

Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Tecnologia e Geociências
Departamento de Oceanografia
Programa de Pós-graduação em Oceanografia

Resposta da meiofauna estuarina e da associação de Copepoda Harpacticoida à perturbação
induzida pelo desenvolvimento de tapete de algas

Júlia Rodrigues Neves

Recife
2015

Júlia Rodrigues Neves

Resposta da meiofauna estuarina e da associação de Copepoda Harpacticoida à perturbação
induzida pelo desenvolvimento de tapete de algas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos

Recife

2015

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- N518r Neves, Júlia Rodrigues.
Resposta da meiofauna estuarina e da associação de Copepoda
Harpacticoida à perturbação induzida pelo desenvolvimento de tapete de algas /
Júlia Rodrigues Neves. - Recife: O Autor, 2015.
75 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientador: Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2015.
Inclui Referências.
1. Oceanografia. 2. Bentos. 3. Macroalga. 4. Cianobactéria. 5.
Estágio fisiológico. 6. *Cletocamptus*. 7. Hipóxia. I. Santos, Paulo Jorge
Parreira dos. (Orientador). II. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2015-287

Júlia Rodrigues Neves

Resposta da meiofauna estuarina e da associação de Copepoda Harpacticoida à perturbação induzida pelo desenvolvimento de tapete de algas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Aprovada em 23 de fevereiro de 2015

Banca examinadora

Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos (orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Jesser Fidelis de Souza Filho (membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Taciana Kramer de Oliveira Pinto (membro externo)
Universidade Federal de Alagoas

Prof. Dr. José Souto Rosa Filho (membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Joseline Molozzi (membro externo)
Universidade Estadual da Paraíba

Agradecimentos

À UFPE e à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Oceanografia por todo o auxílio durante o período de desenvolvimento desta dissertação.

Ao CNPq pela concessão de bolsas de mestrado.

Ao meu orientador, Paulo Santos, por todo aprendizado, disponibilidade e auxílio na realização deste projeto.

Aos membros da Banca pela disponibilidade e contribuição para com este trabalho.

Aos integrantes do LabDin, especialmente aos mais antigos que acompanharam o desenvolvimento deste trabalho (Aliny, Ana Bolena, Ana Paula, Cori, Edivaldo, Fred, Helo, Higor, Lays, Marina, Paulo, Raquel, Rodolfo, Tita, Vivi e Visnu) pela ajuda diária em laboratório, assim como nas coletas. Todo comentário, por mais simples que pareça, foi fundamental para a conclusão deste trabalho.

À Ana Paula pela parceria desde a elaboração do projeto até as finalizações da dissertação, fornecendo dados fundamentais para o desenvolvimento do Capítulo 1. À Cori, Tita e Visnu pelo suporte nas identificações de Harpacticoida. À Aliny também pelo apoio nas identificações, nas análises estatísticas e no incentivo. À Lays e Raquel pela ajuda e disposição nas triagens das amostras de meiofauna e à Higor pelo auxílio na pescaria dos Copepoda.

Às professoras Adilma Cocentino e Maria Luise Koenig pela identificação das algas necessárias para caracterização dos tapetes da área estudo.

E agradeço especialmente aos meus pais, à minha avó, aos meus tios e aos familiares e amigos mais próximos pelo incentivo e carinho.

Resumo

Em ecossistemas costeiros por todo mundo a incidência de tapetes de algas vem ocorrendo com efeitos prejudiciais sobre os ecossistemas estuarinos. Porém, além de existirem menos estudos avaliando seus efeitos sobre a meiofauna em relação aos da macrofauna, existem ainda respostas divergentes (benefício ou prejuízo na presença dos tapetes) nos diferentes estudos. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da presença de tapetes de algas sobre a meiofauna estuarina através de dois estudos: o primeiro com coletas realizadas em campo (tapete compacto de micro e macroalga) para comparar os efeitos do estágio de desenvolvimento de algas recém-formadas ou em decomposição (capítulo 1), e outro em experimento de laboratório (tapete de cianobactéria) observando os dias iniciais após o desenvolvimento do tapete (capítulo 2). As coletas ocorreram no complexo estuarino do Canal de Santa Cruz, localizado no litoral norte do estado de Pernambuco (Brasil), onde a ocorrência de tapetes de algas foi registrada anteriormente. As análises estatísticas envolveram o uso de ferramentas uni e multivariadas, como ANOVA, MDS e PERMANOVA, para analisar os efeitos dos tapetes de algas sobre os parâmetros ambientais, estrutura da comunidade de meiofauna e associação de harpacticoida. Nos dois estudos, a formação dos tapetes causou fortes alterações na estrutura da comunidade e nas densidades dos principais grupos da meiofauna e espécies do microcústáceo Copepoda Harpacticoida, reduzindo, de maneira geral, abundância, riqueza e diversidade nos tratamentos com tapete. Foram observadas ainda diferença entre os estágios fisiológicos dos tapetes, sendo o tapete recém-formado dominado pelo gênero de Copepoda Harpacticoida *Cletocamptus* que se beneficiou desse ambiente aumentando suas densidades, enquanto nos tapetes em decomposição todos os grupos e espécies foram reduzidos. Em laboratório, foram observadas condições hipóxicas em todos os dias experimentais nos tratamentos com tapete, com mudanças na estrutura e na densidade mais evidentes a partir do dia 4, sendo o dia 8 (final do experimento) o mais crítico. Considerando a importância da meiofauna nas relações tróficas dos ecossistemas estuarinos, o presente trabalho demonstra que estuários com formações de tapetes de algas estão sofrendo fortes perturbações ambientais.

Palavras-chave: Bentos. Macroalga. Cianobactéria. Estágio fisiológico. *Cletocamptus*. Hipóxia.

Abstract

Coastal ecosystems throughout the world have been submitted to increased incidence of algal mats with detrimental effects on estuarine ecosystems. However, there are few studies evaluating its effect on meiofauna, compared to macrofauna, and conflicting responses (increase or decrease) have been observed in different studies. Thus, the present study aims to evaluate the effects of the presence of algal mats on estuarine meiofauna: in a field observational experiment (compacted algal mats) comparing the effects of algae physiological stage, live or decomposing (chapter 1); and in a laboratory experiment (cyanobacteria) evaluating the initial days after the development of the mats (chapter 2). The study area comprised the estuary of Santa Cruz Channel, located on the northern coast of Pernambuco State (Brazil), where previous algal mats have been observed. Univariate and multivariate tests were performed (ANOVA, MDS and PERMANOVA) in order to examine the effects of algal mats on environmental variables, structure of the meiofauna community and harpacticoid assemblage. In both studies, mats caused strong changes in community structure and densities of the main meiofaunal groups and Harpacticoida species, reducing, in general, their abundance and diversity in treatments with mats. Differences were also observed between physiological stages, while live mats were dominated by *Cletocamptus* that benefited from this environment and increased its densities, in decomposing mats all groups and species had their densities reduced. In laboratory, hypoxic conditions were observed day by day in treatment with mats, and changes in structure and density were more apparent from day 4, day 8 (end of experiment) being the most critical. Considering the importance of meiofauna in the food web of estuarine ecosystems this study suggests drastic changes in estuarine environments that experience algal mats formation.

Keywords: Benthos. Macroalgae. Cyanobacteria. Physiological stage. *Cletocamptus*. Hypoxia.

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figure 1 – Map of Itamaracá Island and the Santa Cruz Channel, showing the intertidal mudflat where data were collected (black star).....	19
Figure 2 – Mean values ($\pm$ 95% confidence intervals) of environmental variables in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP – Live algal patches and DAP – Decomposing algal patches).....	23
Figure 3 – Relative composition (%) of the main meiofaunal groups in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP – Live algal patches and DAP – Decomposing algal patches).....	25
Figure 4 – nMDS ordination of the meiofauna community (n=5 for each sample) in relation to presence of algae and physiological stage. Legend: within LAP (black circles), outside LAP (white circles), within DAP (black triangles), and outside DAP (white triangles). LAP = live algal patches; DAP = decomposing algal patches.....	26
Figure 5 – Mean densities ($\pm$ 95% confidence intervals) of total meiofauna and main taxonomic groups (individuals/10 cm ²) in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches).....	27
Figure 6 – Relative composition (%) of the main species of Copepoda Harpacticoida in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches).....	28
Figure 7 – nMDS ordination of the harpacticoid copepod assemblage (n=4 for each sample) in relation to presence of algae and physiological stage. Legend: within LAP (black circles), outside LAP (white circles), within DAP (black triangles), and outside DAP (white triangles). LAP = Live algal patches; DAP = Decomposing algal patches.....	29
Figure 8 – Mean densities ($\pm$ 95% confidence intervals) of the main species of harpacticoid copepods (individuals 10 cm ⁻²) in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches).....	30

Figure 9 – Mean values ($\pm$ 95% confidence intervals) of richness (S), evenness (J') and Shannon-Wiener diversity (H') of harpacticoid copepod species in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches). Note the absence of a confidence interval in the sample within LAP for richness, because all replicates contained only two species.....31

Capítulo 2

Figura 1 – Mapa do estuário do rio Maracaípe, marcando o ponto onde as Unidades Artificiais de Substrato (UAS) foram colonizadas pela meiofauna (losango).....39

Figura 2 – Parâmetros ambientais (média $\pm$ 95% intervalo de confiança) mensurados em Maracaípe (UAS colonizadas pela meiofauna) e no Canal de Santa Cruz (coleta dos tapetes de algas).....44

Figura 3 – Parâmetros abióticos (média $\pm$ 95% intervalo de confiança) mensurados nos aquários nos tratamentos sem alga (círculos brancos) e com tapete de algas (círculos pretos) ao longo dos dias experimentais em laboratório (dias 1, 4 e 8).....45

Figura 4 – Composição relativa (%) dos grupos da meiofauna nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).....47

Figura 5 – Ordenação nMDS aplicada aos dados de densidade da meiofauna (n= 5 réplicas) nos tratamentos controle (símbolos brancos) e com tapete de algas (símbolos pretos) no controle de campo – dia 0 (triângulo) e ao longo dos dias em laboratório – dia 1 (quadrado), dia 4 (círculo) e dia 8 (losango). Cinco réplicas para cada tratamento.....48

Figura 6 – Densidade média ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) da meiofauna total e dos grupos mais representativos da comunidade nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).....49

Figura 7 – Valores médios ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) de riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade Shannon-Wiener (H') para comunidade de meiofauna nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).....51

Figura 8 – Composição relativa (%) das espécies de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).....	53
Figura 9 – Ordenação MDS da estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle (símbolos brancos) e com tapete de algas (símbolos pretos) no controle de campo – dia 0 (triângulo) e ao longo dos dias em laboratório – dia 1 (quadrado), dia 4 (círculo) e dia 8 (losango). Três réplicas para cada tratamento.....	54
Figura 10 – Densidade média ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) das espécies mais representativas de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).....	56
Figura 11 – Valores médios ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) de riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade Shannon-Wiener (H') para associação de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).....	58

