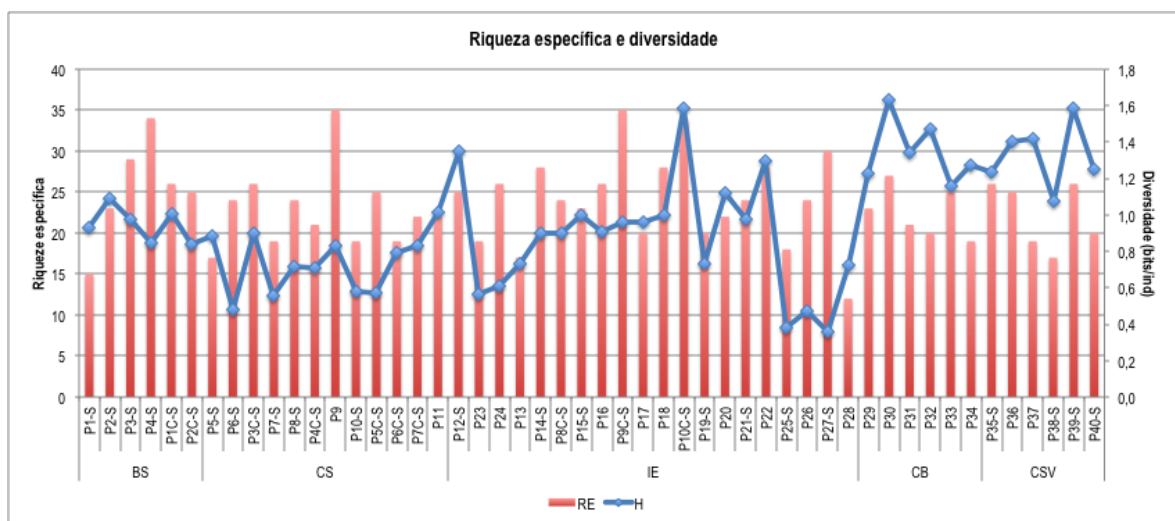


Figura 13.3.2-4. Riqueza específica (RE) e diversidade (H) nas amostras dos 50 pontos de coleta da Campanha de setembro de 2013 (BS- Baía de Santos, CS- Canal de Santos, IE- interior do estuário, CB- Canal de Bertioga, CSV- Canal de São Vicente).

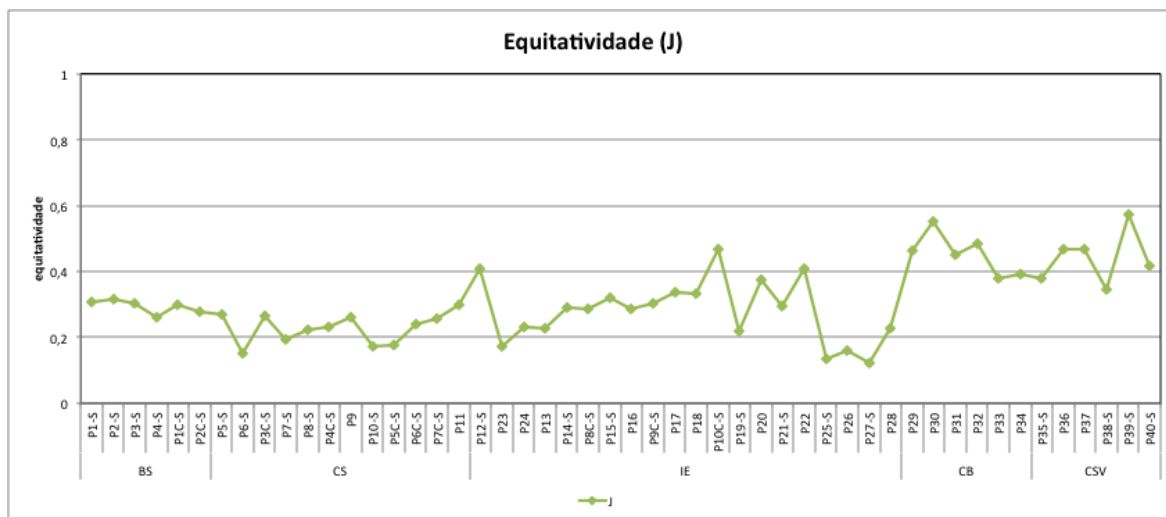


Figura 13.3.2-5. Equitatividade (J) das amostras dos 50 pontos de coleta da Campanha de setembro de 2013 (BS- Baía de Santos, CS- Canal de Santos, IE- interior do estuário, CB- Canal de Bertioga, CSV- Canal de São Vicente).

Análise integrada

Considerando as 7 campanhas realizadas desde janeiro de 2010 foram identificados um total de 250 taxa, a maior parte pertencente às classes Bacillariophyceae e Dinophyceae. Como já mencionado, na Campanha de setembro de 2013 foram identificados 102 taxa.

Em todas as campanhas, de forma geral, o nanoplâncton foi predominante, representado principalmente por fitoflagelados. Na Campanha de setembro de 2013 (Campanha 7) a densidade de organismos fitoplanctônicos foi semelhante à observada na Campanha 2, realizada em julho de 2010, e na Campanha 6, de janeiro de 2013, com ordens de grandeza variando de 10^5 a 10^6 células por litro (cel/L). Densidades elevadas do fitoplâncton, entre 10^6 a 10^7 cel/L, foram observadas nas campanhas realizadas durante o verão (Campanhas 1 e 3, realizadas em janeiro de 2010 e 2011), assim como na primavera de 2011 (Campanha 4) (Figura 13.3.2-6).

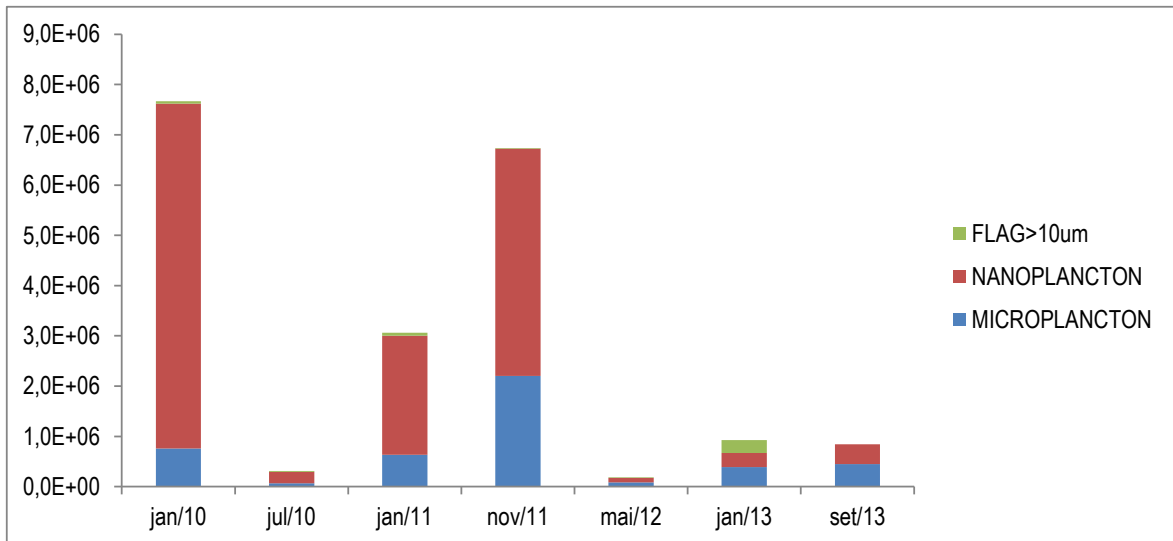


Figura 13.3.2-6. Densidade de organismos fitoplanctônicos (cel/L) das 7 campanhas realizadas entre janeiro de 2010 e setembro de 2013.

Considerando a densidade total de organismos fitoplanctônicos, não houve diferenças significativas entre as campanhas, excetuando a Campanha de maio de 2012, na qual a densidade máxima de fitoflagelados nanoplanctônicos foi de 10^8 cel/L (Figura 13.3.2-7). Nas amostragens realizadas, observou-se que as altas densidades de organismos fitoplanctônicos registradas nas campanhas de verão, realizadas nos meses de janeiro, foram encontradas nos pontos da porção mais interna do sistema estuarino. Nessas campanhas, as maiores contribuições foram de fitoflagelados e clorófitas nanoplanctônicas e cianobactérias filamentosas, indicando a maior contribuição de águas menos salinas. Nas demais campanhas os máximos de densidade foram observados nos canais ou na Baía de Santos.

A Campanha de maio de 2012 apresentou as maiores densidades de fitoflagelados nanoplanctônicos, o que levou a densidades totais da ordem de 10^8 cel/L nos pontos P1 e P8 (acima de $2 \cdot 10^8$ cel/L), localizados na Baía de Santos e Canal de Santos, respectivamente.

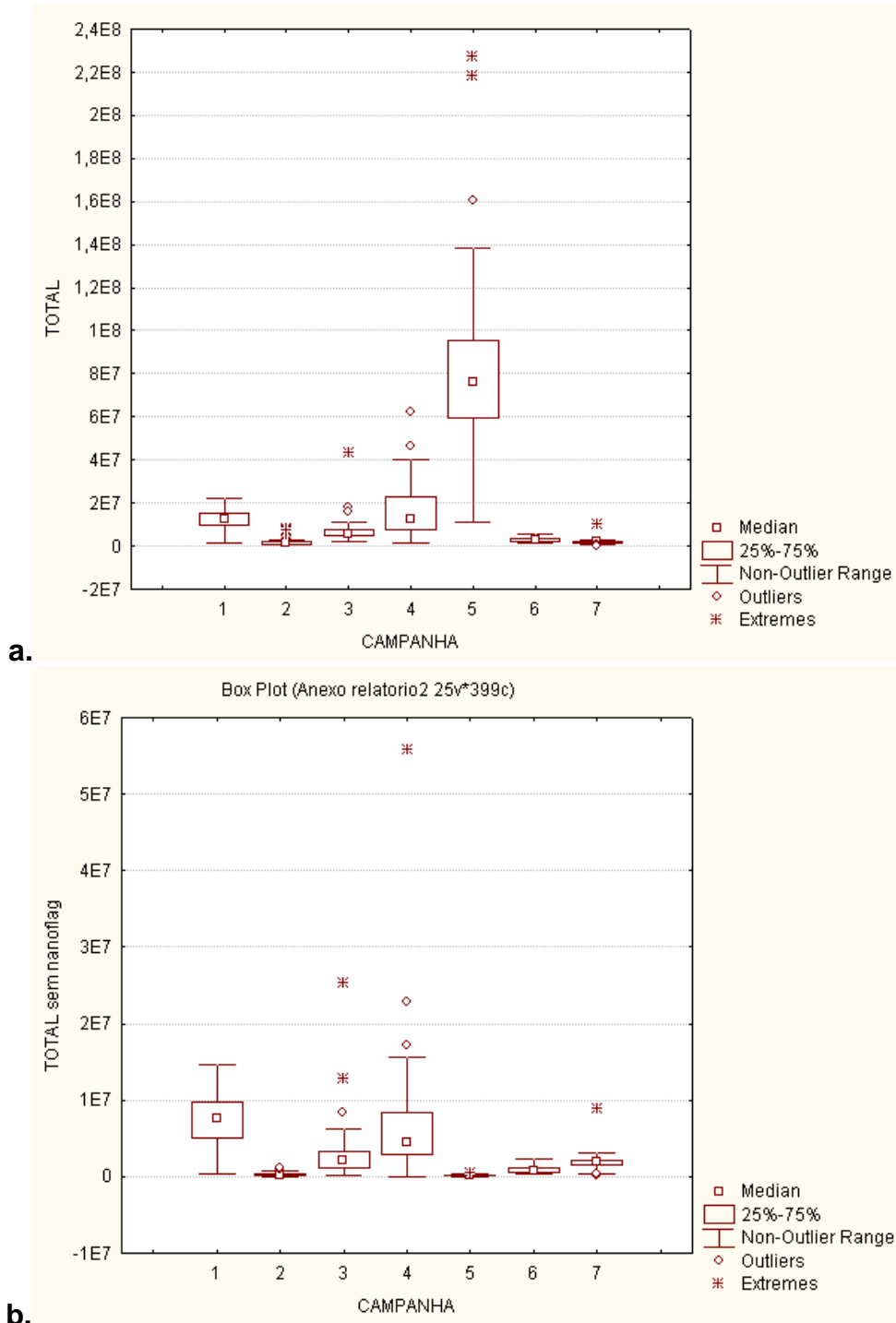


Figura 13.3.2-7. Diagrama *box-plot* indicando as variações de mediana, quartil, desvio sem *outliers*, *outliers* e extremos para fitoplâncton total, com (a) e sem (b) fitoflagelados nanoplantônicos < 10 µm, das campanhas de: 1 - janeiro de 2010; 2 - julho de 2010; 3 - janeiro de 2011; 4 - novembro de 2011; 5 - maio de 2012; 6 - janeiro de 2013; 7 - setembro de 2013.

