

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
MESTRADO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**UTILIZAÇÃO DA MEIOFAUNA BENTÔNICA NO
MONITORAMENTO DO CULTIVO DO CAMARÃO**
Litopenaeus vannamei.

PRISCILA PORCHAT DE ASSIS MUROLO

**RECIFE
2005**

PRISCILA PORCHAT DE ASSIS MUROLO

**UTILIZAÇÃO DA MEIOFAUNA BENTÔNICA NO
MONITORAMENTO DO CULTIVO DO CAMARÃO**
Litopenaeus vannamei.

Dissertação apresentada ao Curso de
Mestrado em Biologia Animal, do
Departamento de Zoologia do Centro de
Ciências Biológicas da Universidade
Federal de Pernambuco, como parte dos
requisitos para a obtenção do grau de
Mestre em Ciências na área de Biologia
Animal.

ORIENTADOR:

Prof^o Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos

RECIFE
2005

Murolo, Priscila Porchat de Assis
Utilização da meiofauna bentônica no
monitoramento do cultivo do camarão *Litopenaeus*
***vannamei* / Priscila Porchat de Assis Murolo. – Recife**
: O Autor, 2005
72 folhas : il., fig., tab.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal
de Pernambuco. CCB. Biologia Animal, 2005.

Inclui bibliografia.

1. Ciências biológicas – Biologia animal. 2. Cultivo
do camarão – *Litopenaeus vannamei* – Estuário do
rio Botafogo, Itamaracá (PE) – Impactos da
carcinicultura . 3. Meiofauna bentônica – *Copepoda*
***Harpacticoïda* – Taxonomia – Variação de diversidade**
e abundância. I. Título.

595.34
595.34

CDU (2.ed.)
CDD (22.ed.)

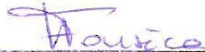
UFPE
BC2005-254

PRISCILA PORCHAT DE ASSIS MUROLO

UTILIZAÇÃO DA MEIOFAUNA BENTÔNICA NO MONITORAMENTO DO
CULTIVO DO CAMARÃO *Litopenaeus vannamei*

BANCA EXAMINADORA

TITULARES:



Dra. Verônica Gomes da Fonseca Genevois
UFPE – Depto. de Zoologia



Dr. André Morgado Esteves
UERJ – Depto. de Biologia Animal e Vegetal



Dra. Taciana Kramer de Oliveira Pinto
UFES – Depto. de Ecologia e Recursos Naturais



Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos
UFPE – Depto. de Zoologia (Orientador)

SUPLENTE:

Dra. Lília Pereira de Souza Santos
UFPE – Depto. de Oceanografia

Dra. Clélia Márcia Cavalcanti da Rocha
UFRPE – Depto. de Biologia

RECIFE
2005

À minha eterna melhor amiga, luz da minha vida... minha mãe (*in memoriam*).

Agradecimentos

Ao meu orientador, Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos... uma pessoa que quando me aceitou nem ao menos me conhecia pessoalmente! Uma pessoa pela qual tenho profunda gratidão, admiração e respeito! Obrigada por toda ajuda, paciência, boa vontade, conselhos, ensinamentos, amizade... e principalmente pela confiança!!!

À minha amada família... que apesar da distancia nunca esteve longe dos meus pensamentos e do meu coração! Ao meu pai, por ser minha fortaleza e aos meus irmãos, que sempre me apoiaram incondicionalmente! Vocês são o meu maior tesouro!!!AMO VOCÊS!!!

À Prof Dra. Lilia Pereira de Souza Santos, por todas as sugestões e também boa vontade comigo desde que cheguei aqui em Pernambuco.

À Coordenadora do Curso de Mestrado em Biologia Animal, Professora Dra. Maria Eduarda Larrazábal, por todo o apoio.

A Prof. Dra Verônica Gomes da Fonseca Genevois... a primeira pessoa que conheci ao chegar aqui! Muito obrigada por sempre preocupar-se comigo! E por estar sempre pronta a me ajudar!

Ao Professor Dr. José Roberto Botelho de Souza (Betinho), pelo empréstimo de bibliografia, por suas sugestões e amizade.

Ao laboratório de Biologia da Conservação (Prof. Maria Eduarda) por ceder gentilmente a balança para nossas análises.

Ao laboratório de Invertebrados Terrestres (Prof. Cleide Ribeiro) também por ceder a gentilmente a balança e espectrofotômetro..

À todos os meus novos amigos do Laboratório de Meiofauna... Virág,Viviane Lira, Geruso, Renata, Aline, Geane, Alessandra, Chico, Cristina e Neyvan. Obrigada por todos os almoços que fiz por aí!

À minha amiga Virág por cada chopinho que tomamos... por cada momento agradável que passamos... por sua boa vontade infundável em me ajudar... e por ter me socorrido com a estatística e todo resto quando eu mais precisei! Jamais vou esquecer o que você fez por mim!!! Além da minha gratidão... toda a minha admiração pela pessoa e profissional que você é!.

A Viviane Lira (Vivi) por colorir o mapa da minha apresentação. Obrigada!!!

À Ethienne (Tininha), por cada bate papo...pelas madrugadas no MSN, pelas bagunças no Baracho e também por ter me ajudado a usar o Statgraphics! Te devo essa!!!

À Elaine Christine... por sua sincera amizade. Você é uma pessoa maravilhosa! Uma das melhores pessoas que conheci aqui no mestrado e em Pernambuco!!! Te adoro!

À Débora Kyomi... que mesmo na terra do sol nascente sempre me ajudou e torceu por mim! Obrigada por me entreter nas madrugadas brasileiras!

As “meninas” Tatiana Alves (Tati) e Renata Trindade (Renatinha)... por terem triado TODAS as minhas amostras! Sem vocês eu jamais terminaria essa dissertação! Vocês foram incríveis!!!

À Danielle Menor (Dani)... pela boa vontade em me ensinar o “ofício da dissecação”, por toda a sua paciência e estímulo a cada bichinho que eu dissecava... ou estourava! Obrigada!!!!

Ao Casal 20... Paulo Carvalho e Mônica Botter... pelos momentos divertidíssimos nas coletas do Milênio! E por várias vezes escutarem meus desabafos... Adoro vocês!

À Alzira Patrícia (Tita Linda!)... por cada show que você deu no laboratório, por cada uma das suas doidices que tornaram meus dias de Labdin inesquecíveis!!!

À Maria, Manu, Paula e Hilquias por nossos almoços diários regados a Rosa de Bengala, Formol, Álcool... e sabe-se lá mais o que!

Ao Eduardo (Duuuu!) pela amizade e carinho e pelos momentos super divertidos no nosso embarque da Petrobrás!

À todos os meus colegas do LABDIN (Tita, Dani, Mônica, Paulo, Tati, Renatinha, Maria, Manu, Paula, Eduardo, Hilquias, Ananias, Ana Paula e Gil... por cada dia turbulento, barulhento e engraçado... Por cada dia de convívio maluco que tivemos! Vocês são ímpares!!! Adoro vocês!!!

À secretária do Curso de Mestrado em Biologia Animal Sra. Ana Elisabete Fraga pela atenção e ajuda.

À Capes pela concessão de bolsa de estudos.

Ao Projeto Instituto do Milênio em Oceanografia pelo apoio na parte logística.

Enfim... a todos os meus novos amigos do mestrado ou não que mesmo sabendo que sou paulista me receberam de braços abertos e que me ensinaram a ser TRELOSA, a falar OXENTE... pessoas que sempre estarão no meu coração! Hoje sou um pouco pernambucana por causa de vocês! Obrigada!!!

“Nossas dádivas são traidoras e nos fazem perder o bem que poderíamos conquistar, se não fosse o medo de tentar”.

(W. Shakespeare)

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização da área de estudo e estações de coleta (modificado de Trindade,2003).....9
- Figura 2. Médias de temperatura do ar (°C) em Recife nos períodos de 1931-1960 (■) e 1961-1990 (■) (Fonte: INMET, 2003).....10
- Figura 3. Precipitação média (mm) em Recife nos períodos de 1931-1960 (■) e 1961 - 1990 (■) (Fonte: INMET, 2003).....10
- Figura 4. Médias mensais das temperaturas do ar e precipitações pluviométricas no ano de 2003 (fonte: INMET, 2003).....16
- Figura 5. Variação da temperatura da água entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados - (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).....17
- Figura 6. Variação da salinidade entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).....17
- Figura 7. Variação do pH entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).....18
- Figura 8. Variação da turbidez entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).....19
- Figura 9. Variação do percentual de matéria orgânica entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A=abril, Ag= agosto e O= outubro;1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).....20
- Figura 10. Variação da concentração de nitrogênio entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro;1, 2 e 3 representam o número das estações).....21

Figura 11. Variação da concentração de fósforo entre as estações dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).....	22
Figura 12. Variação do percentual de silte e argila entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).....	23
Figura 13. Variação da concentração de clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).....	24
Figura 14. Variação da concentração de feopigmentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).....	25
Figura 15 – Análise MDS dos dados sedimentológicos para a estrutura dos estuários dos rios Botafogo e Siri (B=Botafogo; S=Siri; 1, 2 e 3 = estações; F=fevereiro, AB=abril, AG=agosto e O=outubro).....	27
Figura 16. Densidade da Meiofauna Total ($\text{ind.}10\text{cm}^{-2}$) nas três estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações, barras representam Desvio Padrão).....	28
Figura 17. Abundância relativa (%) dos grupos dominantes da meiofauna no estuário do rio Botafogo nos meses amostrados.....	30
Figura 18. Abundância relativa (%) dos grupos dominantes da meiofauna no estuário do rio Siri nos meses amostrados.....	30
Figura 19. Análise MDS para a estrutura da comunidade de meiofauna dos rios Botafogo e Siri (B=Botafogo, S=Siri; 1, 2 e 3 =estações; F=fevereiro, AB=abril, AG=agosto e O=outubro)	31
Figura 20. Densidade de Copepoda ($\text{ind.}10\text{cm}^{-2}$) nas três estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações, barras representam Desvio Padrão).....	35

Figura 21. Abundância relativa (%) das espécies de Copepoda nos dois estuários estudados.....	37
Figura 22. Abundância relativa (%) das espécies de Copepoda encontradas no estuário do rio Botafogo.....	37
Figura 23. Abundância relativa (%) das espécies de Copepoda encontradas no estuário do rio Siri.....	38
Figura 24. Análise MDS para a estrutura da comunidade do grupo Copepoda nos estuários dos rios Botafogo e Siri (B=Botafogo, S=Siri; 1, 2 e 3= estações; F=fevereiro, AB=abril, AG=agosto e O=outubro).....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores de oxigênio dissolvido (mg/L) encontrados nas três estações (E1, E2 e E3) dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses de Fevereiro e Outubro.....	19
Tabela 2. Valores obtidos para o potencial de oxi-redução (mV) nos estuários dos rios Botafogo e Siri.....	23
Tabela 3. Análise de Correlação de Pearson do Microfitobentos nos estuários dos rios Botafogo e Siri (Clor.- Clorofila; Feopig. – feopigmentos; Nitro – nitrogênio; Temp. – temperatura; Turb. – turbidez).....	26
Tabela 4. Densidade média (ind.10cm ⁻²) e Desvio Padrão (DP) dos grandes grupos da meiofauna nas estações de coleta dos estuários dos rios Botafogo e Siri.....	29
Tabela 5. Análise de Correlação de Pearson para os grandes grupos da meiofauna e meiofauna total nos estuários dos rios Botafogo e Siri (analisados juntos)...	32
Tabela 6. Análise de Correlação de Pearson para os grandes grupos da meiofauna e meiofauna total no estuário do rio Botafogo.....	33
Tabela 7. Análise de Correlação de Pearson para os grandes grupos da meiofauna e meiofauna total no estuário do rio Siri.....	33
Tabela 8. Espécies de Copepoda Harpacticoida identificados nos estuários dos rios Botafogo e Siri.....	34
Tabela 9. Densidade (ind.10cm ⁻²) e Desvio Padrão (DP) das espécies de Copepoda nos estuários dos rios Botafogo e Siri.....	36
Tabela 10. Número e comprimento (mm) dos Copepoda Harpacticoida dissecados.....	38

Tabela 11. Fórmula Setal do exopodito (EXO) e endopodito (ENDO) dos pares de patas (P1, P2, P3, P4 e P5) dos Copepoda Harpacticoida dissecados.....	39
Tabela 12. Análise de Correlação de Pearson para as espécies de Copepoda Harpacticoida nos estuários dos rios Botafogo e Siri.....	41
Tabela 13. Índices univariados para as espécies de Copepoda Harpacticoida nos estuários dos rios Botafogo e Siri.....	43
Tabela 14. Valores mínimos e máximos da pH e oxigênio dissolvido em trabalhos realizados em outros estuários de Pernambuco e no presente estudo.....	48
Tabela 15. Valores médios das concentrações de nitrogênio e fósforo total encontrados nos sedimentos de alguns estuários tropicais . Valores em Porcentagem de peso seco (Tabela modificada de Alongi <i>et al</i> , 1992).....	49
Tabela 16. Valores mínimos e máximos de densidades (ind.10cm ⁻²) de meiofauna em trabalhos realizados em outros estuários de Pernambuco e no presente estudo.....	55

RESUMO

Uma das maiores ameaças ao ecossistema estuarino tem sido o rápido aumento na aqüicultura costeira, e em particular a criação de camarões. O efluente da carcinicultura pode ser a principal fonte de poluição nos estuários. Considerando a sensibilidade da meiofauna à entrada de material antrópico e o grupo Copepoda Harpacticoida como o mais sensível à poluentes, este trabalho teve como objetivo, avaliar a influência da carcinicultura no estuário do rio Botafogo (Itapissuma-PE) utilizando a meiofauna e o grupo Copepoda Harpacticoida como bioindicadores. As amostragens ocorreram em baixa-mar, em três estações no médiolitoral dos estuários dos rios Botafogo e Siri, nos meses de fevereiro, abril, agosto e outubro de 2003. Foram analisados além da meiofauna, parâmetros físico-químicos da água e também sedimentológicos. A meiofauna esteve composta por 10 grupos taxonômicos sendo Nematoda e Copepoda os mais abundantes. A densidade total variou de 11.429 ind.10cm⁻² a 1.339 ind.10cm⁻² e foi consideravelmente mais alta no rio Botafogo. Com relação à Copepoda Harpacticoida, ocorreram 9 espécies, sendo *Robertsonia mourei* a mais abundante nos estuários. A densidade total de Copepoda variou de 14,92 ind.10cm⁻² à 746,26 ind.10cm⁻² não havendo grande diferença entre os estuários. O BIOENV discriminou as concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos ($r_s=0,363$) no rio Botafogo e salinidade no rio Siri ($r_s=0,568$), como melhores descritores da comunidade de meiofauna e as concentrações de feopigmentos e de nitrogênio ($r_s=0,603$) no rio Botafogo e a concentração de feopigmentos ($r_s=0,224$) no rio Siri, como descritores do grupo Copepoda. Segundo ANOSIM “two way”, houve diferenças significativas ($p<0,05$) entre os rios, meses e estações tanto na análise com os grandes grupos da meiofauna como com Copepoda Harpacticoida. Parâmetros da água e do sedimento evidenciaram o estado de eutrofização do rio Botafogo sugerindo que a aqüicultura vêm afetando este estuário negativamente, e a meiofauna parece responder a eutrofização confirmando ser útil nos estudos de biomonitoramento.

ABSTRACT

The recent expansion of intensive aquaculture worldwide has caused severe environmental damage to coastal ecosystems. Shrimp farm effluent may be the major pollution source in estuaries. Considering meiofauna as pollution indicators and Copepoda Harpacticoida the most sensitive to pollutants, the influence of shrimp farm effluent in the Botafogo estuary was assessed. Botafogo River and Siri River (control site) were sampled during low tide in February, April, August and October 2003. At each estuary, three sampling stations were located on midlittoral area. Besides Meiofauna, physical-chemical and sedimentological descriptors were also measured. Meiofauna was quantified and identified in high taxonomic level groups and Nematoda was the most abundant taxon. Meiofaunal densities were considerably higher on Botafogo than Siri River. *Robertsonia mourei* was the most abundant copepod species on both estuaries. Concerning Copepod densities, there was a slightly difference between Botafogo and Siri. BIOENV analysis indicated chlorophyll-*a* and pheopigments ($r_s=0.363$) on the Botafogo River and salinity on the Siri River ($r_s=0.568$) as the best variables explaining meiofauna structure and pheopigments and nitrogen concentrations ($r_s=0.603$) on the Botafogo and pheopigments concentration ($r_s=0.224$) on the Siri River as variables explaining Copepod group structure. ANOSIM “two way” indicated significant differences ($p<0.05$) between Botafogo and Siri estuaries, among the months and the stations both using meiofauna densities and copepods species data. Water-sediment descriptors showed eutrophication state of Botafogo River suggesting that aquaculture has been affecting it negatively, and meiofauna community seems to be responding to eutrophication showing to be useful on monitoring pollution studies.

SUMÁRIO

Agradecimentos

Lista de Figuras

Lista de Tabelas

Resumo

Abstract

1. Introdução	1
1.1 Meiofauna.....	1
1.2 Copepoda Harpacticoida.....	2
1.3 Estuários.....	3
1.4 Aquicultura e seu impacto no ecossistema estuarino.....	4
2. Hipótese.....	7
3. Objetivo.....	7
4. Material e Métodos	8
4.1 Área de Estudo.....	8
4.2 Procedimento em Campo.....	10
4.3 Procedimento em Laboratório.....	12
4.3.1 Lavagem das amostras de Meiofauna.....	12
4.3.2 Quantificação das Amostras de Meiofauna.....	12
4.3.3 Metodologia para Identificação dos Copepoda.....	12
4.3.4 Concentração de Microfitobentos.....	13
4.3.5 Percentual de Silte/Argila.....	13
4.3.6 Percentual de Matéria Orgânica.....	14
4.3.7 Nitrogênio e Fósforo.....	14
4.3.8 Porcentagem de Saturação do Oxigênio.....	14
4.3.9 Análise de Dados.....	14
5. Resultados.....	15
5.1 Fatores Meteorológicos.....	15
5.2 Fatores Hidrológicos.....	16
5.2.1 Temperatura.....	16
5.2.2 Salinidade.....	17
5.2.3 pH.....	18
5.2.4 Turbidez.....	18
5.2.5 Oxigênio Dissolvido.....	19
5.3 Fatores Geoquímicos.....	20
5.3.1 Percentual de Matéria Orgânica.....	20
5.3.2 Nitrogênio.....	20
5.3.3 Fósforo.....	21

5.4 Fatores Sedimentológicos.....	22
5.4.1 Percentual de Silte/Argila.....	22
5.4.2 Potencial de Oxi-Redução.....	23
5.5 Fatores Biológicos.....	23
5.5.1 Concentração de Microfitobentos.....	24
Análise de Correlação de Pearson.....	25
Análise de Ordenação do Tipo MDS para os dados sedimentológicos.....	26
5.5.2 Meiofauna.....	27
5.5.2.1 Grandes Grupos.....	27
Análise de Ordenação do Tipo MDS.....	30
BIOENV.....	32
Análise de Correlação de Pearson.....	32
5.5.2.2 Copepoda.....	33
Análise de Ordenação do Tipo MDS.....	39
BIOENV.....	40
Análise de Correlação de Pearson.....	41
Índices Univariados para Copepoda Harpacticoida.....	42
6. Discussão.....	44
7. Conclusões.....	59
Referências Bibliográficas.....	61

1. INTRODUÇÃO

1.1 Meiofauna

Meiofauna, uma palavra de origem grega (*μειο*) que significa *menor*, foi definida por Mare (1942) para denominar metazoários aquáticos retidos em peneiras com abertura de malha entre 0,5mm e 0,042 ou 0,063mm que vivem em íntima associação com o sedimento. Esses organismos possuem representação de praticamente todos os filos de invertebrados (Giere, 1993; Coull, 1999); vinte e dois dos 33 filos de metazoários têm pelo menos algum taxa meiobentônico e Gastrotricha, Gnathostomulida, Kinorhyncha, Loricifera e Tardigrada são exclusivamente meiobentônicos (Coull, 1988).

A meiofauna não é um grupo ecológico homogêneo, ocupando uma grande variedade de habitats. Ocorrem em ambientes marinhos e de água doce, desde praias ao mar profundo (Coull, 1988, 1999; Herman & Heip, 1998). Mesmo em estuários, onde em geral ocorrem em grande abundância, os organismos do meiobentos podem ser encontrados em diferentes locais: aqueles que vivem na lama diferem dos que vivem em areia assim como os que vivem em baixas salinidades diferem daqueles que habitam ambientes hipersalinos (Coull, 1999).

Desde a década de 70 a meiofauna vêm sendo estudada, e desde então muitos trabalhos já foram publicados; quanto à sua biologia e ecologia (Pollock, 1971; McIntyre, 1971; Coull, 1985; 1988; 1999); com relação aos efeitos de diversos tipos de poluição sobre essa comunidade (Boucher, 1980; Hockin, 1983; Sandulli & Giudici, 1989; Coull & Chandler, 1992) sobre sua utilização como ferramenta no estudo de impactos em ecossistemas aquáticos (Sherman & Coull, 1980; Raffaelli, 1987; Moore & Bett, 1989; Sandulli & Nicola, 1991; Herman & Heip, 1998; dentre outros) e mais especificamente com relação aos impactos causados a essa comunidade por projetos de aquicultura (Oláfsson *et al.*, 1995; Mazzola *et al.*, 1999; 2000; Mirto *et al.*, 2000; La Rosa *et al.*, 2001).

A meiofauna desempenha vários papéis nos processos bênticos do ecossistema estuarino; facilita a biomineralização da matéria orgânica, a regeneração de nutrientes e serve de alimento para níveis tróficos superiores (Coull, 1988; 1999). Devido a sua grande abundância, ciclo de vida curto e holobêntico, sua íntima associação com o sedimento e grande sensibilidade à entrada de material antrópico, a meiofauna vem

tornando-se uma ferramenta útil em estudos de biomonitoramento da poluição ambiental em ecossistemas estuarinos (Gray & Ventilla, 1971; Pequegnat, 1975; Boucher, 1980; Gray, 1981; Raffaelli & Mason, 1981; Warwick, 1981; Hockin, 1983; Coull, 1988; Sandulli & Giudici, 1989; Coull & Chandler, 1992; Coull, 1999).

Em quase todos os sedimentos estuarinos naturais (não contaminados) é esperado encontrar a meiofauna em densidades médias de 10^6 ind.m⁻² (Coull & Bell, 1979; Coull, 1988; Coull & Chandler, 1992; Giere, 1993; Coull, 1999). Esses valores tendem a ser mais altos em lama rica em matéria orgânica e mais baixos em areia (Coull, 1999). Nematoda geralmente é o táxon mais abundante, compreendendo de 60 – 90% da fauna total, seguido por Copepoda Harpacticoida que oscila entre 10 – 40% (Wells, 1988; Coull, 1988; 1999).

1.2 Copepoda Harpacticoida

Harpacticoida é uma das 7 ordens da sub-classe Copepoda, classe Maxillopoda que contém pequenos crustáceos variando de 0,2 a 2,5 mm de comprimento. Esse grupo da meiofauna é ubíquo no ambiente marinho, ocorrendo desde as poças de maré às zonas abissais (Coull, 1977; 1982; Wells, 1988) e é essencialmente bentônico de vida livre – poucos harpacticóides são planctônicos ou vivem em associação com outros organismos (Huys *et al.*, 1996).

Atualmente a ordem contém 50 famílias, aproximadamente 460 gêneros e mais de 3000 espécies descritas (Huys *et al.*, 1996).

Nos harpacticóides a forma do corpo reflete a ecologia mais do que a filogenia, como resultado, formas similares têm se desenvolvido muitas vezes independentemente, e famílias primitivas não têm necessariamente a forma primitiva do corpo (Wells, 1988).

De toda a meiofauna, esse grupo é considerado o mais importante como alimento para juvenis e larvas de peixes (Hicks & Coull, 1983; Fleeger, 1985), é tipicamente o mais sensível à diminuição nas concentrações de oxigênio e à entrada de poluentes (Hicks & Coull, 1983; Coull, 1988). Na maioria dos estudos onde os harpacticoides foram analisados em relação aos poluentes, a abundância desse grupo diminuiu (Wells, 1988).

Com relação à biomassa é freqüentemente o táxon mais importante (Wells, 1988; Huys *et al.*, 1996). Comumente, os harpacticóides tornam-se numericamente mais abundantes conforme o tamanho da partícula do sedimento aumenta (Hicks & Coull, 1983).

Em termos de abundância no meiobentos, Copepoda é o segundo grupo nos sedimentos estuarinos perdendo apenas para Nematoda, e excede a este no fital e em sedimentos do tipo cascalho.

1.3 Estuários

O ambiente estuarino é enfatizado como um ecossistema dinâmico, caracterizado por ter uma constante mudança na mistura de água doce e salgada e por ser dominado por um fino material sedimentar carreado do mar e dos rios que se acumula formando planícies lamosas. Essas planícies são áreas ricas em alimento porém com escassez de oxigênio ou mesmo anóxicas. A mistura dessas águas apresenta desafios à fisiologia dos animais, os quais poucos podem adaptar-se. Estes ambientes são caracterizados por possuírem populações abundantes de animais, mas com relativamente poucas espécies (McLusky, 1989).

Segundo a definição de Pritchard (1967), estuários (*aestus* = maré) são corpos de água costeiros, parcialmente fechados, com livre conexão com o mar aberto e dentro dos quais a água marinha é gradativamente diluída pela água doce proveniente da drenagem terrestre. Do ponto de vista geológico, são feições costeiras bastante efêmeras (Day *et al.*, 1989).

O fator fisiológico e ecológico mais estudado em estuários é indubitavelmente a salinidade, cujos efeitos sobre os organismos estuarinos são variados. Os níveis flutuantes de salinidade dos estuários restringem a fauna, conseqüentemente, aos invasores eurialinos e a poucas espécies de água doce que podem tolerar essas condições. Além disso, os efeitos da salinidade em um animal podem diferir em diferentes estágios da vida: como observação geral, parece que os animais são mais sensíveis aos extremos de salinidade no estágio de ovos, quando recém-chocados, ou quando adultos em fase de reprodução, do que quando em estágios intermediários de desenvolvimento (McLusky, 1989).

Em virtude de sua natureza e posição entre os ambientes marinho e terrestre, os estuários têm sido o alvo principal de uma ampla variedade de atividades humanas, como locais de navegação, de desenvolvimento industrial, urbano e recreacional (McLusky, 1989; Ridgway & Shimmield, 2002).

Ambientes estuarinos atuam como filtros do material terrígeno antes que este entre nos oceanos (Deb, 1998). Esses ecossistemas são importantes zonas de transferência de sedimento entre os sistemas marinho e fluvial; os acúmulos de sedimento que se formam conseqüentemente favorecem o acúmulo de contaminantes provenientes de atividades antrópicas (Ridgway & Shimmield, 2002).