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Table 1 – ANOVA results for environmental variables. PA = presence of algae. PS = physiological stage. Significant <i>p</i> values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).....	24
Table 2 – PERMANOVA for the meiofauna community structure in relation to presence of algae (PA) and physiological stage (PS). Significant <i>p</i> (Monte Carlo) values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).....	26
Table 3 – PERMANOVA for the harpacticoid copepod assemblage in relation to presence of algae (PA) and physiological stage (PS). Significant <i>p</i> (Monte Carlo) values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).....	29
Table 4 – ANOVA results for richness (S), evenness (J') and Shannon-Wiener diversity (H') of the main species of harpacticoid copepods. PA = presence of algae. PS = physiological stage. Significant <i>p</i> values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).....	32

Capítulo 2

Tabela 1 – Resultados da ANOVA para medidas de oxigênio, pH e temperatura dos aquários. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	46
Tabela 2 – Análise PERMANOVA para comunidade de meiofauna nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório). Negrito indica diferenças significativas para <i>p</i> (Monte Carlo) ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	48
Tabela 3 – Resultados da ANOVA para meiofauna total e grupos mais representativos. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	50
Tabela 4 – Resultados do teste Tukey HSD (<i>p</i>) para os grupos da meiofauna com interação significativa na ANOVA entre os fatores tratamento e dia, comparando os tratamentos controle e com tapete de algas em cada dia experimental. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$).....	50

Tabela 5 – Resultados da ANOVA para riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') para comunidade meiofauna. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	52
Tabela 6 – Análise PERMANOVA para associação de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório). Negrito indica diferenças significativas para p (Monte Carlo) ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	54
Tabela 7 – Resultados da ANOVA para espécies mais representativas de Copepoda Harpacticoida. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	57
Tabela 8 – Resultados do teste Tukey HSD (p) para as espécies de Copepoda Harpacticoida com interação significativa na ANOVA entre os fatores tratamento e dia, comparando os tratamentos controle e com tapete de algas em cada dia experimental. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$).....	57
Tabela 9 – Resultados da ANOVA para riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') para associação de Copepoda Harpacticoida. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.....	59

Sumário

1. Introdução Geral.....	13
2. Capítulo 1.....	17
2.1. Introduction.....	17
2.2. Material and Methods.....	18
2.3. Results.....	22
2.4. Discussion.....	32
3. Capítulo 2.....	37
3.1. Introdução.....	37
3.2. Material e Métodos.....	39
3.3. Resultados.....	43
3.4. Discussão.....	59
4. Referências.....	65
4.1. Introdução Geral.....	65
4.2. Capítulo 1.....	68
4.3. Capítulo 2.....	72

1. Introdução Geral

Os estuários são considerados um dos ambientes mais importantes da região costeira devido a sua localização como zona de transição entre o continente e o oceano, onde a água doce proveniente dos rios se mistura com a água do mar, criando um dos sistemas com maior produtividade biológica do planeta (Kennish, 2002). Nesses locais ocorrem a reprodução e o crescimento da maioria dos organismos marinhos, promovendo ainda uma variedade de habitats para diversas espécies (Little, 2000). Além disso, são áreas economicamente valiosas para atividades humanas que exploram seus recursos provocando alterações nas funções e propriedades destas áreas (Adams, 2005).

A proximidade dos centros urbanos com ambientes costeiros, como os estuários, vem promovendo a poluição dessas áreas há décadas por atividades diversas, sendo as mais comuns os efluentes e resíduos de origem agrícola, industrial e doméstica (Kennish, 1992). No Brasil, a faixa costeira abrange 17 estados e metade das capitais do país, incluindo regiões metropolitanas onde vivem milhões de pessoas, originando uma alta densidade demográfica, cinco vezes superior à média do território nacional, e, conseqüentemente, um alto nível de pressão antrópica sobre os recursos naturais dessas regiões (MMA, 2010).

Este crescente aumento populacional próximo aos ambientes estuarinos vem promovendo possíveis perdas e alteração do habitat, acúmulo de material orgânico e de contaminantes químicos (Kennish, 2002), o que pode promover a eutrofização do meio. A eutrofização pode ocorrer em alguns casos como um processo natural nos ecossistemas aquáticos (Anderson et al., 2002), mas vem se intensificando em todo o mundo associada ao aumento de atividades urbanas e industriais que aceleram esse fenômeno devido ao enriquecimento orgânico e ao aumento da entrada de nutrientes (Nixon, 1995).

Uma das conseqüências desse fenômeno são as florações que podem formar tapetes densos sobre o sedimento compostos por algas presas ao fundo (Corzo et al., 2009) ou flutuantes na coluna d'água que se depositam sobre o substrato (Berglund et al., 2003). Já foram relatados na literatura tapetes composto por macroalgas filamentosas (Cardoso et al., 2004), diatomáceas (Beyene et al., 2009) e cianobactérias (García & Johnstone, 2006). Esses tapetes podem alterar o ambiente bentônico diminuindo as concentrações de oxigênio no sedimento devido à atenuação da luz e diminuição nas atividades de fotossíntese abaixo dos tapetes (Corzo et al., 2009; García-Robledo & Corzo, 2011), o que pode provocar cenários de hipóxia e anóxia nessas áreas (Bonsdorff, 1992). Com isso, comunidades de invertebrados

bentônicos parecem sensíveis às formações dos tapetes de algas, sofrendo, normalmente, reduções na sua abundância, riqueza de espécies e diversidade (ver Lyons et al., 2014).

Diante disto, estudos utilizando organismos bentônicos, como a meiofauna, vêm sendo largamente reconhecidos como um método para avaliar a situação de ambientes impactados (Kennedy & Jacoby, 1999). A meiofauna abrange quase todos os filos de invertebrados (Giere, 2009) e é abundante em sedimentos estuarinos de todo o mundo (Coull, 1999). Esses organismos passam por uma malha de abertura de 1 ou 0,5 mm e ficam retidos em malha de 0,063 ou 0,045 mm e desempenham um papel importante na transferência de energia para níveis tróficos superiores, servem de alimento para a macrofauna e pequenos peixes, facilitam a biomineralização da matéria orgânica e aumentam a regeneração de nutrientes (Danovaro et al., 2007; Giere, 2009). Além disso, por possuírem um ciclo de vida curto, possibilitam a determinação de efeitos das alterações ambientais em dias ou semanas, sendo, assim bastante utilizados na avaliação dos efeitos dos diversos tipos de poluição (Coull & Chandler, 1992; Kennedy & Jacoby, 1999). Na meiofauna, o microcrustáceo Copepoda Harpacticoida se destaca por sua abundância, sendo tipicamente o segundo grupo mais representativo em ambientes estuarinos, depois de Nematoda (Coull, 1999), e são considerados sensíveis à diminuição nas concentrações de oxigênio e à entrada de poluentes (Hicks e Coull, 1983).

O estabelecimento de relações de causa e efeito para detectar quais fatores provocam alterações no ambiente pode ser muitas vezes difícil em áreas como os ambientes estuarinos que, além dos vários tipos de degradação atuando sobre o sistema, possuem uma grande variabilidade natural das suas características físico-químicas (Borja et al., 2010). Com isso, diferenciar mudanças nas associações de organismos provenientes de perturbação antropogênica daquelas que decorrem de variações naturais (espaciais e/ou temporais) é uma das principais dificuldades na avaliação de impactos ambientais (Bishop, 2005), devido também à grande variação na estrutura das comunidades em função da heterogeneidade dos habitats (Underwood & Chapman, 1996). Diante deste cenário, Unidades Artificiais de Substrato (UAS) podem ser utilizadas em estudos de avaliação da qualidade ambiental como uma solução potencial para contornar o efeito das variações naturais no substrato (Mirto & Danovaro, 2004; De Troch et al., 2005; Bishop, 2005; Rule & Smith, 2007) reduzindo, assim, a heterogeneidade entre as réplicas de uma mesma área e, conseqüentemente, o esforço amostral necessário para detecção de impactos.

As conclusões obtidas a partir de resultados de estudos sobre os efeitos das formações de tapetes sobre a meiofauna são divergentes. Alguns estudos descrevem a diminuição nos valores de abundância na presença dos tapetes de algas/cianobactérias (Neira & Rackemann,

1996; Franz & Friedman, 2002; García & Johnstone, 2006; Arroyo et al., 2012) devido principalmente às mudanças no sedimento com redução nas concentrações de oxigênio. Por outro lado, existem estudos que relatam organismos se beneficiando (Arroyo et al., 2006; Bohórquez et al., 2013) devido ao aumento da complexidade do habitat bentônico, pois o tapete pode criar microambientes que podem reduzir o estresse físico do meio, servindo como recurso alimentar e refúgio contra predadores (Bertness et al., 1999; Norkko et al., 2000; Frame et al., 2007). A resposta da fauna pode ser específica para cada táxon considerando o ambiente em que ele vive. Espécies que habitam estuários com formações sazonais desses tapetes poderiam ser espacialmente e temporalmente adaptadas para essas formações (Norkko et al., 2000). Além disso, a duração dessas florações pode modular os seus efeitos sobre os ecossistemas (Lyons et al., 2014), pois as algas estão sujeitas a diferentes estágios fisiológicos entre sua formação e decomposição, e a degradação das mesmas a longo prazo envolve, provavelmente, efeitos negativos sobre a fauna (Norkko et al., 2000).

Em diversos ecossistemas costeiros tem sido relatada a ocorrência dessas florações com efeitos muitas vezes prejudiciais sobre os ecossistemas marinhos e estuarinos (Lyons et al., 2014). Apesar de existir um histórico de investigações experimentais sobre os impactos da formação de tapetes no zoobentos, a maioria avaliou efeitos sobre os organismos da macrofauna (e.x. Norkko & Bonsdorff, 1996a; Norkko & Bonsdorff, 1996b; Thiel & Watling, 1998; Bolam et al., 2000; Lopes et al., 2000; Norkko et al., 2000; Österling & Pihl, 2001; Cardoso et al., 2004; Arroyo et al., 2006; Lauringson & Kotta, 2006), sendo poucos os estudos realizados com a meiofauna e espécies de Copepoda Harpacticoida. Além disso, a maioria dos estudos se concentra em regiões temperadas, especialmente em países europeus (ver Lyons et al., 2014). Assim, a escassez de informações ecológicas sobre a influência dos tapetes de algas sobre meiofauna e Copepoda Harpacticoida de ecossistemas tropicais dificulta uma melhor compreensão das consequências que os sistemas bentônicos estuarinos vêm sofrendo com essas florações, sendo esta a justificativa para o desenvolvimento deste trabalho.

Assim, o presente estudo teve como principal objetivo avaliar a influência da presença dos tapetes de algas sobre a comunidade de meiofauna estuarina. Foram realizados dois estudos, sendo o primeiro deles (Capítulo 1) realizado em campo e o segundo (Capítulo 2) em laboratório. No experimento observacional em campo foram avaliados, além dos efeitos da presença e ausência dos tapetes, os efeitos do estágio de desenvolvimento das algas (tapete recém-formado ou tapete em decomposição) sobre a estrutura da comunidade de meiofauna e de Copepoda Harpacticoida em estuário que apresenta formações sazonais desses tapetes. No

segundo estudo, foram avaliadas em laboratório, as respostas da meiofauna e de Copepoda Harpacticoida de um estuário sem registro dessas florações nos dias iniciais após o desenvolvimento do tapete.