Considerando o total de organismos microfitoplanctônicos e nanofitoplanctônicos, sem considerar a contribuição de flagelados entre 2 e

20 µm, as maiores densidades foram observadas nas campanhas realizadas durante o verão, em janeiro de 2010, 2011 e 2013 (Campanhas 1, 3 e 6, respectivamente) e na campanha realizada na primavera (novembro de 2011 - Campanha 4). Nessas campanhas a densidade de organismos foi da ordem de 10^6 cel/L (Figura 13.3.2-8). Entretanto, estas densidades não diferiram significativamente das observadas nas demais campanhas (Figura 13.3.2-7). Em janeiro de 2010 (Campanha 1), o nanofitoplâncton apresentou maior abundância, notadamente nas estações mais internas do sistema estuarino, e foi representado por espécies de diatomáceas formadoras de cadeia, como espécies do grupo *Pseudo-Nitzschia*, *Chaetoceros curvisetus*, *C. debilis*, *C. socialis*, *Thalassiosira pseudonana* e *Leptocylindrus minimus*, e cianobactérias filamentosas, representadas por *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* (Figura 13.3.2-8).

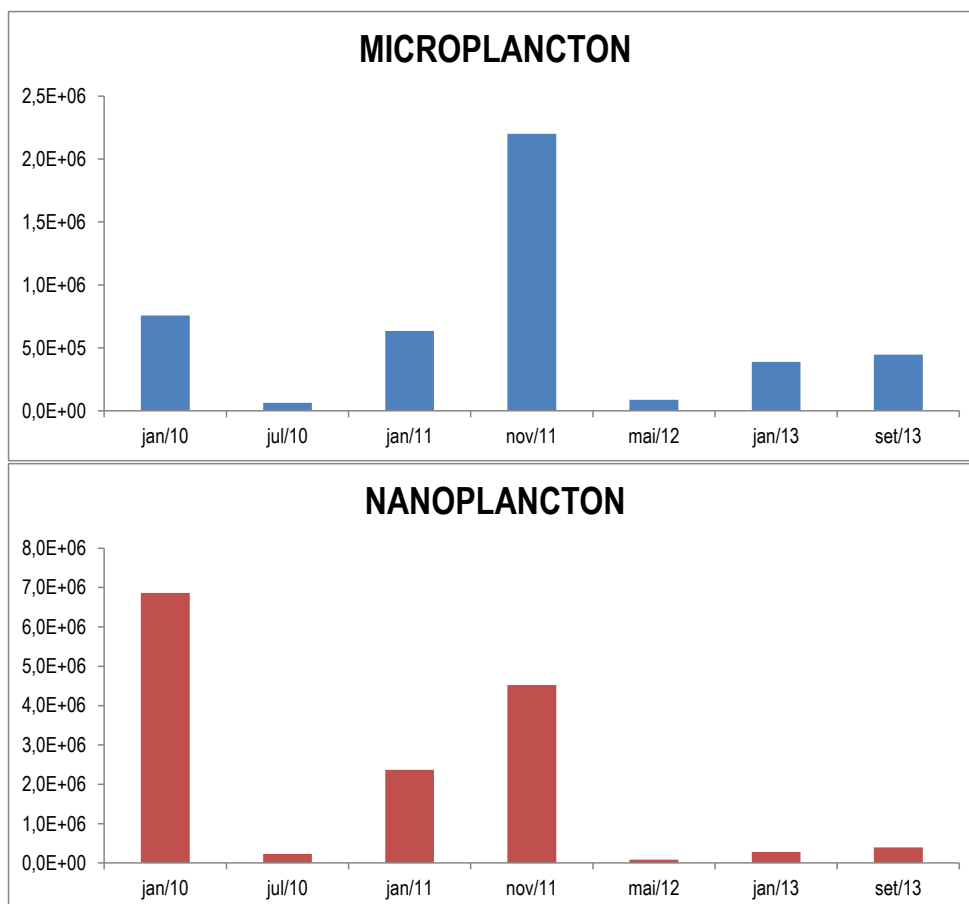


Figura 13.3.2-8- Densidade de organismos nano e microfitoplanctônicos (cel/L) das 7 campanhas realizadas entre janeiro de 2010 e setembro de 2013.

As maiores densidades de organismos microfitoplanctônicos foram observadas na Campanha de novembro de 2011, quando houve predomínio de diatomáceas microfitoplanctônicas (diferenças significativas ao considerar o total de organismos microfitoplanctônicos - Figura 13.3.2-9), representadas principalmente por espécies do gênero *Chaetoceros*, do grupo *Pseudo-Nitzschia*, e das espécies *Skeletonema* cf. *costatum* e *Cylindrotheca closterium* (Figuras 13.3.2-8 e 13.3.2-9).

A campanha 6, de janeiro de 2013, dentre as campanhas realizadas durante o período de maior pluviosidade (verão), apresentou as menores densidades de organismos nano e microplanctônicos. Entretanto, a contribuição do microfitoplâncton foi elevada, variando entre 30% (principalmente na Baía de Santos e Canal de Santos) e 70% do total de organismos (interior do sistema estuarino e Canal de Bertioga). Já dentre os organismos nanofitoplanctônicos, em geral, houve predomínio de diatomáceas (notadamente no Canal de São Vicente) (Figura 13.3.2-9), porém contribuições de dinoflagelados acima de 60 % foram observadas nas estações do interior do sistema estuarino e no Canal de Bertioga. No ponto de coleta P27, localizada no interior do sistema estuarino, na conexão com o Canal de Bertioga, a contribuição de dinoflagelados chegou a 90%, com dominância de *Prorocentrum minimum* e *Gymnodinium* spp. As estações da Baía de Santos e Canal de Santos, com maior influência das águas costeiras, apresentaram maiores contribuições de cocolitoforídeos (Figura 13.3.2-9).

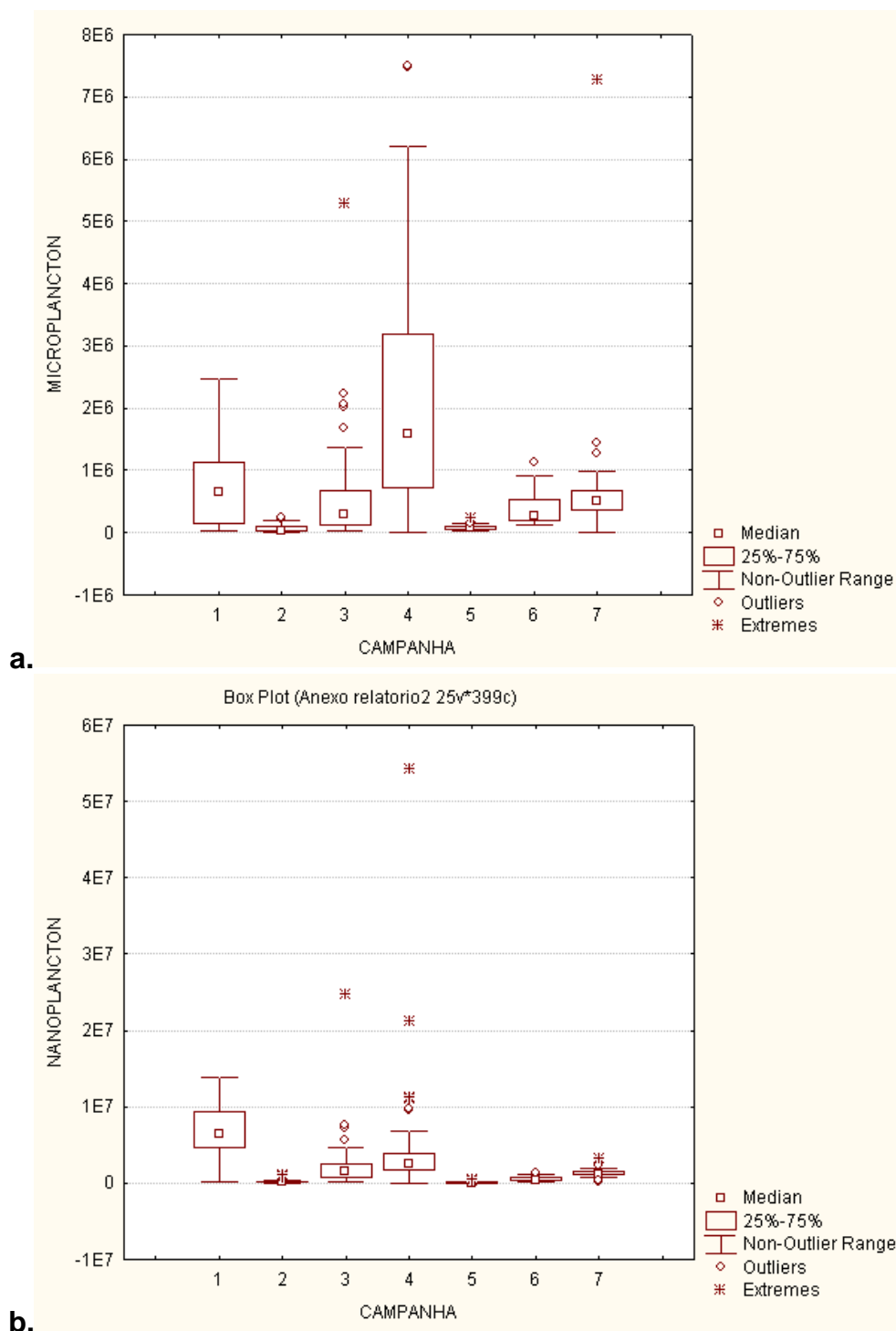


Figura 13.3.2-9. Diagrama *box-plot* indicando as variações de mediana, quartil, desvio sem *outliers*, *outliers* e extremos para densidade de organismos micro (a) e nanofitoplanctônicos (b), das campanhas: 1 - janeiro de 2010; 2 - julho de 2010; 3 - janeiro de 2011; 4 - novembro de 2011; 5 - maio de 2012; 6 - janeiro de 2013; 7 - setembro de 2013.

Em relação ao microfitoplâncton, nas 7 campanhas realizadas foram observadas densidades superiores à 40%, com predomínio de formas em cadeia como diatomáceas do grupo *Pseudo-Nitzschia* e espécies do gênero *Chaetoceros*, *Skeletonema* cf. *costatum*, *Thalassionema nitzschioides* e *Thalassiosira pseudonana*. Houve também a contribuição de espécies de diatomáceas com rafe, indicando contribuição de ressuspensão, como *Navicula* sp. e *Cylindrotheca closterium*. As densidades de diatomáceas nas 7 campanhas foram semelhantes, sendo que diferenças significativas foram observadas apenas na Campanha de novembro de 2011 (Campanha 4) (Figura 13.3.2-10). Nesta campanha, as densidades das diatomáceas dos taxa *Chaetoceros* spp; *Pseudonitzschia* (grupo que apresenta espécies potencialmente tóxicas) e *Cylindrotheca* foram da ordem de 10^5 a 10^6 cel/L. Estes taxa foram frequentes, ocorrendo em pelo menos 60% dos pontos amostrais.

As contribuições de dinoflagelados, microflagelados e clorófitas, tanto microplanctônicos quanto nanoplanctônicos, foram maiores nos pontos do interior do sistema estuarino, Canal de Bertioga e Baía de Santos. Considerando as densidades de dinoflagelados nano e microplanctônicos observadas nas 7 campanhas amostrais, esse grupo foi o que apresentou o maior número de “outliers” (“dados espúrios”) nos meses mais quentes (verão: Campanhas de janeiro de 2010, 2011 e 2012; primavera: Campanha de setembro de 2013 e Campanha de novembro de 2011). Este fato se deve a florações¹ que ocorreram em pontos localizados principalmente na porção interna do sistema estuarino e no canal de Bertioga. Na Campanha 1 (janeiro de 2010), houve uma floração de *Karenia mikimotoi* (10^6 cel.L⁻¹) no ponto P30, Canal de Bertioga. Em janeiro de 2011 (Campanha 3), as maiores densidades de dinoflagelados estiveram associadas ao aumento da densidade de *Protoperdinium quinquecorne* (heterotrófico) e cistos de dinoflagelados. Em janeiro e setembro de 2013, as maiores densidades de dinoflagelados estiveram associadas ao aumento de

¹ Para indicarmos um evento como floração, consideramos valores de densidade de pelo menos 1 (uma) ordem de grandeza superiores à mediana das densidades do táxon em uma dada campanha (vide Figura 13.3.2-10).

densidade de organismos da ordem Gymnodiniales (nano e microplactônicos) e *Prorocentrum minimum* (ponto P27, Campanha de janeiro de 2013).