1.4 Aquicultura e seu Impacto no Ecossistema Estuarino

Ao longo dos últimos 20 anos uma das maiores ameaças aos recursos de manguezal tem sido o rápido aumento na aquicultura costeira, e em particular a criação de camarões devido à sua alta demanda pelo Japão, Estados Unidos e Europa (Folke & Kautsky, 1992; Paquotte *et al.*, 1998). Não há dúvida que a cultura do camarão marinho é um fator de relevância econômica, porém à sombra do valor do setor de cultivo deve-se prestar atenção aos muitos impactos ambientais e prejuízos sócio-econômicos dessa indústria (Gräslund & Bengtsson, 2001). Esta expansão aparentemente descontrolada, tem causado conflitos com outras atividades: como a pesca tradicional, agricultura, turismo (Páez-Osuna *et al.*, 1999; 2003) e tem despertado preocupação geral, críticas e discussão pelos prejuízos ambientais causados (Hopkins *et al.*, 1995; Wu, 1995; Primavera, 1997; Naylor *et al.*, 1998; Páez-Osuna *et al.*, 1998; 1999; 2003; Burford *et al.*, 2003). Os impactos ambientais desta atividade estão relacionados a: 1) local para construção de tanques; 2) o manejo e a tecnologia aplicados durante a operação dos tanques de cultivo; 3) o tamanho ou escala de produção e a área dedicada a isso (Costanzo *et al.*, 2004).

Em vista disso, os prejuízos ambientais potenciais da aquicultura sobre o ecossistema estuarino podem ser: depleção dos recursos naturais, remoção de terras úmidas, descarga de nutrientes e lixo orgânico, introdução de espécies exóticas, aumento do número de patógenos, salinização dos suprimentos de água doce, aumento da sedimentação, diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido, aumento da demanda química e biológica de oxigênio (Folke & Kautsky, 1992; Wolanski *et al.*, 2000),

alterações nos regimes de maré, eutrofização das águas costeiras, dentre outros (Primavera, 1991; 1993; Flaherty & Karnjanakesorn, 1995; Primavera, 1997; 1998; De Graaf & Xuan, 1998).

A aquicultura intensiva do camarão parece estar limitada pela capacidade de suporte dos ecossistemas costeiros (Primavera, 1998). O principal problema vivenciado pelas fazendas de camarão é a descarga das águas dos tanques de cultivo, já que aproximadamente 80% do nitrogênio adicionado aos tanques como mecanismo de alimentação dos camarões não é retido como biomassa dos mesmos (Briggs & Funge, 1994; Jackson *et al.*, 2003). O nitrogênio remanescente age como combustível para a produção microbiana e do plâncton, freqüentemente resultando em efeitos negativos para a água e sedimento desses tanques: como anoxia, toxicidade dos nutrientes e blooms de espécies indesejadas de algas (Moriarty, 1997; Burford & Glibert, 1999). Conseqüentemente, os tanques são lavados periodicamente para minimizar esses efeitos, despejando águas não tratadas em rios, enseadas e estuários (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Funge-Smith & Briggs, 1998; Jackson *et al.*, 2003).

O efluente de cultivo utilizado na aquicultura pode ser a principal fonte de poluição em ecossistemas costeiros (Chua *et al.*, 1989; Wu *et al.*, 1994; Hargreaves, 1998; Naylor *et al.*, 1998; McKinnon *et al.*, 2002), já que a matéria orgânica e os nutrientes aí presentes são potenciais causas da redução de oxigênio dissolvido, e da hipernutrição e eutrofização das águas receptoras levando a mudanças de produtividade e na estrutura da comunidade bêntica (Deb, 1998; Trott & Alongi, 2000).

O censo da carcinicultura mundial realizado pela ABCC em 2003 confirma o ritmo de crescimento que o cultivo do camarão vêm experimentando desde que iniciou sua produção comercial no Brasil com a espécie *Litopenaeus vannamei* entre 1995/1996. O Brasil passou do 8º para o 6º lugar como produtor mundial de camarão marinho, consolidando-se como produtor-líder do Hemisfério Ocidental. Além disso, a produtividade de camarão marinho no Brasil foi a 6.084 kg/ha/ano em 2003, o que o torna líder mundial em produtividade seguido pela Tailândia e China. Quanto à área cultivada, houve um incremento total de 317,81% no período de seis anos e a produtividade o fez em 499,41%, indicando o intenso processo tecnológico ao qual a atividade vem sendo submetida. Esses valores também colocam o Brasil na liderança mundial em relação ao indicador que mostra eficiência tecnológica no processo produtivo (ABCC, 2003)

O Nordeste é a principal região no cenário da carcinicultura brasileira, e em 2003 foi responsável por 95,2% da produção total de camarão do Brasil e 91,2% de todas as fazendas existentes em nosso país. Dentro do contexto nordestino, o maior produtor é o Estado do Rio Grande do Norte que em 2003 produziu 37.473 ton de camarão marinho. O Estado de Pernambuco é o 4º maior produtor nacional e em 2003 produziu 5.381 ton valor que corresponde a 6% da produção nacional (ABCC, 2003).

No Litoral Norte de Pernambuco, a aquicultura é uma atividade em expansão em alguns estuários, envolvendo tanto o cultivo artesanal de peixe, camarão e ostra como a produção em larga escala e com tecnologia avançada do camarão marinho. Atualmente, as duas modalidades são distribuídas nos municípios de Goiana (70%), Itapissuma (23,2%) e Itamaracá (6,8%). Os projetos de carcinicultura em grande escala situam-se nos estuários dos rios Goiana e Megaó (Atlantis Aquicultura), e Botafogo (Atapuz Aquicultura no município de Goiana e Maricultura Netuno no município de Itapissuma), bem como na Fazenda Tabatinga em Ponta de Pedras. A Maricultura Netuno é o 2º maior empreendimento do gênero, em extensão, do Litoral Norte e abrange uma área de 676,5 ha (CPRH, 2003).

Nos últimos anos devido à ocupação indiscriminada dessas áreas e conseqüente degradação ambiental, esses estuários que serviam de abrigo e local de reprodução, alimentação e crescimento para vários organismos vêm sendo afetados. Como resultado, conseqüências desastrosas podem estar ocorrendo, apesar das regulamentações legais, (Resoluções CONAMA nº 312/2002 e CONSEMA-PE nº 02/2002), as quais podem limitar a produtividade quer do ponto de vista biológico quer econômico (Barros, 2000).

Mediante o exposto, identifica-se como principais problemas da atividade de carcinicultura no Litoral de Pernambuco: a) devastação do mangue para implantação/ampliação da infra-estrutura de produção e das vias de acesso aos projetos, b) degradação do mangue em conseqüência do bloqueio do fluxo da água salgada nos trechos isolados com a construção das vias de acesso, c) falta de mão de obra qualificada tanto em nível superior como em nível médio, d) redução da área de pesca estuarina, sem criação, em escala equivalente de alternativas de geração de renda para a população que vivia daquela atividade, nas áreas hoje ocupadas com os grandes projetos de carcinicultura (CPRH, 2003).

Segundo a Resolução CONAMA nº 020 de 18 de junho de 1986, o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às

necessidades da comunidade e além disso, a saúde e o bem-estar humano bem como o equilíbrio ecológico aquático não devem ser afetados como consequência da deterioração da qualidade das águas.

Em virtude da fragilidade dos ambientes costeiros, (em especial do ecossistema de manguezal, área de preservação permanente nos termos da Lei ° 4,771 de 15 de setembro de 1965, com a definição especificada do inciso IX, art. 2° da Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002) e da necessidade de um sistema ordenado de planejamento e controle para preservá-los, a Zona Costeira, nos termos do §4°, art. 225 da Constituição Federal, é patrimônio nacional e sua utilização deve se dar de modo sustentável e em consonância com os critérios previstos na Lei 7661 de 16 de maio de 1988 (Resolução CONAMA nº 312/2002). Seguindo o Princípio da Precaução (implícito no art. 225 da Constituição Federal de 1988 e no Princípio XV da Declaração do Rio de Janeiro sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento de 1992), quando houver ameaças de danos sérios ou irreversíveis, a ausência de absoluta certeza científica não deve ser utilizada para postergar medidas eficazes e economicamente viáveis para prevenir a degradação ambiental.

Desta forma, a melhor alternativa para a problemática que vem envolvendo o ecossistema estuarino é o dimensionamento das atividades produtivas já existentes bem como o planejamento das novas atividades que conseqüentemente contribuirão para o desenvolvimento sustentável dos recursos, facilitando futuras ações de proteção e monitoramento (Barros, 2000).

2. HIPÓTESE

Cultivos do camarão *Litopenaeus vannamei* afetam significativamente a composição e a densidade da comunidade meiobentônica e do grupo Copepoda Harpacticoida.

3. OBJETIVO

Avaliar a influência das atividades de cultivo de *Litopenaeus vannamei* sobre o ecossistema de manguezal utilizando a comunidade de meiofauna e o grupo Copepoda Harpacticoida como bioindicadores.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreendeu os rios Botafogo e Siri que se situam no litoral norte de Pernambuco, entre as latitudes 7°39' e 7°43' S e 34°51' e 34°53' W (Figura 1). Embora bem próximos, esses dois rios fazem partes de municípios e bacias hidrográficas diferentes: a bacia dos rios Botafogo-Aratoca é a mais extensa do litoral Norte e os limites da área de estudo estão situados no município de Itapissuma, já o rio Siri pertence à bacia de Itapessoca que está totalmente localizada no município de Goiana (CPRH, 2001).

O litoral do Estado de Pernambuco possui 187 km de extensão e situa-se entre as coordenadas 7°32' - 8°56' S e 34°49' - 35°11' W. A posição geográfica, zona litoral e zona da mata, imprime à área um clima tropical do tipo Am', no sistema Koeppen, com transição para As', à medida que se distancia da costa. A taxa de evaporação é inferior à taxa de precipitação, havendo um balanço anual positivo. A temperatura do ar mostra máxima absoluta de 34°C, mínima de 20°C, com uma compensação média de 27°C (Andrade e Lins, 1971). Quanto à pluviometria, distinguem-se duas estações: uma seca, compreendida entre os meses de setembro e fevereiro, e outra chuvosa, compreendida entre março e agosto, com precipitações superiores a 100mm, segundo dados de Macedo (1974), podendo a precipitação mensal atingir 400mm (Passavante, 1981). As figuras 2 e 3 apresentam as variações de temperatura e precipitação em dois períodos: 1931 - 1960 e 1961 - 1990 mensurados pelo Instituto Nacional de Meteorologia na Estação Recife.

Na porção norte destaca-se o complexo estuarino-costeiro de Itamaracá, com suas vastas áreas de manguezais associadas ao Canal de Santa Cruz e aos estuários de vários rios que nele desembocam, incluindo as bacias dos rios Botafogo-Aratoca e Itapessoca (Macêdo *et al.*, 2000). O Canal de Santa Cruz possui uma extensão de 22 km e largura variável de 0,6 a 1,5 km. A área é muito rasa com profundidades dentro do canal variando em torno de 4 a 5 m, na maré baixa, e muitas vezes sendo inferior a 2 m. (Macêdo *et al.*, 2000). Segundo Macêdo *et al.* (2000), o complexo estuarino de Itamaracá destaca-se na faixa costeira de Pernambuco devido à sua importância ecológica representada por alta produtividade primária e secundária, área onde se desenvolve uma atividade pesqueira intensa, além de oferecer amplas possibilidades

para a instalação de projetos de aqüicultura. Devido à recente expansão da população, os estuários adjacentes são diretamente afetados pelos resíduos industriais e urbanos condicionando o aparecimento de áreas impactadas, principalmente no rio Botafogo, provocando assim um acentuado desequilíbrio neste ecossistema.

O rio Botafogo possui grandes áreas desmatadas e aterradas, a maior parte para a implantação de viveiros de cultivo de camarão; em particular o *Litopenaeus vannamei* que é uma espécie marinha e exótica. Devido à carcinicultura, o estuário do rio Botafogo vem recebendo um grande aporte de efluentes de maneira descontrolada e sem uma real avaliação quanto à capacidade de suporte do ambiente.

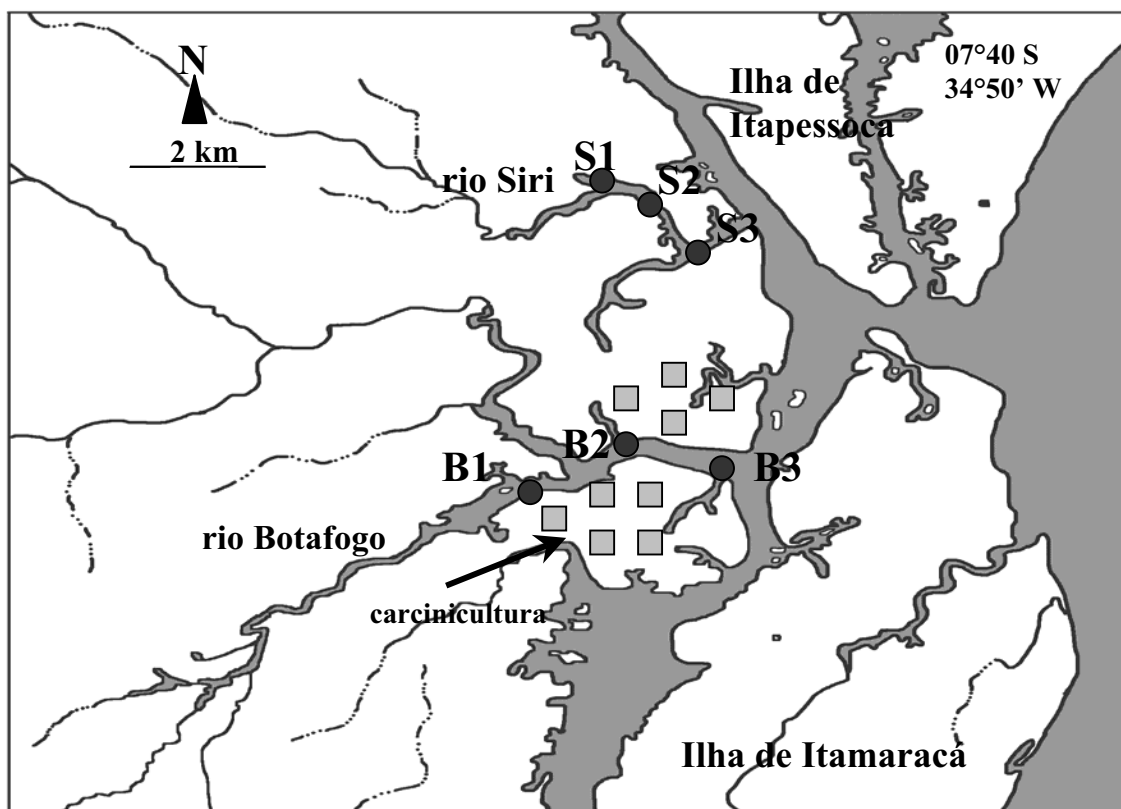


Figura 1 – Localização da área de estudo e estações de coleta – (B=Botafogo, S=Siri; 1, 2 e 3=estações; quadrados em cinza representam as áreas de cultivo (modificado de Trindade, 2003).

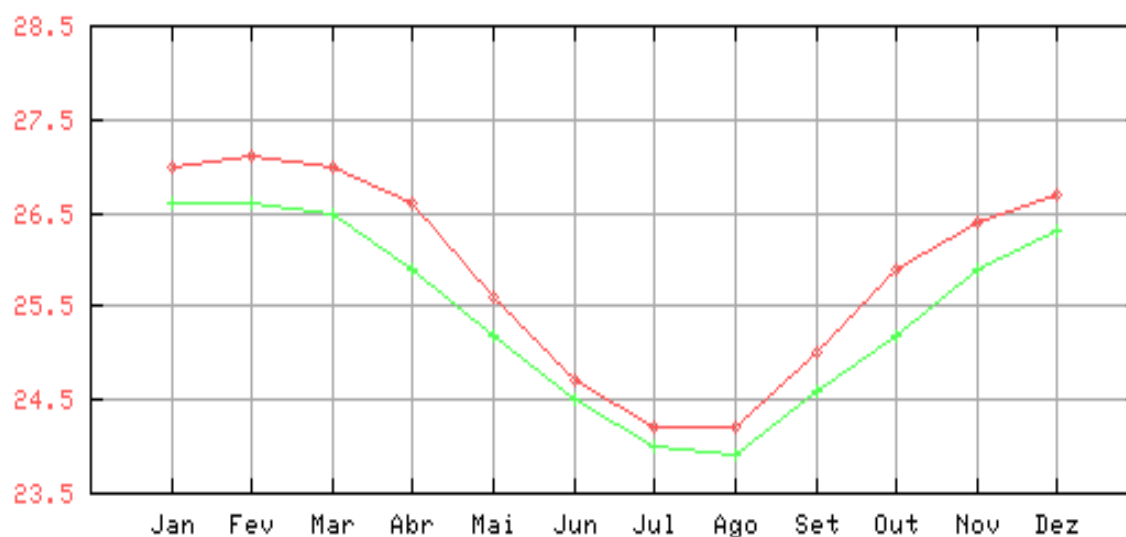


Figura 2. Médias de temperatura do ar (°C) em Recife nos períodos de 1931-1960 (—) e 1961-1990 (—) (Fonte: INMET, 2003).

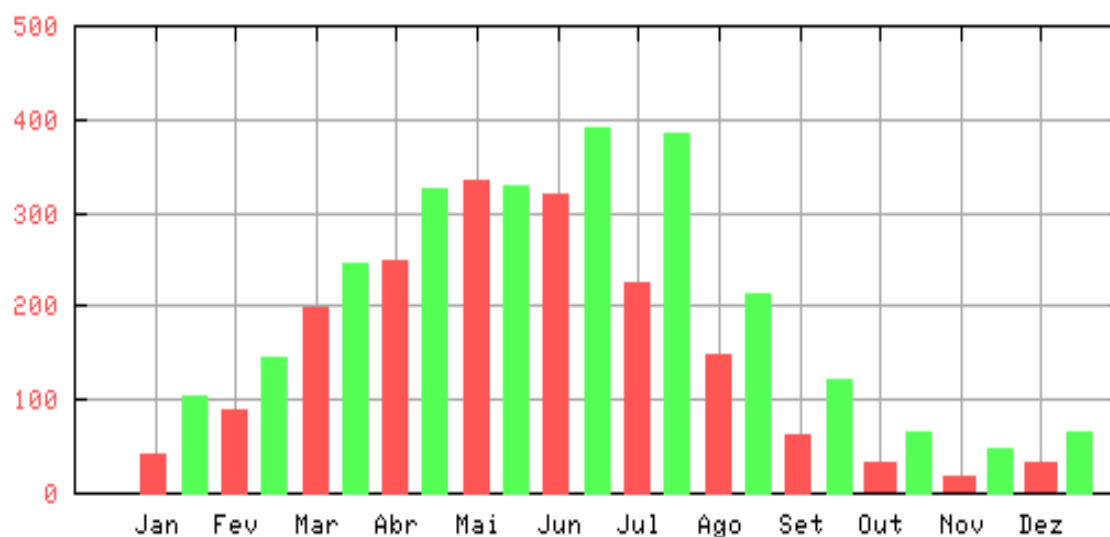


Figura 3. Precipitação média (mm) em Recife nos períodos de 1931-1960 (—) e 1961-1990 (—) (Fonte: INMET, 2003).

4.2 PROCEDIMENTO EM CAMPO

As amostragens foram realizadas em períodos de baixa mar nos meses de fevereiro, abril, agosto e outubro de 2003. Foram determinadas três estações de amostragem no médiolitoral de cada estuário: B1 ($7^{\circ}42,981' S$ e $34^{\circ} 52,520' W$), B2 ($7^{\circ}42,705' S$ e $34^{\circ}52,795' W$), B3 ($7^{\circ}42,827' S$ e $34^{\circ}52,002' W$) no rio Botafogo e S1

(7°39,752' S e 34°52,681' W), S2 (7°40,019' S e 34°52,434' W), S3 (7°40,271' S e 34°51,061' W), no rio Siri. No estuário do rio Botafogo as estações foram avaliadas como estando a 1,5 km a montante do ponto de lançamento do efluente (B1), 200 m a jusante do lançamento do efluente (B2) e 1,5 km a jusante do lançamento do efluente do cultivo de camarão (B3). No rio Siri, S1, S2 e S3, foram usadas com estações-controle, distando entre si em aproximadamente 1,5 km.

As estações estão situadas ao longo da faixa polialina (18 a 30‰) em ambos estuários seguindo a classificação de Bulger *et al.* (1993).

A meiofauna foi amostrada utilizando-se uma seringa com 2,01 cm² de área e 5 cm de altura, em quatro réplicas por estação, as quais foram etiquetadas e acondicionadas em recipientes plásticos com formol salino a 4% a fim de fixar os organismos.

A amostragem de microfitobentos foi realizada com uma seringa de 1,13 cm² de área, enterrada nos dois primeiros centímetros do sedimento, em três réplicas por estação. Ainda em campo as amostras foram conservadas em baixa temperatura com auxílio de bolsas de gelo.

Com relação ao sedimento coletado para determinação do conteúdo de matéria orgânica e concentração de nitrogênio e fósforo, foram amostradas três réplicas em cada estação para a primeira análise e não havendo replicação para as duas últimas, respectivamente. Foi utilizado um amostrador de PVC com 20 cm² nos cinco primeiros centímetros do sedimento. Para granulometria foram coletadas três réplicas utilizando um amostrador de PVC com 22,9 cm² a uma profundidade de 10 cm. Em seguida as amostras de sedimento foram transferidas para sacos plásticos para posterior análise em laboratório. A diferença no tamanho dos amostradores deve-se ao fato deste estudo fazer parte de um trabalho integrado realizado pelo Instituto do Milênio em Oceanografia. O presente estudo encontra-se definido como subprojeto Maricultura Sustentável.

Foram mensuradas as seguintes variáveis físicas e químicas da água: temperatura (aferida com termômetro eletrônico), salinidade, (aferida com refratômetro manual), pH, turbidez (aferida com Turbidímetro) e também oxigênio dissolvido (aferida com Oxímetro). Foi aferido também o potencial de oxi-redução do sedimento utilizando um pHmetro com eletrodo de platina. Para o acondicionamento e preservação das amostras foram seguidas as recomendações da APHA (1989). Os dados

meteorológicos de temperatura do ar e pluviometria (Estação Recife), foram obtidos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

4.3 PROCEDIMENTO EM LABORATÓRIO

4.3.1 Lavagem das Amostras de Meiofauna

Com o auxílio de um Becker de 1 L e água corrente filtrada as amostras foram elutriadas manualmente a fim de separar os organismos dos grãos de sedimento. A meiofauna foi retida em peneiras geológicas no intervalo de 0,5 mm e 0,063 mm a partir do material sobrenadante. Por fim, todo o material biológico foi acondicionado em recipientes plásticos com formol a 4% e corante Rosa Bengala, após 24 horas a coloração já era adequada para o processamento das amostras.

4.3.2 Quantificação das Amostras de Meiofauna

A quantificação do material biológico foi realizada em placa de Dolffus com o auxílio de um microscópio estereoscópico.

A identificação deu-se em nível de grandes grupos, exceto para Copepoda, cuja identificação deu-se em nível de espécie.

A densidade foi expressa em ind.10cm⁻².

4.3.3 Metodologia para Identificação dos Copepoda

Os Copepoda foram contados e agrupados em morfotipos de acordo com as réplicas de cada estação e colocados em tubos de Eppendorf com álcool a 70%.

Cada animal a ser identificado foi medido (comprimento total em mm) a partir de seu desenho esquemático feito em câmara clara. Foi obedecida uma escala de conversão de acordo com o aumento utilizado em cada desenho.

A identificação foi feita a partir da dissecação das partes do corpo do animal, separando os segmentos que contêm as pernas, peças bucais, antenas, antênulas e furca com o auxílio de um microscópio estereoscópico em aumento de 150 vezes.

Em seguida os segmentos corpóreos foram montados em lâminas e observados em microscópio óptico.

Foram utilizadas as seguintes abreviações no processo de identificação: P1 a P5 = pernas do primeiro ao quinto segmento que contêm um exopodito ou ramo externo (EXO) e um endopodito ou ramo interno (ENDO).

Toda a identificação ocorreu a partir de desenhos esquemáticos dos apêndices torácicos, abdominais e cefálicos realizados em câmara clara com aumentos de 400 e 630 vezes, com base nas chaves taxonômicas e descrições de Lang (1948), Wells (1976) e Huys *et al.* (1996), entre outras publicações. Como fator primordial na identificação foi utilizada a contagem dos espinhos internos do exopodito e endopodito da P1 a P5, como descrito por Huys *et al.* (1996).

4.3.4 Concentração de Microfitobentos

As amostras foram descongeladas e a estas se adicionou 15 ml de acetona a 100% (P.A.). Em seguida, após homogeneização, as mesmas foram mantidas em temperatura de aproximadamente $\pm 5^{\circ}\text{C}$ na ausência de luz durante 20 horas. As concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos foram determinadas por espectrofotometria em dois comprimentos de onda: 665 e 750 nm. As leituras ocorreram antes e depois da acidificação das amostras com 50 μl de HCl (0,1). Foi seguido o método modificado de Colijn e Dijkema, (1981), e cálculos realizados através das equações de Lorenzen (1967). O comprimento de onda 750 nm foi utilizado para eliminar a interferência da turbidez na amostra.

Com relação às análises estatísticas, os valores de clorofila-*a* e feopigmentos foram transformados em $\ln(x+1)$ e os resultados expressos em $\mu\text{g}/\text{cm}^2$.

4.3.5 Percentual de Silte/Argila

Foi parcialmente seguida a metodologia de Suguio (1973) para obtenção do percentual de sedimentos finos ($<0,062\text{mm}$). Foi mensurado o peso seco das réplicas após secagem em estufa a 75°C por 48 h, logo após realizou-se o peneiramento úmido através de peneiras geológicas de abertura de malha de 2 mm e 0,063 mm separando o material em cascalho e areia. Em seguida, as réplicas foram novamente secas em estufa

a 75°C durante 48 h e pesadas em balança (precisão 0,1mg). Através da diferença dos pesos secos foi obtido o percentual de silte/argila de cada amostra.

4.3.6 Percentual de Matéria Orgânica

A determinação do percentual de matéria orgânica seguiu a metodologia recomendada por Wetzel e Likens (1990). As réplicas foram homogeneizadas e secas em estufa a 85°C por 48 h para obtenção do peso seco; logo após as mesmas foram incineradas em mufla a 475°C por 4 h. O percentual de matéria orgânica foi obtido pela diferença entre o peso seco e o peso da fração pós-incineração.

4.3.7 Nitrogênio e Fósforo

As análises para determinação das concentrações de nitrogênio (g/kg) e fósforo (mg/kg) foram realizadas pelos métodos Kjeldahl por destilação a vapor e Mhelich, respectivamente.

4.3.8 Porcentagem de Saturação do Oxigênio

A porcentagem de saturação do oxigênio dissolvido foi calculada seguindo as recomendações da APHA (1989).