O primeiro capítulo está no formato de artigo científico já submetido para publicação na revista *Hydrobiologia* e, assim, redigido em inglês e seguindo as regras de formatação do periódico. O segundo capítulo seguiu o mesmo padrão que o primeiro, porém foi escrito em português.

2. Capítulo 1

Effects of algal mats on a tropical estuarine benthic system: Meiofauna (Manuscrito submetido para revista Hydrobiologia)

2.1. Introduction

Estuaries are among the most productive marine coastal systems, and provide many services to ecosystems and human welfare (Costanza et al., 1997). Many of these areas are close to growing urban areas and highly subject to anthropogenic impacts (UNFPA, 2007), which can lead to eutrophication induced by nutrient input from land-based activities, especially from agriculture and industry (GESAMP, 2001).

A common symptom of eutrophication is the development of blooms of macro- and microalgae species (Anderson et al., 2002), which are reported to be increasing worldwide (O’Neil et al., 2012; Lyons et al., 2014). While macroalgal blooms generally form drifting algal mats that float in the water column or settle on the substrate (Lyons et al., 2014), microalgal blooms usually occur as compacted microbial mats that are fully attached to the sediment surface (McGlathery et al., 2013). These mats are generally associated with undesirable environmental effects, including accumulation of organic matter and inorganic compounds, reduction in oxygen penetration depth, and large amounts of sulfide (García de Lomas et al., 2005; Corzo et al., 2009; García-Robledo & Corzo, 2011).

Benthic communities, including meiofauna, appear to be particularly sensitive to algal mats, generally showing reductions in their abundance and diversity (e.g. Neira & Rackemann, 1996; Franz & Friedman, 2002; Wetzel et al., 2002; García & Johnstone, 2006). However, the structure of algal mats can create microenvironments that reduce physical stresses such as high temperature, desiccation and predation (Bertness et al., 1999; Garcia de Lomas et al., 2005; Frame et al., 2007), which could allow some meiofaunal groups to increase (e.g. Arroyo et al., 2006; Bohórquez et al., 2013).

Meiofauna, composed of small-sized metazoans (Giere 2009), includes representatives from almost all invertebrate phyla, and has been extensively used for studying environmental disturbances (Coull, 1999). These organisms are sensitive to anthropogenic inputs (Coull & Chandler, 1992) and have short generation times, responding rapidly to changes in sedimentary environments (Coull, 1999). Of the meiofaunal groups, harpacticoid copepods are among the most sensitive to lower oxygen concentrations and to the entry of pollutants

(Hicks & Coull, 1983; Fleeger, 1985), and is the second most abundant taxon in estuarine sediments (Coull, 1999).

Several factors may modulate the effects of algal mats on ecosystems, including the habitat, species composition, and differences between compacted mats attached to the sediment and drifting mats floating over the substrate (Lyons et al., 2014). The physiological stage of the algae (live or decomposing) affects the sediment biochemistry (Valença et al., 2015).

The present study investigated *in situ* the effects of compacted algal mats on the meiofauna community and harpacticoid copepod assemblage in a tropical estuarine mudflat where seasonal blooms of sediment-attached micro- and macro-algae occur, considering two algal physiological stages (live and decomposing). Two main questions were evaluated: Does the presence of algal mats affect the meiofauna and harpacticoid taxa? Do the effects of the mats differ depending on the physiological stage of the algae?

2.2. Material and Methods

Study area

The Santa Cruz Channel is a coastal estuarine complex of Itamaracá Island (07°46.184'S and 034°52.926'W) on the northern coast of the state of Pernambuco, Brazil. Data were collected on an intertidal mudflat adjacent to the channel (Figure 1) during low tide in September 2012. This system sustains a large area of highly productive and biodiverse mangrove forests, and is socio-economically important (Barros et al., 2000). Although it is the most important estuarine ecosystem in the state, the estuary was classified as “slightly disturbed” according to the AMBI index (Valença & Santos, 2012) due to its proximity to an urban center that generates pollution from different sources, including domestic and industrial sewage, solid wastes and fishing boats (CPRH, 2010).

Continuous algal mats composed mainly of cyanobacteria and diatoms occur in this estuary, as a consequence of eutrophication (Botter-Carvalho, 2007; Santos et al., 2009). However, during the data collection in the intertidal zone, the algal mats were restricted to discontinuous patches. The algal mats were composed of a filamentous macroalga from the family Ectocarpaceae (Phaeophyta), unidentified cyanobacteria, and diatoms. Despite their mixed composition, the patches resembled compacted microalgal mats, smooth, concentrated in the uppermost layer (first millimeters), and fully attached to the sediment surface.

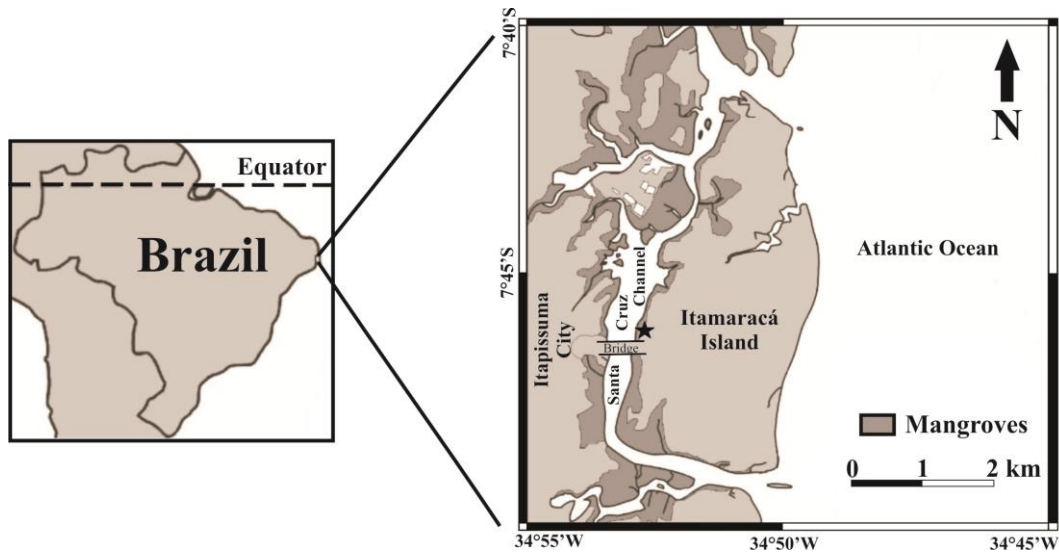


Figure 1 – Map of Itamaracá Island and the Santa Cruz Channel, showing the intertidal mudflat where data were collected (black star).

Sampling design

As described by Valença et al. (2015), two types of patches occurred in the study area: live algal patches (LAP), which were greenish, without sediment coverage; and decomposing algal patches (DAP), which were dark brown and senescent, covered with sediment. The visual difference was confirmed by measurements of photosynthetic pigments (chlorophyll-*a* and phaeopigments), proteins and carbohydrates from the algal fraction (uppermost layer of the sediment). The LAP showed significantly higher levels of chlorophyll-*a*, phaeopigments, proteins and carbohydrates compared to the DAP.

Individual patches were randomly selected (the LAP and DAP distribution did not follow any spatial pattern) on the intertidal mudflat among similarly sized patches (areas between 0.25 m² to 1 m²), totaling seven replicates of each physiological stage. Sediment samples including both the algal fraction and the underlying sediment were taken within and outside each algal patch. The samples were taken at a standard distance of 0.5 m between the border of the algal patch and the outside sampling point in the bare sediment. Thus, four groups of samples were formed: within live algal patches (within LAP); outside live algal patches (outside LAP); within decomposing algal patches (within DAP); and outside decomposing algal patches (outside DAP).

Detailed descriptions of the study area, algal patch structure, historical environmental conditions in the estuarine mudflat, and sampling design are available in Valença et al. (2015).

Environmental variables

Environmental variables were obtained from seven replicates from each group. Sediment cores for analyses of organic matter, granulometry, concentration of nutrients (area: 17 cm²) and photosynthetic pigments (area: 1.1 cm²) were collected in the 0-2 cm layer. The percentage of organic matter was estimated using the gravimetric method, with samples incinerated in a muffle furnace at 475 °C for 4 h (Wetzel & Likens, 1990) and the percentage of silt-clay was analyzed according to Suguio (1973). Proteins were analyzed according to Smith et al. (1985), modified from Lowry et al. (1951), using Bicinchoninic Acid (BCA) reagent, with bovine serum albumin (BSA) as the standard. Carbohydrates were analyzed according to Gerchacov & Hatcher (1972), using glucose as the standard. Inorganic forms of nitrogen (total-N), phosphorus (total-P) and iron (total-Iron) were quantified using the Kjeldahl and Mehlich methods and atomic absorption spectrophotometry respectively (EMBRAPA, 1997). Photosynthetic pigments (µg/cm²) were extracted using 15 ml aqueous acetone, and the functional chlorophyll-*a* was measured in a spectrophotometer. A correction for phaeopigments was performed by acidification (0.1 N HCl). Both pigments were calculated according to the equations of Lorenzen (1967), with some modifications (Colijn & Dijkema, 1981).

Meiofauna

The meiofauna was analyzed based on five replicates from each sample. Meiofauna was collected in the sediment with corers (area: 2 cm²) inserted into the 0-2 cm layer. Samples were preserved in 4% formaldehyde and stained with rose bengal. The fauna was extracted by manual elutriation with filtered water through geological sieves with mesh sizes of 0.5 mm and 0.045 mm. The meiofauna retained between the sieves was analyzed under a Leica EZ4 stereomicroscope to evaluate the densities of the major meiofaunal groups. Meiofauna data were expressed in terms of density of individuals.10 cm⁻².

Copepoda Harpacticoida

The first 80 harpacticoid individuals were selected from four replicates of each sample and placed in Eppendorf tubes with 70% ethanol. Thirty adults from each replicate were identified, whenever possible (some replicates included fewer individuals), under an optical microscope (Leica DM 2500), following the taxonomic keys of Lang (1948; 1965), Huys et al. (1996) and Wells (2007), as well as publications with descriptions of individual species.