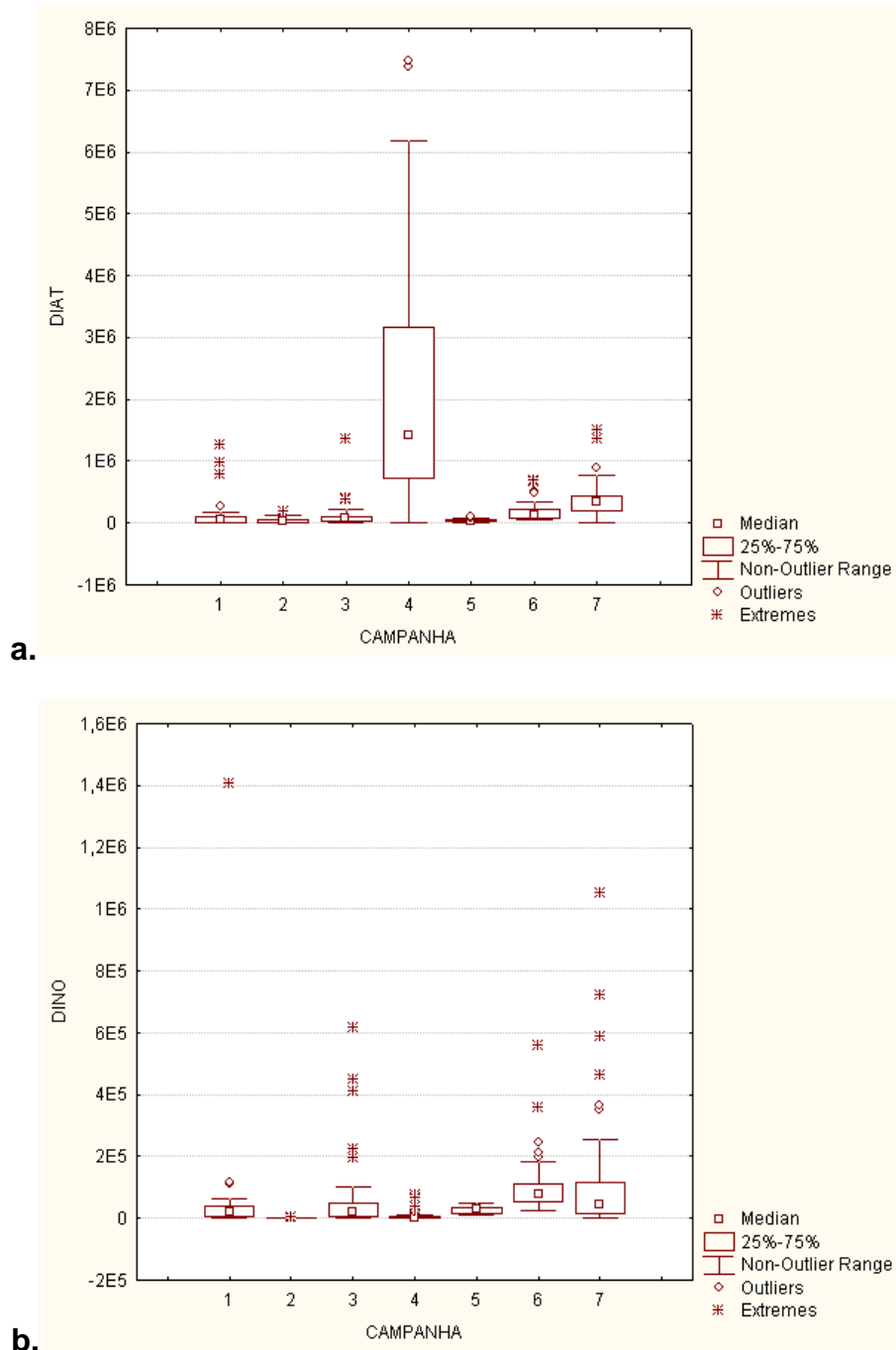


Figura 13.3.2-10. Diagrama *box-plot* indicando as variações de mediana, quartil, desvio sem *outliers*, *outliers* e extremos para diatomáceas (a) e dinoflagelados (b) (somatório nano e microfítocoplactônicos) das campanhas: 1 - janeiro de 2010; 2 - julho de 2010; 3 - janeiro de 2011; 4 - novembro de 2011; 5 - maio de 2012; 6 - janeiro de 2013; 7 - setembro de 2013.

Houve uma tendência de aumento na densidade de coccolitoforídeos e flagelados microplanctônicos ao longo das campanhas. Este aumento pode estar relacionado à maior influência das águas marinhas no sistema estuarino de Santos (Figura 13.3.2-11).

Na Campanha de setembro de 2013 (Campanha 7) foi notável o aumento na densidade de flagelados microplanctônicos da Classe Cryptophyceae, com maiores densidades nos pontos próximos do Largo do Candinho, Canal de Bertioga. Entretanto, as maiores densidades de flagelados nanoplanctônicos foram observados em maio de 2012, na Campanha 5, como citado anteriormente.

Não foram observadas diferenças significativas nas densidades de cianobactérias observadas ao longo das campanhas realizadas (Figura 13.3.2-12).

A riqueza fitoplanctônica, nas campanhas realizadas entre 2010 e 2013, geralmente esteve entre 15 e 30 taxa. A riqueza específica apresenta valores mais elevados nas amostras da Baía de Santos (BS) e Canal de São Vicente (CSV) (20 a 32 taxa) diminuindo em direção aos pontos P25 a P31, no interior do sistema estuarino e Canal de Bertioga (entre 12 e 20 espécies).

Geralmente, os valores de diversidade (H') estiveram entre 1 e 3 bit/ind nas campanhas realizadas no sistema Estuarino de Santos-São Vicente. Valores semelhantes aos observados em média na maioria das campanhas foram relatados em estudos anteriores neste sistema estuarino (e.g. Frazão, 2001; Ancona, 2007). Nas Campanhas de janeiro e setembro de 2013, esses valores não ultrapassaram 1,6 bit/ind e foram baixos, em torno de 0,4, nos pontos do interior do sistema (P25 a P27), localizados na conexão com o canal de Bertioga, onde houve dominância de dinoflagelados (notadamente *Prorocentrum minimum* e *Gymnodinium* no ponto P27) (Figura 13.3.2-10).

A equitatividade (J) apresentou valores entre 0,1 e 0,6 nas 7 campanhas, semelhantes aos observados em outros estudos realizados no sistema (e.g. Frazão, 2001; Ancona, 2007).

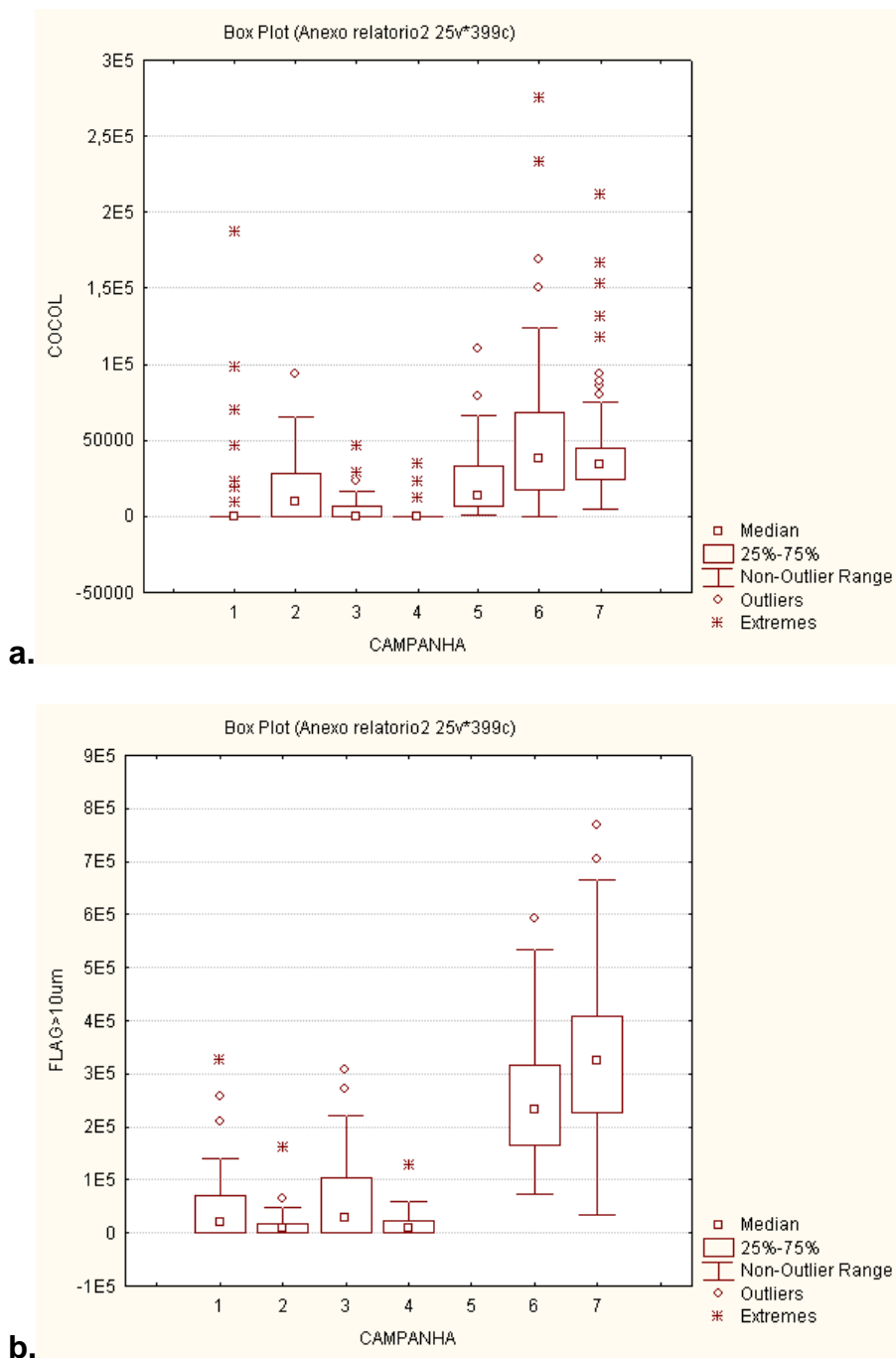


Figura 13.3.2-11. Diagrama *box-plot* indicando as variações de mediana, quartil, desvio sem *outliers*, *outliers* e extremos para cocolitofórideos (a) e flagelados > 10 µm (b) das campanhas: 1 - janeiro de 2010; 2 - julho de 2010; 3 - janeiro de 2011; 4 - novembro de 2011; 5 - maio de 2012; 6 - janeiro de 2013; 7 - setembro de 2013.

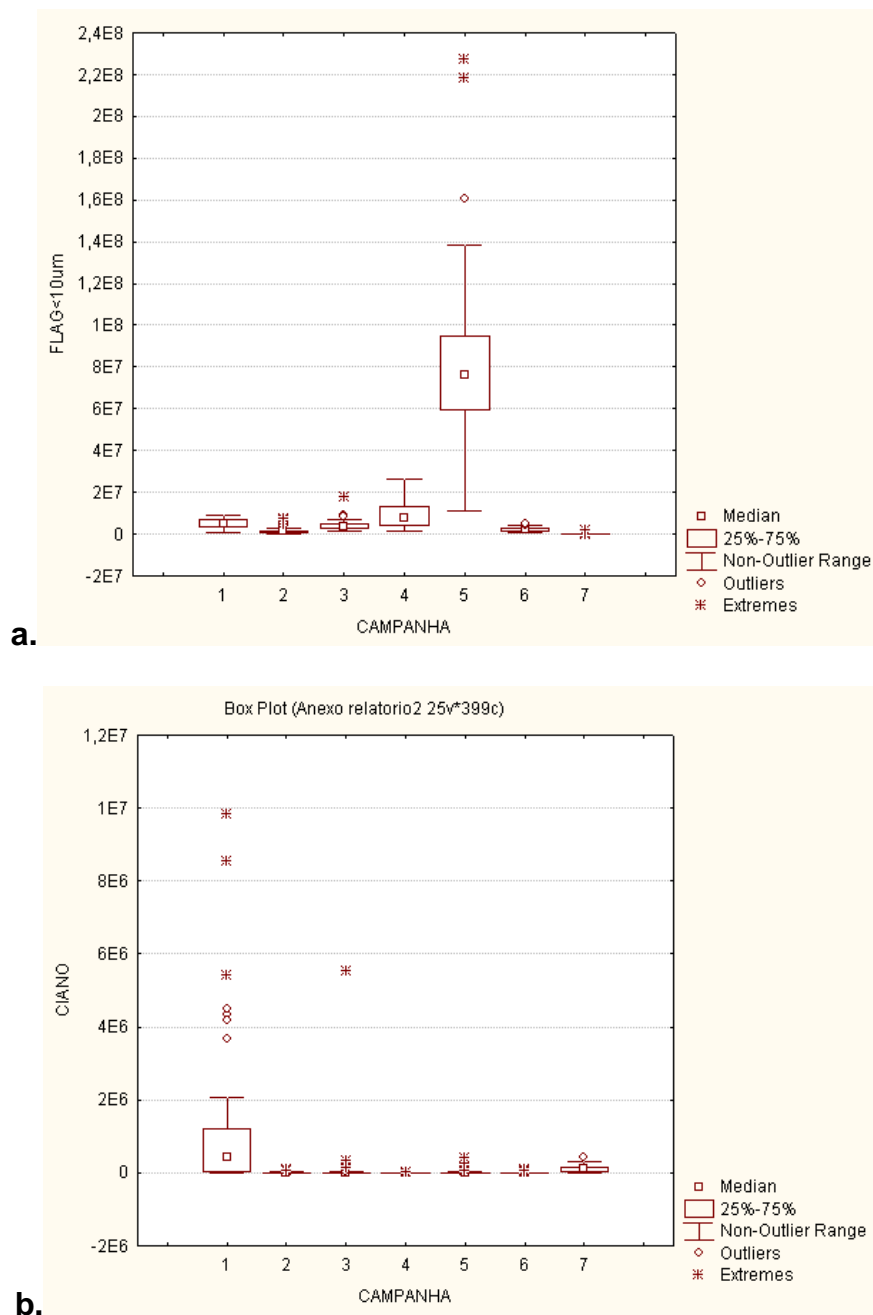


Figura 13.3.2-12. Diagrama *box-plot* indicando as variações de mediana, quartil, desvio sem *outliers*, *outliers* e extremos para flagelados <math><10\mu m</math> (a) e cianobactérias filamentosas (b) das campanhas: 1 - janeiro de 2010; 2 - julho de 2010; 3 - janeiro de 2011; 4 - novembro de 2011; 5 - maio de 2012; 6 - janeiro de 2013; 7 - setembro de 2013.