4.3.9 Análise de Dados

Os dados abióticos do sedimento e do microfitobentos foram testados através de ANOVA Multifatorial seguidos de teste Tukey para que fossem verificadas possíveis diferenças significativas entre os estuários, estações e meses amostrados. Também foi calculada uma matriz de similaridade a partir dos dados de sedimento utilizando-se a Distancia Euclidiana com os dados standardizados e a partir dela foi plotado um gráfico em MDS para verificar a estrutura dos estuários em função desses dados. Para a verificar a estrutura da comunidade de meiofauna e das espécies de Copepoda Harpacticoida nas estações de coleta foi utilizada a análise multivariada MDS (escalonamento Multi-Dimensional) a partir dos dados de densidade média. A matriz de similaridade foi calculada utilizando-se a medida de Bray-Curtis e os dados

transformados através de raiz quarta. Foi utilizada Análise de Similaridade com dois fatores (ANOSIM two way crossed) para testar as possíveis diferenças entre os estuários dos rios Botafogo e Siri e também entre as estações e os meses em cada um dos estuários. Em seguida, utilizou-se o procedimento Bio-Env (Clarke & Warwick, 1994) para associar a variação da comunidade bentônica – expressa no MDS em função de uma única matriz de similaridade – à variação dos parâmetros físico-químicos para todas as amostragens – expressa pelas diferentes matrizes de distâncias resultantes das combinações dos n parâmetros físico-químicos. A matriz de similaridade entre as estações utilizou a distância Euclidiana para dados dos parâmetros físico-químicos estandardizados. A correlação de Spearman (Clarke & Warwick, 1994) foi a medida de associação utilizada entre a matriz biológica e cada uma das matrizes geradas a partir dos dados abióticos.

Para relacionar o microfitobentos, a meiofauna e as espécies de Copepoda com os parâmetros abióticos foi utilizada a Análise de Correlação de Pearson.

Foram também calculados pela matriz de abundância, os índices univariados de Riqueza (S ou número total de espécies), Equitabilidade de Pielou (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H' pelo $\log_2$) para as espécies de Copepoda.

As análises foram realizadas pelos programas Primer 5.2.4. e para todas as análises foi utilizado o nível de significância $p=0,05$.

5. RESULTADOS

5.1 FATORES METEOROLÓGICOS

Com relação à temperatura do ar, não houve grandes variações entre os meses amostrados. A temperatura mais elevada ocorreu no mês de fevereiro (27°C) sendo praticamente a mesma para os meses de abril e outubro, e o valor mais baixo ocorreu em agosto ($\pm 24^\circ\text{C}$).

No que diz respeito à pluviometria as diferenças nas amplitudes também não foram expressivas entre os meses amostrados, sendo o mês de agosto o de maior pluviosidade (200 mm). Os meses de fevereiro e abril apresentaram valores próximos e o mês de outubro foi o de menor pluviosidade, 75 mm (Figura 4).

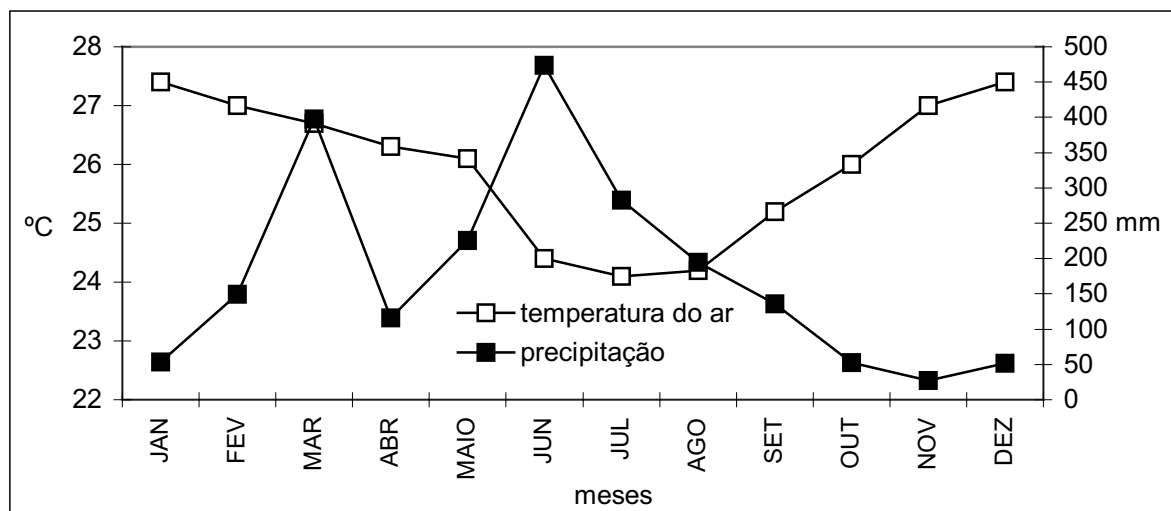


Figura 4 – Médias mensais das temperaturas do ar e precipitações pluviométricas no ano de 2003 (fonte: INMET, 2003).

5.2 FATORES HIDROLÓGICOS

Não foram realizadas análises estatísticas para os dados hidrológicos uma vez que as amostragens sempre ocorriam primeiramente no estuário do rio Botafogo (maré baixa) enquanto que no estuário do Siri, inevitavelmente, as coletas eram realizadas com a maré subindo e já bastante alta. As variações observadas entre os estuários nos parâmetros hidrológicos devem-se portanto, principalmente pela diferença no aporte de água salgada durante o período de amostragem.

5.2.1 Temperatura

A temperatura da água manteve-se estável nos meses de coleta bem como entre as estações. O valor mais baixo foi de 27,1°C nas estações 1 e 3 do rio Botafogo no mês de agosto. A temperatura mais alta, 31,1°C, ocorreu na estação 3 também do rio Botafogo porém no mês de abril (Figura 5).

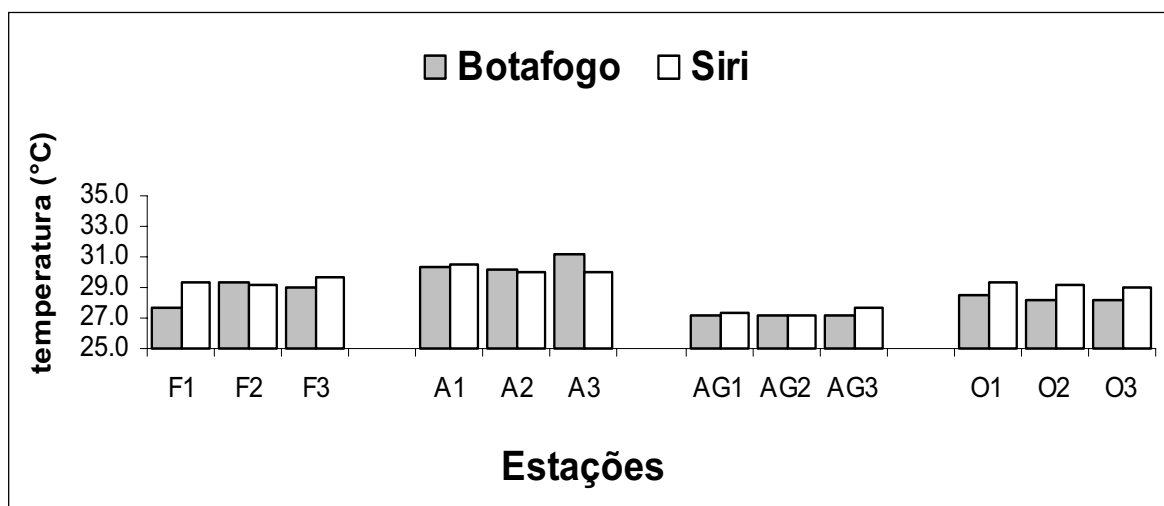


Figura 5 – Variação da temperatura da água entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados - (F= fevereiro, A= abril, AG = agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).

5.2.2 Salinidade

Em geral a salinidade foi maior nas estações do rio Siri; oscilando de 21 PSU (estação 1 do rio Botafogo em agosto) a 35 PSU (estação 3 do rio Siri em fevereiro). A salinidade, contudo, apresentou valores semelhantes entre as estações bem como entre os rios amostrados nos meses de abril, agosto e outubro tendo como valor médio 26 PSU. Apesar disso é possível observar um claro gradiente em ambos estuários (Figura 6).

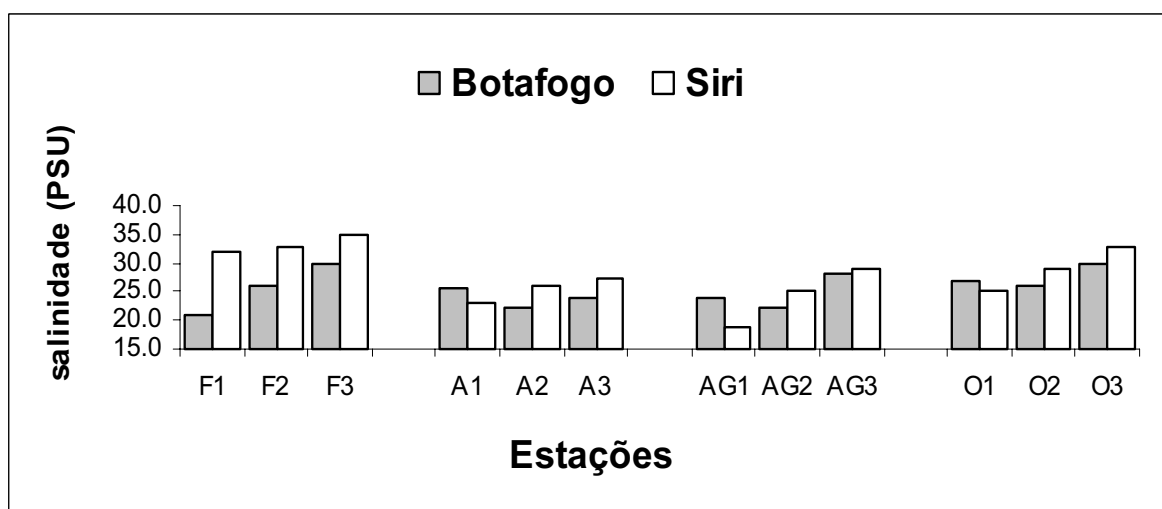


Figura 6 – Variação da salinidade entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).

5.2.3 pH

O pH apresentou uma pequena amplitude de variação tanto entre as estações e os rios como entre os meses amostrados. O menor valor amostrado foi 7,1 nas estações 1 e 2 do rio Botafogo em fevereiro e o maior foi 7,9 também nas estações 1 e 2 porém do rio Siri no mês de outubro (Figura 7).

Os valores do mês de agosto não foram medidos por problemas com o equipamento de medição.

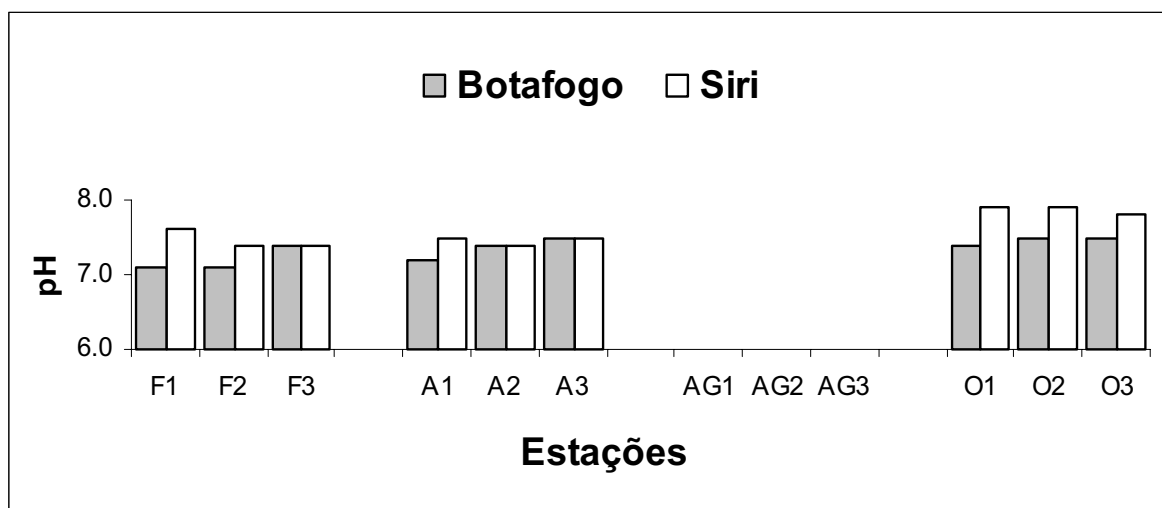


Figura 7 – Variação do pH entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).

5.2.4 Turbidez

A turbidez em geral foi mais alta no rio Botafogo; isso fica evidente no mês de abril. O menor valor ocorreu em fevereiro, 3 NTU na estação 2 do rio Siri e o maior, 28,4 NTU, na estação 1 do rio Botafogo no mês de abril (Figura 8).

Os valores do mês de agosto foram perdidos por problemas de amostragem.

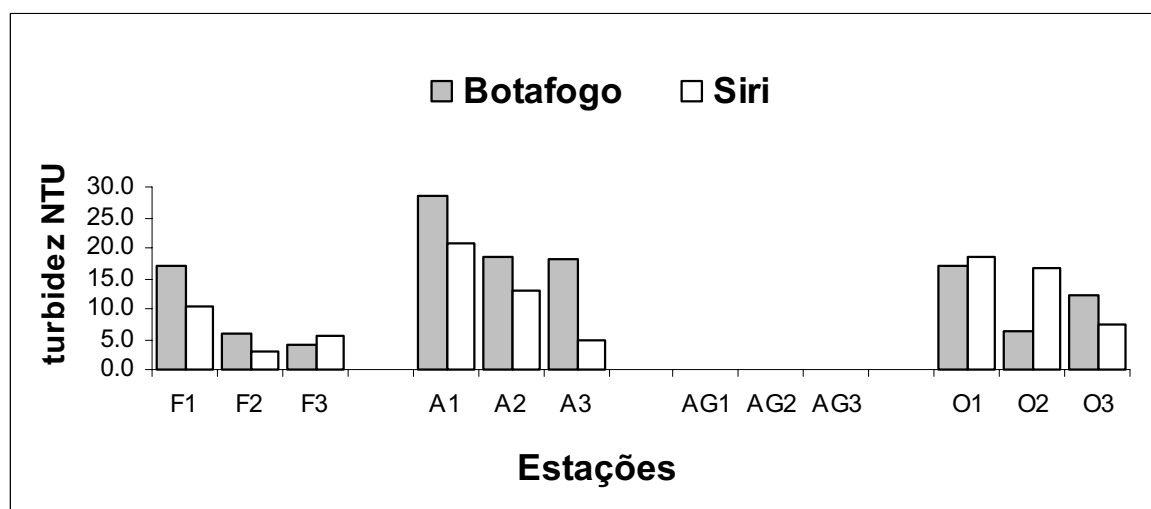


Figura 8 – Variação da turbidez entre as estações dos estuários dos rio Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).

5.2.5 Oxigênio Dissolvido

No rio Botafogo os valores observados oscilaram entre 3,5 mg/L e 4,82 mg/L enquanto no rio Siri a variação foi de 3,2 mg/L a 5,5 mg/L. A porcentagem de saturação do oxigênio variou de 52,40% à 68,86%, com média de 61,25%, no estuário do rio Botafogo; enquanto no Siri a variação foi de 49% à 84,57% com média de 71,70% (Tabela 1).

O oxigênio dissolvido foi medido apenas nos meses de fevereiro e outubro.

Tabela 1. Valores de oxigênio dissolvido em mg/L (OD) e porcentagem de saturação de oxigênio (%SO) encontrados nas três estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses de Fevereiro e Outubro.

Estações	Botafogo				Siri			
	Fevereiro		Outubro		Fevereiro		Outubro	
	OD	%SO	OD	%SO	OD	%SO	OD	%SO
1	4,82	68,86	3,5	52,40	4,1	63,94	5,5	82,66
2	4,00	60,45	4,0	59,16	4,72	73,58	3,2	49
3	4,31	66,15	4,0	60,49	5,36	84,57	4,9	76,46

5.3 FATORES GEOQUÍMICOS

5.3.1 Percentual de Matéria Orgânica

O percentual de matéria orgânica não apresentou grandes variações entre os meses amostrados. O valor mais alto, 17,78%, foi observado na estação 1 do rio Botafogo no mês de fevereiro enquanto o mais baixo ocorreu na estação 3 do rio Siri também no mês de fevereiro. Em todos os meses amostrados o percentual de matéria orgânica foi elevado nas estações 1 e 2 do rio Botafogo (Figura 9). Houve diferenças estatisticamente significativas apenas entre as estações do estuário do rio Botafogo ($p=0,0251$ e $F=10,621$) sendo a estação 1 diferente da estação 3.

As amostras do mês de abril foram perdidas devido a problemas de armazenamento no freezer.

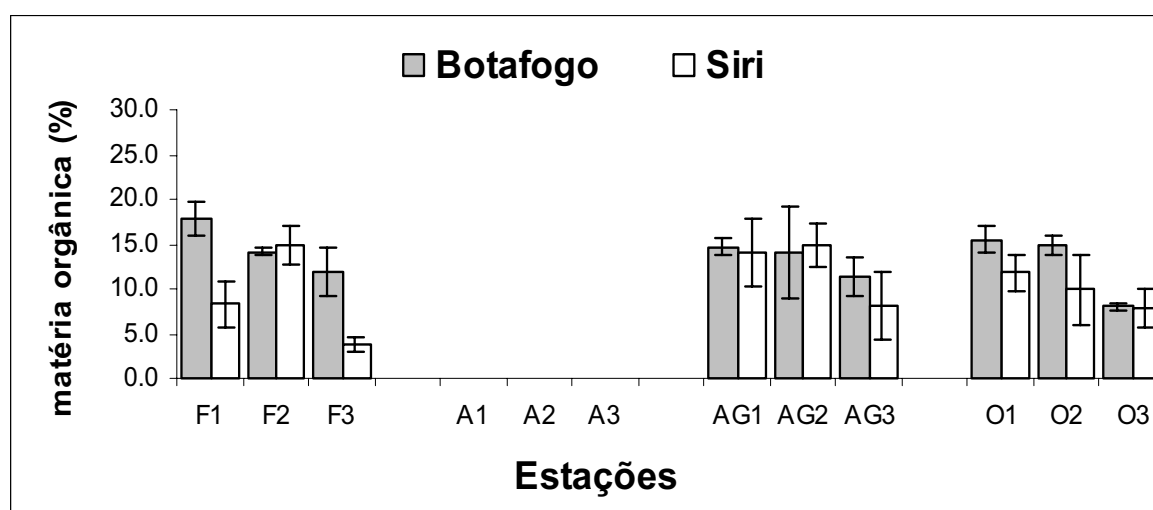


Figura 9 – Variação do percentual de matéria orgânica entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A=abril, Ag=agosto e O=outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).

5.3.2 Nitrogênio

As concentrações de nitrogênio apresentaram valores próximos entre os rios e as estações nos meses amostrados. O mês de abril foi o de menores concentrações para ambos os rios. A maior concentração de nitrogênio, 8,5 g/kg ocorreu no mês de agosto

na estação 3 do rio Botafogo. Já a menor concentração foi de 0,7 g/kg e ocorreu na estação 3 do rio Siri no mês de abril (Figura 10).

Houve diferenças estatisticamente significativas entre as estações ($p=0,0207$ e $F=7,927$) apenas no estuário do rio Siri, sendo a estação 2 diferente da estação 3.

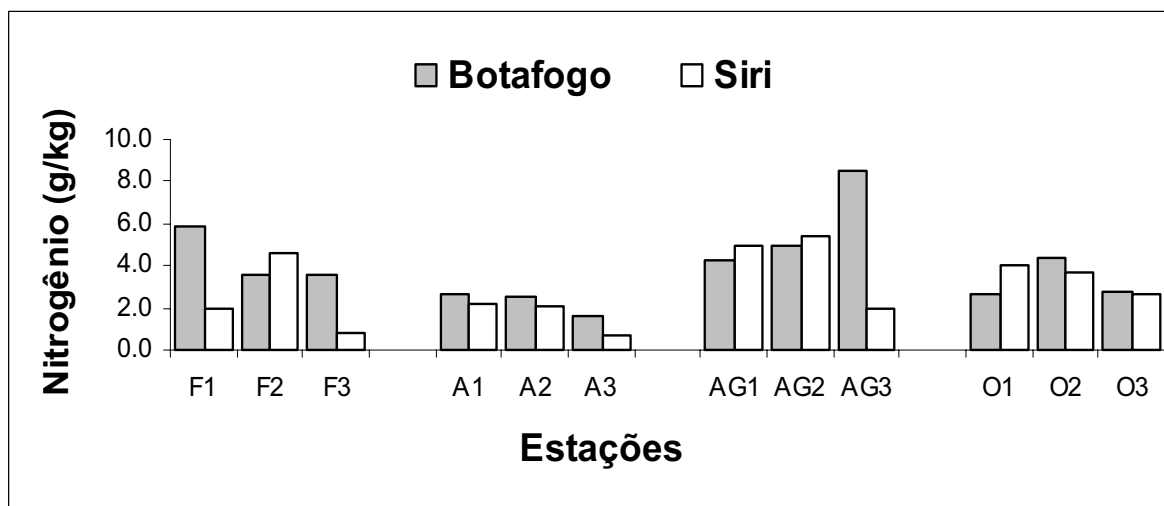


Figura 10 – Variação da concentração de nitrogênio entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações).

5.3.3 Fósforo

A concentração de fósforo apresentou seus picos de máximo e mínimo nas estações do rio Botafogo e além disso, em praticamente todos os meses as concentrações foram maiores que as do rio Siri. A concentração mais alta foi de 117 mg/kg e ocorreu na estação 1 do rio Botafogo no mês de outubro. Enquanto a concentração mais baixa, 1 mg/kg, ocorreu na estação 3 do rio Botafogo no mês de agosto (Figura 11). De acordo com a Análise de Variância Multifatorial, houve diferenças significativas entre os estuários estudados ($p=0,0052$ e $F=18,254$). Houve diferenças significativas no estuário do rio Botafogo entre as estações ($p=0,0052$ e $F=14,308$), sendo a estação 1 diferente das estações 2 e 3 e entre os meses ($p=0,0177$ e $F=30,746$) com o mês de outubro diferente de abril e agosto. Já no estuário do rio Siri houve diferenças significativas apenas entre as estações ($p=0,0007$ e $F=30,746$) sendo a estação 1 diferente das estações 2 e 3.

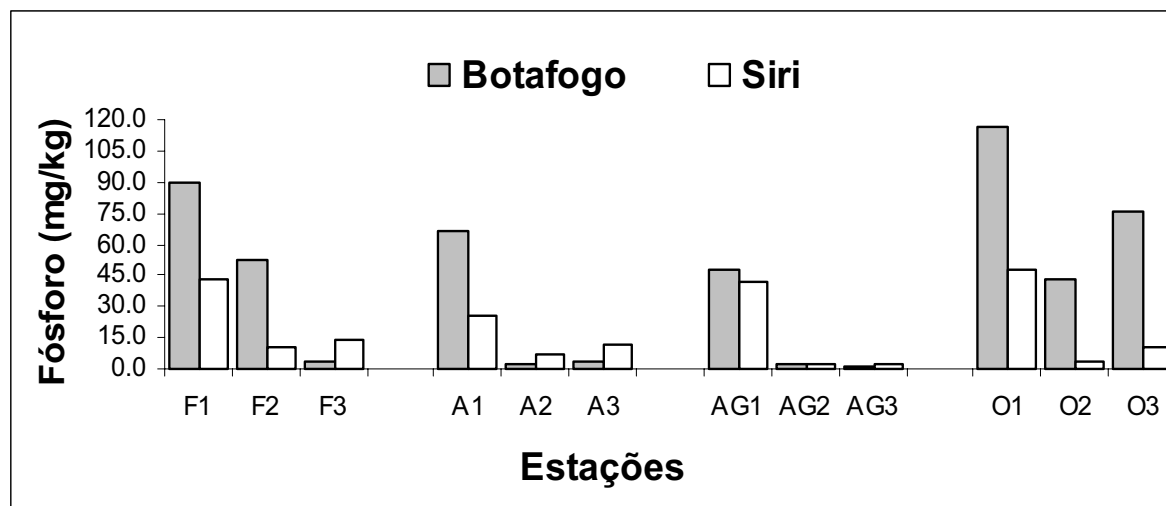


Figura 11 – Variação da concentração de fósforo entre as estações dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1,2 e 3 representam o número das estações).

5.4 FATORES SEDIMENTOLÓGICOS

5.4.1 Percentual de Silte/Argila

O percentual de silte e argila apresentou dois momentos bem definidos: o primeiro engloba os meses de fevereiro e abril, onde os valores foram acima de 60% para o rio Botafogo e 30% para o rio Siri (Figura 10). Exceto pelas estações 2 de ambos os meses, em todas as outras o rio Botafogo apresentou o dobro do rio Siri em percentual de silte/argila. O segundo momento engloba os meses de agosto e outubro, onde o percentual de silte/argila para ambos os rios sofreu redução e especificamente no rio Siri cai pela metade em relação aos meses anteriores. Ainda, manteve-se o padrão de dominância do rio Botafogo em relação ao rio Siri. Nos meses de fevereiro e agosto há uma tendência a redução do percentual de grãos finos da estação 1 para a estação 3 no rio Botafogo, o que já não ocorre em abril e outubro (Figura 12).

Houve diferenças significativas ($p=0,0001$ e $F=92,179$) entre os estuários analisados. Apenas no estuário do rio Botafogo foram observadas diferenças significativas entre as estações ($p=0,0063$ e $F=13,246$) sendo a estação 1 diferente das estações 2 e 3 e entre os meses ($p=0,0015$ e $F=20,537$) com o mês de outubro diferente dos meses de fevereiro e abril e este último diferente de agosto.

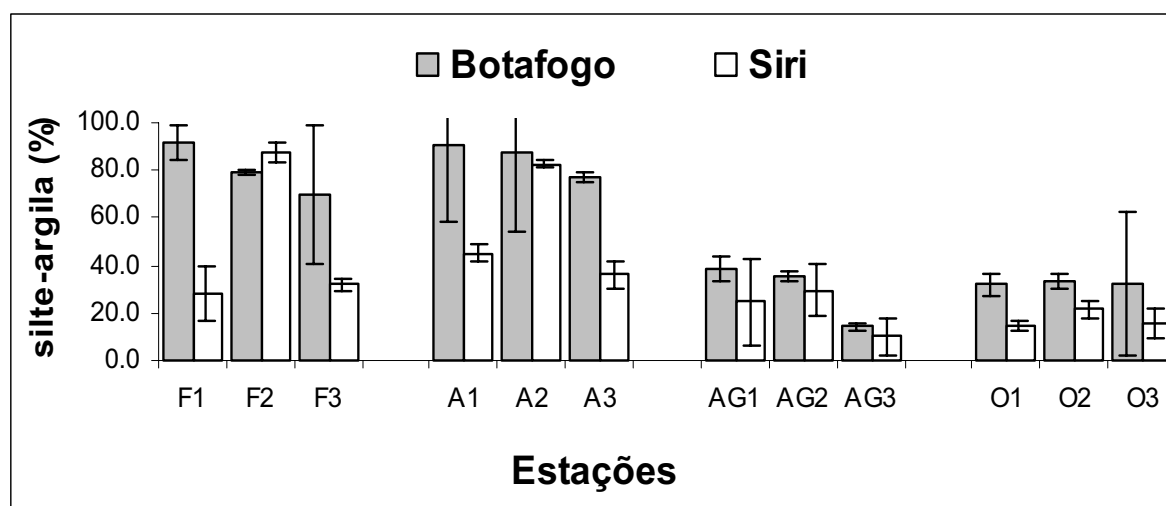


Figura 12 – Variação do percentual de silte e argila entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri nos meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).