Statistical analysis

Permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVA) based on Bray-Curtis similarities on natural logarithm ($x+1$) transformed data were used to detect differences in the structure of the meiofauna community and the harpacticoid assemblage, for the presence of algae (within vs. outside algal patches) and the physiological stage (live vs. decomposing algae), with the significance assessed with the Monte Carlo test. For all analyses, 9,999 random permutations were used. Pairwise *a posteriori* comparison was performed when the interaction between factors was significant. Non-metric multi-dimensional scaling (nMDS) was used to represent the Bray-Curtis matrix graphically in a two-axis space. The BEST/BIOENV routine was applied to determine the possible association between environmental variables and fauna (meiofauna community and harpacticoid assemblage). The DIVERSE routine was used to calculate univariate descriptors for the harpacticoid species, including richness, Shannon-Wiener diversity index (H' using $\log_2$) and evenness (Pielou's J'). nMDS, BIOENV, DIVERSE and PERMANOVA were conducted using the Primer v6.0 & PERMANOVA+ statistical package.

Two-way analysis of variance (ANOVA) was used to examine the effects of algal mats on environmental variables and for univariate descriptors between within- and outside-algal patches (factor presence of algae) among live and decomposing algae (factor physiological stage). Fisher's LSD test was used when a significant interaction between factors was observed. Homoscedasticity was determined with the Bartlett test, and when necessary, data were natural logarithm ($x+1$) or arcsine square root-transformed. Analysis of Variance, LSD and Bartlett tests were performed using the STATISTICA v12 program.

To detect non-random distribution of species (indicator species) among bare sediment, LAP and DAP, the Indicator Species Analysis (IndVal) was used (Dufrêne & Legendre, 1997). The IndVal coefficient combines both the relative abundance of a species (specificity) with its relative frequency of occurrence (fidelity) in a defined group of areas. The statistical significance of the species indicator values was evaluated using a Monte Carlo test (permutation number = 1,000).

Confidence intervals of 95% (CI) were used to express the variation of the calculated means in the graphs for environmental variables, densities of meiofaunal groups, and harpacticoid species (main groups and species comprising more than 2% of total abundance). All statistical statements were based on a significance level of $\alpha = 5\%$.

2.3. Results

Environmental variables

The environmental variables used in the present study were described by Valença et al. (2015), who demonstrated that the presence of macroalgae affected the sediment biogeochemistry and macrofauna. Only the most important results are shown below, and then related to the meiofauna data.

The values of environmental variables for each sample (within LAP, outside LAP, within DAP and outside DAP) are presented in Figure 2. Most variables showed higher values in samples with algal cover, except total-P in the sample within LAP. The ANOVA results for presence of algae (within vs. outside), physiological stage (LAP vs. DAP) and interaction between these factors (presence of algae vs. physiological stage) for each parameter measured are presented in Table 1. A significant factor interaction occurred for total-P and phaeopigments. Fisher's LSD tests for these parameters indicated that phaeopigments showed significant differences within vs. outside of LAP ($p<0.001$) and DAP ($p<0.001$); while phosphorus did not differ between presence of algae for either type of patch (within vs. outside LAP: $p=0.059$; within vs. outside DAP: $p=0.213$). Fisher's LSD tests showed that the physiological stages led to significant differences between algal patches (within LAP vs. within DAP) for phosphorus ($p<0.001$) and for phaeopigments ($p=0.004$). There were no significant differences between outside algal patches (outside LAP vs. outside DAP) for total-P ($p=0.178$) and phaeopigments ($p=0.873$).

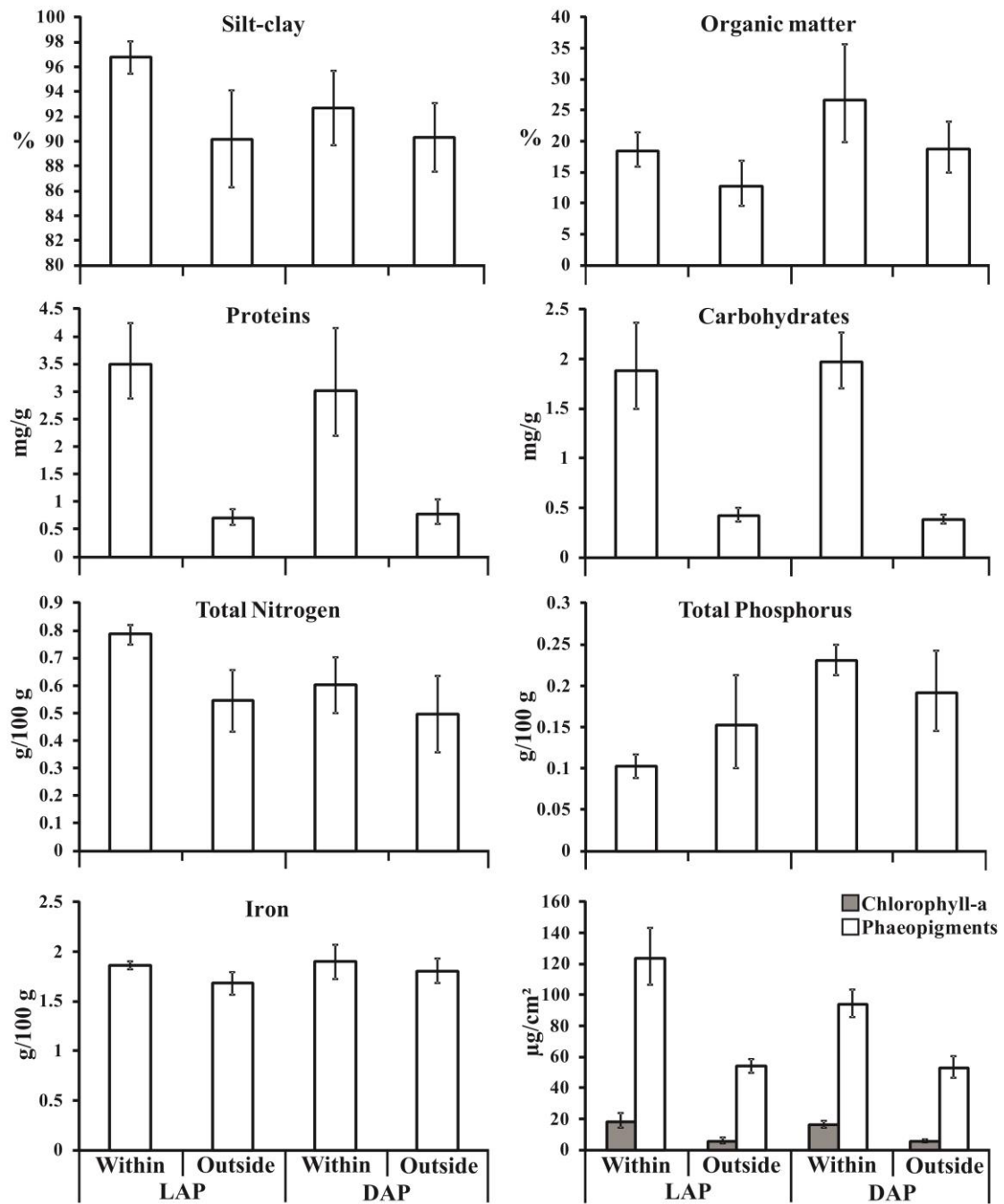


Figure 2 – Mean values ($\pm$ 95% confidence intervals) of environmental variables in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP – Live algal patches and DAP – Decomposing algal patches).

Table 1 – ANOVA results for environmental variables. PA = presence of algae. PS = physiological stage. Significant *p* values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).

Factors	df	Silt-clay			Organic matter		
		MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>p</i>
PA	1	141.0	9.23	0.006	0.82	8.54	0.007
PS	1	27.1	1.78	0.195	0.88	9.20	0.006
PA x PS	1	31.0	2.03	0.167	0.00	0.00	0.988
Residual	24	15.3			0.10		
Factors	df	Proteins			Carbohydrates		
		MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>p</i>
PA	1	15.07	125.92	0.000	17.02	329.64	0.000
PS	1	0.00	0.03	0.856	0.01	0.11	0.746
PA x PS	1	0.10	0.85	0.365	0.04	0.69	0.413
Residual	24	0.12			0.05		
Factors	df	Chlorophyll- <i>a</i>			Phaeopigments		
		MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>p</i>
PA	1	7.06	92.42	0.000	3.35	137.37	0.000
PS	1	0.04	0.48	0.497	0.14	5.68	0.025
PA x PS	1	0.02	0.28	0.604	0.11	4.65	0.041
Residual	24	0.08			0.02		
Factors		Total-Nitrogen			Total-Phosphorus		
		MS	<i>F</i>	<i>P</i>	MS	<i>F</i>	<i>p</i>
PA	1	0.23	11.36	0.003	0.00	0.25	0.622
PS	1	0.11	5.41	0.029	0.09	18.22	0.000
PA x PS	1	0.03	1.93	0.178	0.03	5.32	0.030
Residual	24	0.021			0.01		
		Iron					
		Factors	MS	<i>F</i>	<i>P</i>		
		PA	1	0.00	4.88	0.037	
		PS	1	0.00	1.67	0.209	
		PA x PS	1	0.00	0.53	0.474	
		Residual	24	0.00			

Meiofauna

Nine meiofaunal taxa were found in the mudflat. The taxonomic groups included Acari, Copepoda Harpacticoida and their nauplii, Kinorhyncha, Nematoda, Oligochaeta, Ostracoda, Polychaeta and Turbellaria. Nematoda (71.05%), Copepoda Harpacticoida (10.03%), nauplii (9.76%), and Ostracoda (8.22%) were the main dominant groups and had similar distributions over the samples, except for within LAP (Figure 3).

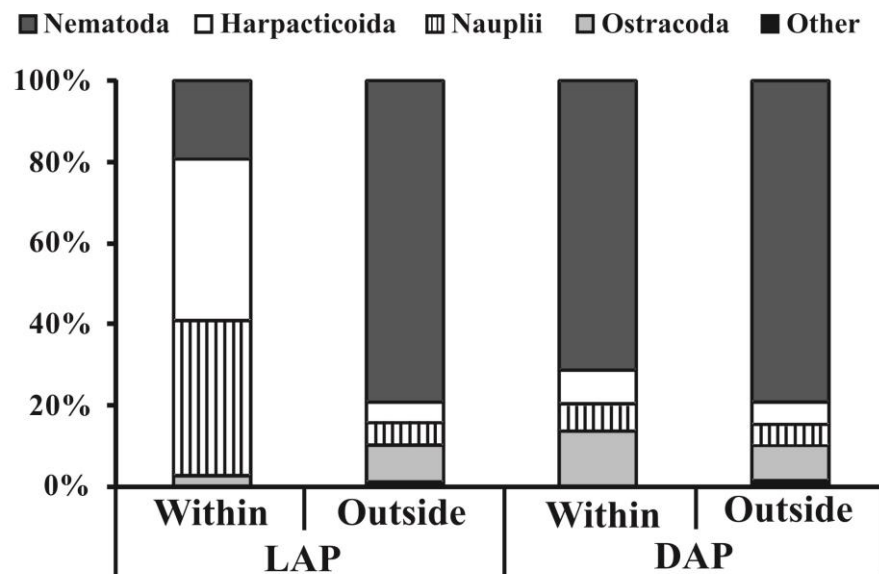


Figure 3 – Relative composition (%) of the main meiofaunal groups in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP – Live algal patches and DAP – Decomposing algal patches).