Análises estatísticas multivariadas

A representação dos componentes 1 (62,51% da variação ambiental) e 2 (11,82% da variação ambiental) da Análise de Componentes Principais (ACP), aplicada aos dados de densidade de organismos fitoplanctônicos (grandes grupos

taxonômicos nano e microplanctônicos: fitoflagelados, diatomáceas, dinoflagelados, cocolitoforídeos, clorófitas, cianofíceas, silicoflagelados, ebrideas e euglenofíceas), mostrou uma distinção temporal entre as campanhas (Figura 13.3.2-13).

O componente 1, em sua porção positiva, foi representado pelos vetores diatomáceas nanoplanctônicas, ciliados, clorófitas nano e microplanctônicas, cianobactérias filamentosas e cocóides e outros taxa microplanctônicos e pelos pontos amostrados durante as Campanhas de janeiro de 2010 e 2011 (Campanhas 1 e 3, respectivamente) e Campanha de novembro de 2011 (Campanha 4). A Campanha de novembro de 2011 apresentou as maiores densidades de organismos nano e microfitoplanctônicos e diatomáceas, sem considerar a densidade dos nanofitoflagelados. O ponto P40, da Campanha 3 - janeiro de 2011, localizado no Canal de São Vicente e os pontos das Campanhas 1 e 3, realizadas em janeiro de 2010 e 2011, foram também correlacionadas aos vetores cianobactérias e clorofíceas. Foram nessas campanhas que se observaram as menores salinidades no sistema estuarino. Na porção negativa do componente 1, os vetores mais significativos foram cocolitoforídeos, silicoflagelados, dinoflagelados nanoplanctônicos, outros flagelados > 10 μm e os pontos de coleta das Campanhas 6 e 7, realizadas em janeiro e setembro de 2013.

O componente 1 indica o predomínio de uma comunidade fitoplanctônica dominada por espécies de água doce e salobra observada principalmente nas campanhas de verão (janeiro de 2010 e 2011) e na Campanha de novembro de 2011, frente a uma comunidade dominada por espécies de águas mais salinas e tipicamente estuarinas (p. ex.: cocolitoforídeos, flagelados > 10 μm).

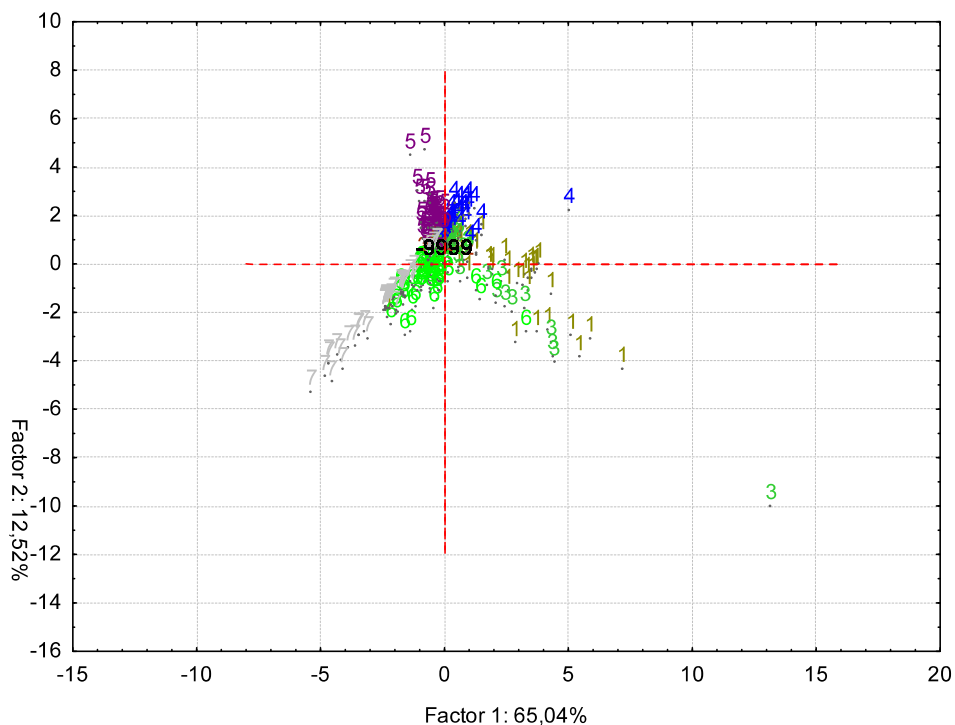
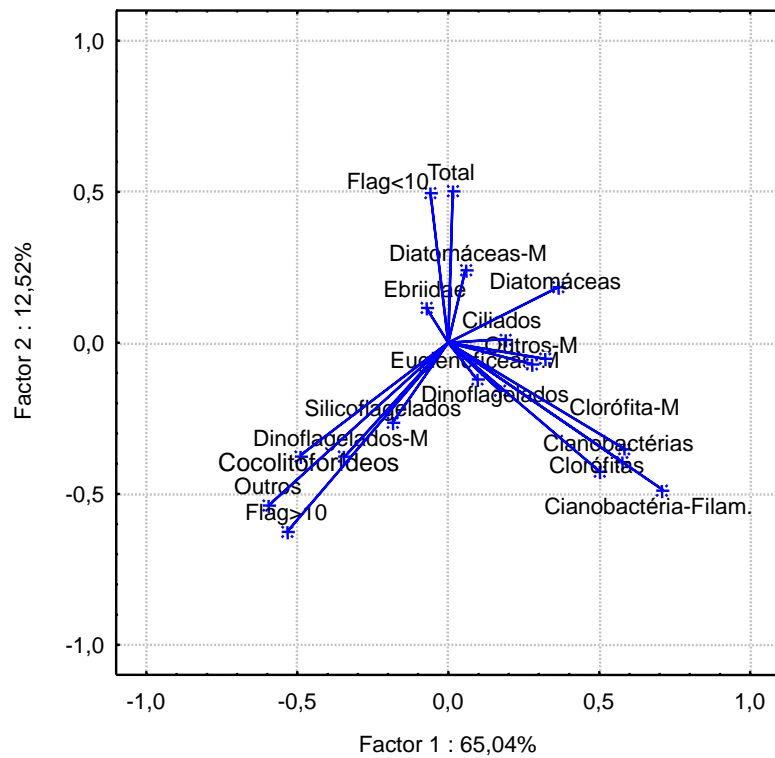


Figura 13.3.2-13 Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à distribuição espacial-temporal da densidade dos grandes grupos fitoplanctônicos das Campanhas de janeiro de 2010 (1); julho de 2010 (2); janeiro de 2011 (3), novembro de 2011 (4), maio de 2012 (5), janeiro de 2013 (6) e setembro de 2013 (7). Autovetores (em azul) = abreviações indicam os grandes grupos fitoplanctônicos. Letra M indica taxa microfitoplanctônicos.

O componente 2 foi representado em sua porção positiva pelos pontos de coleta da Campanha 5, maio de 2012, quando foram observadas as maiores densidades de fitoflagelados pequenos (menores do que 10 μm).

Margalef (1978), em sua clássica Mandala, estabelece cenários nos quais distintas condições de concentrações de nutrientes e de turbulência levam ao predomínio de diatomáceas (alta turbulência e altas concentrações de nutrientes) ou de dinoflagelados (microplanctônicos considerados K estrategistas). Estes últimos dominariam em condições de maior estabilidade da coluna de água e maiores concentrações de nutrientes.

Entretanto, na Mandala, o fator penetração de luz na coluna de água não é considerado. Estudos posteriores (Reynolds, 1988; Reynolds e Smayda, 1998; Cullen e McIntire, 1998; Boyd *et al.*, 2010), utilizando como base a clássica Mandala, consideram a composição diversificada da comunidade fitoplanctônica como a habilidade destes organismos de se adaptarem à distintas condições de luz e nutrientes, considerando, portanto, aspectos fisiológicos e morfológicos funcionais tanto de grandes grupos taxonômicos quanto espécie-específicos.

Segundo Cullen e MacIntyre (1998), as espécies seriam divididas em distintos grupos funcionais, como por exemplo: *mixers* e *layer formers*; os primeiros suportariam maior variação na disponibilidade de luz em um curto período de tempo, enquanto os segundos, em um ambiente estratificado, seriam favorecidos por uma maior permanência em determinadas profundidades que favoreceriam o ótimo crescimento em condições específicas de luz e nutrientes (espécies com distintas constantes de meia saturação K_s para nutrientes e eficiências de absorção de luz- determinadas pelo parâmetro alfa estabelecido em curvas PxE). Reynolds (1988) e Reynolds e Smayda (1998), em estudos semelhantes, também classificam o fitoplâncton de forma funcional e características morfológicas.

Reynolds (1988) estabelece uma classificação funcional para o fitoplâncton de água doce utilizando traços morfológicos (como a máxima dimensão linear – MLD e a razão S/V), propondo as estratégias C-S-R para o crescimento e desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. Os C-estrategistas (colonizadores-invasivos) são células pequenas, com elevada taxa de

crescimento e razão S/V, que dominam em sistemas estratificados com altas concentrações de nutrientes e são mais suscetíveis à herbivoria. Os R-estrategistas (ruderais) são alongados e, apesar de suas grandes dimensões, possuem alta razão S/V. Esta característica contribui para o seu desenvolvimento a baixas intensidades luminosas, entretanto, estes necessitam de altas concentrações de nutrientes e turbulência. Os S-estrategistas (tolerantes ao estresse) são espécies com baixa razão S/V que dominam em ambientes oligotróficos, com disponibilidade de luz, onde podem utilizar estratégias como mixotrofia e migração vertical.

Analisando a variação temporal e espacial (em menor escala) destacada pela análise estatística exploratória ACP, as campanhas de verão (janeiro 2010 e 2011, Campanhas 1 e 3) foram dominadas por taxa C-estrategistas. As menores salinidades observadas nessas campanhas podem ter proporcionado maior estratificação, além de menor disponibilidade de luz em um ambiente eutrófico, favorecendo organismos de crescimento rápido, como clorófitas e cianobactérias. Na Campanha de novembro de 2011 (Campanha 4) as espécies ruderais dominaram, principalmente diatomáceas penadas e formadoras de cadeia, notadamente nas porções intermediárias dos canais de Santos, São Vicente e Baía de Santos, zonas de mistura e costeira do sistema estuarino, indicando um ambiente turbulento e com contribuição de sedimentos (diatomáceas penadas com rafe). A Campanha 5, maio de 2012, foi representada principalmente por taxa C-estrategistas, associados também a menores salinidades, notadamente nos pontos do interior do sistema estuarino. As Campanhas de janeiro de 2013 e setembro de 2013 apresentaram florações de *Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium* ssp. e de uma espécie de Cryptophyceae microfitoplanctônica, que são classificados como S-estrategistas. Essas florações ocorreram nos pontos do interior do sistema e do Canal de Bertioga, que são eutróficas e limitadas por luz. A limitação por luz, assim como a oligotrofia, favorece o desenvolvimento de organismos mixotróficos (Schoonhoven, 2000).

13.3.3. Comunidade Zooplanctônica – Campanha de setembro de 2013

Os grupos zooplanctônicos detectados nas amostras do sistema estuarino

de Santos-Bertioga durante a Campanha de setembro de 2013 estão listados na Tabela 13.3.3-1. As identificações, realizadas até o nível de espécie para a maioria dos grupos holoplanctônicos, como Copepoda, Cladocera, Appendicularia e Chaetognatha, indicam que a composição taxonômica do zooplâncton nas áreas estudadas é similar a outros estuários do sudeste-sul do Brasil, como a baía de Paranaguá e o complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (Neumann-Leitão, 1994/95; Brandini *et al.*, 1997). Nesta campanha foram encontradas apenas espécies tipicamente estuarinas e marinho-eurihalinas, incluindo aquelas indicadoras de intrusão marinha, já observadas em campanhas anteriores.

Nas amostras coletadas em setembro de 2013 a dominância dos Copepoda foi nítida. Este padrão é comum em áreas estuarinas do Brasil (Neumann-Leitão, 1994/95), mas na campanha em análise a abundância de outros grupos holoplanctônicos foi extremamente baixa, com ocorrência significativa apenas de Larvacea (Appendicularia). Um padrão similar foi observado na Campanha de maio de 2012 e este táxon foi também subdominante no levantamento realizado para o EIA-RIMA. Essa variabilidade na composição e na diversidade dos grupos holoplanctônicos decorre da própria dinâmica estuarina, em particular das mudanças na circulação durante as diferentes fases da maré, que promovem uma alternância nos grupos dominantes conforme o grau de intrusão marinha ou de aporte continental. No caso do meroplâncton, números relativamente elevados foram obtidos nos pontos intermediários e internos do sistema estuarino, mas estes organismos foram em geral menos abundantes do que os Copepoda (Figura 13.3.3-1).

Tabela 13.3.3-1 Lista de taxa zooplancônicas no sistema estuarino de Santos-Bertioga, referente à Campanha de setembro de 2013.