5.4.2 Potencial de Oxi-Redução

Os valores obtidos com relação ao potencial de oxi-redução foram sempre abaixo de -100mV em ambos estuários, exceto pela estação 1 e 3 do rio Siri no mês de fevereiro. No estuário do rio Botafogo o Eh variou de -266mV à -106mV com média de -164,5mV, já no estuário do rio Siri a variação foi de -226mV à -56mV, com média de -149,5mV (Tabela 2). Tais resultados indicam condições fortemente redutoras nos sedimentos de ambos estuários devido ao elevado enriquecimento orgânico sobretudo no estuário do rio Botafogo.

Tabela 2. Valores obtidos para o potencial de oxi-redução (mV) nos estuários dos rios Botafogo e Siri.

Estações	Botafogo			Siri		
	Fevereiro	Agosto	Outubro	Fevereiro	Agosto	Outubro
1	-130	-163	-156	-56	-195	-169
2	-152	-266	-204	-107	-179	-166
3	-140	-106	-163	-85	-226	-163

5.5 FATORES BIOLÓGICOS

5.5.1 Concentração de Microfitobentos

As concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos seguiram padrões semelhantes em todos os meses amostrados. Abril foi o mês de menores concentrações para ambos os rios nas três estações. As maiores concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos ocorreram na estação 2 do rio Botafogo no mês de agosto com valores de 23,42 e 67,98 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, respectivamente. Já as menores concentrações tanto de clorofila-*a* como de feopigmentos ocorreram também na estação 2 do rio Botafogo, porém em abril, com valores de 3,78 e 18,4 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, respectivamente (Figuras 13 e 14).

Com relação à concentração de clorofila-*a*, houve diferenças significativas entre os meses amostrados tanto no estuário do rio Botafogo ($p=0,0369$ e $F=5,515$), sendo fevereiro diferente de agosto, como no estuário do rio Siri ($p=0,0010$ e $F=23,586$) com os meses de fevereiro e abril diferentes de agosto.

Já para a concentração de feopigmentos foram observadas diferenças significativas entre os estuários estudados ($p=0,0191$ e $F=10,095$). No estuário do rio Botafogo houve diferenças significativas entre as estações ($p=0,0052$ e $F=14,308$) sendo a estação 1 diferente das estações 2 e 3 e entre os meses ($p=0,0177$ e $F=7,678$) com o mês de outubro diferente de abril e de agosto. No estuário do rio Siri houve diferenças significativas apenas entre as estações ($p=0,0007$ e $F=30,746$) sendo a estação 1 diferente das estações 2 e 3.

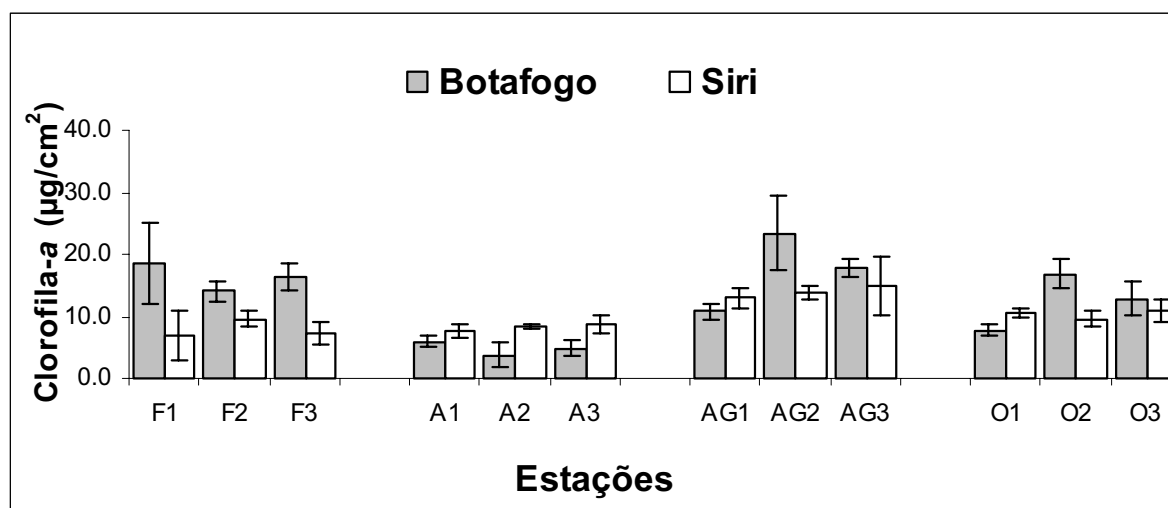


Figura 13 - Variação da concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A=abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).

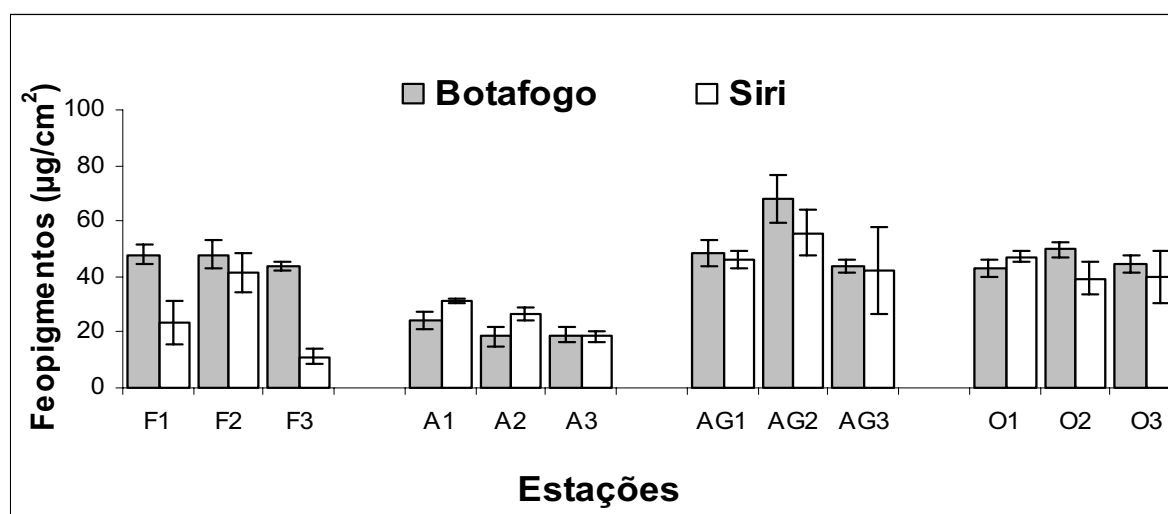


Figura 14 – Variação da concentração de feopigmentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) entre as estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri entre os meses amostrados (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações; barras representam Desvio Padrão).

Análise de Correlação de Pearson

A análise de correlação mostrou que no rio Botafogo a concentração de clorofila-*a* tem correlação forte e positiva com feopigmentos ($r = 0,8924$) e nitrogênio ($r = 0,7181$) porém correlação forte e negativa com temperatura ($r = -0,7941$) e turbidez ($r = -0,6904$). Já a concentração de feopigmentos apresentou correlação forte e significativa também com nitrogênio ($r = 0,7685$) porém forte e negativa com temperatura ($r = -0,8849$) e turbidez ($r = -0,6806$) (Tabela 3).

No rio Siri a concentração de clorofila-*a* correlacionou-se positivamente com feopigmentos ($r = 0,8113$). Já a concentração de feopigmentos correlacionou-se de forma positiva e forte com nitrogênio ($r = 0,9228$) (Tabela 3).

Tabela 3. Análise de Correlação de Pearson do Microfitobentos nos estuários dos rios Botafogo e Siri (Clor.- Clorofila; Feopig. – feopigmentos; Nitro – nitrogênio; Temp. – temperatura; Turb. – turbidez).

Microfitobentos – rio Botafogo	Clor. e Feopig.	Clor. e Nitro.	Clor. e Temp.	Clor. e Turb.	Feopig. e Nitro.	Feopig. e Temp.	Feopig. e Turb.
r(Pearson) =	0,8924	0,7181	-0,7941	-0,6904	0,7685	-0,8849	-0,6806
t =	5,2311	2,7298	-3,4565	-2,5247	3,1777	-5,0274	-2,4578
GL =	7	7	7	7	7	7	7
(p) =	0,0012	0,0293	0,0106	0,0395	0,0155	0,0015	0,0435

Microfitobentos - rio Siri	Clor. e Feopig.	Feopig. e Nitro.
r(Pearson) =	0,8113	0,9228
t =	3,6711	6,3391
GL =	7	7
(p) =	0,0079	0,0004

Análise de Ordenação do Tipo MDS para os dados sedimentológicos

A análise de ordenação MDS para os dados sedimentológicos não mostrou diferenças entre os estuários analisados ou entre os meses amostrados, mas sim entre as estações de uma maneira geral. As estações 1 foram diferentes das estações 2 e 3 em todos os meses de coleta (Figura 15).

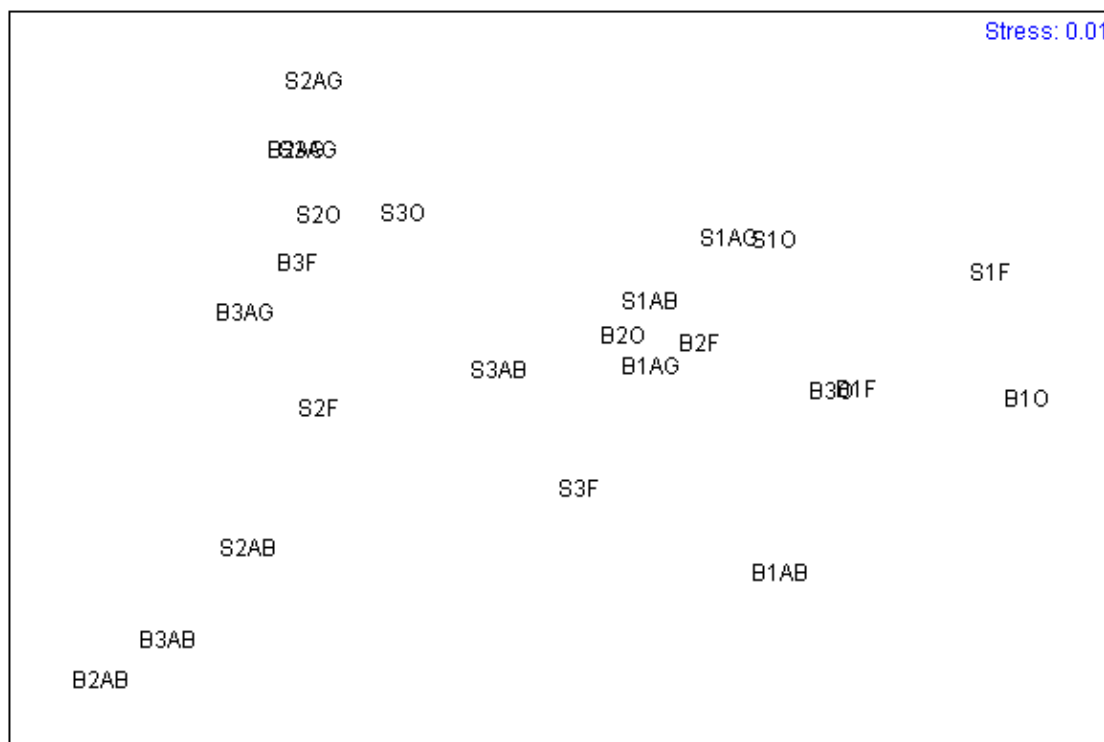


Figura 15 – Análise MDS dos dados sedimentológicos para a estrutura dos estuários dos rios Botafogo e Siri (B=Botafogo; S=Siri; 1, 2 e 3 = estações; F=fevereiro, AB=abril, AG=agosto e O=outubro)

5.5.2 Meiofauna

5.5.2.1 Grandes Grupos

A meiofauna esteve composta por 10 grupos taxonômicos: Nematoda, Copepoda, Polychaeta, Oligochaeta, Ostracoda, Turbellaria, Kinorhyncha, Gastrotricha, Acari e Rotifera; tanto no rio Botafogo como no rio Siri (Tabela 4). A estação 2 do rio Botafogo em fevereiro obteve o maior número de grupos da meiofauna com 10, enquanto a estação 1 do rio Siri em outubro apresentou o menor número de grupos (3). As médias do número de grupos para os estuários dos rios Botafogo e Siri foram de 8 e 7, respectivamente.

A densidade total da meiofauna não obedeceu nenhum padrão específico quando comparados os meses amostrados. O mês de abril foi o de menores densidades para ambos os rios (Figura 16). A densidade total variou de 1.381 ind.10cm⁻² a 11.429

ind.10cm⁻² no estuário do rio Botafogo, na estação 2 do mês de outubro e estação 1 do mês de abril, respectivamente. No rio Siri os valores da densidade total foram mais baixos, variando de 1.339 ind.10cm⁻² a 7390 ind.10cm⁻² na estação 1 do mês de agosto e outubro, respectivamente (Tabela 4). De forma geral a densidade total da meiofauna foi consideravelmente mais alta nas estações do rio Botafogo, exceto pelas estações 1 e 2 do mês de abril e pela estação 1 do mês de agosto (Figura 16) A densidade média no estuário do rio Botafogo foi de 4990,87 ind.10cm⁻² e no rio Siri de 2900,08 ind.10cm⁻².

Nematoda foi o grupo mais abundante, correspondendo a 94% da densidade total no rio Botafogo (Figura 17) e 85% no rio Siri (Figura 18). Sua maior densidade foi observada em outubro no estuário do rio Botafogo na estação 2 com 11.368 ind.10cm⁻² e a menor foi em fevereiro com 970 ind.10cm⁻² na estação 1 do rio Siri (Tabela 4). Copepoda (incluindo Nauplius) contribuiu em 2% na abundância da meiofauna do rio Botafogo, enquanto que no rio Siri a contribuição foi de 13%. Os demais grupos foram classificados como Outros e juntos representam 4% e 2% da densidade total da meiofauna nos estuários dos rios Botafogo e Siri, respectivamente.

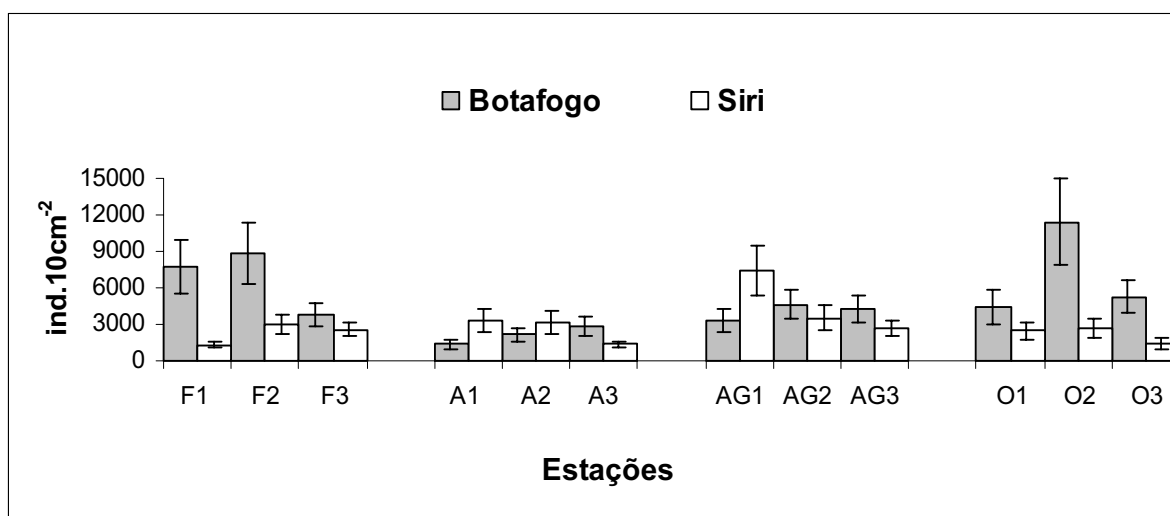


Figura 16 – Densidade da Meiofauna Total (ind.10cm⁻²) nas três estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações, barras representam Desvio Padrão).

Tabela 4. Densidade média (ind.10cm⁻²) e Desvio Padrão (DP) dos grandes grupos da meiofauna nas estações de coleta dos estuários dos rios Botafogo e Siri.

Grupos	Fevereiro						Abril					
	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 1		Estação 2		Estação 3	
	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri
Nematoda	7418	970	8544	2644	3236	1724	1270	2815	1541	2925	2467	1023
DP +/-	2140,3	484	1204,3	770	989,2	576	676,5	1916	955,9	1499	1074,4	246,5
Copepoda	29,85	208,9	69,65	228,8	233,83	482,5	84,57	258,7	457,52	139,3	233,8	248,7
DP +/-	6,42	47,11	15,46	51,78	44,38	43,44	23,11	58,86	163,84	22,61	19,21	63,64
Nauplius	21,2	87,1	33,6	34,8	112	234	2,5	103	74,6	44,7	46	44,7
DP +/-	7,4	36,4	17,4	18	73,6	44	2,4	66,5	123,3	46	43,4	35,6
Polychaeta	122	21,2	107	17,4	48,5	18,7	16,2	52,3	54,7	26,1	13,7	6,2
DP +/-	20,9	16,4	33,1	14	31	10	4,7	58	40,4	35,7	11	6,2
Ostracoda	78,4	2,5	29,8	1,3	48,5	49,7	2,5	6,2	6,2	11,2	17,4	6,2
DP +/-	22,3	4,9	16,7	24	40	34	4,9	4,7	2,4	6,2	10,3	4,7
Turbellaria	13,7	3,7	12,4	14,9	36	17,4	0	8,7	1,3	1,3	7,5	1,3
DP +/-	10,2	2,4	6,4	12	34	8,6	0	11	2,4	2,4	8,6	2,4
Oligochaeta	4,9	44,8	8,7	64,7	12,4	7,5	4,9	13,7	3,7	11,2	8,7	13,7
DP +/-	7	32,2	4,7	14,7	11,8	8,6	4,0	11	4,7	8,4	8,4	2,4
Kinorhyncha	2,5	0	1,3	0	4,9	22,4	0	6,2	1,3	13,7	0	7,5
DP +/-	2,8	0	2,4	0	7	13	0	2,4	2,4	7,4	0	4,9
Gastrotricha	2,5	0	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DP +/-	2,8	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari	1,3	1,3	1,3	0	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	0	3,7	1,3
DP +/-	2,4	2,4	2,4	0	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	0	2,4	2,4
Rotifera	0	0	1,3	0	3,7	1,3	0	1,3	0	0	0	0
DP +/-	0	0	2,4	0	4,7	2,4	0	2,4	0	0	0	0
Total	7694	1339	8809	3006	3737	2558	1381	3266	2141	3172	2798	1351

Grupos	Agosto						Outubro					
	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 1		Estação 2		Estação 3	
	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri
Nematoda	2929	6885	3843	3369	3735	1932	4399,3	2296	11368	2477	4286,1	1307
DP +/-	1136,8	1569	1495,7	731,5	1187,6	720,8	2247,3	1349	4734,1	795,5	1804,5	707,9
Copepoda	248,7	442,7	641,7	154,2	139,3	452,7	39,8	114,4	14,9	104,4	746,2	44,7
DP +/-	56,51	47,96	131,2	6,26	10,75	86,49	9,08	50,8	4,76	19,64	982	13,08
Nauplius	78,3	38,5	95,7	7,4	21,1	246,3	2,4	38,5	2,4	41	27,3	23,6
DP +/-	67,2	36,1	65,3	6,4	16,4	323,3	4,9	64,1	2,8	36,6	35,5	22,3
Polychaeta	11,1	9,95	8,7	0	32,3	8,7	11,1	0	8,7	21,1	29,8	19,9
DP +/-	4,7	4	6,2	0	20,9	8,4	6,2	0	8,4	26,1	16,7	23,3
Ostracoda	27,3	4,9	13,6	0	189	3,7	7,4	8,7	17,4	4,9	76,6	8,7
DP +/-	23,1	0	8,4	0	70,9	7,4	6,4	8,4	2,8	9,9	50,8	8,4
Turbellaria	9,9	2,4	7,4	0	34,8	1,2	0	0	12,4	1,2	94,5	0
DP +/-	8,1	2,8	6,4	0	27,8	2,4	0	0	11,8	2,4	42,9	0
Oligochaeta	6,2	2,4	0	1,2	16,1	7,4	3,7	0	4,9	1,2	4,9	7,4
DP +/-	9,4	2,8	0	2,4	14,8	9,5	4,7	0	9,9	2,4	9,9	8,6
Kinorhyncha	7,4	2,4	3,7	0	0	2,4	0	0	0	1,2	1,2	0
DP +/-	11,8	4,9	4,7	0	0	4,9	0	0	0	2,4	2,4	0
Gastrotricha	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	1,2	0
DP +/-	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	2,4	0
Acari	1,2	1,2	2,4	2,4	1,2	0	0	0	0	0	0	0
DP +/-	2,4	2,4	2,8	4,9	2,4	0	0	0	0	0	0	0
Rotifera	12,4	0	6,2	0	3,7	2,4	4,9	0	0	0	3,7	0
DP +/-	15,4	0	9,4	0	4,7	4,9	5,7	0	0	0	7,4	0
Total	3332	7390	4623	3534	4203	2657	4468	2457	11429	2652	5269	1411

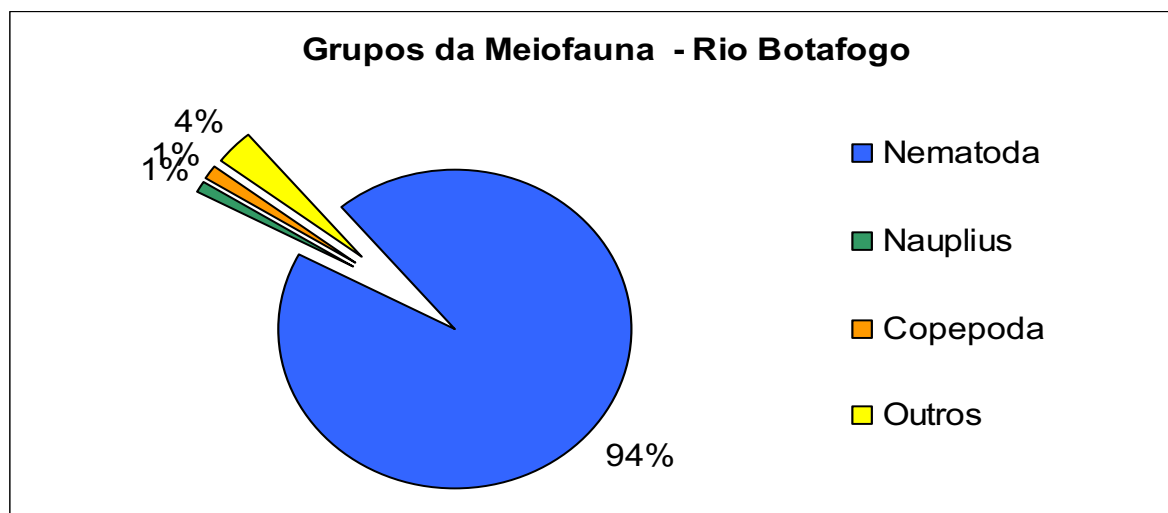


Figura 17 – Abundância relativa (%) dos grupos dominantes da meiofauna no estuário do rio Botafogo nos meses amostrados.

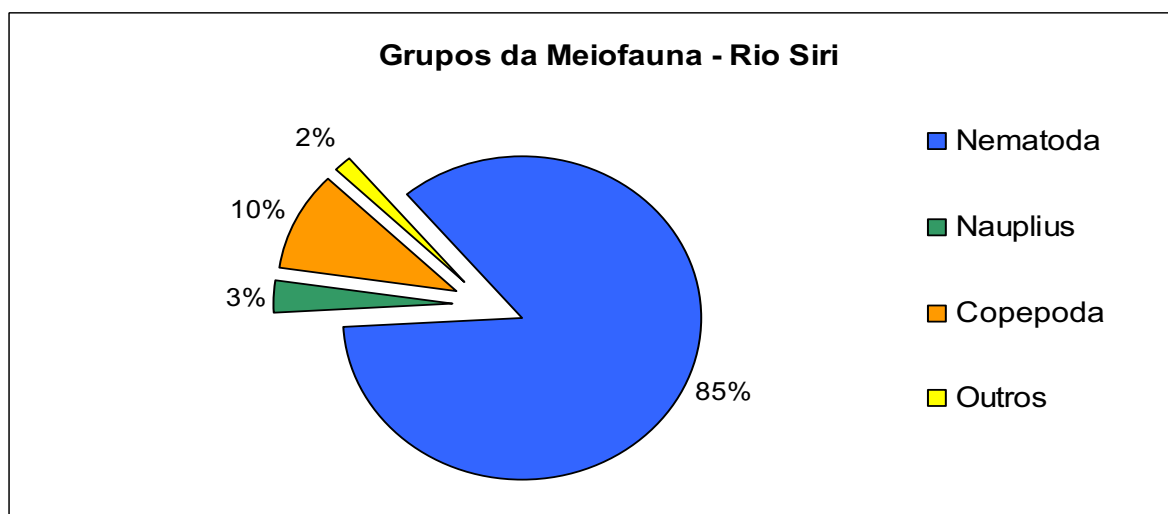


Figura 18 - Abundância relativa (%) dos grupos dominantes da meiofauna no estuário do rio Siri nos meses amostrados.

Análise de Ordenação do Tipo MDS

A análise de MDS realizada para os dados dos grandes grupos da meiofauna mostrou que as amostras do rio Botafogo estão mais dispersas que as do rio Siri (Figura 19). No mês de fevereiro as estações B1F e B2F, B3AG e B2O mostraram-se bem diferentes das estações do rio Siri, em abril as estações do Botafogo assemelham-se mais às do rio Siri.

Através da Análise de similaridade do tipo “two way crossed”, foi possível verificar que quando os dois estuários foram analisados conjuntamente utilizando como fatores rios e meses, houve diferenças significativas entre os rios ($R_{\text{global}}=0,226$; $p=0,1\%$ e número de permutações = 999).

No rio Botafogo, o ANOSIM quando realizado com os fatores meses e estações, apontou diferenças temporais ($R_{\text{global}}= 0,544$, $p=0,1\%$ e número de permutações = 10000), com diferenças significativas entre todos os meses ($p=0,1\%$); e também diferenças entre as estações ($R_{\text{global}}= 0,388$, $p=0,1\%$ e número de permutações = 10000), sendo a estação 1 significativamente diferente da estação 3 ($R_{\text{global}}= 0,620$ e $p=0,1\%$) e a estação 2 também significativamente diferente da estação 3 ($R_{\text{global}}= 0,508$ e $p= 0,1\%$).

No rio Siri, utilizando os mesmos procedimentos para o ANOSIM, verificou-se diferença temporal ($R_{\text{global}}=0,561$; $p=0,1\%$ e número de permutações = 10000) entre todos os meses ($p=0,1\%$) bem como entre as estações ($R_{\text{global}}= 0,378$; $p=0,1\%$ e número de permutações = 10000), sendo a estação 1 significativamente diferente da estação 3 ($R_{\text{global}}= 0,451$ e $p=0,1\%$) e a estação 2 diferente da estação 3 ($R_{\text{global}}= 0,385$ e $p=0,2\%$).