The nMDS analysis with the community data distinguished the bare sediment from that covered with algal patches. Moreover, meiofauna was clearly separated regarding the physiological stage of the algae (Figure 4). Conversely, the community data from both outside-algal-patch groups showed high similarity. PERMANOVA statistically confirmed the nMDS results, with significant differences for presence of algae, physiological stage, and factor interaction (Table 2). Pairwise tests for factor interaction indicated significant differences for within vs. outside LAP ($t = 4.132$; $p(\text{MC}) < 0.001$), within vs. outside DAP ($t = 8.539$; $p(\text{MC}) < 0.001$), and for physiological stage within the algal patches ($t = 4.200$; $p(\text{MC}) = 0.001$). There were no differences between the outside-algal-patch groups ($t = 0.742$; $p(\text{MC}) = 0.663$). The BIO-ENV routine selected carbohydrates and proteins as the environmental parameters which best explained the meiofauna community structure ($r_s = 0.739$).

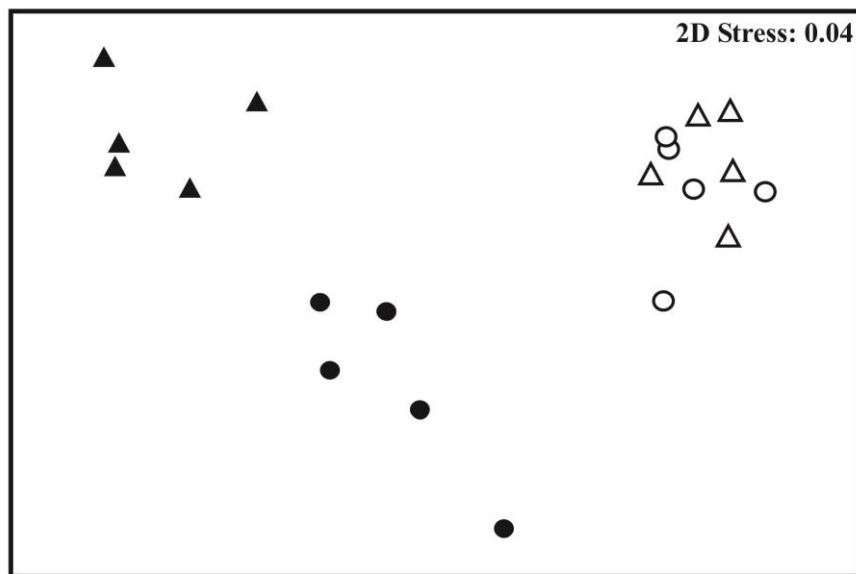


Figure 4 – nMDS ordination of the meiofauna community (n=5 for each sample) in relation to presence of algae and physiological stage. Legend: within LAP (black circles), outside LAP (white circles), within DAP (black triangles), and outside DAP (white triangles). LAP = live algal patches; DAP = decomposing algal patches.

Table 2 – PERMANOVA for the meiofauna community structure in relation to presence of algae (PA) and physiological stage (PS). Significant *p* (Monte Carlo) values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).

Factors	df	MS	<i>F</i>	<i>p</i> (MC)
PA	1	3610.20	66.57	0.000
PS	1	537.86	9.92	0.001
PA x PS	1	626.24	11.55	0.000
Residual	16	54.232		
Total	19			

The total meiofauna densities and the densities of the most abundant taxa for each sample are shown in Figure 5. The highest densities were found in the bare sediment for total meiofauna, Nematoda and Ostracoda, while Harpacticoida and nauplii showed their highest densities within LAP. Comparing the two physiological stages of algae (within LAP vs. within DAP), total meiofauna, Harpacticoida and nauplii showed the lowest densities within DAP, while Nematoda and Ostracoda showed similar densities in the two types of patches. The density in the bare sediment samples (outside LAP vs. outside DAP) was similar for all groups.

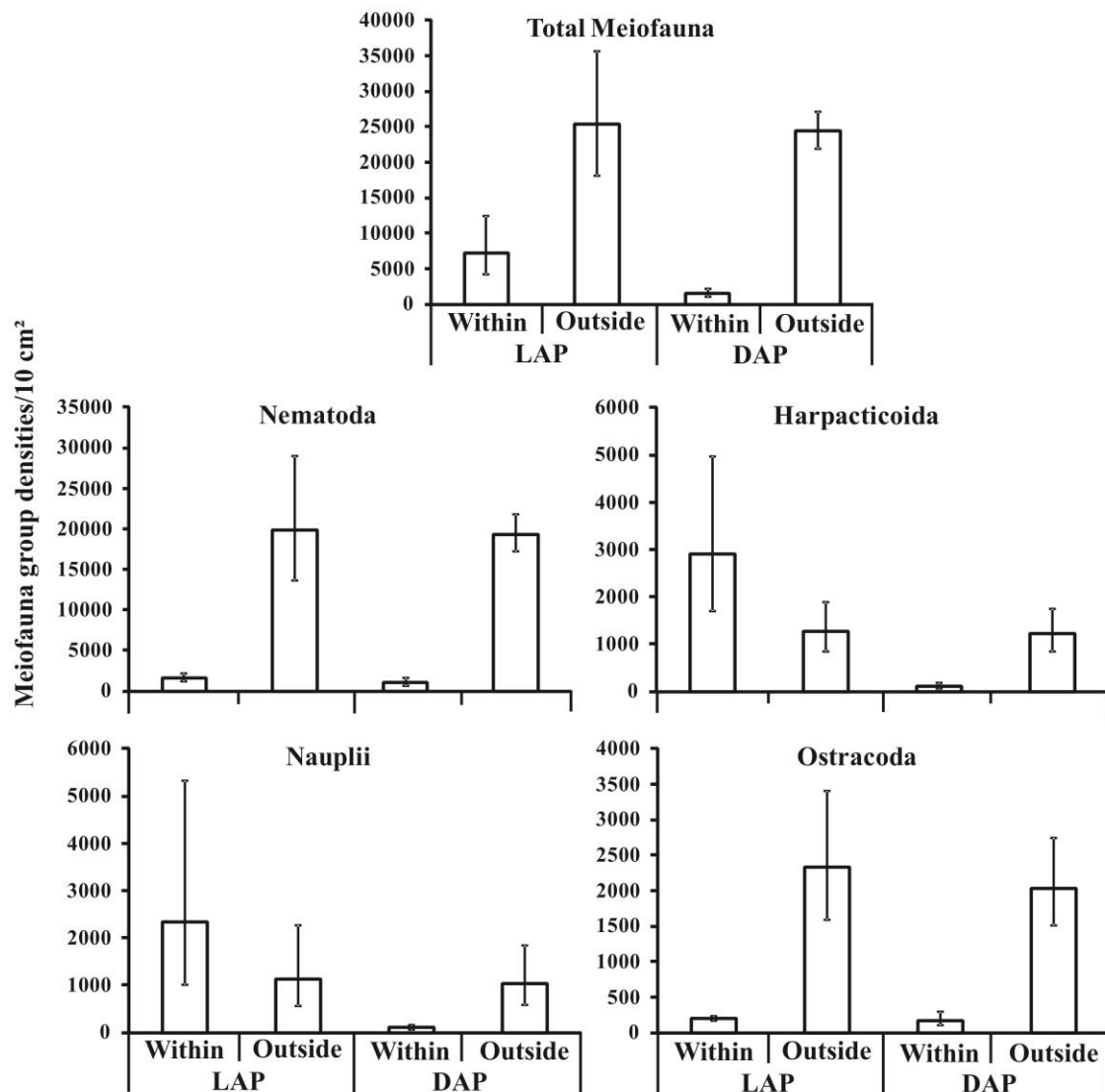


Figure 5 – Mean densities ($\pm$ 95% confidence intervals) of total meiofauna and main taxonomic groups (individuals/10 cm²) in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches).

Copepoda Harpacticoida

Eleven taxa of Copepoda Harpacticoida in 7 families and 8 genera were identified: *Amphiascopsis* sp., *Scottolana* sp., *Cletocamptus* sp.1, *Cletocamptus* sp.2, *Cletocamptus* sp.3, *Enhydrosoma* sp., *Halectinosoma* spp., *Nitocra* sp., *Onychocamptus* sp., *Robertsonia knoxi* (Thompson & A. Scott, 1903), and *Robertsonia mourei* Nogueira, 1961. The dominant species were *Cletocamptus* sp.1 (31.45%), *R. knoxi* (28.75%), *Cletocamptus* sp.2 (10.81%), *Nitocra* sp. (9.58%), *Halectinosoma* spp. (8.85%), *Enhydrosoma* sp. (5.41%) and *Onychocamptus* sp. (2.21%), with different relative compositions in the different samples (Figure 6). Bare sediment and within DAP showed low similarity, but *R. knoxi* was dominant

in both. The most dissimilar sample was within LAP, represented by only two species, and dominated by *Cletocamptus* sp.1.

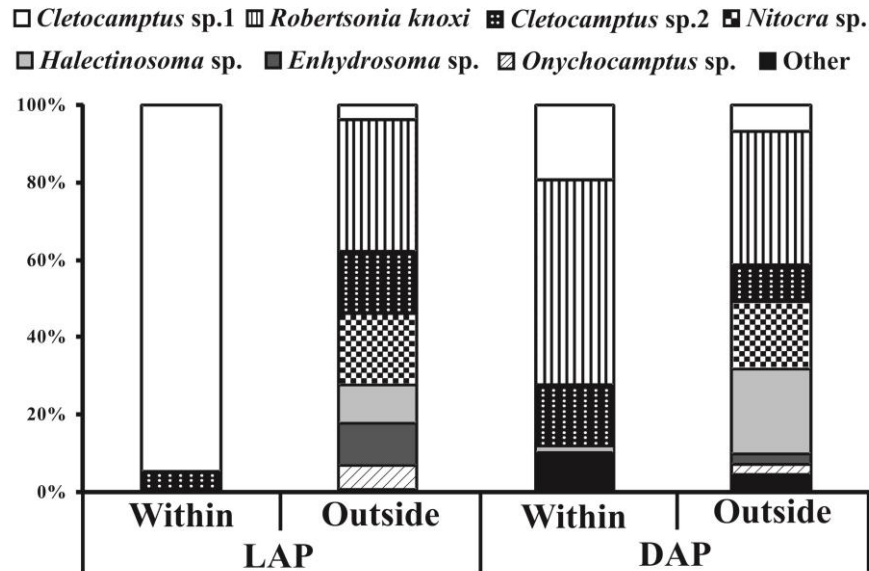


Figure 6 – Relative composition (%) of the main species of Copepoda Harpacticoida in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches).