Filo Foraminifera	Família Eucalanidae	Filo Chaetognata
Reino Animalia	<i>Subeucalanus pileatus</i>	Família Sagittidae
Filo Cnidaria	Família Calocalanidae	<i>Flaccisagitta enflata</i>
Classe Hydrozoa	<i>Calocalanus</i> sp.	<i>Parasagitta tenuis</i>
Hidromedusa	Família Centropagidae	<i>Parasagitta friderici</i>
Ordem Siphonophorae	<i>Centropages furcatus</i>	Filo Echinodermata
Filo Annelida	Família Pseudodiaptomidae	Larvas e ophiopluteus)
Classe Polychaeta (larvas)	<i>Pseudodiaptomus acutus</i>	Subfilo Tunicata
Filo Mollusca	Família Temoridae	Classe Larvacea
Classe Gastropoda (larvas)	<i>Temora stylifera</i>	Ordem Copelata
Classe Bivalvia	<i>Temora turbinata</i>	Família Oikopleuridae
Filo Arthropoda	Família Acartiidae	<i>Oikopleura</i> spp.
Subfilo Crustacea	<i>Acartia tonsa</i>	<i>Oikopleura dioica</i>
Classe Malacostraca	<i>Acartia lilljeborgi</i>	<i>Oikopleura longicauda</i>
Ordem Amphipoda	Família Pontelidae	Filo Chordata
Subordem Gammaridea	<i>Labidocera fluviatilis</i>	Subfilo Vertebrata
Ordem Decapoda	Ordem Harpacticoida	Superclasse Pisces
Infraordem Brachyura	Família Euterpinidae	(larvas e ovos)
Família Porcellanidae (larvas)	<i>Euterpina acutifrons</i>	
Classe Branchiopoda	Ordem Cyclopoida	
Ordem Diplostraca	Família Oithonidae	
Subordem Cladocera	<i>Oithona plumifera</i>	
Família Sididae	<i>Oithona simplex</i>	
<i>Penilia avirostris</i>	<i>Oithona hebes</i>	
Família Podonidae	<i>Oithona oswaldocruzi</i>	
<i>Pseudevadne tergestina</i>	Ordem Poecilostomatoida	
Classe Maxillopoda	Família Corycaeidae	
Subclasse Copepoda	<i>Farranula gracilis</i>	
Ordem Calanoida	<i>Corycaeus giesbrechti</i>	
Família Paracalanidae	Família Oncaeidae	
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	<i>Oncaea venusta.</i>	
<i>Paracalanus indicus</i>	<i>Oncaea curta</i>	
<i>Paracalanus quasimodo</i>	Família Clausidiidae	
<i>Paracalanus aculeatus</i>	<i>Hemicyclops thalassius</i>	
<i>Paracalanus</i> spp.	Subclasse Thecostraca	
<i>Bestiolina</i> spp.	Infraclasse Cirripedia	
Família Clausocalanidae	(náuplios e larvas cypris)	
<i>Clausocalanus furcatus</i>		

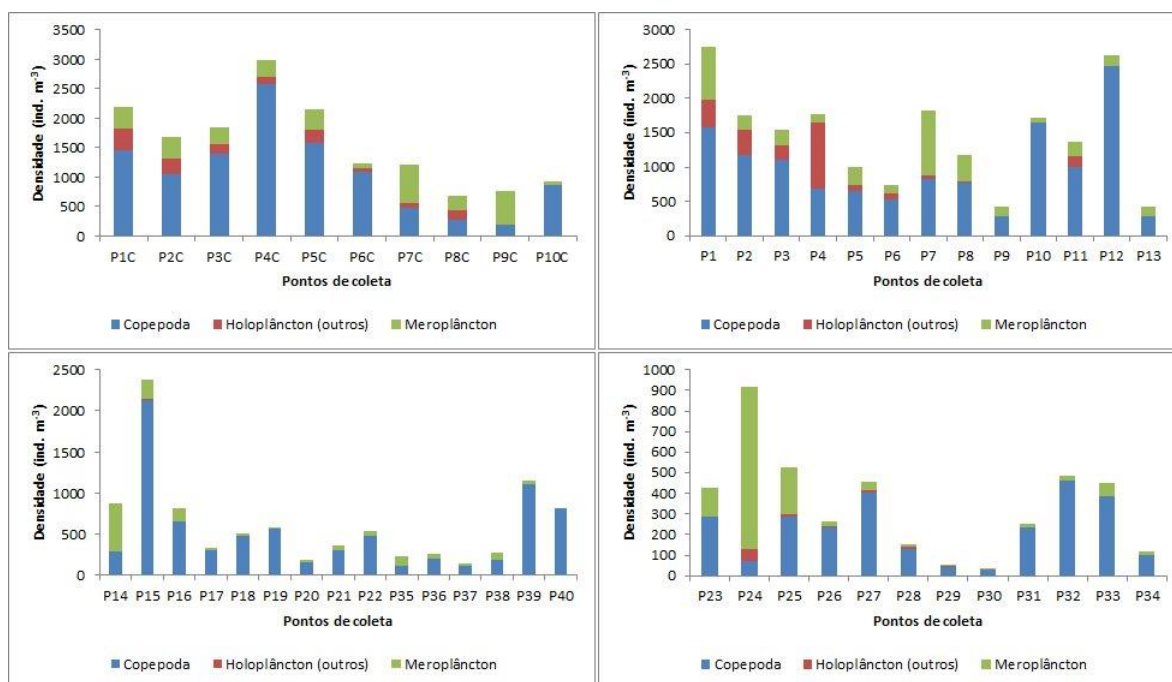


Figura 13.3.3-1 Abundância do zooplâncton (Copepoda, outros grupos do holoplâncton, e meroplâncton) nos pontos de coleta na região da Baía de Santos e Canais de Piaçaguera e Bertioiga em setembro de 2013.

Entre os Copepoda, a ordem Calanoida foi dominante em quase todos os pontos, exceções sendo encontradas em alguns pontos mais externos do Canal de Piaçaguera (Figura 13.3.3-2). Em certos pontos a abundância de Calanoida foi pelo menos uma ordem de grandeza maior que as demais (Figura 13.3.3-2). Os calanóides foram caracterizados por altas abundâncias de duas famílias, Acartiidae e Paracalanidae (Figura 13.3.3-3), representadas principalmente pelas espécies *Acartia lilljeborgi*, *A. tonsa*, e *Parvocalanus crassirostris* e pelo gênero *Bestiolina*. A família Pseudodiaptomidae (*P. acutus*) foi detectada em densidades intermediárias (Figura 13.3.3-3), enquanto outras espécies foram pouco abundantes, como *Centropages furcatus*, *Labidocera fluviatilis*, *Temora turbinata* e *T. stylifera*, entre outras.

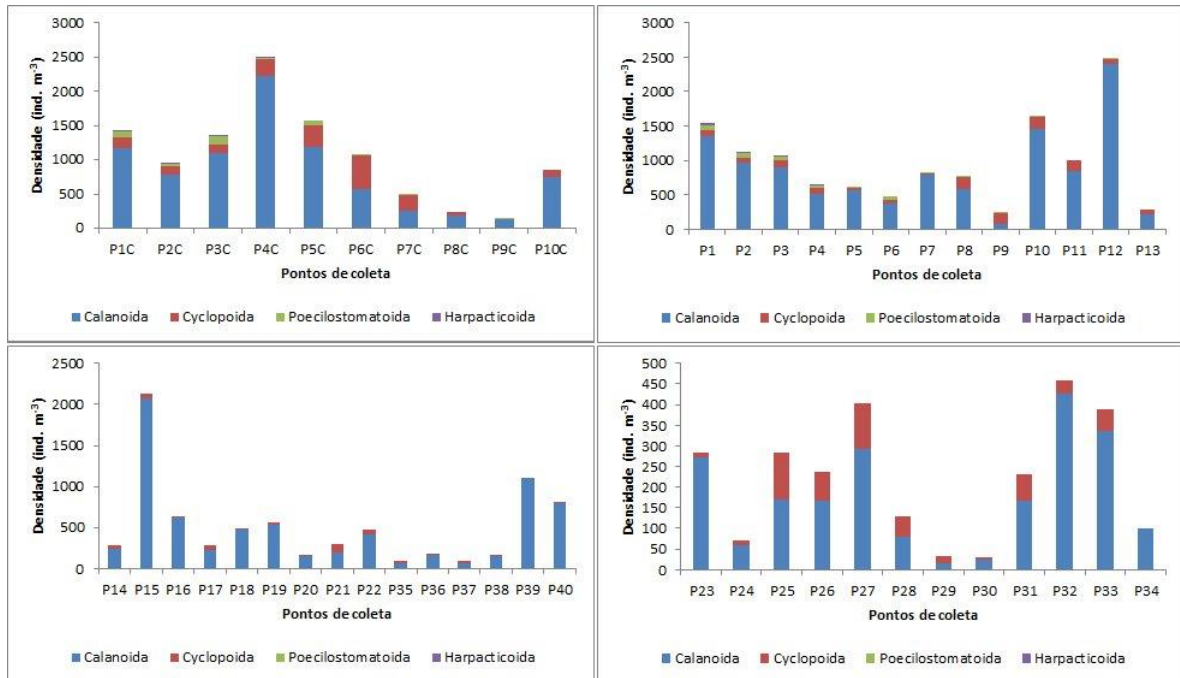


Figura 13.3.3-2. Abundância das ordens de Copepoda nos pontos de coleta na região da Baía de Santos e Canais de Piaçaguera e Bertioga em setembro de 2013.

No caso da ordem subdominante, Cyclopoida, duas espécies foram numericamente importantes, *Oithona hebes* e *O. oswaldocruzi*, com o predomínio da primeira, exceto pelos pontos internos do Canal de Bertioga (Figura 13.3.3-4).

Todas as espécies de Cyclopoida e Calanoida citadas são comuns em ambientes costeiros e estuarinos da costa sul-sudeste do Brasil (Brandini *et al.*, 1994).

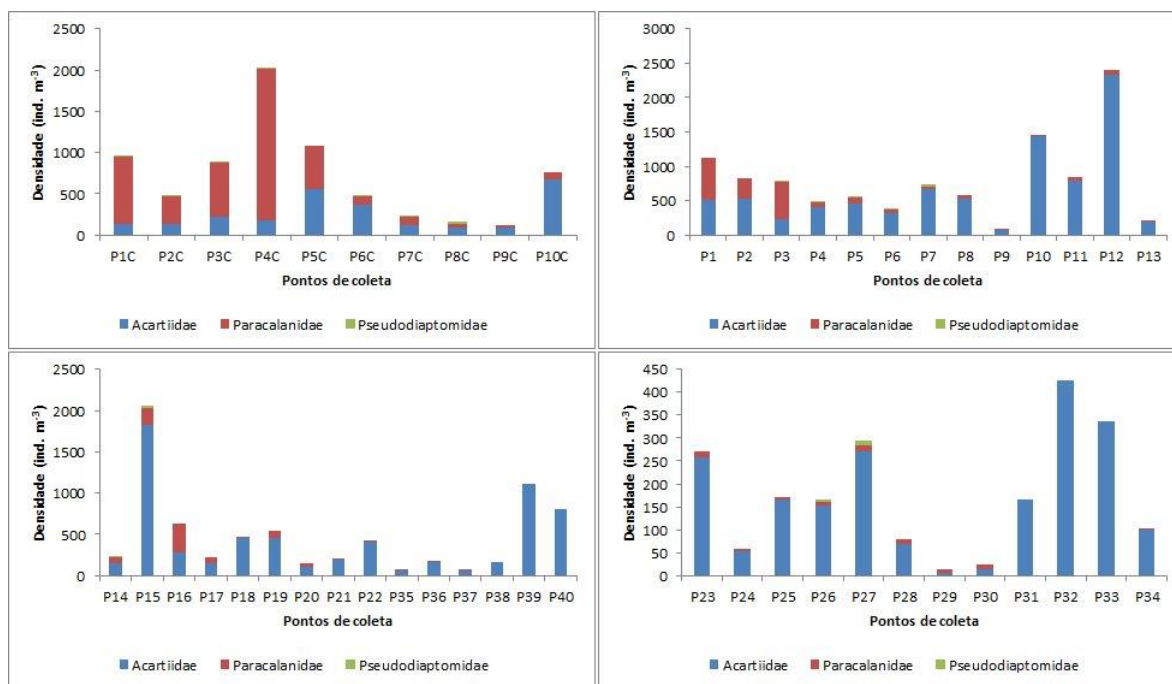


Figura 13.3.3-3. Abundância das famílias da ordem Calanoida (Copepoda) nos pontos de coleta na região da Baía de Santos e Canais de Piaçaguera e Bertioga em setembro de 2013.