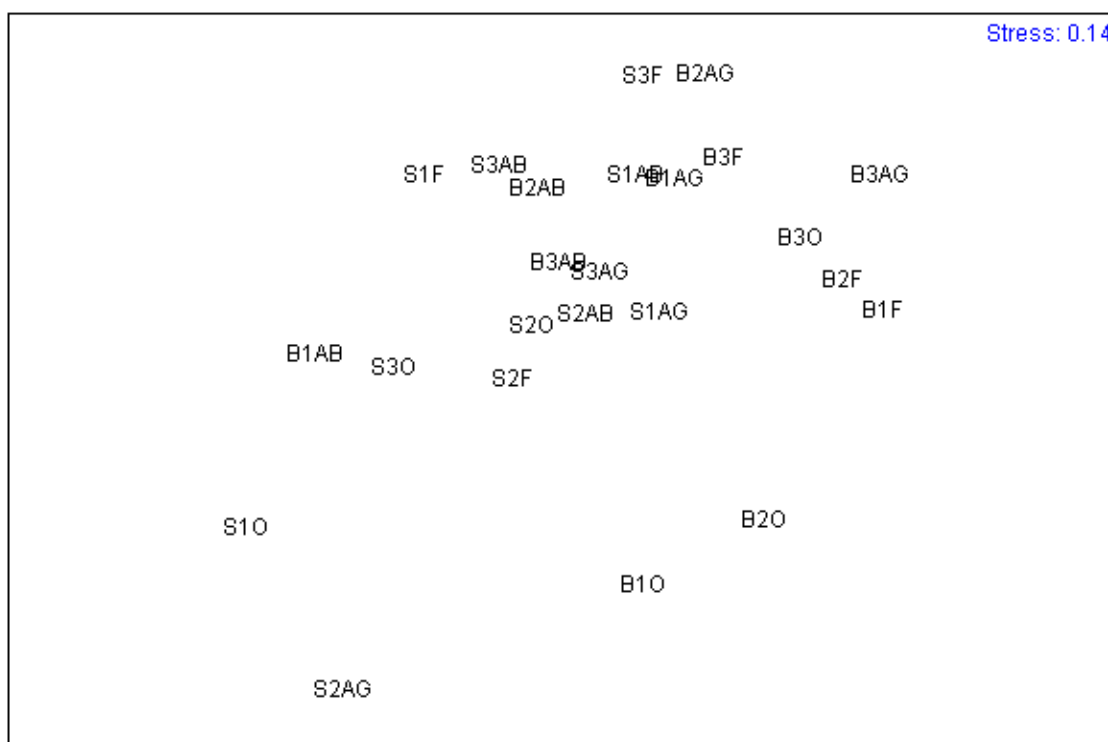


Figura 19 – Análise MDS para a estrutura da comunidade de meiofauna dos rios Botafogo e Siri (B=Botafogo; S=Siri; 1, 2 e 3 = estações; F=fevereiro, AB=abril, AG=agosto e O=outubro).

BIOENV

A análise BIOENV, apesar do baixo valor de r_s discriminou a concentração de feopigmentos e temperatura ($r_s = 0,172$) como fatores abióticos que melhor explicaram a estrutura da comunidade da meiofauna nos dois estuários. Quando os estuários foram analisados separadamente, obteve-se as concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos ($r_s = 0,363$) no rio Botafogo e salinidade ($r_s = 0,568$) no rio Siri.

Análise de Correlação de Pearson

Utilizando os dados dos dois rios conjuntamente, Nematoda correlacionou-se positivamente (correlação fraca), com a concentração de clorofila-*a* ($r = 0,5382$) e feopigmentos ($r = 0,5239$); Ostracoda correlacionou-se também de forma positiva e fraca com a concentração de nitrogênio ($r = 0,5445$) enquanto Rotífera apresentou correlação negativa e fraca com a temperatura ($r = -0,5015$) (Tabela 5).

A meiofauna total apresentou correlações positivas fracas com a concentração de clorofila-*a* ($r = 0,5640$) e feopigmentos ($r = 0,5245$) quando os estuários foram analisados juntos (Tabela 5).

Tabela 5. Análise de Correlação de Pearson para os grandes grupos da meiofauna e meiofauna total nos estuários do rios Botafogo e Siri (analisados juntos).

Grande Grupos da Meiofauna	Nematoda e Clorofila	Nematoda e Feopigmentos	Ostracoda e Nitrogênio	Rotífera e Temperatura
r(Pearson) =	0,5382	0,5239	0,5445	-0,5015
t =	2,9951	2,8850	3,0449	-2,7189
GL =	22	22	22	22
(p) =	0,0066	0,0086	0,0059	0,0125
Meiofauna Total	Meiofauna e Clorofila		Meiofauna e Feopigmentos	
r(Pearson) =	0,5640		0,5245	
t =	3,2038		2,8894	
GL =	22		22	
(p) =	0,0041		0,0085	

No rio Botafogo, os grupos Ostracoda e Gastrotricha apresentaram correlações significativas com a concentração de nitrogênio ($r = 0,7522$ e $0,7738$), respectivamente (Tabela 6)

Tabela 6. Análise de Correlação de Pearson para os grandes grupos da meiofauna e meiofauna total no estuário do rio Botafogo.

Grande Grupos da Meiofauna – rio Botafogo	Ostracoda e Nitrogênio	Gastrotricha e Nitrogênio
r(Pearson) =	0,7522	0,7738
t =	3,6098	3,8633
GL =	10	10
(p) =	0,0048	0,0031

No rio Siri, o grupo Nematoda apresentou correlação positiva com a concentração de nitrogênio ($r = 0,6542$) e negativa com a salinidade ($r = -0,7415$) enquanto o grupo Kinorhyncha apresentou correlação negativa com a concentração de feopigmentos ($r = -0,7531$). Já a meiofauna total correlacionou-se positivamente com a concentração de nitrogênio ($r = 0,5792$) e negativamente com a salinidade ($r = -0,7042$) (Tabela 7).

Tabela 7. Análise de Correlação de Pearson para os grandes grupos da meiofauna e meiofauna total no estuário do rio Siri.

Grande Grupos da Meiofauna – rio Siri	Nematoda e Nitrogênio	Nematoda e Salinidade	Kinorhyncha e Feopigmentos
r(Pearson) =	0,6542	-0,7415	-0,7531
t =	2,7352	-3,4950	-3,6199
GL =	10	10	10
(p) =	0,0210	0,0058	0,0047

Meiofauna Total – rio Siri	Meiofauna e Nitrogênio	Meiofauna e Salinidade
r(Pearson) =	0,5792	-0,7042
t =	2,2467	-3,1362
GL =	10	10
(p) =	0,0484	0,0105

5.5.2.2 Copepoda

O grupo Copepoda esteve composto por 9 espécies da ordem Harpacticoida, *Robertsonia knoxi*, *Robertsonia mourei*, *Stenhelia sp.*, *Halectinosoma oblongum*, *Darcythompsonia fairliensis*, *Enhydrosoma longifurcatum*, *Nannopus palustris*, *Diarthrodes sp.*, *Longipedia americana* e 2 espécies da ordem Cyclopoida: *Halicyclops brevispinosus meridionalis* e *Cyclopidae sp.* (Tabela 8). No rio Siri as estações 1 e 3 do mês de fevereiro e 2 e 3 do mês de outubro apresentaram 5 espécies de Copepoda Harpacticoida, enquanto na estação 1 de fevereiro e estação 3 no mês de agosto no rio Botafogo e na estação 1 do rio Siri e 2 do rio Botafogo ambas no mês de outubro foram observadas apenas 2 espécies (Tabela 9). As médias do total de espécies de Copepoda encontradas no rio Botafogo e Siri foram de 3 e 4, respectivamente.

Tabela 8. Espécies de Copepoda Harpacticoida e Cyclopoida identificados nos estuários dos rios Botafogo e Siri

FAMILIA	ESPÉCIES
Diosaccidae	<i>Robertsonia knoxi</i> Thompson & Scott, 1903
	<i>Robertsonia mourei</i> Nogueira, 1961
	<i>Stenhelia sp1</i> Brady, 1868
Ectinosomatidae	<i>Halectinosoma oblongum</i> Kunz, 1949
Darcythompsonidae	<i>Darcythompsonia fairliensis</i> Scott, 1906
Cletodidae	<i>Enhydrosoma longifurcatum</i> Sars, 1909
Huntemannidae	<i>Nannopus palustris</i> Brady, 1880
Thalestridae	<i>Diarthrodes sp1</i> Thompson, 1882
Longipediidae	<i>Longipedia americana</i> Wells, 1980
Cyclopidae	<i>Halicyclops brevispinosus meridionalis</i>
	Cyclopidae sp.

A densidade total de Copepoda variou de 14,92 ind.10cm⁻² a 746,26 ind.10cm⁻² nas estações 2 e 3 do rio Botafogo em outubro, respectivamente. Já no rio Siri a densidade de Copepoda variou de 44,77 ind.10cm⁻² a 482,58 ind.10cm⁻² nas estações 3 do mês de outubro e fevereiro, respectivamente (Tabela 4). De maneira geral a abundância relativa de Copepoda foi mais alta nas estações do rio Siri, exceto pelas estações 2 de abril e agosto e estação 3 de outubro onde a situação é inversa (Figura 20).

Entretanto as densidades médias nos estuários dos rios Botafogo e Siri foram muito próximas: 245,02 ind.10cm⁻² e 240,04 ind.10cm⁻², respectivamente.

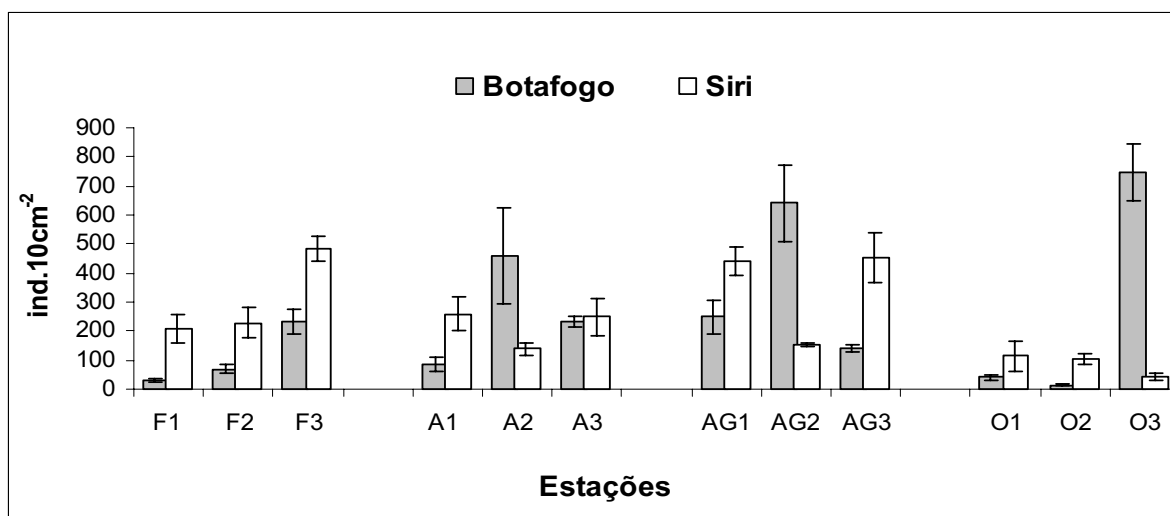


Figura 20 – Densidade de Copepoda (ind.10cm⁻²) nas três estações dos estuários dos rios Botafogo e Siri (F= fevereiro, A= abril, AG= agosto e O= outubro; 1, 2 e 3 representam o número das estações, barras representam Desvio Padrão).

Com exceção de *Robertsonia knoxi* que ocorreu apenas na estação 3 em fevereiro no estuário do rio Siri, todas as espécies de Harpacticoida estiveram presentes em pelo menos uma estação em ambos estuários; entretanto algumas espécies foram preferencialmente encontradas em um ou outro estuário. *Halectinosoma oblongum* ocorreu nas estações 1, 2 e 3 do mês de fevereiro; estações 2 e 3 de abril e estação 3 de outubro no estuário do rio Botafogo enquanto no rio Siri ocorreu apenas nas estações 1 e 3 de abril. *Enhydrosoma longifurcatum* ocorreu nas estações 1, 2 e 3 de fevereiro; estação 1 de abril; estações 1, 2 e 3 de agosto e estações 2 e 3 de outubro no estuário do rio Siri e apenas na estação 1 em agosto no estuário do rio Botafogo. *Stenhelis sp.* apesar de sua baixa ocorrência esteve presente nas estações 1 e 2 em fevereiro e estações 2 e 3 de outubro no estuário do rio Siri e apenas na estação 3 do mês de outubro no rio Botafogo. *Diarthrodes sp.* também apresentou baixa ocorrência e foi observada nas estações 2 e 3 de fevereiro e estações 1 e 3 de agosto no estuário do rio Botafogo, enquanto no estuário do rio Siri esteve presente apenas nas estações 2 e 3 no mês de outubro. *Nannopus palustris* ocorreu em todas as estações do estuário do Siri e em 85% das estações do estuário do rio Botafogo. Por fim, *Robertsonia mourei* também ocorreu em todas as estações do estuário do rio Siri e em 60% das estações do estuário do rio Botafogo.

Tabela 9. Densidade média (ind.10cm⁻²) e Desvio Padrão (DP) das espécies de Copepoda nos estuários dos rios Botafogo e Siri

Espécies	Fevereiro						Abril					
	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 1		Estação 2		Estação 3	
	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri
<i>R.mourei</i>	0	9,95	0	124,37	124,37	288,55	0	24,87	0	4,97	0	189,05
DP+/-	0	4,97	0	43,23	37,09	31,59	0	12,43	0	2,48	0	69,11
<i>R. knoxi</i>	0	0	0	0	0	69,65	0	0	0	0	0	0
DP+/-	0	0	0	0	0	10,35	0	0	0	0	0	0
<i>Stenhelia</i> sp	0	109,45	0	29,85	0	0	0	0	0	0	0	0
DP+/-	0	11,84	0	8,61	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. oblongum</i>	14,92	0	4,97	0	49,35	0	0	59,70	89,55	0	139,30	34,82
DP+/-	2,48	0	2,48	0	10,75	0	0	23,68	14,07	0	24,70	8,49
<i>D. fairliensis</i>	0	0	4,97	0	0	44,77	19,90	9,95	258,70	39,80	0	0
DP+/-	0	0	2,48	0	0	22,38	9,95	4,97	127,78	19,90	0	0
<i>E. longifurcatum</i>	0	49,75	0	19,90	0	24,87	0	29,85	0	0	0	0
DP+/-	0	24,87	0	7,03	0	7,46	0	14,92	0	0	0	0
<i>N. palustris</i>	14,92	24,87	19,90	54,72	39,80	54,72	44,77	134,32	9,95	79,60	0	4,97
DP+/-	4,76	12,43	4,06	10,25	5,74	18,78	16,43	28,54	8,06	24,03	0	2,48
<i>Diarthrodes</i> sp	0	0	39,80	0	19,90	0	0	0	0	0	0	0
DP+/-	0	0	12,18	0	9,95	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,92	0	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,46	0	0
<i>H.b. meridionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,92	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,46	0
Cyclopidae sp	0	14,92	0	0	0	0	19,90	0	99,50	0	79,60	19,90
DP+/-	0	4,76	0	0	0	0	7,03	0	31,75	0	9,95	4,06
Total de Espécies	2	5	4	4	4	5	3	5	4	4	3	4

Espécies	Agosto						Outubro					
	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 1		Estação 2		Estação 3	
	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri	Botafogo	Siri
<i>R.mourei</i>	149,25	238,80	621,89	114,42	119,40	263,68	14,92	4,97	9,95	29,85	631,84	14,92
DP+/-	37,78	56,72	127,70	20,05	16,74	76,14	4,76	2,48	2,87	11,94	123,97	7,46
<i>R. knoxi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stenhelia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,97	4,97	4,97
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,48	2,48	2,48
<i>H. oblongum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49,75	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,83	0
<i>D. fairliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. longifurcatum</i>	19,90	29,85	9,95	9,95	0	94,52	0	0	0	34,82	0	14,92
DP+/-	4,06	6,42	2,87	4,97	0	27,95	0	0	0	14,28	0	4,76
<i>N. palustris</i>	69,65	174,12	9,95	29,85	0	94,52	14,92	109,45	4,97	24,87	29,85	4,97
DP+/-	34,82	44,75	4,97	14,92	0	27,95	4,76	51,43	2,48	12,43	4,97	2,48
<i>Diarthrodes</i> sp	9,95	0	0	0	19,90	0	0	0	0	9,95	0	4,97
DP+/-	4,97	0	0	0	9,95	0	0	0	0	4,97	0	2,48
<i>L. americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29,85	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,92	0
<i>H.b. meridionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyclopidae sp	0	0	0	0	0	0	9,95	0	0	0	0	0
DP+/-	0	0	0	0	0	0	2,97	0	0	0	0	0
Total de Espécies	4	3	3	3	2	3	3	2	2	5	5	5

Com relação à composição geral do grupo Copepoda nos dois estuários, as espécies mais abundantes foram *Robertsonia mourei* que correspondeu a 52% da densidade total do grupo, seguida de *Nannopus palustris* com 19% (Figura 21). A maior

densidade de *Robertsonia mourei*, 621,89 ind.10cm⁻² foi observada na estação 2 do rio Botafogo em agosto (Tabela 9).

No rio Botafogo as espécies mais abundantes foram *Robertsonia mourei*, correspondendo a 56% da densidade total de Copepoda, *Halectinosoma oblongum* com 12% e *Darcythompsonia fairliensis* com 10% (Figura 22) No rio Siri *Robertsonia mourei* também foi a espécie mais abundante correspondendo a 46% da densidade total de Copepoda, seguida de *Nannopus palustris* com 28% e *Enhydrosoma longifurcatum* com 12% (Figura 23).

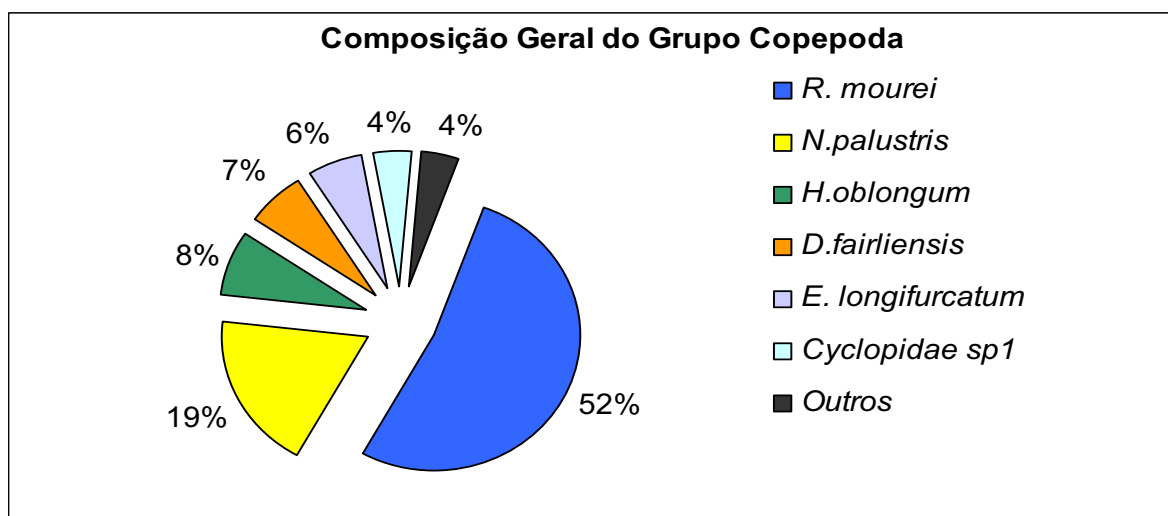


Figura 21 – Abundância relativa (%) das espécies de Copepoda nos dois estuários estudados.

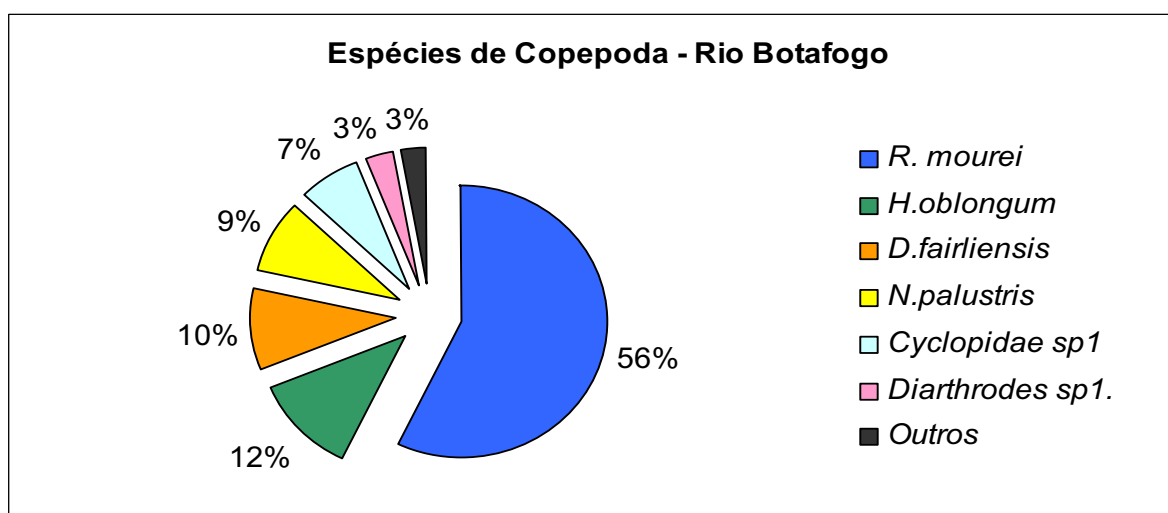


Figura 22 – Abundância relativa (%) das espécies de Copepoda encontradas no estuário do rio Botafogo.

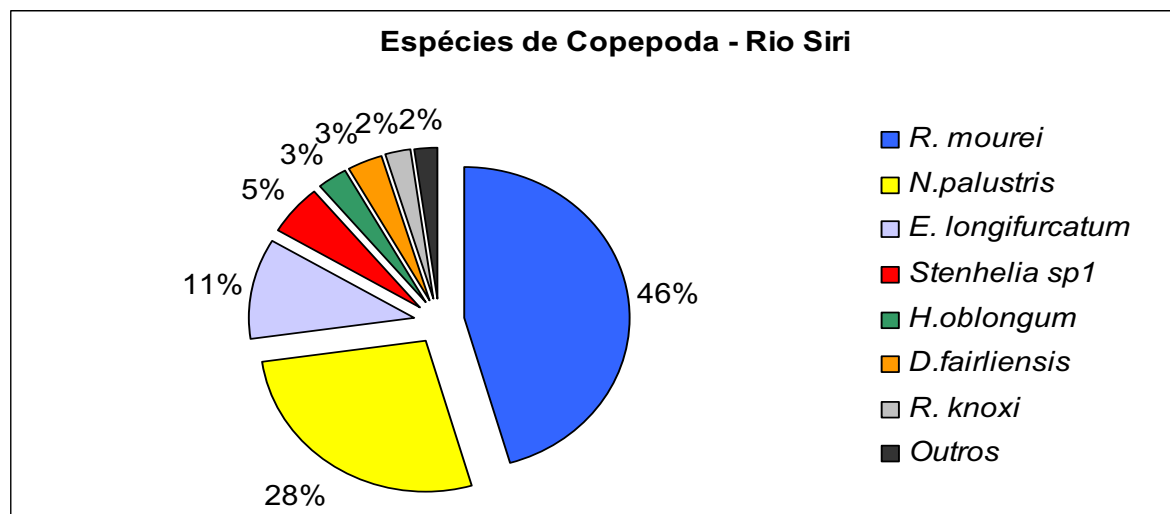


Figura 23 – Abundância relativa (%) das espécies de Copepoda encontradas no estuário do rio Siri.

Os animais dissecados para a identificação taxonômica variaram de 0,34 mm a 1,01 mm havendo tanto machos como fêmeas (Tabela 10). Na tabela 11 constam as fórmulas setais dos 5 pares de patas das 9 espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas nos estuários dos rios Botafogo e Siri.

Tabela 10. Número e comprimento (mm) dos Copepoda Harpacticoida dissecados.

Copepoda Harpacticoida	Material Dissecado		Comprimento (mm)	
	♂	♀	♂	♀
<i>R. knoxi</i>	1	-	0,49	
<i>R. mourei</i>	-	1	-	0,63
<i>Stenhelium sp</i>	-	1	-	0,55
<i>H. oblongum</i>		1		0,43
<i>D. fairliensis</i>	1	1	0,98	1,01
<i>E. longifurcatum</i>	-	2	-	0,34 – 0,46
<i>N. palustris</i>	1	1	0,63	0,59
<i>Diarthrodes sp1</i>	-	1	-	0,46
<i>L. americana</i>	1	-	0,63	-

Tabela 11. Fórmula Setal do exopodito (EXO) e endopodito (ENDO) dos pares de patas (P1, P2, P3, P4 e P5) dos Copepoda Harpacticoida identificados.

ESPÉCIES IDENTIFICADAS	P1		P2		P3		P4		P5	
	EXO	ENDO	EXO	ENDO	EXO	ENDO	EXO	ENDO	EXO	ENDO
<i>R. knoxi</i> ♂	0:1:122	1:1:111	1:1:223	1:1:121	1:1:223	1:1:321	1:1:323	1:1:221	6	5
<i>R. mourei</i> ♀	0:1:122	1:1:111	0:1:123	1:1:121	0:1:123	1:1:321	0:1:223	1:1:221	6	5
<i>Stenhelia sp1.</i> ♀	0:1:222	1:220	0:1:123	1:2:121	0:1:223	1:1:130	0:1:122	1:0:121	6	4
<i>H. oblongum</i> ♀	0:1:221	1:1:221	1:1:222	1:1:221	1:1:222	1:1:221	1:1:222	1:1:221	3	2
<i>D. fairliensis</i> ♀	0:0:022	0:111	0:1:221	0:121	0:1:222	0:121	0:1:222	1:121	3	-
<i>E. longifurcatum</i> ♀	0:0:022	0:020	0:0:022	0:020	0:0:122	0:021	0:0:122	0:021	3	3
<i>N. palustris</i> ♂	0:0:022	0:020	0:1:123	0:120	0:1:223	0:120	0:1:223	1	5	4
<i>Diarthrodes sp1</i> ♀	1:3	0:6	1:1:232	1:1:221	1:1:233	1:2:321	1:1:323	1:1:221	5	5
<i>L. americana</i> ♂	1:1:123	1:1:122	1:1:222	1:2:321	1:1:222	1:2:321	1:1:122	1:2:112	6	1

Análise de Ordenação do Tipo MDS

A análise de MDS realizada para os dados de densidade das espécies do grupo Copepoda nos estuários dos rios Botafogo e Siri mostrou uma evidente separação desses rios (Figura 24).

A Análise de Similaridade do tipo “two way crossed” realizada utilizando como fatores rios e meses, apontou diferenças significativas entre os rios (R global = 0,33 e p = 0,1% e número de permutações = 999).