The nMDS analyses showed that the harpacticoid copepod assemblage differed between both the presence of algae and the physiological stages (Figure 7). In addition, the replicates from outside LAP and DAP samples showed higher similarity. The pattern illustrated in the nMDS ordination was confirmed by PERMANOVA (Table 3). Pairwise tests for factor interaction indicated significant differences for within vs. outside LAP ($t = 7.092$; $p(\text{MC}) < 0.001$), within vs. outside DAP ($t = 3.933$; $p(\text{MC}) = 0.001$), and for physiological stages between algal patches ($t = 4.894$; $p(\text{MC}) < 0.001$). There were no differences between outside algal patches ($t = 0.925$; $p(\text{MC}) = 0.459$). The BIO-ENV routine selected carbohydrates, photosynthetic pigments (chlorophyll-*a* and phaeopigments) and organic matter as the environmental parameters which best explained the variation in the harpacticoid copepod assemblage ($r_s = 0.726$).

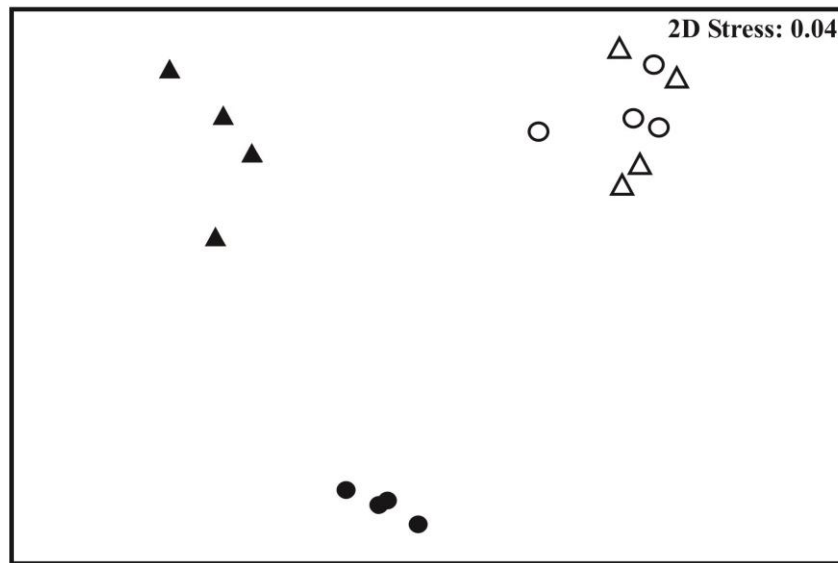


Figure 7 – nMDS ordination of the harpacticoid copepod assemblage (n=4 for each sample) in relation to presence of algae and physiological stage. Legend: within LAP (black circles), outside LAP (white circles), within DAP (black triangles), and outside DAP (white triangles). LAP = Live algal patches; DAP = Decomposing algal patches.

Table 3 – PERMANOVA for the harpacticoid copepod assemblage in relation to presence of algae (PA) and physiological stage (PS). Significant *p* (Monte Carlo) values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).

Factors	df	MS	<i>F</i>	<i>p</i> (MC)
PA	1	12726.00	41.10	0.000
PS	1	3476.00	11.23	0.000
PA x PS	1	3171.1	10.24	0.001
Residual	12	309.63		
Total	15			

The densities of the main species of Harpacticoida are shown in Figure 8. All main species, except for *Cletocamptus* sp.1, were found in the bare sediment where the densities were higher. *Enhydrosoma* sp., *Nitocra* sp., and *Onychocamptus* sp. occurred exclusively in bare sediment samples. *R. knoxi* and *Halectinosoma* spp. were also found within DAP, whereas *Cletocamptus* sp.1 and *Cletocamptus* sp.2 appeared in all samples. The genus *Cletocamptus* was the only one that occurred within the LAP sample, where *Cletocamptus* sp.1 showed a large increase in density. Similar values of density were observed for all main species comparing outside LAP and outside DAP, except for *Enhydrosoma* sp.

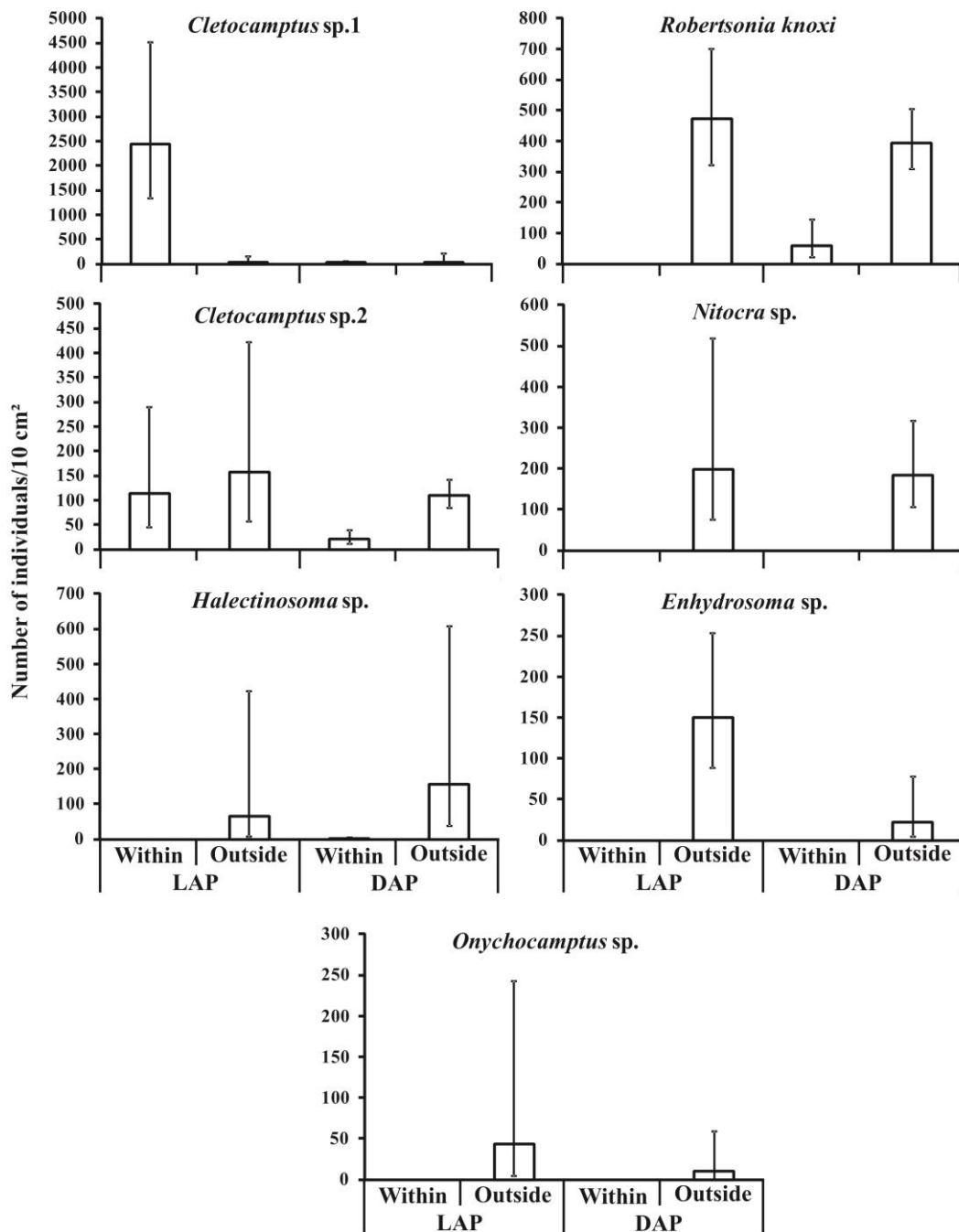


Figure 8 – Mean densities ($\pm$ 95% confidence intervals) of the main species of harpacticoid copepods (individuals 10 cm⁻²) in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches).

Richness, evenness, and Shannon-Wiener diversity values of harpacticoid species are given in Figure 9, and the ANOVA results for presence of algae, physiological stage and interaction between factors in Table 4. These three univariate descriptors showed a significant factor interaction. Fisher's LSD tests indicated significant differences within vs. outside LAP for all descriptors ($p < 0.001$), and within vs. outside DAP for richness ($p = 0.003$) and diversity

($p=0.016$). Differences between the algal patches (within LAP vs. within DAP) occurred for richness ($p=0.003$), evenness ($p<0.001$), and diversity ($p<0.001$). Differences between outside algal patches (outside LAP vs. outside DAP) were not detected for richness ($p=1.0$), evenness ($p=0.704$) or diversity ($p=0.794$).

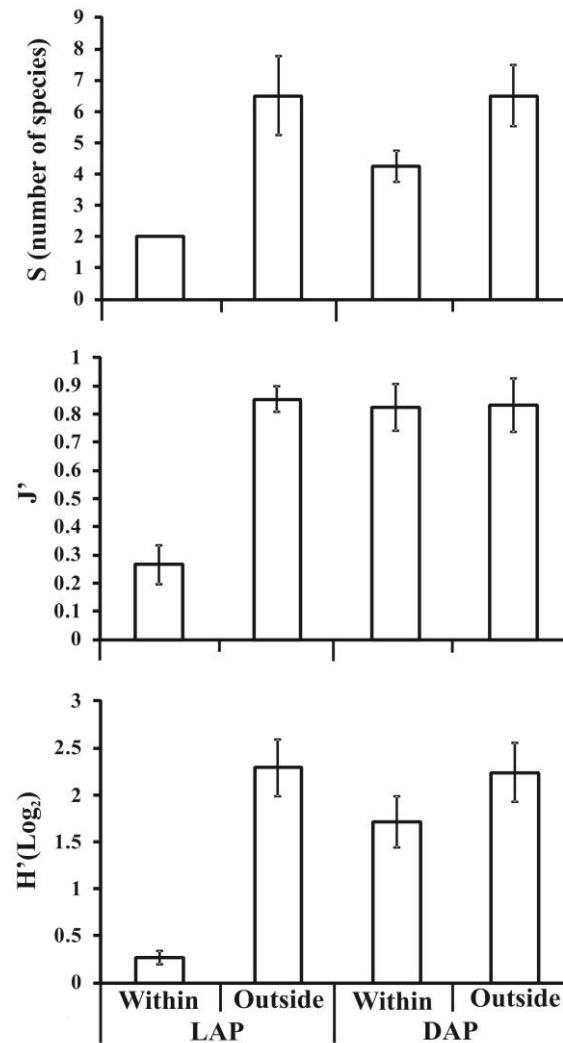


Figure 9 – Mean values ($\pm$ 95% confidence intervals) of richness (S), evenness (J') and Shannon-Wiener diversity (H') of harpacticoid copepod species in relation to presence of algae (within and outside the algal patches) and physiological stage (LAP - Live algal patches and DAP - Decomposing algal patches). Note the absence of a confidence interval in the sample within LAP for richness, because all replicates contained only two species.

Table 4 – ANOVA results for richness (S), evenness (J') and Shannon-Wiener diversity (H') of the main species of harpacticoid copepods. PA = presence of algae. PS = physiological stage. Significant *p* values in bold (df = degrees of freedom; MS = mean square).