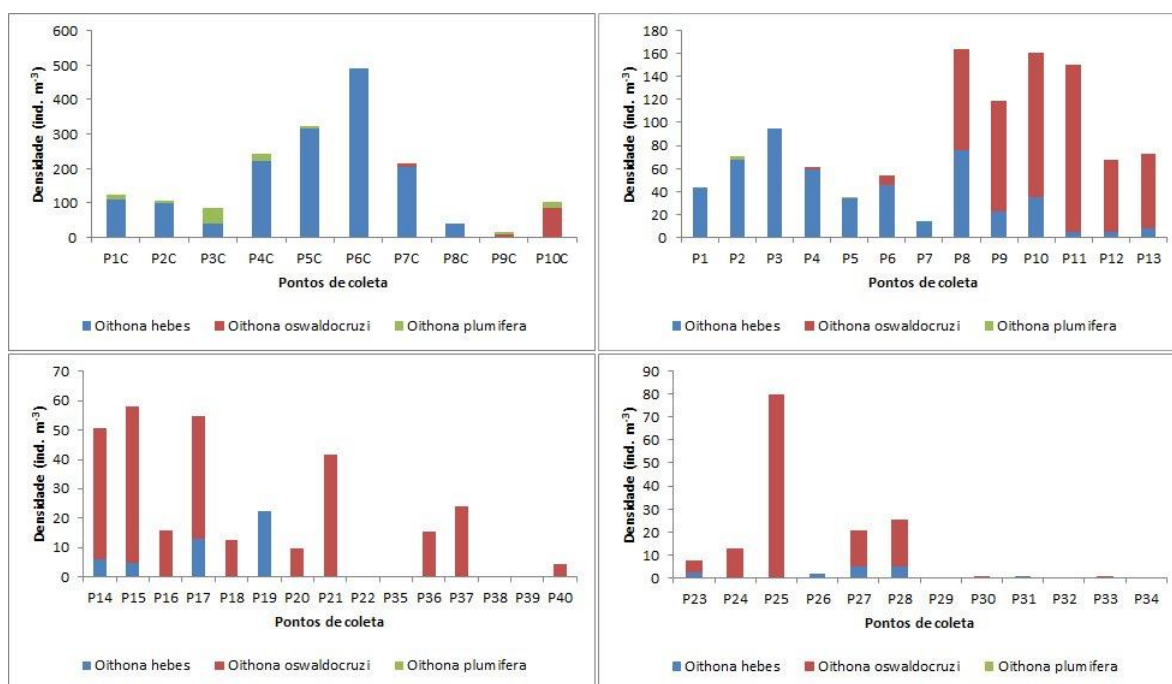


Figura 13.3.3-4. Abundância de *Oithona hebes*, *O. oswaldocruzi* e *O. plumifera* (Oithonidae: Cyclopoida) na região da Baía de Santos e Canais de Piaçaguera e Bertioga em setembro de 2013.

Considerando as espécies dominantes de copépodes, *A. lilljeborgi*, *P. crassirostris* e *O. hebes* foram as mais abundantes nos setores com maior influência marinha, enquanto que em parte do canal de Piaçaguera e do Rio Casqueiro, além do Canal de Bertioga, houve predomínio de espécies que indicam um ambiente com características oligohalinas, como *O. oswaldocruzi*.

Entre os grupos holoplânctônicos subdominantes, os Larvacea (Appendicularia), caracterizados pela presença de espécies do gênero *Oikopleura* (Tabela 13.3.3-1), superaram numericamente os demais grupos observados, em especial, nas áreas meso a oligohalinas do sistema estuarino (Figura 13.3.3-5). O filo Chaetognatha (*Sagitta enflata*, *S. tenuis* e *S. friderici*) e, em menor grau, as espécies de Cladocera (*Penilia avirostris* e *Pseudevadne tergestina*), assim como hidromedusas, foram abundantes nos pontos mais externos do canal de navegação e na baía de Santos (Figura 13.3.3-5).

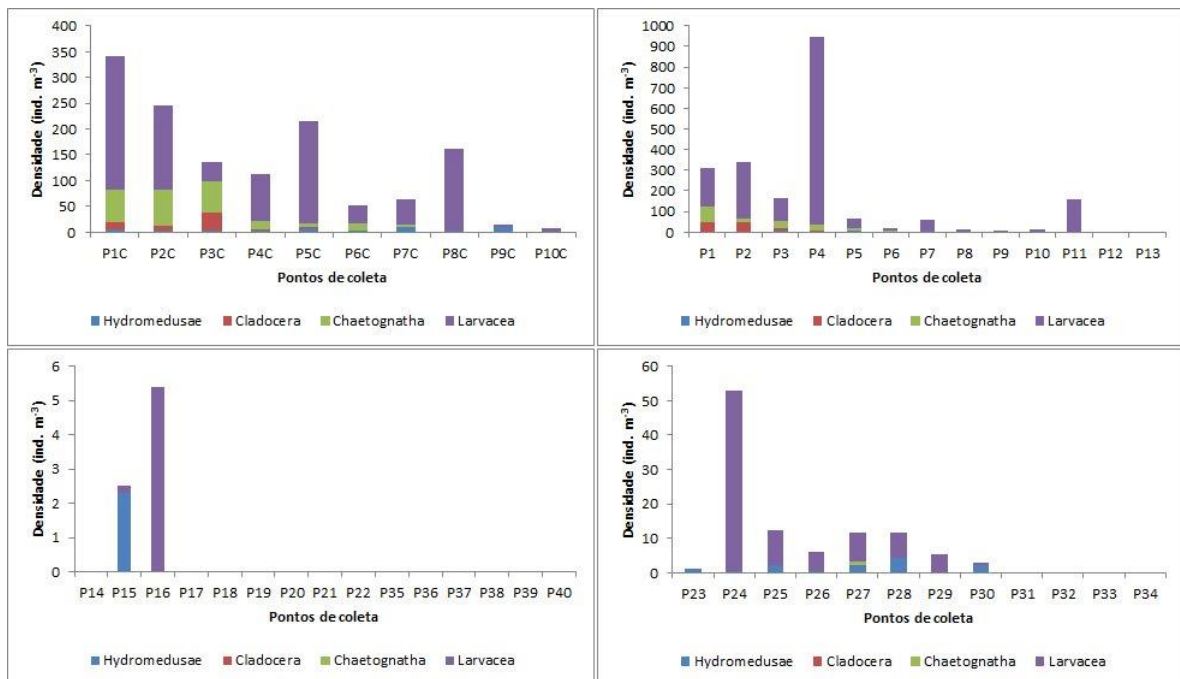


Figura 13.3.3-5 Abundância do holoplâncton (outros) nos pontos de coleta na região da Baía de Santos e Canais de Piaçaguera e Bertioga em setembro de 2013.

Com relação ao meroplâncton (Figura 13.3.3-6), foi observada uma diversidade mais elevada de grupos nas áreas externas do estuário, porém nos

setores meso a oligohalinos o grupo dominante foi o dos Cirripedia. O segundo grupo do meroplânctônico em termos de abundância foi o dos Mollusca (Gastropoda e Bivalvia), sendo que nesta campanha os Decapoda Brachyura estiveram presentes na região da baía de Santos e do canal de navegação, porém em densidades pouco expressivas (Figura 13.3.3-6).

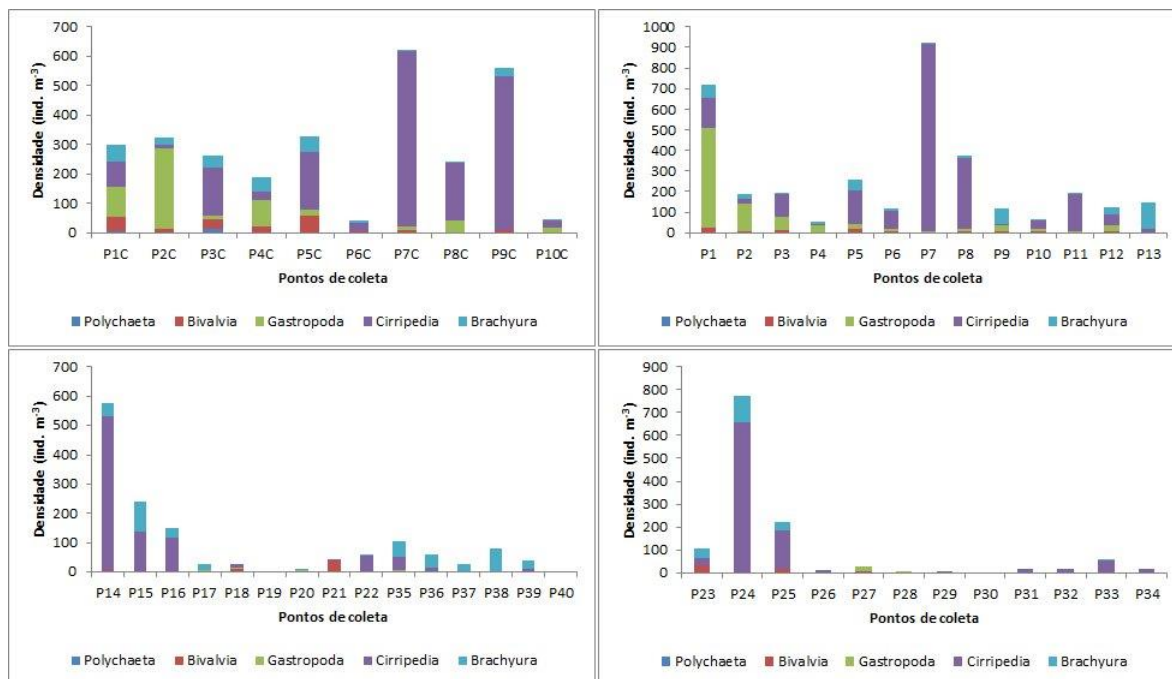


Figura 13.3.3-6: Abundância dos grupos do meroplâncton nos pontos de coleta no canal de navegação, Baía de Santos e setor externo do canal de Piaçaguera em setembro de 2013.

13.4. Considerações Finais

Macrofauna Bentônica

Na Campanha de setembro de 2013 houve uma diminuição no número de indivíduos coletados em relação à Campanha de janeiro de 2013. A variação da macrofauna ao longo do tempo não é conservativa na região e deve ser analisada com cautela, podendo variar de acordo com a espécie.

Contudo, a flutuação nos níveis de abundância parece estar ligado a fenômenos temporais naturais, não necessariamente relacionados às atividades de dragagem.

Nesta campanha não foi possível correlacionar qualquer indicador de qualidade ecológica com possíveis impactos das atividades de dragagem na fauna habitante dos sedimentos marinhos e estuarinos da área deste programa. Contudo, é preciso investigar mais cuidadosamente as diferenças encontradas nos níveis de riqueza e diversidade específicas nos Trechos 1 a 4 em locais dragados e não dragados.

Fitoplâncton

Campanha de setembro de 2013

Como já observado nas Campanhas de novembro de 2011 (primavera), de julho de 2010, maio de 2012 e janeiro de 2013, a comunidade fitoplanctônica em setembro de 2013 foi composta por espécies características de águas marinhas costeiras e estuarinas.

A contribuição das diatomáceas penadas com rafe e a presença de gêneros de dinoflagelados bentônicos (algumas espécies da ordem Prorocentrales) (Anexo 13.7-2), em vários pontos do sistema estuarino, podem estar associadas à ressuspensão de sedimentos por dragagem ou passagem de embarcações, assim como o transporte entre as áreas sob maior e menor influência destas ações.

Foi notável o aumento da contribuição de micro (Cryptophyceae) e nanofitoflagelados (Prasinophyceae) na Campanha de setembro de 2013, além do aumento da contribuição de dinoflagelados (acima de 80% em alguns pontos do sistema- BS e CS). Fatores importantes que devem ser monitorados no sistema estuarino de Santos são: a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) na coluna de água e a presença de cistos de dinoflagelados no sedimento. O aumento de flagelados nanoplanctônicos oportunistas pode estar relacionado à crescente eutrofização deste sistema, como já reportado para a Baía de Guanabara por Villac e Tenenbaum (2010).

Em geral, os índices de diversidade e equitatividade foram inferiores, no caso de florações e dominância, e semelhantes aos observados para a região por outros autores na maioria das observações (e.g. Frazão, 2001; Ancona, 2007).

Entretanto, estes foram inferiores aos observados para outras regiões costeiras com menores índices de eutrofização (Ubatuba e Praia Grande - Frazão, 2001).

Resultados gerais relevantes

Considerando as campanhas realizadas desde janeiro de 2010 até o presente, as classes Bacillariophyceae, Dinophyceae e os fitoflagelados foram os taxa mais representativos do microfítotoplâncton em todo o sistema estuarino. Nos pontos com predomínio de diatomáceas microplanctônicas a representatividade dos dinoflagelados foi menor, provavelmente devido à competição entre estes organismos, com taxas distintas de crescimento e incorporação de nutrientes (*i.e.* Reynolds e Smayda, 1998; Cullen e McIntyre, 1998; Boyd *et al.*, 2010). As diatomáceas formadoras de cadeia foram mais representativas. Esta estratégia favorece a flutuabilidade e diminui a pressão de herbivoria (Sournia, 1981).

Outro fato relevante observado nas 7 campanhas amostrais realizadas é a diminuição na contribuição de flagelados e clorófitas nos pontos mais internos do sistema estuarino (*e.g.* Largo do Canéu) desde 2010 até 2013. Nos pontos onde as salinidades foram inferiores a 20 das Campanhas de janeiro de 2010 e 2011 foram observados gêneros indicadores de águas menos salinas, como *Scenedesmus* e *Ankistrodesmus*, entre outros.

Distribuição espacial e temporal

Como observado nas campanhas de novembro de 2011 (primavera), de julho de 2010 e maio de 2012, a comunidade fitoplanctônica nas campanhas realizadas em 2013 foi composta principalmente por espécies características de águas marinhas costeiras e estuarinas. As espécies de água doce ficaram restritas aos pontos de coleta localizados no Largo do Canéu, com salinidades inferiores a 20, nas Campanhas de janeiro de 2010 e 2011.