Analisando os rios separadamente, foi possível através da ANOSIM utilizando como fatores meses e estações, verificar diferenças temporais significativas no rio Botafogo (R global = 0,562 ; p= 0,1% e número de permutações = 10000). Houve diferenças significativas entre fevereiro e abril (R global = 0,558 e p=0,1%); fevereiro e agosto (R global = 0,731 e p=0,1%); fevereiro e outubro (R global = 0,298 e p=3,8%); entre abril e agosto (R global = 0,838 e p= 0,1%); abril e outubro (R global = 0,424 e p=2,1%) e agosto e outubro (R global = 0,44 e p=0,1%).

De maneira geral, o ANOSIM não evidenciou diferenças entre as estações do rio Botafogo (R global= 0,35; p= 5,8% e número de permutações = 10000); porém a estação 1 foi apontada com sendo diferente da estação 3 (R global = 0,22 e p=2,5%).

No rio Siri, seguindo os mesmos procedimentos para o ANOSIM utilizados no rio Botafogo, foram observadas diferenças temporais significativas (R global = 0,275; p = 0,1% e número de permutações = 10000). Houve diferenças entre fevereiro e abril (R

global = 0,53 e $p=0,1\%$); fevereiro e agosto ($R_{\text{global}} = 0,359$ e $p=1,4\%$); fevereiro e outubro ($R_{\text{global}} = 0,289$ e $p=1,3\%$) e entre abril e agosto ($R_{\text{global}} = 0,26$ e $p=4,1\%$).

O ANOSIM evidenciou diferenças significativas entre as estações do rio Siri ($R_{\text{global}}=0,2$; $p=1,5\%$ e número de permutações = 10000); sendo apenas a estação 1 diferente da estação 3 ($R_{\text{global}}=0,413$ e $p=0,3\%$).

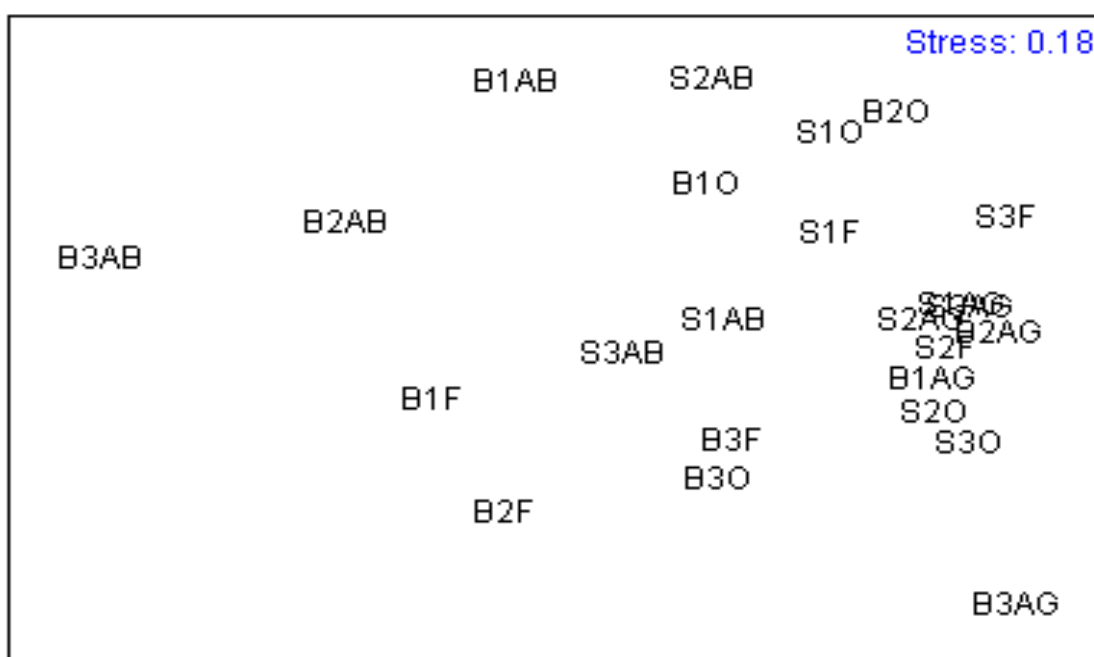


Figura 24 – Análise MDS para a estrutura da comunidade do grupo Copepoda nos estuários dos rios Botafogo e Siri (B=Botafogo; S=Siri; 1, 2 e 3 = estações; F=fevereiro, AB=abril, AG=agosto e O=outubro).

BIOENV

A análise BIOENV discriminou as concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos ($r_s = 0,318$) como fatores abióticos que melhor explicaram a estrutura da comunidade do grupo Copepoda nos dois estuários. Quando os estuários foram analisados separadamente, obteve-se as concentrações de nitrogênio e feopigmentos ($r_s = 0,603$) no

rio Botafogo e concentração de feopigmentos ($r_s = 0,224$) no rio Siri, como fatores abióticos que melhor descreveram a comunidade do grupo Copepoda nesses rios.

Análise de Correlação de Pearson

Quando os estuários foram analisados juntos, *E. longifurcatum* correlacionou-se negativamente e de maneira fraca com a porcentagem de silte e argila ($r = -0,5414$) enquanto *H. oblongum* apresentou correlação positiva e também fraca com a temperatura ($r = 0,5318$) (Tabela 12).

No rio Botafogo, a espécie *R. mourei* apresentou correlação negativa com a concentração de feopigmentos ($r = -0,6761$) e positiva com a temperatura ($r = 0,6808$). Já no rio Siri, *D. fairliensis* apresentou correlação negativa com a concentração de feopigmentos ($r = -0,6182$) e a espécie *N. palustris* correlacionou-se negativamente com a salinidade ($r = -0,6808$) (Tabela 12).

Tabela 12. Análise de Correlação de Pearson para as espécies de Copepoda Harpacticoida nos estuários dos rios Botafogo e Siri.

Espécies de Copepoda – estuários juntos	<i>E. longifurcatum</i> e Porcentagem de Silte e Argila	<i>H. oblongum</i> e Temperatura
r(Pearson) =	-0,5414	0,5318
t =	-3,0201	2,9452
GL =	22	22
(p) =	0,0063	0,0075
Espécies de Copepoda – rio Botafogo	<i>R. mourei</i> e Feopigmentos	<i>R. mourei</i> e Temperatura
r(Pearson) =	-0,6761	0,6808
t =	-2,9014	2,9392
GL =	10	10
(p) =	0,0158	0,0148
Espécies de Copepoda – rio Siri	<i>D. fairliensis</i> e Feopigmentos	<i>N. palustris</i> e Salinidade
r(Pearson) =	-0,6182	-0,7004
t =	-2,4872	-3,1029
GL =	10	10
(p) =	0,0321	0,0112

Índices Univariados para Copepoda Harpacticoida

De maneira geral, a diversidade de espécies de Copepoda Harpacticoida foi maior no estuário do rio Siri. O índice de Shannon-Wiener variou de 0 a 1,697 no rio Botafogo e de 0,258 a 2,113 no rio Siri (Tabela 13). De acordo com a ANOVA Multifatorial houve diferenças significativas entre os estuários estudados ($p=0,0381$ e $F=7,016$). Entretanto em cada um dos estuários isoladamente não foram verificadas diferenças entre as estações ou entre os meses amostrados.

A equitabilidade variou de 0,1454 a 1 no rio Botafogo e de 0,258 a 0,9101 no rio Siri. De maneira geral, considerando o total de estações nos dois estuários que apresentaram equitabilidade de pelo menos 0,7, o estuário do rio Siri apresentou um número maior de estações onde os indivíduos estiveram bem distribuídos entre as espécies (Tabela 13). Contudo, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os estuários estudados bem como entre as estações em cada estuário e entre os meses amostrados.

No rio Botafogo o mês de fevereiro foi o único que apresentou valores de equitabilidade acima de 0,7 nas três estações, portanto foi o mês em que os indivíduos estiveram melhor distribuídos entre as espécies. Os meses de abril e agosto apresentaram valores de equitabilidade acima de 0,7 apenas na estação 1, enquanto que em outubro tal fato ocorreu nas estações 1 e 2. No rio Siri o mês de fevereiro também foi único a apresentar equitabilidade acima de 0,7 em todas as estações e como no rio Botafogo foi o mês de melhor distribuição dos indivíduos entre as espécies de Copepoda Harpacticoida (Tabela 13).

Tabela 13. Índices univariados para as espécies de Copepoda Harpacticoida nos estuários dos rios Botafogo e Siri.

Estações/meses –	S	J'	H' (log2)
Botafogo	(nº de espécies)	(Equitabilidade)	(Shannon-Wiener)
B1F	2	1.	1.
B2F	4	0,7608	1,522
B3F	4	0,8484	1,697
B1AB	2	0,8905	0,8905
B2AB	3	0,62	0,9827
B3AB	1	****	0
B1AG	4	0,7168	1,434
B2AG	3	0,1454	0,2304
B3AG	2	0,5917	0,5917
B1O	2	1.	1.
B2O	2	0,9183	0,9183
B3O	5	0,3805	0,8835
Estações/meses - Siri	S	J'	H' (log2)
	(nº de espécies)	(Equitabilidade)	(Shannon-Wiener)
S1F	4	0,7845	1,569
S2F	4	0,8307	1,661
S3F	5	0,7501	1,742
S1AB	5	0,7943	1,844
S2AB	4	0,7473	1,495
S3AB	3	0,4802	0,7611
S1AG	3	0,8027	1,272
S2AG	3	0,6519	1,033
S3AG	3	0,882	1,398
S1O	2	0,258	0,258
S2O	5	0,8915	2,07
S3O	5	0,9101	2,113

6. DISCUSSÃO

Os valores médios de temperatura do ar do ano amostrado (2003) não apresentaram grandes variações quando comparados às médias históricas dos períodos de 1931 –1960 e de 1961 –1990; entretanto o mesmo não ocorreu com as médias de precipitação. Especificamente em relação aos meses amostrados; fevereiro, agosto e outubro são semelhantes ao período de 1961-1990, enquanto o mês de abril é o que se destaca por ter apresentado precipitação média de 100 mm, valor abaixo das médias do período de 1931-1960 ($\simeq$ 250 mm) e de 1961-1990 ($\simeq$ 325mm).

Fatores abióticos como salinidade, temperatura, percentual de silte e argila, e a concentração de nitrogênio bem como os fatores bióticos, concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos, diferiram consideravelmente entre dois estuários e influenciaram direta ou indiretamente tanto a comunidade de meiofauna como o grupo Copepoda Harpacticoida.

Foi evidenciado um gradiente no estuário do rio Botafogo; em relação à turbidez, matéria orgânica e percentual de silte e argila. O posicionamento das estações, à medida que se distanciam do rio em direção ao oceano explica esse gradiente. A diferença temporal do percentual de silte e argila no estuário do rio Botafogo, evidenciada pela ANOVA, pode ser explicada de maneira geral pela ação de chuvas (períodos seco e chuvoso) que aumenta o aporte terrígeno no estuário. As fortes alterações hidrodinâmicas ocasionadas pelo período chuvoso podem ter aumentado a vazão do rio Botafogo e determinado a acentuada queda no percentual de finos nesse estuário do mês de abril para agosto. O percentual de silte e argila bem como o tamanho dos grãos são fatores que em muitos trabalhos vêm sendo relacionados à ocorrência e distribuição das espécies de Copepoda Harpacticoida (Fleeger, 1980a; 1985; Ivester, 1985; Ansari & Parulekar, 1993). Hicks & Coull (1983) associam alguns representantes de diversas famílias como sendo tipicamente encontrados em ambientes com sedimentos finos como: Ectinosomatidae (*Halectinosoma*), Cletodidae (*Enhydrosoma*, *Nannopus*) e alguns Diosaccidae (*Robertsonia*, *Stenhelia*). No presente estudo entretanto, a espécie *Enhydrosoma longifurcatum* esteve correlacionada negativamente com o percentual de silte e argila quando os estuários foram analisados juntos.

Contrariamente ao observado no estuário do rio Botafogo, a espécie *E. longifurcatum* esteve presente em todos os meses e em praticamente todas as estações no estuário do rio Siri; porém foi no estuário do rio Botafogo que se registraram os maiores percentuais de sedimentos finos. É provável que essa correlação seja apenas o reflexo das diferenças entre os estuários já que além de contrária às observações de Hicks & Coull (1983) essa correlação ocorreu apenas com os estuários juntos e não no rio Siri onde de fato existiu grande densidade desta espécie.

A amplitude de salinidade entre as estações 1 e 3 do rio Siri, claramente evidenciada em um gradiente, deve-se ao posicionamento das estações ao longo do estuário. Gradientes irregulares de salinidade podem eventualmente determinar a composição e ocorrência da meiofauna (Giere, 1993). No presente estudo a salinidade apresentou um papel importante no estuário do Siri e foi discriminada pelo BIOENV como estruturadora da comunidade de meiofauna nesse estuário; estando inclusive correlacionada através da Análise de Correlação de Pearson de forma negativa com a meiofauna total, com o grupo Nematoda e também com a espécie *Nannopus palustris* que é uma espécie oligohalina. O efeito da salinidade sobre a densidade dos organismos da meiofauna pode ser encontrado em alguns trabalhos (Dye, 1983 a, b; Hodda & Nicholas, 1985; Santos *et al.*, 1996; Covazzi *et al.*, 2000; McArthur *et al.*, 2000) os quais relacionam essa variável com a estrutura da comunidade desses organismos. Espécies estuarinas verdadeiramente eurialinas são raras e espécies eurialinas de água doce são inexistentes (Warwick, 1971). De acordo com Austen & Warwick, (1989), há uma tendência à redução de espécies à medida que se passa da água do mar para a água doce. Gomes *et al.* (2002) também evidenciaram a salinidade alterando a estrutura da comunidade de meiofauna em uma área estuarina de Itamaracá. Outro fator que também esteve bem correlacionado com as espécies de Copepoda *Halectinosoma oblongum* e *Robertsonia mourei* foi a temperatura. Segundo Hicks & Coull (1983) o efeito da temperatura sobre a abundância das espécies é geralmente positivo uma vez que a maioria das espécies tem seus máximos de abundância nos meses quentes.

As variações temporais de temperatura da água e salinidade são consideradas comuns em estuários e estão associadas aos períodos seco e chuvoso (Cavalcante *et al.*, 1981). As variações de salinidade também influenciaram nos valores do pH e foram responsáveis juntamente com a concentração de oxigênio dissolvido, pelas diferenças encontradas para esta variável na água. Os valores máximos e mínimos de pH e oxigênio dissolvido da água no presente estudo quando comparados à trabalhos

realizados desde a década de 80 em outros estuários de Pernambuco com histórico de poluição, apresentaram-se bem similares (Tabela 14). Segundo a Resolução CONAMA nº 020/1986, os estuários são corpos de Águas Salobras - Classe 7 destinadas dentre outras atividades, à criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana (aquicultura). O Art. 10 desta Resolução estabelece limites para alguns parâmetros físico-químicos bem como em relação à substâncias que eventualmente venham a ser despejadas nessas águas. No presente estudo os valores de pH observados oscilaram entre 7,1 e 7,9 e estão em conformidade com os limites estipulados na Resolução CONAMA de 6,5 a 8,5. Entretanto, o mesmo não ocorreu com os valores de oxigênio dissolvido; uma vez que a Resolução estabelece que em qualquer amostra não se deve registrar valores inferiores a 5 mg/L. No rio Botafogo todas as estações tanto em fevereiro como em outubro apresentaram valores inferiores a 5 mg/L. Além disso, a porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido nesse estuário (61,25%) foi inferior em 10% à do estuário do rio Siri (71,70%) sendo relativamente baixa. Andrade (1956) e Lira (1975), salientaram anteriormente que em alguns trechos deste rio, a concentração de oxigênio dissolvido na água era mínima ou zero na maior parte do ano e que a ação continuada dos poluentes lançados no rio Botafogo poderiam acarretar num futuro próximo, sérios prejuízos ao equilíbrio ecológico da região. Contudo, apesar do histórico de impactos antrópicos no rio Botafogo, esses baixos valores de oxigênio dissolvido são uma forte evidência dos processos de eutrofização e reforçam a idéia de que as atividades aquicultura através de seus efluentes podem estar contribuindo para o enriquecimento orgânico e conseqüente redução das concentrações de oxigênio dissolvido nesse estuário.

Essa afirmação encontra suporte nas elevadas concentrações de nitrogênio observadas no presente estudo. Apenas no rio Siri, que apresentou um valor médio de 0,29%, essas concentrações foram próximas às encontradas em outras regiões tropicais. No estuário do rio Botafogo o valor médio observado para a concentração de nitrogênio foi de 0,41% que excede aos valores máximos observados em outros estuários tropicais; além disso, os valores mínimos registrados no presente estudo se aproximam dos valores máximos previamente encontrados (Tabela 15). Segundo Briggs & Funge (1994) e Jackson *et al.* (2003), aproximadamente 80% de todo o nitrogênio adicionado às águas dos tanques de cultivo para a alimentação dos camarões não é incorporado como biomassa pelos mesmos ficando então remanescente nessas águas e sendo despejado nos estuários quando esses tanques são lavados. A partir dos dados de

produtividade nacional e da área destinada ao cultivo da Maricultura Netuno (350 ha) em Pernambuco (ABCC, 2003) é possível estimar que sejam lançados de 36,5 kg à até 58,4 kg de nitrogênio diariamente no estuário do rio Botafogo (considerando a eficiência de 50% ou 80%); uma quantidade extremamente alta e de relevante importância uma vez que esse estuário possui hoje apenas 30% da vazão (1500 L/s) que possuía antes da construção da de Tapacurá. Mais especificamente, levando em conta a vazão do estuário do rio Botafogo são lançados concentrações de 0,28 mg/L à 0,45 mg/L de nitrogênio diariamente nesse estuário. Valores tão altos são forte indício de que os mecanismos utilizados no cultivo do camarão *Litopennaeus vanamei* estão implicando em alterações diretas e indiretas nas concentrações de nutrientes do estuário do rio Botafogo.

As concentrações de fósforo no presente estudo, mostraram-se muito mais baixas quando comparadas às observadas em outros estuários tropicais (Tabela 15). É esperado que em estuários a concentração de fósforo total diminua com o aumento da salinidade (Nixon *et al.*, 1984; Wong, 1984; Robertson *et al.*, 1992). No mês de fevereiro isso fica bem evidente tanto entre os estuários dos rios Botafogo e Siri como entre as estações (Figuras 4 e 9). Outros trabalhos realizados em Pernambuco por Cavalcante *et al.*, (1981) e Macedo *et al.*, (1982; 2000) indicaram altas concentrações de fósforo na água na região do Canal de Santa Cruz ou mesmo no rio Botafogo. Além disso, novas coletas realizadas nos mesmos pontos amostrados no presente estudo, porém em fevereiro e abril do ano seguinte (2004), apresentaram valores que se enquadram dentro dos observados em outros estuários tropicais. O fósforo é um nutriente de rápida dinâmica nos sedimentos (Valiela, 1995) portanto é possível que ocorram amplas variações na sua concentração em períodos relativamente curtos. Contudo, mais importante do que essa rápida dinâmica do fósforo é sem dúvida o que essas concentrações extremamente baixas observadas no período amostrado podem significar: Hogarth (1999) explica que em estuários o fosfato é removido da coluna d'água e adsorvido no sedimento como fosfato férrico, que é insolúvel. E conclui, que em condições anaeróbicas esse composto é reduzido à fosfato ferroso o qual é altamente solúvel e por isso acaba sendo facilmente liberado novamente à coluna d'água. Em ambos estuários foram observadas condições fortemente redutoras no sedimento, com valores de Eh abaixo de -100mV; portanto, é possível inferir que são essas condições extremamente redutoras as responsáveis por concentrações tão baixas de fósforo e que,

indiretamente, tais baixas concentrações tornam-se mais uma evidência dos distúrbios ocasionados pela eutrofização nesses estuários.

Tabela 14. Valores mínimos e máximos da pH e oxigênio dissolvido em trabalhos realizados em outros estuários de Pernambuco e no presente estudo.

AUTOR - ANO	LOCAL DE AMOSTRAGEM	Oxigênio	
		pH	Dissolvido(mg/L)
Cavalcante <i>et al.</i> , 1981	Canal de Santa Cruz	7,5 – 8,15	2,02 – 5,42
Macêdo <i>et al.</i> , 1982	Estuário do rio Botafogo	3,4 – 8,2	0,00 – 6,14
Almeida & Genevois, 1999	Itapissuma	7,42 – 8,11	3,27 – 5,31
Macêdo <i>et al.</i> , 2000	Estuários dos rios Botafogo e Igarassu	*****	2,12 – 6,52
Castro, 2003	Bacia do Pina	7,71 – 7,99	3,4 - 5
Somerfield <i>et al.</i> , 2003	Bacia do Pina	*****	1,32 – 2,84
	Rio Botafogo	7,1 – 7,5	3,5 – 4,82
<u>Presente estudo</u>	Rio Siri	7,4 – 7,9	3,2 – 5,5

Tabela 15. Valores médios das concentrações de nitrogênio e fósforo total encontrados nos sedimentos de alguns estuários tropicais. Valores em Porcentagem de peso seco (Tabela modificada de Alongi *et al.*, 1992).

REFERÊNCIA	LOCAL	NITROGÊNIO TOTAL %	FÓSFORO TOTAL %
Hesse, 1961; 1963	Sierra Leone, Africa	*****	0,08 – 0,16
Rosenfeld, 1979	Flórida Bay, EUA	0,2 – 0,40	*****
Boto & Wellington, 1984	Ilha Hinchinbrook, Australia	0,1 – 0,40	0,022 – 0,054
Sahoo <i>et al.</i> , 1985	Sunderban, India	0,06 – 0,09	0,01 – 0,048
Alongi, 1987; dados não publicados	Estuários Queensland, Austrália	0,02 – 0,40	0,011 – 0,067
Japtap, 1987	Goa, Índia	0,02 – 0,16	*****
Kuraishi <i>et al.</i> , 1985	Ilha Iriomote, Japão	0,05 – 0,09	0,022 – 0,038
Kristensen <i>et al.</i> , 1988	Phuket, Tailândia	0,08 – 0,10	*****
	Rio Botafogo	0,16 – 0,85	0,0001 – 0,0117
<u>Presente Estudo</u>	Rio Siri	0,08 – 0,54	0,0002 – 0,0048

A eutrofização é o resultado da adição de nutrientes dissolvidos no corpo d'água, e pode levar a grandes aumentos da produção fitoplanctônica e atividade microbiana (Levinton, 2001). Páez-Osuna *et al.* (1999) explicam que a capacidade assimilativa de um sistema particular com relação aos nutrientes é finita, e que quantidades excessivas de nutrientes podem alterar a composição das espécies, a diversidade e a dinâmica das comunidades bióticas. No presente estudo isso se confirma já que o microfitobentos, ora pela concentração de clorofila-*a* ora pela concentração de feopigmentos, foi discriminado pelo BIOENV como o agente estruturador tanto da comunidade de meiofauna como da associação de Copepoda Harpacticoida em ambos estuários. Além disso, no BIOENV e em algumas das Análises de Correlação de Pearson, não só o microfitobentos mas também a concentração de nitrogênio

apresentaram-se correlacionadas tanto com a meiofauna total como com alguns de seus grandes grupos: Ostracoda e Gastrotricha, no rio Botafogo e Nematoda no rio Siri. Segundo Hicks & Coull (1983) e Montagna *et al.* (1995) o microfitobentos é uma importante fonte de alimento para uma variedade de organismos da meiofauna. Já o nitrogênio é um agente secundário uma vez que sua concentração está relacionada com a produtividade, influenciando principalmente na quantidade de clorofila-*a* disponível no sedimento. No caso de Copepoda Harpacticoida é importante salientar que esse grupo não esteve correlacionado com nenhuma variável; entretanto na análise com suas espécies isso ocorreu em relação aos feopigmentos; ressaltando assim a importância de estudos em nível específico que podem aumentar a precisão dos resultados obtidos. As correlações realizadas através das Análises de Correlação de Pearson de maneira geral concordam com o BIOENV e ainda acrescentam alguns resultados que ajudam a entender melhor as relações da comunidade de meiofauna e das espécies de Copepoda com as variáveis abióticas e bióticas que separaram os estuários do Botafogo e Siri bem como as variações ocorridas em cada estuário isoladamente. Carvalho (2004) encontrou através do BIOENV, concentração de matéria orgânica e de feopigmentos no estuário do rio Botafogo e a concentração de clorofila-*a* no estuário do rio Siri como fatores que melhor explicaram a estrutura da comunidade de macrofauna nestes estuários; diferenciando-se do presente estudo apenas pela inclusão de matéria orgânica como fator estruturador da macrofauna no estuário do rio Botafogo. A ausência dos dados de matéria orgânica do mês de abril foi responsável pela não inclusão dessa variável no BIOENV no presente trabalho. De acordo com Barranguet *et al.* (1997), o microfitobentos é um importante componente biológico dos ecossistemas de águas rasas, regulando o fluxo de nutrientes e a entrada de nova matéria orgânica. Sua contribuição pode representar até um terço da fixação do carbono total em um estuário. A concentração de clorofila-*a* não foi eficiente na separação dos estuários em questão. Foram apenas evidenciadas variações temporais em ambos os estuários. Por outro lado, a ANOVA multifatorial realizada para a concentração de feopigmentos separou os estuários estudados e ainda evidenciou diferenças espaciais em ambos e também diferenças temporais no rio Botafogo. Essas variações podem estar associadas tanto aos períodos seco e chuvoso; os quais alteram a temperatura, salinidade, o grau de turbidez da água que são fatores já amplamente discutidos por outros autores e conhecidos por influenciarem a dinâmica do microfitobentos como também podem estar associadas ao enriquecimento orgânico. As concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos estiveram

bem correlacionadas com a temperatura de forma negativa em ambos estuários, com exceção de feopigmentos no rio Siri. Colijn e De Jonge (1984) e Shaffer e Onuf (1985) sugeriram a temperatura como um parâmetro positivo em estudos de variações temporais da biomassa microfitobentônica em estuários temperados. No entanto, em regiões tropicais, onde as temperaturas mais baixas excedem as máximas de regiões temperadas é possível esperar uma correlação negativa dessa variável com o microfitobentos. A turbidez foi outro parâmetro correlacionado de forma negativa com a clorofila-*a* e feopigmentos, porém apenas no estuário do rio Botafogo. De acordo com Irigoien e Castel (1997), a presença de um máximo de turbidez nos estuários influencia muitos dos processos biológicos na coluna d' água. Na base da cadeia alimentar clássica, prosseguem os autores, a produção primária é o primeiro compartimento biológico influenciado pela turbidez. A limitação da penetração de luz pela turbidez tem sido freqüentemente apontada como um fator controlador da produção primária em estuários. Além disso, as concentrações de clorofila-*a* e de feopigmentos também estiveram bem correlacionadas com o nitrogênio em ambos estuários. Jones *et al.* (2001) constatou que as concentrações de nutrientes disponíveis nos efluentes de cultivo de atividades de maricultura estimularam altas taxas de produtividade primária. Esse fato pode estar ocorrendo no estuário do rio Botafogo. O fósforo entretanto, não apresentou nenhum tipo de correlação com as concentrações de microfitobentos. Segundo McLusky (1989), o fósforo é um nutriente limitante apenas em sistemas limnéticos. O presente estudo foi realizado em um estuário, porém as amostragens ocorreram na faixa polialina (18 PSU – 30 PSU) e nessa faixa de salinidade o nitrogênio passa a ser o fator limitante da produção primária. Outro ponto importante é que a relação entre clorofila-*a* e feopigmentos foi sempre menor que um; isso pode refletir tanto a condição fisiológica da alga e/ou o input de detritos de algas (Cadée e Hegeman, 1977 e Brotas *et al.*, 1995). Entretanto, não foi observada qualquer correlação entre a concentração de feopigmentos e o percentual de silte e argila o que representaria os procesos de erosão/deposição. Ao invés disso, a concentração de feopigmentos esteve bem correlacionada com a concentração de clorofila-*a* e com a concentração de nitrogênio o que significa a degradação da clorofila autóctone. Essa observação encontra suporte na análise de correlação realizada com as espécies de Copepoda Harpacticoida; as espécies *Robertsonia mourei* (no rio Botafogo) e *Darcythompsonia fairliensis* (no rio Siri) mostraram-se sensíveis às concentrações de feopigmentos apresentando correlações negativas com essa variável. Porém, tal resultado observado

para *D. fairliensis* não está de acordo com as observações de Gee & Somerfield (1997). Estes autores fazem referência a uma especialização no aparelho bucal dessas espécies para alimento resultante de folhas de mangue devido à alta especificidade da família Darcythompsonidae com detritos orgânicos de estuários. Portanto é provável que embora tenha sido evidenciada uma alta concentração de feopigmentos, estas sejam provenientes das altas concentrações de microalgas e não de detritos de folhas de mangue os quais são preferidos pela espécie *Darcythompsonia fairliensis*.