Factors	Df	Richness (S)			Evenness (J')		
		MS	<i>F</i>	<i>p</i>	MS	<i>F</i>	<i>p</i>
PA	1	45.56	62.49	0.000	0.36	60.36	0.000
PS	1	5.06	6.94	0.022	0.29	48.45	0.000
PA x PS	1	5.06	6.94	0.022	0.33	56.41	0.000
Residual	12	0.73			0.01		

Diversity (H')					
Factors	df	MS	<i>F</i>	<i>p</i>	
PA	1	6.48	92.50	0.000	
PS	1	1.96	28.03	0.000	
PA x PS	1	2.25	32.16	0.000	
Residual	12	0.07			

IndVal analyses selected indicator species with respect to presence of algae and physiological stage of patches. The bare sediment (outside algal patches) was represented by five significant indicator taxa: *Nitocra* sp. (IndVal = 100%; $p < 0.001$), *Enhydrosoma* sp. (IndVal = 87.5%; $p = 0.003$), *Halectinosoma* spp. (IndVal = 86.7%; $p = 0.003$), *R. knoxi* (IndVal = 85.7%; $p < 0.001$), and *Onychocamptus* sp. (IndVal = 62.5%; $p = 0.041$). In contrast, few species were considered as indicators of the sediment covered by algae. Indicator species also distinguished the two types of patches: *Cletocamptus* sp.1 represented LAP (IndVal = 96.8%; $p < 0.001$), while *R. mourei* represented DAP (IndVal = 75%; $p = 0.014$).

2.4. Discussion

This study showed that both the presence and the physiological stage of compacted algal mats on a tropical estuarine mudflat strongly affected the meiofauna community and the harpacticoid copepod assemblage. The multivariate analyses demonstrated a significant factor interaction, showing the importance of considering the physiological stage of algae in evaluating the meiofaunal response to the presence of algal mats. In general, the analyses highlighted differences between algal patches and the bare sediment, as well as between the two physiological stages of algae, while the samples outside LAP and outside DAP were similar. The presence of algae had negative effects on the densities of total meiofauna, and most taxa of meiofauna and harpacticoids. However, for LAP physiological stage, at least *Cletocamptus* sp.1 could benefit from algal mats and increase in abundance.

The literature concerning the effects of algal mats on meiofauna communities indicates no general response pattern. Some studies have reported lower densities of meiofaunal taxa in environments with algal mats (Neira & Rackemann, 1996; Franz & Friedman, 2002; Wetzel et al., 2002; García & Johnstone, 2006; Arroyo et al., 2012), whereas others have found increases in total abundance for some taxa (Arroyo et al., 2006; Bohórquez et al., 2013). These varied responses from the meiofauna community may be explained by differences regarding the physiological stage of algae in different studies, which usually observed only the effects of the presence of algal mats on meiobenthos. Furthermore, most of studies reported mats comprised by species of drifting macroalgae, unattached or partially attached to the sediment, unlike the present study that reports compacted algal patches formed by macro- and microalgae species fully attached to the sediment. In the present study, most meiofaunal and harpacticoid taxa showed negative responses in the presence of compacted algal mats, reducing their abundance. However, *Cletocamptus* sp.1 was hugely dominant, and was benefited in LAP where it increased in abundance.

Organic matter and nutrients were generally higher in the presence of algal patches (except phosphorus in LAP), while most of the abundant meiofaunal groups and copepod species occurred only or at higher densities in the bare sediment. The response of meiofauna to organic and inorganic enrichment seems to be unpredictable, as shown by the reviews of Gray et al. (2002), Warwick (1993), and Coull & Chandler (1992). Although some meiofaunal taxa may benefit from nutrient enrichment (Gee et al., 1985; Widbom & Elmgren, 1988), in the area where the present study was conducted, a nutrient-enrichment experiment decreased the densities of all meiofaunal groups in treatments with fertilizer (Santos et al., 2009). The same experiment also showed that the diversity of the nematode community was negatively affected, resulting in a decrease in the complexity of the community structure in treatments with fertilizer, although some opportunistic and tolerant species were found (Ferreira et al., 2015).

The increase in organic matter may favor detritivores, increase meiofauna abundance, and shift the community structure to deposit-feeders associated with the decaying organic matter (Bohórquez et al., 2013). However, the response to organic enrichment will depend on both the organic-matter load and the community composition (feeding habits) (Hockin, 1983). Addition of organic matter may result in negative responses of most nematode species, because at high levels of organic enrichment the environmental conditions are so modified that only a few species are able to survive (Schratzberger & Warwick, 1998). For copepods, Gee et al. (1985) observed an increase in dominance and decrease in diversity at high levels of

organic enrichment, a similar scenario to the copepod species within LAP, which showed lower diversity and richness, with a strong dominance of one species (*Cletocamptus* sp.1).

As labile forms of organic matter, proteins and carbohydrates are certainly related to food quality, affecting the distribution of meiofauna (Danovaro et al., 1995; Albertelli et al., 1999). Despite the high levels of these components found in the algal patches, Valença et al. (2015) suggested that proteins and carbohydrates appeared not to be available for macrofauna, probably due to mucilage produced by the algae. The distribution of benthic fauna is influenced by a complex array of variables, and in estuarine eutrophic conditions the organic-matter content appears to be sufficient for the resident meiofauna (Coull, 1999). Austen & Warwick (1995), assessing the effects of food quality and quantity on an estuarine meiobenthic community, concluded that manipulations of the food quantity had almost no effect on the deposit-feeding meiofauna, probably because the reserves of organic matter within the sediment were sufficient during the experiment. Therefore, in organically enriched sediments, meiofaunal communities may be structured by other factors (Giere, 2009).

Algal mats have been described as a main source of disturbance to microphytobenthos. The presence of macroalgae on the surface of the sediment often decreases the photosynthetic activity of microphytobenthos and its biomass below the mat, due to light attenuation (García-Robledo & Corzo, 2011). This inhibition will have detrimental effects on the meiofaunal grazers and the community composition, as found by several investigators (see Bohórquez et al., 2013). On the other hand, the algal mats in the present study contributed for most of the chlorophyll-*a* and phaeopigments contents in the presence of these algae (Valença et al., 2015). Probably the microphytobenthos occurred only in the algal mat, not in the sediment below. Pinckney et al. (2003) noted the close relationship between meiofauna and the upper few millimeters of sediment with microalgae, and described the great abundance of copepods, with a high consumption of benthic microalgae compared to other meiofaunal groups. Thus, it may be possible that some meiofaunal organisms were able to live in the entangled framework of filamentous algae, due to the abundance of food and microphytobenthic photosynthesis, mainly in LAP where the algae were live and lacked sediment cover.

Besides food availability and quality, oxygen concentration is another important factor structuring the distribution of meiofauna (Giere, 2009). Several investigators have observed a decrease in meiofauna abundance in the presence of algal mats, associated with oxygen depletion (Neira & Rackemann, 1996; Franz & Friedman, 2002; Wetzel et al., 2002; García & Johnstone, 2006; Santos et al., 2009). Another point of view was proposed by García de Lomas et al. (2005), who found that oxygen penetrated to the smallest depth under a compact

microbial mat compared with non-cohesive sediment and with a fluffy microbial mat. These authors did not associate the almost-absent fauna in the compact mat with oxygen levels, and suggested that the hydric stress and the high degree of compactness decreased the meiofauna abundance. One limitation of the present study is that oxygen data (redox potential in the sediment) was missing, unfortunately because of a malfunction in the Eh electrode that was not detected during the field work. However, the biological data are very clear and the results showed that the presence of algal mats strongly affected the meiofauna. Furthermore, at the same site examined in the present study, Santos et al. (2009) observed an increase in the sediment reduction conditions due to oxygen depletion in areas with cyanobacteria mats.

In the bare sediments, all main meiofaunal groups and harpacticoid species were found. Nematodes and ostracods occurred in higher abundances in the bare sediment, while harpacticoids and their nauplii increased in abundance in LAP. Some species may have developed mechanisms to deal with the adverse conditions created by the algal mats, via tolerance or avoidance, and identification of these taxa to genus or species level could also improve understanding. Coull & Chandler (1992) discussed the use of total meiofauna or major taxa as the primary parameters to assess the effects of organic pollution; some species may benefit from the disturbed environment as other species decrease or disappear, reducing competition, enhancing food availability, and consequently increasing the abundance of certain taxa. Thus, studies that analyze only the total meiofauna or major taxa may be observing only tolerant species, without understanding the consequences for diversity and the possibility of future losses of overall biodiversity.

Although the highest densities of copepods occurred in LAP, in terms of composition, Harpacticoida was represented only by two *Cletocamptus* species, with a strong predominance of *Cletocamptus* sp.1. This huge dominance resulted in low diversity, characteristic of disturbed environments (Vincx & Heip, 1987). Franz & Friedman (2002) found that, although algal mats impact the copepod density, a small increase in the number of individuals of copepod species that are capable of exploiting the algal surface may occur. Bohórquez et al. (2013) observed the highest densities of harpacticoids in the macroalgal canopy, compared to bare and macroalgae-covered sediment. According to these authors, light reduction in the sediment below the canopy negatively affects the microphytobenthos, and this decrease probably led to the migration of organisms to the canopy where they can graze and live (microenvironments), thus increasing harpacticoid numbers.

Some species of Harpacticoida may be more tolerant to harsh environmental conditions, as occurred with *Cletocamptus* sp.1. Members of this genus have been reported in waters of

different salinities (Boxshall & Defaye, 2008) and are highly tolerant of short-term exposure to sulfide and anoxia, occupying unstable niches (Vopel et al., 1998). Development of algal mats has been reported to contribute to a large increase in *Cletocamptus* abundance (Hart et al., 1998). In the bare sediment and within DAP, *Cletocamptus* sp.1 showed very low densities compared to LAP, which suggests that this species was strongly benefited from the environmental conditions in this type of algae.

Decomposing algal patches (DAP) showed a similar relative composition of meiofauna and harpacticoid copepod species compared to bare sediment, although in lower abundances. In general, no meiofaunal group or harpacticoid species seemed to benefit from this algal stage. However, *Robertsonia mourei*, which was considered as an indicator species of DAP (IndVal analyses), occurred in very low abundance only in mats of this physiological stage, and is probably an opportunistic species (*R. mourei* comprised less than 2% of the total abundance and was not included in graphs). Despite the low harpacticoid abundance within DAP, this sample showed a high richness of harpacticoid copepods, which may suggest a discrete initial colonization process in the sediment that covers this type of patch (DAP were characterized as dark-brown senescent algae, covered by sediment), only a few millimeters thick over the algae. *Cletocamptus* sp.1, which benefited in LAP and probably lived in the algae, did not occur in high abundance in DAP, where only some individuals of this species were found. This indicates that the sediment above the algal mats may provide conditions that are closer to bare sediment than to LAP.