Nas 7 campanhas realizadas desde 2010, geralmente ocorreu a alternância na dominância de diatomáceas e dinoflagelados. Esta alternância pode estar associada às distintas taxas de crescimento e desenvolvimento destes

organismos e ao aumento da estratificação halina. Dinoflagelados geralmente aumentaram a sua contribuição relativa, entretanto, outros grupos, com formas alongadas, como euglenófitas e diatomáceas penadas foram igualmente importantes no sistema, caracterizando, assim, as denominadas comunidades de espécies ruderais (Reynolds e Smayda, 1998).

No interior do sistema, principalmente nas estações do Largo do Canéu, observamos a abundância de clorófitas e cianobactérias indicadores de águas menos salinas, assim como uma maior densidade de fitoflagelados nanoplanctônicos, considerados C-estrategistas. A maior estratificação halina e a limitação por luz, frequentemente reportadas na literatura (e.g. Moser, 2002; Moser *et al.*, 2012), podem ter contribuído para a ocorrência destes organismos com altas taxas de crescimento e relação S/V grande. As campanhas realizadas no verão (janeiro de 2010 e 2011, Campanhas 1 e 3) foram dominadas por taxa C-estrategistas. As menores salinidades observadas nessas campanhas podem ter proporcionado maior estratificação, além de menor disponibilidade de luz em um ambiente eutrófico, favorecendo organismos de crescimento rápido, como clorófitas e cianobactérias.

Na Campanha de novembro de 2011, dominaram as espécies ruderais, principalmente diatomáceas penadas e formadoras de cadeia, notadamente nas porções intermediárias dos canais de Santos, São Vicente e Baía de Santos, zona de mistura e zona costeira do sistema estuarino, indicando um ambiente turbulento e com contribuição de sedimentos (diatomáceas penadas com rafe). A ocorrência de dinoflagelados, S-estrategistas, foi notável na conexão entre os canais de Santos e Bertioga, nas campanhas de janeiro de 2010, 2011 e 2013 e setembro de 2013. As águas desses canais são eutróficas e geralmente limitadas por luz. A limitação por luz, assim como a oligotrofia, favorece o desenvolvimento de organismos mixotróficos (e.g. Schoonhoven, 2000).

A distribuição espacial das espécies dentro do sistema estuarino foi determinada pela interação entre a salinidade, circulação e profundidade local. Geralmente, observou-se baixa variação da salinidade nas zonas costeiras do sistema estuarino, desde a Baía de Santos, até as estações do Canal de Santos, Canal de Bertioga e São Vicente, sugerindo uma mesma massa de água e maior

mistura. As maiores variações foram observadas na porção interna, notadamente no Largo do Canéu. Novamente, é importante lembrar que, nas campanhas realizadas no verão, as salinidades foram menores e essas águas se estenderam até o canal de Santos. Outro fator que contribuiu como indicador do aporte de águas marinhas nessas áreas foi a variação na contribuição de coccolitoforídeos, que geralmente foi maior na Baía de Santos e decaiu até o interior do sistema estuarino.

A semelhança entre as comunidades fitoplanctônicas dos pontos da Baía de Santos e do Canal de Santos, mesmo os mais internos, pode ser consequência do aumento da profundidade pela dragagem do Canal de Santos, como já apontado nas Campanhas de novembro de 2011 e de janeiro de 2013 (Relatório Consolidado RTS – 300913), quando esta influência foi observada até as estações mais internas.

Florações

Embora a riqueza encontrada seja relativamente alta e a abundância, característica de regiões eutrofizadas, muitas das espécies abundantes são relatadas como potenciais produtoras de toxinas, a exemplo das cianobactérias *Cylindropermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardii*; dos dinoflagelados *Karenia mikimotoi*, *Karlodinium micrum*, *Prorocentrum minimum*, *Alexandrium tamarense*, e espécies do gênero *Gymnodinium*; além do grupo de diatomáceas *Pseudo-Nitzschia*.

A ocorrência de *Karenia mikimotoi*, *Alexandrium tamarense*, *Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium spp.* e de diatomáceas do grupo *Pseudo-Nitzschia* foi frequente ao longo das campanhas realizadas e, em algumas ocasiões destacadas a seguir, as densidades foram elevadas.

Karenia mikimotoi, *Alexandrium tamarense* e *Prorocentrum minimum* merecem destaque, dentre as espécies de dinoflagelados registrados no estuário, por serem potenciais produtores de toxina e apresentarem potencial para formação de florações. A produção de saxitoxina por essas espécies pode ser cumulativa em organismos filtradores e letal para peixes e organismos maiores da

macrofauna. Já *Prorocentrum minimum* é um potencial produtor da toxina venerupina, uma hepatotoxina que pode causar envenenamento de moluscos resultando em problemas gastrointestinais em humanos e até mortes (Aust e Gullledge, 2002).

Na Campanha de janeiro de 2010 ocorreu uma floração de *K. mikomotoi* no canal de Bertioga (Fundespa, 2010), contudo não houve registro de contaminação na ocasião. Os efeitos provocados pela contaminação de seres humanos, aves e animais marinhos por saxitoxinas, vão desde disfunções hepáticas e neurológicas até a morte.

A. tamarense e *K. mikomotoi* ocorreram em baixas densidades na Campanha de julho de 2010 (Campanha 2). A ocorrência destes organismos na região é preocupante. *A. tamarense* foi observado pela primeira vez na costa do Rio Grande do Sul em 1996. Ocorrências de florações na Argentina são registradas desde o ano de 1980, 1995 ($14,6 \times 10^3$ céls/L) e 1998 ($4,5 \times 10^3$ céls/L) (Gayoso, 2001). São diversos os mecanismos que levam à produção de toxinas nas diferentes espécies e atualmente estes são objetos de estudo em todo o mundo. Destaca-se também que, apesar de em densidades relativamente baixas, é comum a produção de toxinas por estas espécies de dinoflagelados e o efeito da biomagnificação pode levar à contaminação de seres humanos.

A ocorrência de dinoflagelados das ordens Prorocentrales e Gymnodiniales foi frequentemente observada nas campanhas realizadas entre 2010 e 2013 no sistema estuarino de Santos. Dinoflagelados da ordem Prorocentrales são potencialmente produtores de toxinas DSP (*Diarrhetic shellfish poisoning*) e da ordem Gymnodiniales são potencialmente produtores de brevetoxinas. Além disso, como mencionado anteriormente *Prorocentrum minimum* é um potencial produtor da toxina venerupina.

Também cabe destacar a frequente ocorrência de altas densidades das diatomáceas do complexo *Pseudo-Nitzschia seriata* (espécies potencialmente produtoras de toxinas ASP - *Amnesic Shellfish Poisoning*). A densidade variou entre 10^3 e 10^4 cel/L, ocorrendo notadamente nas águas mais salinas, principalmente na Baía de Santos e Canal de Santos. Esses valores de densidade são elevados e, caso houvesse produção de toxinas, as densidades de

organismos observadas seriam suficientes para acumular toxinas em moluscos (Mafrá-Junior *et al.*, 2006). Florações de *Pseudo-Nitzschia spp.* foram observadas no estudo de Masuda e colaboradores (2011) e Moser e colaboradores (2012) na Baía de Santos e Canal de Santos.

A quase totalidade das espécies do fitoplâncton, incluindo as potencialmente tóxicas, quando em condições não favoráveis, produz formas de resistência denominadas de cistos que se depositam no sedimento. Quando este sedimento é ressuspenso, estes cistos voltam para a zona eufótica. Este evento pode estar relacionado às atividades de dragagem, conforme mencionado no Estudo de Impacto Ambiental (FRF, 2008), e à entrada de fortes frentes frias (ressacas). Quando o desenvolvimento desta espécie é rápido e numeroso pode causar floração ou o fenômeno conhecido também como maré vermelha, trazendo como consequências depleção do oxigênio dissolvido na água, mortandade de peixes e até problemas de saúde quando consumidos pelo homem. Desta forma, torna-se essencial a continuidade do monitoramento, na medida em que se pode avaliar como está o desenvolvimento das espécies do fitoplâncton antes, durante e depois do período de dragagem de aprofundamento, principalmente as potencialmente tóxicas, tomando providências junto aos órgãos de saúde e ambientais (se houver necessidade).

Zooplâncton

Os resultados da Campanha de setembro de 2013 no sistema estuarino de Santos-Bertioga confirmam as observações reportadas em campanhas anteriores. O zooplâncton deste ambiente é dominado por uma comunidade típica de ambientes estuarinos, dominada por espécies de copépodes marinho-eurihalinas e, secundariamente, por espécies oligohalinas. As larvas meroplânctônicas, representadas principalmente por náuplios de cirripédios e zoeas de braquiúros, são elementos subdominantes no estuário. Os dados obtidos na Campanha de setembro de 2013 foram comparáveis com os resultados do EIA-RIMA em relação à dominância de Copepoda, seguidos por Larvacea.

As maiores abundâncias de meroplâncton em estuários estão normalmente

associadas aos aportes continentais (fluxo estuário – mar) enquanto que as maiores abundâncias de Larvacea e de outros grupos marinhos-eurihalinos ou marinho-estenoalinos (como Thaliacea) estão mais associados aos aportes marinhos (fluxo mar – estuário). Dessa forma, a ocorrência alternada de dominância desses grupos reflete o movimento das marés combinado com a intrusão marinha e a influência do aporte continental, não havendo elementos quantitativos que indiquem a existência de impacto da atividade de dragagem sobre o zooplâncton. No entanto, a ausência de evidências neste sentido pode ter relação com a abordagem amostral empregada no monitoramento, que tem sido extremamente útil para caracterizar esta comunidade biológica em termos espaciais e temporais, porém sem que as coletas ocorram de forma concomitante às operações de dragagem. Eventuais impactos locais e transientes não podem ser descartados com base nos resultados aqui reportados e devem ser avaliados com métodos mais dedicados de amostragem, em conjunto com as operações de dragagem e com aquisição de dados sobre transporte e circulação estuarina.

13.5. Referências Bibliográficas

- Aguiar, V.M.C. e Braga, E.S., 2007. Seasonal and tidal variability of phosphorus along a salinity gradient in the heavily polluted estuarine system of Santos/São Vicente – São Paulo, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 54: 464-488.
- Ancona, C.M. 2007. Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplanctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – IOUSP. 229p.
- Ara, K. 2004. Temporal variability and production of the planktonic copepod community in the Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. *Zoological Studies*, 43(2): 179-186.
- Baden, D.G., Fleming, L.E. e Bean, J.A., 1995. Marine toxins. *In: Handbook of clinical neurology*, Vol. 21 – Intoxications of the nervous system, Part III. Editor: F.A. Wolf. Elsevier Science (B.V.), pp. 141-174.

- Baek, S. H., Shimode, S., Han, M.S.; Kikuchi, T., 2008 . Growth of dinoflagellates, *Ceratium furca* and *Ceratium fusus* in Sagami Bay, Japan: The role of nutrients. *Harmful Algae*, 7: 729-739.
- Balech, E.; Akselman, R.; Bernarvides, H.R. & Negri, R.M. 1984. Suplemento a los dinoflagelados Del Atlantico Sudoccidental. *Revista de Investigation y desarrollo pesquero*, 4: 309 p.
- Bicudo, C.E.M e Menezes, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Rima Editora, 498 p.
- Boltovskoy, D. 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. Mar del Plata, INIDEP, 936 p.
- Boltovskoy, D. 1999. South Atlantic zooplankton. Backhuys Publishers, 2: 1705 p.
- Borak, J. e Hosgood, H.D. 2007. Seafood arsenic: implications for human risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 47: 204-212.
- Boyd, P. W.; Robert, S.K; Feixue, F.U.; David, A.H. 2010. Environmental control of open-ocean phytoplankton groups: Now and in the future. *Limnol. Oceanogr.*, 55(3): 1353–1376.
- Braga, E. S., Bonetti, C.V.D.H. ; Burone, L.; Bonetti-Filho, J., 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System-Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 40: 165-173.
- Braga, E.S.; Fonseca, A.L.O.; Bosquilha, G.E.; Ducatti, G.M.F.; Aguiar, V.M.C.; Lima, C.A.C. e Arasaki, E. 2003. Eutrophication and bacterial pollution assessment risks on the Santos Bay's sandy beaches (Brazil): influence on seasonal conditions. *J. Coast. Res.* 35: 516-524.
- Brandini, F.P.; Lopes, R.M.; Gutseit, K.S.; Spach, H.L. e Sassi, R. 1997. Planctonologia na plataforma continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica. Rio de Janeiro, MMA, FEMAR, 196 p.
- Burkholder, J.M., Dickey, D.A.; Kinder, C.A; Reed, R.E.; Mallin, M.A. ; Mciver, M. R.; Cahoon, L.B.; Melia, G.; Brownie, C.; Smith, J.; Deamer, N.; Springer, J. ; Glasgow, H.B.; Toms, D., 2006. Comprehensive trend analysis of nutrients

- and related variables in a large eutrophic estuary: A decadal study of anthropogenic and climatic influences. *Limnol. Oceanogr.*, 51 (1-2): 463-487.
- Caljon, A. 1983. Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland. Dr. W. Junk Publishers. *Developments in hydrobiology*, 18: 272.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. Changes in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E Limited. Plymouth, UK.
- Cloern, J.E., 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Rev. Geophys.*, 34: 127–168.
- Cullen, J. J. & Macintyre, J.G., 1998. Behavior, physiology and the niche of depth-regulating phytoplankton. *In*: D.M. Anderson, A.D. Cembella, and G.M. Hallegraeff (eds.). *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. p.1-21. NATO ASI Series, G 41, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Dodge, J.D. 1982. Marine Dinoflagellates of the British Isles. Her Majesty's Stationery Office, London. 303 p.
- Dutrieux, E.; Martin, F. & Guélorget, O. 1989. Oil pollution and Polychaeta in an estuarine mangrove community. *Oil and Chemical Pollution* 5: 239-262.
- Elster, H.-J. & Ohle, W. 1983. Die Binnengewässer. Einzeldarstellungen aus der limnologie und ihren Nachbargebieten. Stuttgart. Band XVI, 7. Teil, 1. Hälfte. 1044 p.
- Faust, M.A. & Gullett, R.A. 2002. Identifying Harmful Marine Dinoflagellates. *Smithsonian Contributions from the United States Herbarium*. Washington, DC. 42: 1-144.
- Fisk A.T., Hoekstra P.F., Borga K., e Muir D.C.G., 2003. Biomagnification. *Mar. Pollut. Bull.*, 46 (4): 522-524
- Frazão, L. R. 2001. Eutrofização por esgotos domésticos e sua relação com a ecologia do fitoplâncton marinho no litoral do Estado de São Paulo: Ubatuba, Praia Grande e Santos. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 158p.