A utilização dos grandes grupos da meiofauna e das espécies de Copepoda na análise de similaridade foi eficiente na separação dos dois estuários e conseguiu apontar diferenças temporais e espaciais tanto no rio Botafogo como no rio Siri. Os padrões apontados pelo MDS e confirmados pelo ANOSIM são o reflexo das variações observadas nos fatores abióticos descritos anteriormente, que são em parte influenciados pelo próprio habitat e em parte por ações antrópicas. De acordo com o MDS realizado com os grandes grupos da meiofauna, o mês de abril do rio Botafogo apresentou maior similaridade com o rio Siri; entretanto, na análise com as espécies de Copepoda foi o mês de agosto do rio Botafogo que mais se assemelhou ao rio Siri. A separação observada no MDS realizado a partir da matriz de similaridade dos grandes grupos da meiofauna deu-se em função suas densidades; que foram mais altas no rio Botafogo. A exceção ocorreu no mês de abril, onde as densidades médias do rio Botafogo caem devido à queda nas concentrações do microfitobentos e de nitrogênio e se aproximam das encontradas no rio Siri, isso explica a maior similaridade no mês de abril entre o estuário do rio Botafogo e o do rio Siri. Já a separação observada no MDS realizado a partir da matriz de similaridade das espécies de Copepoda deu-se em função da composição por espécies desse grupo que estiveram preferencialmente em um ou outro estuário. No mês de agosto, quando o estuário do rio Botafogo assemelhou-se mais ao rio Siri; houve a ocorrência das mesmas espécies (*Robertsonia mourei*, *Enhydrosoma longifurcatum*, *Nannopus palustris* e *Diarthrodes sp.*) nos dois estuários. Tal fato pode ser explicado pelo percentual de silte e argila, que nesse mês foi praticamente o mesmo nos dois estuários (29% no rio Botafogo e 21% no rio Siri), enquanto nos outros meses a diferença era de quase 50%.

Os 10 grupos taxonômicos da meiofauna encontrados no presente trabalho são os mesmos já encontrados em outros estudos (Gomes *et al.*, 2002 e Vasconcelos, 2003) realizados em regiões estuarinas de Pernambuco. Em relação ao grupo Copepoda Harpacticoida, que esteve composto por 9 espécies; alguns dos gêneros e espécies

encontrados no presente estudo já foram listados anteriormente em outros ambientes no litoral de Pernambuco. *Halectinosoma* foi registrado por Rouch (1962) em áreas de praia; e os gêneros *Robertsonia*, *Enhydrosoma* e *Stenhelia* foram registrados por Vasconcelos Filho e Ramos Porto (1987) em áreas de manguezal. Santos *et al.* (2000) registraram os gêneros *Stenhelia* (*Delavalia*), *Enhydrosoma* e *Halectinosoma* e as espécies *Nannopus palustris* e *Robertsonia mourei* em um estuário no Canal de Santa Cruz, Itamaracá – PE. Reid (1998) citou *R. mourei* para a região sudeste do Brasil em praia, fital e manguezal. *Longipedia americana* foi citada em Pernambuco por Silva (2002). Wandenness *et al.* (1998) já havia citado a família Longipedidae (*Longipedia* sp) para a Coroa do Avião também em Pernambuco. *Halectinosoma oblongum* foi registrada por Gomes *et al.* (2002) como nova ocorrência para Pernambuco. Vasconcelos (2003) citou as espécies *Robertsonia knoxi* e *Diarthrodes* sp.1 como novas ocorrências para Pernambuco e as espécies *Enhydrosoma longifurcatum* e *Darcythompsonia fairliensis* como novas ocorrências para o Brasil.

Segundo Dye & Furstenberg (1981) Nematoda é geralmente o grupo mais abundante com cerca de 80% do total de indivíduos da meiofauna seguido por Copepoda. O presente estudo corrobora essa afirmação no que diz respeito a Nematoda já que a abundância relativa desse grupo foi de 95% no rio Botafogo e de 85% no rio Siri; entretanto Copepoda foi o segundo grupo em abundância apenas no estuário do rio Siri. Alguns autores (Coull, 1988; Giere, 1993; Santos, 1999) sugerem que sedimentos finos estão associados a maiores abundâncias de Nematoda e menores abundâncias de Harpacticoida. Entretanto, esse padrão não foi evidenciado no presente trabalho. Tomando a estação 2 de ambos estuários onde o percentagem de finos foi praticamente a mesma; a média do percentual de silte e argila ao longo dos meses amostrados foi de 58,50% no estuário do rio Botafogo e de 54,75% no estuário do rio Siri, as densidades de Copepoda Harpacticoida porém foram de 295,25 ind.10cm⁻² no rio Botafogo e de 156,25 ind.10cm⁻² no rio Siri. Além disso, o estuário do rio Botafogo apresentou uma média de 56,41% no percentual de finos enquanto no estuário do rio Siri a média foi de 35,16%. As densidades de Nematoda que deveriam ser consideravelmente mais elevadas no estuário do rio Botafogo e as de Copepoda no estuário do rio Siri, foram praticamente idênticas quando os dois estuários são comparados: Nematoda apresentou densidades de 2546,66 ind.10cm⁻² (Botafogo) e 2530,58 ind.10cm⁻² (Siri) enquanto Copepoda apresentou densidades de 245,02 ind.10cm⁻² (Botafogo) e 240,04 ind.10cm⁻² (Siri). A partir das observações acima é possível inferir que o percentual de finos não foi

um fator importante na densidade de Nematoda e Copepoda; como apontado pelo BIOENV, os fatores mais importantes que estruturaram tanto a comunidade da meiofauna como o grupo Copepoda foram as concentrações do microfitobentos sendo portanto a disponibilidade de alimento no sedimento o que melhor explica as diferenças apontadas no ANOSIM.

Os valores de densidade da meiofauna registrados no presente estudo de 1.380 ind.10cm⁻² a 11.430 ind.10cm⁻² no rio Botafogo (média de 4990,87 ind.10cm⁻²) e de 1.340 ind.10cm⁻² a 7390 ind.10cm⁻² no rio Siri (média de 2990,08 ind.10cm⁻²), base na separação dos estuários evidenciada pelo ANOSIM, foram de maneira geral semelhantes aos de outros trabalhos realizados em Pernambuco (Tabela 16). É importante ser ressaltado que assim como no presente estudo, todos os locais amostrados apresentados na tabela 16 possuem histórico de impactos orgânicos e também de outras fontes poluidoras. Almeida e Genevois (1999) amostrando em dois pontos situados em locais relativamente menos antropizados do Litoral Norte de Pernambuco (Itapissuma) e de características sedimentológicas semelhantes aos estuários dos rios Botafogo e Siri, obteve densidades de meiofauna entre 943,93 ind.10cm⁻² e 2053,46 ind.10cm⁻², valores consideravelmente mais baixos do que os observados no estuário do rio Botafogo. Silva (2001) e Gomes *et al.* (2002) realizaram suas amostragens em local próximo à Base de Piscicultura da UFPE e Vasconcelos (2003) em uma área de intensa atividade pesqueira artesanal com potencial para instalação de projetos de cultivo de camarões e ostras. Em todos estes trabalhos foram registradas densidades de meiofauna tão altas quanto às observadas no estuário do rio Botafogo que encontra-se também sob a ação da carcinicultura.

Tabela 16. Valores mínimos e máximos de densidades (ind.10cm⁻²) de meiofauna em trabalhos realizados em outros estuários de Pernambuco e no presente estudo.

AUTOR - ANO	LOCAL DE AMOSTRAGEM	DENSIDADES DE MEIOFAUNA (ind. 10cm ⁻²)
Almeida e Genevois, 1999	Canal de Santa Cruz – Litoral Norte	662– 2.917
Castro, 1998	Restinga do Paiva – Litoral Sul	93 – 12.016
Silva, 2001	Itamaracá – Litoral Norte	4.162 – 20.458
Gomes <i>et al.</i> , 2002	Itamaracá – Litoral Norte	2.688 – 10.252
Vasconcelos, 2003	Rio Formoso – Litoral Sul	1.461 – 12.353
Somerfield <i>et al.</i> , 2003	Pina – Litoral Centro	333 – 2.976
Castro, 2003	Pina – Litoral Centro	1.291 – 3.126
	Rio Botafogo	1.381 – 11.429
<u>Presente Estudo</u>	Rio Siri (Litoral Norte)	1.339 – 7.390

Ainda no que se refere à densidade tanto da meiofauna total quanto dos grupos Nematoda e Copepoda um outro aspecto merece discussão. A meiofauna é conhecida como sensível indicadora de perturbações ambientais e tem se tornado comum nos estudos sobre poluição (Coull, 1988). Sanduli & Nicola (1991) observaram aumento nas densidades de Nematoda ao longo de um gradiente de enriquecimento orgânico no Golfo de Salerno, Itália. Entretanto, segundo Moore & Bett (1989), a densidade de Nematoda em geral fornece uma medida insensível do impacto da poluição uma vez que os níveis normais de densidade desse grupo variam amplamente e são fortemente influenciados pelo tipo de sedimento. Densidades normais ou até maiores já foram encontradas em situações de grande poluição onde outros taxa haviam desaparecido (e.g. Bowman *et al.*, 1984 e Heip *et al.*, 1984), ainda que casos de severo empobrecimento de Nematoda sejam também conhecidos, especialmente resultantes de poluição por óleo (Moore *et al.*, 1987b). Os crustáceos da meiofauna parecem ser os mais rapidamente afetados por perturbações enquanto Nematoda é geralmente o grupo menos afetado (Coull, 1988). Segundo Moore & Bett (1989) a densidade de Copepoda é mais fortemente influenciada pela poluição orgânica uma vez que esse grupo do bentos parece ser intolerante à hipóxia. As grandes densidades de Nematoda não devem ser

consideradas isoladamente. Entretanto quando se pensa na maior abundância de meiofauna e conseqüentemente de Nematoda; nas baixas densidades de outros grupos, inclusive Copepoda; nos elevados percentuais de matéria orgânica, nos valores de oxigênio dissolvido abaixo do recomendável pela legislação e ainda nas altas concentrações de nitrogênio, evidenciadas especificamente no rio Botafogo, não há como negligenciar o cenário de maior eutrofização nesse estuário. Mais do que isso, não se pode negligenciar que a meiofauna como um todo e seus grupos mais importantes quando observados sob o enfoque desses parâmetros surgem como ferramenta útil em estudos de biomonitoramento, também não se deve negligenciar os distúrbios por poluição orgânica relacionados à carcinicultura ainda que não se possa estimar qual a parcela de contribuição dessa atividade através dos seus efluentes de cultivo para a eutrofização no estuário do rio Botafogo.

Além das possíveis respostas obtidas em função da densidade da meiofauna e seus grandes grupos, algumas considerações sobre a diversidade são de suma importância com relação aos estudos de poluição. Para a maioria das fontes de distúrbio há uma diminuição na diversidade da meiofauna (Coull & Palmer, 1984). Em geral tem sido registrado que a diversidade é mais fortemente influenciada pela poluição do que a densidade (e.g. Tietjen, 1980; Heip *et al.*, 1985; Moore *et al.*, 1987b). Como ocorre com a macrofauna (Pearson & Rosenberg, 1978), níveis moderados de poluição podem estar associados com o aumento da diversidade (Hockin, 1983; Platt & Lamshead, 1985; Hodda & Nicholas, 1986; Lamshead, 1986; Moore & Pearson, 1986); embora a redução da diversidade venha sendo mais amplamente reportada, tanto como resposta ao enriquecimento orgânico (e.g. Boucher, 1979; Keller, 1986) e aos poluentes industriais, como metais pesados (Tietjen, 1980; Heip *et al.*, 1984) e óleos (Boucher, 1983; Moore *et al.*, 1987b). Segundo Cognetti & Maltagliati (2000) é esperado que os efeitos da poluição sobre a estabilidade de uma comunidade possam ser detectados pela queda na diversidade, com base na relação direta entre diversidade, complexidade e estabilidade. Essa redução se dá pela alta dominância de um número limitado de espécies tolerantes ou oportunistas, associada à redução ou desaparecimento das menos tolerantes ou sensíveis (Rygg, 1985). De acordo com resultados da ANOVA multifatorial, a diversidade de espécies de Copepoda Harpacticoida foi eficiente na separação dos estuários. Apesar de baixa, a diversidade foi maior no rio Siri do que no rio Botafogo. Os baixos valores de diversidade de Copepoda Harpacticoida nos dois estuários enfatizam os distúrbios de origem antrópica que ambos vem sofrendo. Porém, é

importante enfatizar que o estuário do rio Botafogo, além de ser menos diverso possui altos valores de densidade da meiofauna quando comparados ao rio Siri. A densidade média do rio Botafogo ($4990,87 \text{ ind.}10\text{cm}^{-2}$) foi 70% maior que a do rio Siri ($2900,08 \text{ ind.}10\text{cm}^{-2}$), e como mencionado anteriormente esse fato não pode ser negligenciado e é uma forte evidência do enriquecimento orgânico nesse estuário. Carvalho (2004) avaliando a influência da carcinicultura no mesmo local do presente estudo, porém utilizando a comunidade de macrofauna; observou que no estuário do rio Botafogo a fauna foi mais abundante que no estuário do rio Siri concordando com os resultados do presente trabalho em relação à densidade da meiofauna. Os índices de diversidade do presente estudo assemelham-se aos encontrados por Wu *et al.* (1994) que estudaram em Hong Kong 4 locais de cultivo de peixes com diferentes condições hidrográficas e de cultivo e registraram índices de diversidade de comunidades bênticas que variaram de 0 a 1,5; tais índices são considerados muito baixos. É importante ressaltar que a aplicação de qualquer índice envolve uma inevitável perda de informação se comparado aos dados a partir dos quais foi calculado. No caso das medidas de diversidade, a informação perdida inclui a identidade das espécies na comunidade e a história das espécies através do suporte bibliográfico; características de óbvia importância na avaliação de qualquer alteração na estrutura da comunidade. Por estas razões os índices de diversidade nunca devem ser utilizados isoladamente e sim em conjunto com análises multivariadas as quais refletem a composição qualitativa das comunidades (Coull, 1988). No presente trabalho o índice de diversidade de Shannon-Wiener foi utilizado conjuntamente às técnicas multivariadas agregando a identidade das espécies a essas análises, o que resultou em resultados mais claros sobre as diferenças entre os estuários em questão. Carvalho (2004) observou em seu trabalho que as análises independentes da identidade das espécies consolidaram um diagnóstico geral de distúrbio moderado no estuário do rio Botafogo porém foram pouco eficientes na diferenciação dos dois estuários ou insuficientemente informativas para definir os fatores determinantes nas diferenças estruturais entre as comunidades de macroinvertebrados e concluiu, que a agregação da identidades das espécies como elemento multivariado da análise de ordenação evidenciou diferenças significativas entre os ambientes estudados.

Segundo McLusky (1989) as consequências do enriquecimento orgânico são muito variáveis, e toda a habilidade do profissional biólogo é necessária para a interpretação de seus efeitos. O enriquecimento orgânico em pequena escala pode produzir mudanças imperceptíveis no ecossistema estuarino, enquanto que em larga

escala pode produzir mudanças catastróficas resultando em mortalidade em massa dos organismos. Todos os métodos para detecção dos efeitos de poluentes em estuários são um compromisso entre o desejável, o praticável, o possível e o confiável. De maneira geral é verdade que quase todos os métodos podem detectar fontes severas de poluição, porém fontes menos poluidoras requerem uma ampla variedade de abordagens, e a habilidade do cientista pode ser fortemente testada. Tal habilidade é especialmente necessária em estudos estuarinos, uma vez que um amplo conjunto de variáveis ambientais naturais, como salinidade, temperatura ou sedimentos, afetam a comunidade biológica lado a lado às perturbações induzidas por atividades antrópicas.

Em suma, fatores como os níveis de oxigênio dissolvido abaixo dos limites registrados em legislação, elevados índices de turbidez, altos percentuais de silte e argila e matéria orgânica, altas concentrações de nitrogênio e de clorofila-*a* e feopigmentos nos sedimentos indicam para o estuário do rio Botafogo um claro cenário de eutrofização. Porém, não se pode estimar ao certo quanto desse impacto se deve ao aporte dos efluentes de carcinicultura uma vez que faltam dados concretos sobre o quanto de efluente é despejado em relação à vazão do rio Botafogo; bem como não existem estudos prévios realizados nos sedimentos deste estuário, antes que fossem verificados os primeiros sinais de impacto que hoje são muitos e provenientes de várias fontes. Entretanto, muitos são os indícios de que os efluentes da carcinicultura tem favorecido o enriquecimento orgânico e que a meiofauna vem respondendo a isso no estuário do rio Botafogo, seja em relação à sua elevada densidade seja através da baixa diversidade de Copepoda comprovando sua viabilidade como ferramenta útil nos estudos de biomonitoramento.

7. CONCLUSÕES

- O estuário do rio Siri foi invalidado como controle por apresentar evidências de enriquecimento orgânico;
- Algumas variáveis amostradas foram eficientes na separação dos estuários e também evidenciaram diferenças temporais e espaciais dentro de cada um dos estuários;
- Os valores relativamente baixos da porcentagem de saturação do oxigênio dissolvido (61,25%) também evidenciaram acelerados processos de eutrofização, principalmente no estuário do rio Botafogo;
- As altas concentrações de nitrogênio no rio Botafogo enfatizam o enriquecimento orgânico proveniente do efluente de carcinicultura no estuário do rio Botafogo;
- Os valores negativos no potencial de oxi-redução (Eh), freqüentemente abaixo de -100mV também são forte indício de enriquecimento orgânico, sobretudo no estuário do rio Botafogo;
- As elevadas densidades de meiofauna no estuário do rio Botafogo foram um fator importante para a separação dos estuários;
- A composição das espécies do grupo Copepoda Harpacticoida também é importante para a separação dos estuários pela análise de similaridade;
- O índice de Diversidade de Shannon-Wiener para as espécies de Copepoda foi eficiente na separação dos estuários dos rios Botafogo e Siri;
- A agregação da identidade das espécies nas análises multivariadas foi eficiente na separação dos estuários;

-
- As concentrações de clorofila-*a* e feopigmentos foram discriminadas pelo BIOENV como os principais fatores responsáveis pela estrutura da comunidade de meiofauna no estuário do rio Botafogo; enquanto no rio Siri o fator principal foi a salinidade;
 - Com relação à estrutura da associação das espécies de Copepoda Harpacticoida, os principais fatores responsáveis discriminados pelo BIOENV foram a concentração de nitrogênio e de feopigmentos no estuário do rio Botafogo e a concentração de feopigmentos no estuário do rio Siri;
 - Apesar do estuário do rio Siri não ter sido um controle efetivo, há indícios fortes de que a carcinicultura vem influenciando negativamente o estuário do rio Botafogo; e a meiofauna por sua vez vem respondendo prontamente ao enriquecimento orgânico nesse estuário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABCC - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE CAMARÕES. 2003. <http://www.abccam.com.br> (Último acesso em 14 de agosto de 2003).
- ALMEIDA, Z. S. 1996. Alimentação de *Achirus lineatus* (Teleostei, Pleuronectiforme: Achiridae) em Itapissuma – PE. **Dissertação (Mestrado em Oceanografia – Departamento de Oceanografia - UFPE)**. 106p.
- ALMEIDA, Z. S. & FONSÊCA-GENEVOIS, V. 1999. Análise quali-quantitativa da Meiofauna na Região de Itapissuma-PE. **Pesq. Foco**, São Luís 7 (9): 115-137.
- ALONGI, D. M.; BOTO, K. G. & ROBERTSON, A. I. 1992. Nitrogen and Phosphorus Cycles. In: Robertson, A. I. & Alongi, D. M. (eds). **Coastal and Estuarine Studies –Tropical Mangrove Ecosystems**, American Geophysical Union, Washington, DC.
- ANDRADE, M. C. 1956. A Poluição dos Cursos d'água na Região da Mata de Pernambuco. **Bol. Inst. Joaquim Nabuco**, Recife, 15: 63-112.
- ANDRADE, G. O. & LINS, R. C. 1971. Os climas do nordeste. In: Vasconcelos Sobrinho, J. (ed). **As Regiões naturais do nordeste, o meio e a civilização**. Recife: CONDEPE, 95-138.
- ANSARI, Z. & PARULEKAR, A. H. 1993. Environmental Stability and Seasonality of an Harpacticoida Copepod. **Mar. Biol.**, 115: 279-286.
- APHA. 1989. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 17ed. American Public Health Association, Washington, DC. 1550p.
- AUSTEN, M. C. & WARWICK, R. M. 1989. Comparison of Univariate and Multivariate Aspects of Estuarine Meiobenthic Community Structures. **Est. Cost. Shelf. Sci.**, 29: 23-42.
- BARRANGUET, C., HERMAN, P. M. J. & SINKE, J. J. 1997. Microphytobenthos biomass and community composition studied by pigment biomarkers; importance and fate in the carbon cycle of a tidal flat. **J. Sea. Res.**, 38: 59-70.
- BARROS, H. M. DE, 2000. Introdução. In: Barros, H. M.; Eskinazi-Leça, E.; Macedo, S. J. & Lima, T. (Eds) **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais**. Recife; Ed. Universitária UFPE., p 1-6.
- BOTO, K. G. & WELLINGTON, J. T. 1984. Soil Characteristics and Nutrient Status in Northern Australian Mangrove Forests. **Estuaries** 7: 61-69.
- BOUCHER, G. 1979. Évolution des Caractéristiques Chimiques et Biologiques des Sédiments en Circuit Clos. II. Efects de la Matière Organique Circulante sur la

- Méiofaune de Systèmes polytrophes. **Publications Scientifiques et Techniques de CNEOX, Actes Colloques**, 7: 31-48.
- BOUCHER, G. 1980. Impact of *Amoco Cadiz* Oil Spill on Intertidal and Sublittoral Meiofauna. **Marine pollution Bulletin** 11: 95-101.
- BOUCHER, G. 1983. Evolution du Meiobenthos de Sables Fins Sublittoraux de la Baie de Morlaix de 1972 à 1982. **Oceanologica Acta**, 1983: 33-37.
- BOWMAN, L. A.; ROMEIJN, K. & ADMIRAAL, W. 1984. On the Ecology of Meiofauna in a Organically Polluted Estuarine Mudflat. **Est. Coast. Shelf. Sci.**, 19: 633-653.
- BRIGGS, M. R. P. & FUNGE, S. S. J., 1994. A Nutrient Budget of Some Intensive Marine Shrimp Ponds in Thailand. **Aquaculture and Fisheries Management** 25: 789-811.
- BROTAS, V., CABRITA, T., PORTUGAL, A., SERÔDIO, J. & CATARINO, F. 1995. Spatio-temporal distribution of the microphytobenthic biomass in intertidal flats of Tagus estuary (Portugal). **Hydrobiologia**, 300/301: 93-104.
- BULGER, A. J.; HAYDEN, B. P.; MONACO, M. E.; NELSON, D. M. & McCORMICK-RAY, M. G. 1993. Biologically Based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. **Estuaries**. 16. p. 311-322.
- BURFORD, M. A., GLIBERT, P. M., 1999. Short-term Nitrogen Uptake and Regeneration in Early and Late Growth Phase Shrimp Ponds. **Aquaculture Research** 30: 215-227.
- BURFORD, M. A., COSTANZO, S. D., DENNISON, W. C., JACKSON, C. J., JONES, A. B., MCKINNON, A. D., PRESTON, N. P., TROTT, L. A., 2003. A Synthesis of Dominant Ecological Processes in Intensive Shrimp Ponds and Adjacent Coastal environments in NE Australia. **Mar. Poll. Bull.** 46: 1456-1469.
- CADÉE, G. C. & HEGEMAN, J. 1977. Distribution of primary production of the benthic microflora and accumulation of organic matter on a tidal flat area, Balzang, Dutch Wadden Sea. **Neth. J. Sea. Res.**, 8: 260-291.
- CARVALHO, P. V. V. da C. 2004. Avaliação do Impacto dos Efluentes na Carcinicultura sobre a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos em Área de Manguezal no Canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE, Brasil). **Dissertação (Mestrado em Biologia Animal – Centro de Ciências Biológicas – UFPE)**. 106p.
- CASTRO, F. J. V. 1998. Impacto dos Processos Morfodinâmicos sobre a Meiofauna da Restinga do Paiva, PE – Brasil. **Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Centro de Tecnologia e Geociências – Departamento de Oceanografia – UFPE**, Recife, 70p.
- CASTRO, F. J. V. 2003. Variação Temporal da Meiofauna e da Nematofauna em uma Área Médiolitorânea da Bacia do Pina (Pernambuco – Brasil). **Tese (Doutorado**

em Oceanografia) Centro de Tecnologia e Geociências – Departamento de Oceanografia – UFPE, Recife, 100p.

- CAVALCANTE, L. B.; MACEDO, S. J. & PASSAVANTE, J. Z. O. 1981. Estudo Ecológico da Região de Itamaracá, Pernambuco – Brasil. XXI. Características do Canal de Santa Cruz em função dos Parâmetros Físico-químicos e Pigmentos Fotossintéticos. **Trab. Oceanogr. Univ. Fed., PE**, Recife, 16: 157-216.
- CHUA, T. E., PAW, J. N. & GUARIN, F. Y., 1989. The Environmental Impact of Aquaculture and the Effects of Pollution on Coastal Aquaculture Development in Southeast Asia. **Mar. Poll. Bull.**, 20: 335-343.
- CLARKE, R. & WARWICK, R. M. 1994. **Changes in Marine Communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth. NERC. 187 p.
- COGNETTI, G. & MALTAGLIATI, F. 2000. Biodiversity and Adaptive Mechanisms in Brackish Water Fauna. **Mar. Poll. Bull.** 40 (1) 7-14
- COLIJN, F. & DIJKEMA, K. S. 1981. Species Composition of Benthic Diatoms and Distribution of Chlorophyll a on a Intertidal Flat in the Dutch Waaden Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v.4 p. 9-21.
- COLIJN, F. & DE JONGE, V. 1984. Primary production of Microphytobenthos in the Ems-Dollard estuary. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 14: 185-196.
- COSTANZO, S. D., O'DONOHUE, M. J., DENNISON, W. C., 2004. Assessing the Influence and Distribution of Shrimp Pond Effluent. **Mar. Poll. Bull.** 48: 514-525.
- COULL, B. C. 1977. Marine Fauna and Flora of the northeastern United States. Copepoda: Harpacticoida. **NOAA Technical Report NMFS Circular** 399, p. 01-49.
- COULL, B. C. 1982. Harpacticoida. **In: Synopsis and Classification of Living Organisms**, Parker, S. P. (ed). McGraw-Hill Book Company, 1 : 212-217.
- COULL, B. C. 1985. Long-term variability of estuarine meiobenthos: an 11 year study. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 24: 205-218.
- COULL, B. C. 1988. Ecology of the Marine Meiofauna. **In: Introduction to the Study of Meiofauna**, Higgins, R. P. & Thiel, H. (eds). Smithsonian Institute Press, 18-38.
- COULL, B. C. 1999. Role of Meiofauna in Estuarine Soft-Bottom Habitats. **Australian Journal of Ecology.** 24: 327-343.
- COULL, B. C. & BELL, S. S. 1979. Perspectives of marine Meiofaunal Ecology. **In: Ecological Processes in coastal and Marine Ecosystems** (ed. R. J. Livingston), pp. 189-216, Plenum, NY.

- COULL, B. C. & PALMER, M. A. 1984. Field Experimentation in Meiofaunal Ecology, **Hydrobiologia**, 118: 1-19.
- COULL, B. C. & CHANDLER, G. T. 1992. Pollution and Meiofauna: Field, Laboratory and Mesocosm Studies. **Oc. and Mar. Biol. Ann. Review** 30: 191-271.
- COVAZZI, A.; PUSCEDDU, A., DELLA CORCE, N. & DANOVARO, R. 2000. Spatial and Temporal Change in Beach Meiofaunal Communities of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). **Rev. Biol. Mar. Oceanogr.**, 35 (01): 57-64.
- CPRH - AG. EST. DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HIDRICOS. 2001 <http://www.cprh.pe.gov.br> (Último acesso em 14 de agosto de 2004).
- CPRH - AG. EST. DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HIDRICOS. 2003. **Diagnóstico Sócio Ambiental do Litoral Norte de Pernambuco**. <http://www.cprh.pe.gov.br> (Último acesso em 14 de agosto de 2003).
- DAY, JR. J. W., HALL, C. A. S., KEMP, W. M. & YÁÑEZ-ARANCTBIA, A. 1989. Estuarine Geomorphology and Physical Oceanography. **In: Estuarine Ecology** Day, Jr., J.W. Hall, C.A.S., Kemp, W.M. & Yáñez-Arancibia, A. (ed).. Chapter 2 John Willey & Sons, Inc., p. 47-75.
- DE GRAAF, G. J. & XUAN, T. T., 1998. Extensive Shrimp Farming, Mangrove Clearance and Marine Fisheries in the Southern Province of Vietnam. **Mangroves and Salt Marshes** 2: 159-166.
- DEB, A. K. 1998. Fake Blue Revolution: environmental and socio-economic impacts of shrimp culture in the coastal areas of Bangladesh. **Ocean and Coastal Management** 41: 63-88.
- DEGENS, E. T. 1970. Molecular Nature of Nitrogenous Compounds in Sea Water and Recent Marine Sediments. **In: Organic Matter in Natural Waters**. Hood, D. W. (ed). University of Alaska. 77-100pp.
- DYE, A. H. 1983a. Composition and Seasonal Fluctuations of Meiofauna in a Southern African Mangrove Estuary. **Mar. Biol.**, 73: 165-170.
- DYE, A. H. 1983b. Vertical and Horizontal Distribution of Meiofauna in Mangrove Sediments in Transkei, Southern Africa. **Est. Coast. Shelf. Sci**, 16: 591-598.
- DYE, A. H. & FURSTENBURG, J. P. 1981. Estuarine Meiofauna. **In: Ecology of Estuaries with particular reference to Southern Africa**. J. H. Day (ed). A. A. Balkemama, Cape Town: 179 – 186.
- FLAHERTY, M. & KARNJANAKESORN, C., 1995. Marine Shrimp Aquaculture and Natural Resource Degradation in Thailand. **Environmental Management** 19: 27-37.

- FLEEGER, J. W. 1980^a. Community structure of a Estuarine Meiobenthic Copepod Assemblage. **Est. Coast. Shelf. Sci.**, 10: 107-118.
- FLEEGER, J. W. 1985. Meiofaunal Densities and Copepod Species Composition in Louisiana, U. S. A., Estuary. **Trans. Amer. Micros. Soc.**, 104 (4): 321-332.
- FOLKE, C. & KAUTSKY, N. 1992. Aquaculture with its Environment Prospects for Sustainability. **Ocean and Coastal Management** 17: 5-24.
- FUNGE-SMITH, S. J., BRIGGS, M. R. P., 1998. Nutrient Budgets in Intensive Shrimp Ponds: Implications for Sustainability. **Aquaculture** 164: 117-133.
- GEE, J. M. & SOMERFIELD, P. J. 1997. Do Mangrove diversity and Leaf Litter Decay Promote Meiofaunal Diversity? **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 218: 13-33.
- GIERE, O. 1993. **Meiobenthology: The Microscopic Fauna in Aquatic Sediments**. Springer-Verlag, Berlin. 328pp.
- GOMES, C. A. A.; SANTOS, P. J. S.; ALVES, T. N. C.; ROSA-FILHO, J. S. & SOUZA-SANTOS, L. P. 2002. Variação Temporal da Meiofauna em Área de Manguezal em Itamaracá-Pernambuco. **Atlântica** 24 (2): 89-96.
- GRÄSLUND, S., BENGTSSON, B. E. 2001. Chemicals and biological products used in south-east Asian Shrimp Farming, and their Potential Impact on the Environment – a Review. **The Science of the Total Environment** 280: 93-131.
- GRAY, J. S. & VENTILLA, R. J. 1971. Pollution effects on Micro and Meiofauna of Sand. **Mar. Poll. Bull.** 2: 40-43.
- GRAY, J. S. 1981. **The Ecology of Marine Sediments**. Cambridge University Press.
- HARGREAVES, J. A. 1998. Nitrogen Biochemistry of Aquaculture Ponds. **Aquaculture** 166: 181-212.
- HEIP, C.; HERMAN, R. & VINCKX, M. 1984. Variability and Productivity of Meiobenthos in the Southern Bight of the North Sea. Rapport et Procès-verbaux des Réunions. **Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer**, 183: 51-56.
- HEIP, C.; VINCKX, M. & VRANKEN, G. 1985. The Ecology of Marine Nematodes. **Oc. Mar. Biol. Ann. Rev.** 23: 399-489.
- HERMAN, P. M. J. & HEIP, C. 1998. On the Use of Meiofauna in Ecological Monitoring: Who needs taxonomy? **Mar. Poll. Bull.** 19 (12):665-668 p.
- HESSE, P. R. 1961. Some differences between the Soils of *Rhizophora* and *Avicenia* Mangrove Swamps in Sierra Leone. **Plant and Soil**. 14: 335-446.
- HESSE, P. R. 1963. Phosphorus relationships in a Mangrove Swamp Mud with particular reference to aluminium toxicity. **Plant and Soil**, 19: 205-218.

- HICKS, G. R. F. & COULL, B. C. 1983. The Ecology of Marine Meiobenthic Harpacticoid Copepods. **Oc. Mar. Biol. Ann Rev.**, 21: 67-175.
- HOCKIN, D. C. 1983. The Effects of Organic Enrichment upon a Community of Meiobenthic Harpacticoid Copepods. **Mar. Env. Res.** 10:45-58.
- HODDA, M. & NICHOLAS, W. L. 1985. Meiofauna Associated with Mangroves in the Hunter River Estuary. **Aust. J. Mar. Freshw. Res.**, 37: 41-50.
- HODDA, M. & NICHOLAS, W. L. 1986. Nematode Diversity and Industrial Pollution in the Hunter River Estuary. **Mar. Poll. Bull.**, 17: 251-254.
- HOGARTH, P. J. 1999. The Biology of Mangroves. **Oxford University Press**, 228pp.
- HOPKINS, J. S., SANDIFER, P. A., DEVOE, M. R., HOLLAND, M. R., BROWDY, C. L., STOKES, A.D., 1995. Environmental Impacts of Shrimp Farming with Special Reference to the situation in the United States. **Estuaries** 18: 25-42.
- HUYS, R.; GEE, J. M.; MOORE, C. G. & HAMOND, R. 1996. Marine and Brackish Water Harpacticoid Copepods. Part I. **In: Synopsis of the British Fauna**, v. 51, 352 pp.
- INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA <http://www.inmet.gov.br> (Último acesso em 14 de agosto de 2003).
- IRIGOIEN, X.; CASTEL, J. 1997. Light limitation and distribution of Chlorophyll Pigments in a Highly Turbid Estuary: the Gironde (SW France). **Est. Coast. Shelf. Sci.** 44: 507-517.
- IVESTER, M. S. 1985. The Distribution of Meiobenthic Copepods along a Sediment Gradient: Factor and Niche Analysis. **Bull. Mar. Sci.**, 30 (3): 634-645.
- JACKSON, C., PRESTON, N. P., THOMPSON, P. A., BURFORD, M., 2003. Nitrogen Budget and Effluent Nitrogen Components at an Intensive Shrimp Farm. **Aquaculture** 218: 397-411.
- JAPTAP, T. G. 1987. Seasonal Distribution of Organic Matter in Mangrove Environment of Goa. **Ind. J. Mar. Sci.**, 16: 103-106.
- JONES, A. B.; O'DONOHUE, M. J.; UDY, J.; DENNISON, W. C. 2001. Assessing Ecological Impacts of Shrimp and Sewage Effluent: Biological Indicators with Standard Water Quality Analyses. **Est. Coast. Shelf. Sci.**, 52: 91-109.
- KELLER, M. 1986. Structure des Peuplements Méiobenthiques dans le Secteur Pollué par le rejet em mer de l'égout de Marseille. **Annales de l'Institut Océanographique**. 62: 13-36.

- KRISTENSEN, E.; ANDERSEN, F. O. & KOFEOD, L. H. 1988. Preliminary Assessment of Benthic Community Metabolism in a Southeast Asian Mangrove Swamp. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 48: 137-145.
- LAMBSHEAD, P.J. D. 1986. Sub-Catastrophic Sewage and Industrial Waste Contamination as Revealed by Marine Nematode Faunal Analysis. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 29: 247-259.
- LANG, K. 1948. **Monographie der Harpacticiden** 2 vols. Lund, Stockholm, Nodiska Bökhandeln. 1682 pp.
- LA ROSA, T., MIRTO, S., MAZZOLA, A. & DANOVARO, R. 2001. Differential Responses of benthic microbes and Meiofauna o Fish-Farming Disturbance in Coastal Sediments. **Env. Pol.** 112: 427-434.
- LEVINTON, J. S. 2001. **Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology**. Second Edition. 515 p. Oxford University Press.
- LIRA, L. 1975. Geologia do Canal de Santa Cruz e Praia Submarinha Adjacente à Ilha de Itamaracá - PE. **Tese de Mestrado (Inst. Geociências UFRS)**.
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrofotometric Equations. **Limnology and Oceanography**. 12: 343-346 p.
- MACEDO, S. J. 1974. Fisiocologia de alguns estuários do Canal de Santa Cruz (Itamaracá-PE). **Dissertação (Mestrado em Fisiologia Geral) IB-USP**, São Paulo. 121pp.
- MACEDO, S. J., MELO, H. N. S. & COSTA, K. M. P.. 1982. Estudos Ecológicos da Região de Itamaracá – Pernambuco – Brasil. XXIII. Condições Hidrológicas do Estuário do rio Botafogo. **Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE.**, Recife, 17: 81-122.
- MACÊDO, S. J.; MONTES, M. J. F.; LINS, I. C. 2000. Gerenciamento Participativo de Estuários Manguezais. BARROS, H. M.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MACÊDO, S. J.; LIMA, T. **In: Características Abióticas da Área**. 2000. Editora Universitária da UFPE. Recife-Pernambuco. 252 pp.
- MAZZOLA, A., MIRTO, S., DANOVARO, R. 1999. Initial Fish-Farming Impact on Meiofaunal Assemblages in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. **Mar. Pol. Bull.** 38 (12): 1126-1133.
- MAZZOLA, A., MIRTO, S., LA ROSA, T., FABIANO, M. & DANOVARO, R. 2000. Fish-Farming Effects on Benthic Community Structure in Coastal Sediments: Analysis of Meiofaunal Recovery. **ICES J. Mar. Sci.** 57: 1454-1461.
- MCARTHUR, V. E.; LOUTSOUBAS, D.; LAMPADARIOU, N. & DOUNAS, C. 2000. The Meiofauna Community Structure of a Mediterranean Lagoon (Gialova Lagoon, Lonian Sea). **Helgol. Mar. Res.**, 54: 7-17.
- MCINTYRE, A. D. 1971. Observations on the Status of Subtidal Meiofauna Research. **Smith. Contr. Zool.**, 76: 149-153.

- MCKINNON, A. D., TROTT, L. A., CAPPO, M., MILLER, D. K., DUGGAN, S., SPEARE, P. & DAVIDSON, A., 2002. The Trophic Fate of Shrimp Farm Effluent in Mangrove Creeks of North Queensland, Australia. **Est. Coast. Shelf. Sci.** 55: 655-671.
- MCLUSKY, D. C. 1989. **The Estuarine Ecosystem**. 2ed. Chapman and Hall. New York. 215p.
- MIRTO, S., LA ROSA, T., DANOVARO, R. & MAZZOLA, A. 2000. Microbial and Meiofaunal Response to Intensive Mussel-Farm Biodeposition in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. **Mar. Pol. Bull.** 40 (3): 244-252.
- MONTAGNA, P. A.; BLANCHARD, G. F. & DINET, A. 1995. Effects of Production and Biomass of Intertidal Microphytobenthos on Meiofaunal Grazing Rates. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 185: 149-165.
- MOORE, C. G. & PEARSON, T. H. 1986. Response of a Marine Benthic Copepod Assemblage to Organic Enrichment. **Sylogus National Museum of Natural Sciences**, 58 (Proceedings of the Second International Conference on Copepoda, Ottawa, 1984): 369-373.
- MOORE, C. G.; MURISON, D. J.; MOHD LONG, S. & MILLS, D. J. L. 1987b. The Impact of Oily Discharges on the Meiobenthos of the North Sea. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, Series B., 316: 525-544.
- MOORE, C. G. & BETT, B. J. 1989. The use of Meiofauna in Marine Pollution Impact Assessment. **Zoology Journal of Linnean Society** 96: 263-280
- MORIARTY, D. J. W., 1997. The Role of Microorganisms in Aquaculture Ponds. **Aquaculture** 151: 333-349.
- NAYLOR, R. L., GOLDBURG, R. J., MOONEY, H., BEVERIDGE, M., CLAY, J., FOLKE, C., KAUTSKY, N., LUBCHENCO, J., PRIMAVERA, J., WILLIAMS, M.. 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. **Science**, 282: 883-884.
- NIXON, S. W.; FURNAS, B. N.; LEE, V.; MARSHALL, N.; ONG, J. E.; WONG, C. H.; GONG, W. K. & SASEKUMAR, A. 1984. The Role of Mangroves in the Carbon and Nutrient Dynamics of Malasya Estuaries. **In: Proceedings of the Asian Symposium on Mangrove Environments: Research and Management**. Carpenter, E. J. & Capone, D. G. (Ed) 496 – 513pp. University of Malasya and UNESCO, Kuala Lumpur.
- OLÁFSON, E., JOHNSTONE, R. W., NDARO, S. G., 1995. Effects of Intensive Seaweed Farming on the Meiobenthos in a tropical lagoon. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 191: 101-117.
- PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO-GALVAN, S. R., RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., ESPINOZA-ÂNGULO, R., 1997. Fluxes and Mass Balances of Nutrients in a

- Semi-intensive Shrimp Farm in north-western Mexico. **Mar. Poll. Bull.** 34: 290-297.
- PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO-GALVAN, S. R., RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., 1998. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture and the Coastal Pollution in Mexico. **Mar. Poll. Bull.** 36: 65-75.
- PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO-GÁLVAN, S. R & RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. 1999. Discharge of Nutrients from Shrimp Farming to Coastal Waters of the Gulf of California. **Mar. Poll. Bull.** 38 (7): 585-592.
- PÁEZ-OSUNA, F., GRACIA, A., FLORES-VERDUGO, F., LYLE, L. P., ALONSO-RODRÍGUEZ, R., ROQUE, A. & RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. 2003. Shrimp Aquaculture Development and the Environment in the Gulf of California Ecoregion (Review). **Mar. Poll. Bull.** 46: 806-815.
- PAQUOTTE, P., CHIM, L., MARTIN, J. L. M., LEMOS, E., STERN, M. & TOSTA, G. 1998. Intensive Culture of Shrimp *Penaeus vannamei* in floating cages: zootechnical, economic and environmental aspects. **Aquaculture** 164: 151-166.
- PASSAVANTE, J. Z. O. 1981. Estudo ecológico da Região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. XXI. Biomassa do Nano e Microfitoplankton do Canal de Santa Cruz. **Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE**. Recife, 16: 105-156.
- PEARSON, T. H. & ROSENBERG, R., 1978. Macrobenthic Sucession in the Relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment. **Oc. Mar. Biol. Ann. Rev.**, 16: 229-311.
- PLATT, H. M. & LAMBSHEAD, P. J. D. 1985. Neutral Model Analysis of Patterns of Marine Benthic Species Diversity. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 24: 75-81.
- POLLOCK, L. W. 1971. Ecology of Intertidal Meiobenthos. **Smith. Contr. Zool.**, 76: 141-147.
- PEQUEGNAT, W. E. 1975. Meiobenthos Ecosystems as Indicators of the Effect of Dredging. **In: Estuarine Research**, Vol II, pp. 573-584. L. E. Cronin (ed). Academic Press, NY.
- PRIMAVERA, J., 1991. Intensive Prawn Farming in the Philippines: Ecological, Social and Economic Implications. **Ambio** 20: 28-33.
- PRIMAVERA, J., 1993. A Critical Review of Shrimp Pond Culture in the Philippines. **Reviews in Fisheries Science** 1: 151-201.
- PRIMAVERA, J., 1997. Socio-economic Impacts of Shrimp Culture. **Aquaculture** 28: 815-827.
- PRIMAVERA, J. 1998. Tropical Shrimp Farming and its Sustainability. **In: Tropical Mariculture** (Silva, S. de ed). Academic Press, New York, pp. 257-289.

- PRITCHARD, D. W. 1967. What is an estuary: physical viewpoint. **In: Estuaries.** Lauff, G. H. (ed) Washington D. C., American Association for the Advancement of Science, p. 3-5.
- RAFFAELLI, D. & MASON, C. F. 1981. Pollution Monitoring with Meiofauna Using the Ratio of Nematodes to Copepods. **Mar. Poll. Bull.** 12: 381-382.
- RAFFAELLI, D. 1987. The Behavior of the Nematode/Copepod Ratio in Organic Pollution Studies. **Mar. Env. Res.** 23: 135-152.
- REDFIELD, A. C. 1934. On the Proportion of Organic Derivatives in Sea Water and their Relation to the Composition of Plankton. **James Johnston Memorial Volume.** University Press of Liverpool. 26-77pp.
- REID, J. W. 1998. Maxxilopoda – Copepoda. Harpacticoida. **In: Young, P. S. (ed).** Catalogue of Crustacea of Brazil. Rio de Janeiro: Museu Nacional. (Séries Livros n. 6). p.75-127.
- RIDGWAY, JR. & SHIMMIELD, G. 2002. Estuaries as Repositories of Historical Contamination and their Impact on Shelf Seas. **Est. Coast. Shelf. Sci.** 55: 903-928.
- ROBERTSON, A. I.; DANIEL, P. A.; DIXON, P. & ALONGI, D. M. 1992. Pelagic Biological Processes along a Salinity Gradient in the Fly Delta and Adjacent River Plume (Papua New Guinea). **Cont. Shelf. Res.** 45-58.
- ROSENFELD, J. K. 1979. Interstitial Water and Sediment Chemistry of two Cores from Florida Bay. **J. Sedimentary Petrology**, 49: 989-994.
- ROUCH, R. 1962. Harpacticoides (Crustacés Copépodes) d'Amérique du Sud. Biologie d'Amériques Australe. **Edit. CNRS, Paris.** 1: 237-280
- RYGGS, B. 1985. Distribution of Species along Pollution-Induced Diversity Gradients in Benthic Communities in Norwegian Fjords. **Mar. Poll. Bull.** 16 (12): 469-474.
- SAHOO, A. K.; SAH, K. D. & GUPTA S. K. 1986. Studies on Nutrient Status of some Mangrove Muds of the Sunderbands. **In: The Mangroves.** Bhosale, L. (Ed). Shivaji University Kolhapur, India. 375-377 pp.
- SANDULLI, R. & GIUDICI, M. N. 1989. Effects of Organic Enrichment on Meiofauna: a Laboratory //study. **Mar. Poll. Bull.** 20: 223-227.
- SANDULLI, R. & NICOLA, M. DE. 1991. Responses of Meiobenthic Communities Along a Gradient of Sewage Pollution. **Mar. Poll. Bull.** 22 (9): 463-467.
- SANTOS, P. J. P.; CASTEL, J. & SOUZA-SANTOS, L. P. 1996. Seasonal Variability of Meiofaunal Abundance in the Oligo-mesohaline Area of the Gironde Estuary, France. **Est. Coast. Shelf. Sci.**, 43: 549-563.

- SANTOS, P. J. S. 1999. O Meiobentos da Costa Brasileira: Padrões de Diversidade, de Densidade e de Dominância. **Simpósio sobre Bentos Costeiros**, XII Encontro de Zoologia do Nordeste, 91 – 100 .
- SANTOS, P. J. S.; GOMES, C. A. A.; ALMEIDA, Z. S.; FONSÊCA-GENEVOIS, V. G. & SOUZA-SANTOS, L. P. 2000. Diversidade de Copepoda Harpacticoida em Área de Manguezal do Canal de Santa Cruz, PE, Brasil. **Anais do V Simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação**. Publ. ACIESP. 109 (2): 319-326.
- SHAFFER, G. P. & ONUF, C. P. 1985. Reducing the error in estimating annual production of benthic microflora: hourly to monthly rates, patchiness in space and time. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 26: 221-231.
- SHERMAN, K. M. & COULL, B. C. 1980. The Response of Meiofauna to the Sediment Disturbance. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 46: 59-71.
- SILVA, M. C. 2001. A meiofauna como Alimento para Níveis Tróficos Superiores. **Monografia (Ciências Biológicas) UFRPE**, Recife, 49p.
- SILVA, A. P. 2002. Ecologia de Copepoda Harpacticoida (Crustácea) na Praia Arenosa de Tamandaré, Pernambuco. **Monografia (Ciências Biológicas) UFPE**, Recife, 37pp.
- SOMERFIELD, P. J.; FONSECA-GENEVOIS, V.G.; RODRIGUES, A. C. L.; CASTRO, F. J. V. & SANTOS, G. A. P. 2003. Factors affecting meiofaunal community structure in the Pina Basin, an urbanized embayment on the coast of Pernambuco, Brazil. **J. Mar. Biol. Ass. UK** 83: 1209-1213.
- SUGUIO, K. 1973. **Introdução a Sedimentologia**. São Paulo: ed. Edgard Blücher, 318p.
- SWEDMARK, K. B. 1964. The Interstitial Fauna of Marine Sand. **Biol. Rev.**, 39: 1-42.
- TIETJEN, J. H. 1980. Population Structure and Species Composition of the Free-Living Nematodes Inhabiting Sands of the New York Bight Apex. **Est. Coast. Shelf. Sci.**, 10: 61-73.
- TRINDADE, R. L., 2003. Utilização da meiofauna no monitoramento do impacto de efluentes do cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* no mediolitoral do estuário do rio Botafogo, Goiana-PE. **Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas-UFPE)**. 32p.
- TROTT, L. A. & ALONGI, D. M., 2000. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. **Mar. Poll. Bull.** 40(11): 947-951 pp.
- VASCONCELOS FILHO, A. L. & RAMOS-PORTO, M. 1987. Informações Preliminares sobre o Meiobentos da Região Estuarine de Vila Velha, Itamaracá – PE. **Anais da Sociedade Nordestina de Zoologia**. Trabalhos do V e VI Encontro de Zoologia do Nordeste – Teresina. 2 (2): 133-143.

- VASCONCELOS, D. M. 2003. Distribuição Espacial da Comunidade da Meiofauna e Diversidade de Copepoda Harpacticoida no Estuários do Rio Formoso. Pernambuco. **Dissertação (Mestrado em Biologia Animal – Centro de Ciências Biológicas) – Departamento de Zoologia, UFPE, Recife, 64p.**
- VALIELA, I. 1995. **Marine Ecological Processes**. 2nd. Edition. Springer-Verlag. 686pp.
- WANDENESS, A. P., ESTEVES, A. M., NOGUEIRA, C. S. R. & FONSECA-GENEVOIS, V. G. 1998. Copepoda Harpacticoida Meiobentonics da Coroa do Avião - Pernambuco, Brasil. **Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE**, 26 (2): 99-104.
- WARWICK, R. B. 1971. Nematode Associations in the Estuary. **J. Mar. Biol. Ass. UK**, 51: 439-454.
- WARWICK, R. B. 1981. The Nematode/Copepod Ratio and its Use in Pollution Ecology. **Mar. Poll. Bull.** 12: 329-333.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1990. **Limnological Analysis**. Springer-Verlag. 2ed. p. 338.
- WELLS, J. B. J. 1976. **Keys to Aid the Identification of the Marine Harpacticoid Copepods**. Aberdeen, U. K.: Ed. University of Aberdeen, 204 pp.
- WELLS, J. B. J. 1988. Copepoda. **In: Introduction to the Study of Meiofauna** Higgins, R. P. & Thiel, H. (eds). Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- WOLANKI, E., SPAGNOL, S., THOMAS, S. MOORE, K., ALONGI, D. M., TROTT, L. & DAVIDSON, A. 2000. Modelling and Visualizing the Fate of Shrimp Pond Effluent in a Mangrove-fringed Tidal Creek. **Est. Coast. Shelf. Sci.** 50: 85-97.
- WONG, C. H. 1984. Mangrove Aquatic Nutrients. **In: Productivity of the Mangrove Ecosystem**. Ong, J. E. & Gong, W. K. (Ed.) pp 60-68. Universiti Sains Malaysia, Penang.
- WU, R. S. S., LAM, K. S., MACKAY, D. W., LAU, T. C. & YAM, V. , 1994. Impact of Marine Fish Farming on Water Quality and Bottom Sediment: a case study of sub-tropical environment. **Mar. Env. Res.** 38: 115-145.
- WU, R. S. S. 1995. The Environmental Impact of marine fish culture: towards a sustainable future. **Mar. Poll. Bull.** 31: 159-166.