- FRF, Fundação Ricardo Franco 2008. Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA): projeto de aprofundamento do canal de navegação do Porto de Santos, Santos, SP. São Paulo.
- Fundespa, Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas 2011. Terceiro Relatório Técnico Semestral do Plano Básico Ambiental da Dragagem de Aprofundamento do Porto de Santos – RTS – 071011.
- Fundespa, Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas 2010. Primeiro Relatório Técnico Semestral do Plano Básico Ambiental da Dragagem de Aprofundamento do Porto de Santos. Relatório Técnico, RTS–0618-140910. Fundespa, São Paulo, 1447 p.
- Gayoso, A.M. 2001. Observations on *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech and other dinoflagellate populations in Golfo Nuevo, Patagonia Argentina. *Journal of Plankton Research*, 23(5): 463-468.
- Gianesella, S. M. F., Saldanha-Corrêa, F.M.P.P.; Teixeira, C., 2000. Tidal effects on nutrients and phytoplankton distribution at Bertioga Channel (SP). *Aquat. Ecos. Health & Manag.*, 3: 533-544.
- Glibert, P. M.; Heil, C.A.; O'neil, J. M.; William, C.; Dennison, I.; O'donohue, M.J.H., 2006. Nitrogen, Phosphorus, Silica, and Carbon in Moreton Bay, Queensland, Australia: Differential Limitation of Phytoplankton Biomass and Production. *Estuaries and Coasts*, 29 (2): 209-221.
- Gray, J.S., 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.*, 45: 46–52.
- Grzebyk, D., Denardou, A., Berland, B. & Pouchus, Y.F., 1997. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *J. Plankton Res.*, 19: 1111-1124.
- Hallegraeff, G. M. 2004. Harmful algal blooms: a global overview. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson, A. D. Cembella (eds.). *Manual on Harmful Marine Microalgae*, Monographs on Oceanographic Methodology. p. 25-49, 2nd ed. Unesco Publishing, France.

- Heil, C. A.; Glibert, P.M.; Fan, C. 2005. *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller- A review of a harmful algal bloom species of growing worldwide importance. *Harmful Algae*, 39 (4): 449-470.
- Kimmerer, W.J., 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 243: 39-95.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins, New York, EUA. 654 p.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, 620 p.
- Landsberg, Jan H. 2002. The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10 (2): 113–390.
- Lopes, R. M. 1994. Zooplankton distribution in the Guaraú river estuary (South-eastern Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39: 287-302.
- Lopes, R.M. 2007. Marine zooplankton studies in Brazil: an overview. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 411: 161-174.
- Lundholm, N., Skov J., Pocklington R., & Moestrup Ø., 1994. Domoic acid, the toxic amino acid responsible for amnesic shellfish poisoning, now in *Pseudo-nitzschia seriata* (Bacillariophyceae) in Europe. *Phycologia.*, 33: 475-478.
- Mafra-Junior, L. L.; Fernandes, L.; Proença, L.A. de O., 2006. Harmful algae and toxins in Paranaguá Bay, Brazil: bases for monitoring. *Braz. J. Oceanogr.*, 54 (29): 107-121.
- Mafra-Junior, L. L.; Fernandes, L.; Proença, L.A. DE O., 2006. Harmful algae and toxins in Paranaguá Bay, Brazil: bases for monitoring. *Braz. J. Oceanogr.*, 54 (2-3): 107-121.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 179 p.
- Margalef, R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493-509.

- Margalef, R., 1997. Turbulence and marine life. In: C. Marrasé, E. Saiz, J.M., Redondo 31 (eds.), Lectures on plankton and turbulence. *Sci. Mar.*, 61 (Suppl. 1): 109-123.
- Martins, F.R. & Santos, F.A.M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Holos Environment*, 1: 236-267.
- Masuda, L. S. M.; Moser, G.A.O.; Barrera-Alba, J.J. 2011. Variação Temporal Do Fitoplâncton No Canal Estuarino De Santos (SP). *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 15(1): 79-93.
- Miyashita, L. K.; Melo Junior, M.; Lopes, R. M. 2009. Estuarine and oceanic influences on copepod abundance and production of a subtropical coastal area. *Journal of Plankton Research*, 31: 815-826.
- Moser, G. A . O.; Sigaud-Kutner, T.C.; Cattena, C.O.; Giancesella, S.M.F.; Braga, E. D. S.; Schinke, K.P.; Aidar, E., 2004. Algal growth potencial as an index of eutrophication degree in coastal areas under sewage disposal influence. *Aquat. Ecos. Health & Manag.*, 7 (1): 115-126.
- Moser, G. A. O.; Giancesella, S.M.F.; Barrera-Alba, J.J.; Bérghamo, A.L.; Saldanha-CorrêA, F.M.P.; Miranda, L.B.; Harari, J., 2005. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical estuarine system of Santos. *Braz. J. Oceanogr.*, 53: 115-127.
- Moser, G.A.O. 2002. Aspectos da eutrofização do Sistema Estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplanctônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 410pp.
- Moser, G.A.O.; Ciotti, A.M; Gianini, M.F.C; Tonini, R.T & Harari, J. 2012. Changes in phytoplankton composition in response to tides, wind-induced mixing conditions and Freshwater outflows in as urbanized estuarine complex. *Brazilian Journal of Biology*, 72(1): 97-111.
- Motoda, S. 1959. Devices of simple plankton apparatus. *Men. Fac. Fish. Hokkaido Univ.*, 7: 73-94.

- Neumann-Leitão, S. 1994/1995. Resenha literária sobre zooplâncton estuarino no Brasil. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*, 23: 25-53.
- Odebrecht, C., Mendez, S., Garcia, V.M.T., 1997. Oceanographic processes and HAB in the subtropical southwestern Atlantic (28–368 S). *In: VIII International Conference on Harmful Algae*. Vigo (Spain) (Abstract).
- Oliveira, E.C. & Qi, Y. 2003. Decadal changes in a polluted bay as seen from its seaweed flora: the case of Santos Bay in Brazil. *Ambio*, 32: 403-405.
- Omori, M. & Ikeda, T. 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*. John Wiley, New York, 332 p.
- Paerl, H.W., Pinckney, J.L.; Fear, J.M.; Peierls, B. L., 1998. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 166: 17-25.
- Paiva, P.C. 2006. Filo Annelida. Classe Polychaeta. *In: LAVRADO, H.P. & IGNACIO, B.L. (Eds.). Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. Capítulo 7; p. 261-298 (Série Livros n. 18).
- Persich, G. R., Kulis, D.,M., Lilly. E.L., Anderson, D.M., Garcia, V.M.T., 2006. Probable origin and toxin profile of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech from southern Brazil. *Harmful algae*, 5: 36-44.
- Pinckney, J.; Paerl, H.; Tester, P.; Richardson, T., 2001. The role of nutrient loading and eutrophication in estuarine ecology. *Environ. Health Perspect.*, 109: 699-706.
- Reynolds, C. S. 1987. Community organization in the freshwater plankton. *Symp. Br. Ecol. Soc.*, 27: 297–325.
- Reynolds, C. S., e T. J. Smayda. 1998. Principles of species selection and community assembly in the phytoplankton: Further explorations of the Mandala, p. 8–10. *In: B. Reguera, J. Blanco, M. L. Fernandez and T. Wyatt [eds.], Proceedings of the 7th International Conference on Harmful Algae*. IOC-UNESCO.

- Reynolds, C. S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. *In*: Sandgren, C.D. (ed.) Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, p. 388-433.
- Schoonhoven, E. 2000. Ecophysiology of mixotrophs. Hypertext. Disponível em: <<http://www.bio.vu.nl/thb/education/Scho2000.pdf>>. Acesso em: setembro de 2013.
- Sournia, A. 1981. Morphological bases of competition and succession. *In*: Platt, T. (ed.) Physiological bases of phytoplankton ecology. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, p. 339-346.
- Suedel, B.C., Boraczek, J.A., Peddicord, R.K., Clifford, P.A. and Dillon, T.M., 1994. Trophic transfer and biomagnification potential of contaminants in aquatic ecosystems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 136: 21–89.
- Tenenbaum, D. R., Villac, M.C.; Viana, S. C.; Matos, M.; Hatherly, M.; Lima, I. V. ; Menezes, M. 2004. Phytoplankton Atlas of Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. 1st ed., IMO, Londres, p. 132.
- Thomas, W.H., Hollibaugh, J.T.; Seibert, D.L.R.; Wallace, G.T.J., 1980. Toxicity of a Mixture of Ten Metals to Phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2: 213-220.
- Todd, C.D.; Laverack, M.S.; Boxshall, G.A. 1996. Coastal marine zooplankton. A practical manual for students. Cambridge University Press, 106 p.
- Tomas, C.R., 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press, San Diego, CA, USA, p. 858.
- Tood, C.D.; Laverack, M.S.; Boxshall, G.A. 1996. Coastal marine zooplankton. A practical manual for students. Cambridge University Press, 106 p.
- Tsutsumi, H. 1987. Population dynamics of *Capitella capitata* (Polychaeta; Capitellidae) in an organically polluted cove. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 36: 139-149.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1982. Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater. EPA-600/4-82-029.

- Utermöhl, H. 1931a. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. Verh Internat Verein Theor Angew Limnol, 5 : 567-596.
- Utermöhl, H. 1931b. Über das Umgekehrte Mikroskop., Archives of Hydrobiology, 22: 643-645.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Verein. Limnol., 9: 1-38.
- Villac, M. C.; Tenenbaum, D. R. 2010. The phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil. I. Historical account of its biodiversity. Biota Neotrop., 10: 271-293.
- Villac, M.C. e Noronha, V.A.D.C. 2008. The surf-zone phytoplankton of the State of Sao Paulo, Brazil. I. Trends in space-time distribution with emphasis on *Asterionellopsis glacialis* and *Anaulus australis* (Bacillariophyta). Nova Hedwigia, p.115-129.
- Walter, H.; Consolaro, F.; Gramatic, P.; Scholze, M.; Altenburger, R. 2002. Mixture toxicity of priority pollutants at no observed effect concentration. Ecotoxicology, 11: 299-310.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. Water Res., 18: 653–694.
- Whitea, D.L.; Portera, D.E.; Lewitusb, A.J., 2004. Anthropogenic Influences on the Ecology of Tidal Creeks and Canals: Spatial and temporal analyses of water quality and phytoplankton biomass in an urbanized versus a relatively pristine salt marsh estuary. J Exp Mar Biol Ecol, 298(2): 255-273.
- Zingone, A. e Enevoldsen, H.O., 2000. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. Ocean & Coastal Management, 43: 725-748.

13.6. Equipe Técnica

A equipe técnica do Programa de Monitoramento da Macrofauna Bentônica e das Comunidades Fito e Zooplantônica é formada pelo seguinte quadro:

- Airton Salvador Gaeta – Biólogo, Dr.;

- Arthur Zigiatti Güth – Biólogo, MSc.;
- Betina Galerani R. Alves – Bióloga, MSc.;
- José Juan Barrera Alba – Oceanógrafo, Dr.;
- Paulo Yukio Sumida – Biólogo, Dr.;
- Renata Roque Porcaro – Oceanógrafa, BSc.;
- Renato Arruk Torres – Oceanógrafo, BSc.;
- Rubens Mendes Lopes – Biólogo, Dr..

13.7. Anexos

- Anexo 13.7-1. Lista das espécies da macrofauna bentônica encontradas na Campanha de setembro de 2013.
- Anexo 13.7-2. Lista das espécies da comunidade fitoplanctônica encontradas na Campanha de setembro de 2013.
- Anexo 13.7-3. Lista das espécies da comunidade zooplanctônica encontradas na Campanha de setembro de 2013

ANEXO 13.7-1. LISTA DAS ESPÉCIES DA MACROFAUNA BENTÔNICA
ENCONTRADAS NA CAMPANHA DE SETEMBRO DE 2013

ANEXO 13.7-2. LISTA DAS ESPÉCIES DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
ENCONTRADAS NA CAMPANHA DE SETEMBRO DE 2013

ANEXO 13.7-3. LISTA DAS ESPÉCIES DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA
ENCONTRADAS NA CAMPANHA DE SETEMBRO DE 2013