In conclusion, most meiofaunal groups and harpacticoid species were very sensitive to compacted algal mats, with higher densities in the bare sediment. The pattern observed for the meiofauna community and harpacticoid copepod assemblages may be a consequence of several factors that change the sediment conditions in the presence of algae. The algal patches influenced the meiofauna and harpacticoid compositions, simplifying the community structure with a strong reduction in biodiversity, especially in live algal patches (LAP) which showed a high dominance of *Cletocamptus* sp.1. This tolerant species benefited from the adverse conditions created by the mat. Differences in the density of meiofaunal taxa and other species of harpacticoids, depending on the physiological stage of the mats, were also observed. These results may reconcile the different meiofaunal responses observed in studies with algal mats, and indicate that the physiological stage of algal mats should be considered in analyses of meiofaunal responses.

3. Capítulo 2

Resposta da meiofauna estuarina ao desenvolvimento de tapetes de cianobactérias em estudo de microcosmo

3.1. Introdução

Os estuários são áreas conhecidas como ricas em nutrientes e matéria orgânica, promovendo altos níveis de produção primária, o que pode beneficiar uma variedade de organismos devido à abundância de recursos alimentares disponíveis (Austen & Warwick, 1995). Por outro lado, devido a sua localização costeira são extremamente vulneráveis às pressões antrópicas e às diversas fontes de efluentes agrícolas, industriais e domésticos, que promovem um aumento na entrada de nutrientes e podem provocar a eutrofização do meio (Heip, 1995).

A ocorrência de eutrofização vem se tornando cada vez mais frequente em áreas costeiras por todo o planeta (GESAMP, 2001), sendo considerada uma das mais graves ameaças humanas para a integridade dos ecossistemas costeiros por provocar mudanças nos processos ecológicos dos mesmos (Vitousek et al., 1997). Uma consequência visível desse fenômeno são as florações de algas que podem formar tapetes densos, preso ao sedimento (Corzo et al., 2009) ou à deriva (flutuantes) na coluna d'água que podem se depositar no fundo e, dependendo das condições hidrodinâmicas e topográficas, persistirem por dias ou semanas (Berglund et al., 2003). Esses tapetes podem provocar a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido na coluna d'água (Diaz & Rosenberg, 2008) e/ou abaixo do tapete, pois suprimem a atividade fotossintética devido à atenuação da luz (Corzo et al., 2009; García-Robledo & Corzo, 2011).

As baixas concentrações de oxigênio vigentes abaixo dos tapetes de algas podem estimular a migração de organismos bentônicos para a própria alga, onde a disponibilidade de oxigênio seria maior (Norkko et al., 2000), beneficiando aqueles que forem capazes de habitar esse novo ambiente. Os tapetes de algas podem ainda aumentar a complexidade do habitat bentônico criando microambientes que podem reduzir o estresse físico do meio, como as altas temperaturas e consequente evaporação e dessecação, aumentando ainda o recurso alimentar e o refúgio contra os predadores (Bertness et al., 1999; Norkko et al., 2000; Frame et al., 2007). A disponibilidade de oxigênio é considerada um importante fator de estruturação das comunidades bentônicas e as respostas às baixas concentrações de oxigênio, hipóxia ($< 2 \text{ mg.l}^{-1}$) e anóxia (ausência de oxigênio) (Middelburg & Levin, 2009), são frequentemente

descritas como severas para a maioria desses organismos (Gray et al., 2002) que podem fornecer importantes respostas sobre a qualidade ambiental de áreas sob essas condições.

Estudos de monitoramento ambiental podem ocorrer através do uso da meiofauna, organismos abundantes em sedimentos estuarinos que facilitam a biomineralização da matéria orgânica, aumentam a regeneração de nutrientes, servem de alimento para níveis tróficos superiores e apresentam grande sensibilidade às ações antrópicas (Coull, 1999). O grupo de microcrustáceos Copepoda Harpacticoida é um dos mais representativos da meiofauna e considerado o mais sensível à diminuição nas concentrações de oxigênio e à entrada de poluentes (Hicks & Coull, 1983). Assim, impactos diminuindo os níveis de oxigênio reduzirá sua densidade/diversidade, promovendo importantes efeitos sobre o fluxo de energia do ecossistema global (De Troch et al., 2013).

Uma desvantagem associada ao uso da meiofauna inclui o alto grau de variabilidade espacial e temporal, sendo muitas vezes necessário um grande esforço amostral (elevado número de réplicas) para detectar mudanças causadas no ambiente. O uso de Unidades Artificiais de Substrato (UAS) como possível solução para contornar o efeito das variações naturais na estrutura desses organismos bentônicos em estudos de avaliação da qualidade ambiental vem ocorrendo (Mirto & Danovaro, 2004; De Troch et al., 2005; Gobin & Warwick, 2006) com o objetivo de reduzir a heterogeneidade entre réplicas e, consequentemente, o esforço necessário para detecção dos impactos antropogênicos.

Alguns estudos descrevem comunidades de meiofauna diminuindo sua abundância na presença dos tapetes de algas/cianobactérias (Neira & Rackemann, 1996; Franz & Friedman, 2002; Garcia & Johnstone, 2006; Arroyo et al., 2012), enquanto outros relatam os organismos da meiofauna se beneficiando dessas formações (Arroyo et al., 2006; Bohórquez et al., 2013). Estudos realizados em áreas que experimentam sazonalmente essas formações podem acabar avaliando grupos ou espécies espacialmente e temporalmente adaptados para essas ocorrências (Norkko et al., 2000), e nem sempre os dias iniciais após a formação do tapete podem ser avaliados para mostrar os primeiros efeitos sobre uma comunidade ainda não modificada pela chegada de espécies oportunistas ou tolerantes às mudanças no sedimento. Com isso, o presente estudo avalia através de experimento em laboratório a resposta inicial dos grandes grupos da meiofauna e das espécies de Copepoda Harpacticoida ao desenvolvimento de tapetes de algas, sendo a meiofauna proveniente de estuário que não possui registros de formações de tapetes de algas.

3.2. Material e Métodos

Áreas de estudo

A meiofauna submetida às condições experimentais foi obtida no estuário do Rio Maracaípe (08°32'21.42''S; 35°00'21.72''O) que fica localizado no município de Ipojuca no litoral sul do estado de Pernambuco, a 70 km da Cidade do Recife (Figura 1). Por se localizar próximo a praias de grande beleza natural, Maracaípe vem se tornando um dos roteiros preferidos dos turistas que se destinam ao litoral sul de Pernambuco e, apesar de sofrer com ocupações irregulares (Macêdo et al., 2010), e consequentemente com o aumento de empreendimentos e moradores na região, não foi encontrado na literatura registros da ocorrência de florações ou tapetes de algas/cianobactérias neste estuário.

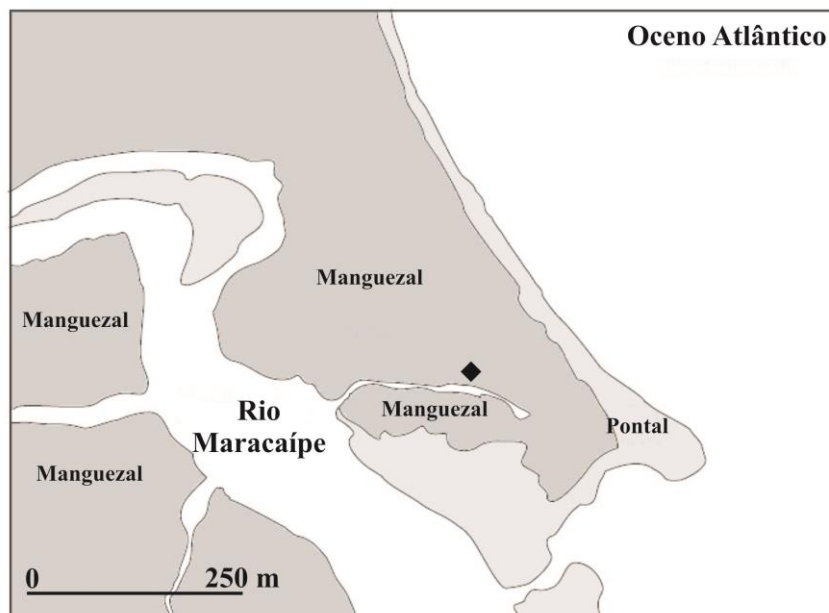


Figura 1 – Mapa do estuário do rio Maracaípe, marcando o ponto onde as Unidades Artificiais de Substrato (UAS) foram colonizadas pela meiofauna (losango).

A coleta das algas ocorreu na planície estuarina do Canal de Santa Cruz onde se formam tapetes sazonais sobre o sedimento. Mais detalhes podem ser consultados no Capítulo 1 (páginas 18 e 19) onde esta área de estudo foi descrita, porém no presente estudo a predominância nos tapetes de algas foi da cianobactéria *Microcoleus lacustris* (identificação por M. L. Koenig), diferentemente do que ocorreu durante a coleta dos dados analisados no Capítulo 1 (setembro de 2012) quando foi observada a ocorrência de um tapete misto (macroalga e microalgas). Apesar da predominância de cianobactéria no presente estudo, os tapetes serão referidos genericamente ao longo do capítulo como tapetes de algas.

Desenho experimental

Para obtenção da meiofauna, Unidades Artificiais de Substrato (UAS) foram colonizadas por organismos da meiofauna no estuário do Rio Maracaípe com o objetivo de amostrar uma comunidade padronizada e diversificada, não submetida anteriormente a eventos de formações de tapetes. A UAS escolhida foi a grama sintética (10 x 5 cm) com base em um experimento piloto que testou três substratos artificiais (grama sintética, esponjas de nylon/banho e escovas de polipropileno/limpador de mamadeira) para definir o melhor deles a ser utilizado para colonização da meiofauna estuarina. O mesmo experimento piloto testou ainda o tempo de colonização adequado (7, 15 ou 21 dias), sendo escolhido o tempo de 15 dias de colonização. A colonização ocorreu entre os dias 1 e 15 de fevereiro de 2014, em uma área de mediolitoral, plana e homogênea, para que todas as réplicas fossem colonizadas em condições semelhantes. Cada UAS colonizada representou uma réplica do experimento correspondente aos tratamentos controle e com tapete de algas, sendo 5 réplicas por tratamento ao longo de quatro dias experimentais. Os dias experimentais escolhidos foram dia 0, dia 1, dia 4 e dia 8. O dia 0 correspondeu ao controle de campo com UAS coletadas após os 15 dias de colonização em campo para caracterizar a estrutura da comunidade antes do início do experimento em laboratório. Os dias 1, 4 e 8 correspondem às coletas após a adição dos tapetes de cianobactérias em laboratório e foram escolhidos com a intenção de acompanhar por uma semana os efeitos da formação do tapete, desde o início dessa formação (dia 1), com um dia intermediário (dia 4) e um dia final (dia 8) ao longo dessa semana.

Após o período de 15 dias de colonização em campo, no dia 15 de fevereiro de 2014, 10 UAS correspondentes ao controle de campo foram coletadas, e outras 30 UAS foram acondicionadas em recipientes de plástico e transportadas para as instalações em laboratório. Para a composição do tratamento com alga, os tapetes de alga/cianobactérias foram coletados no estuário do Canal de Santa Cruz no dia 16 de fevereiro de 2014, durante a baixa-mar (0,3 metros), um dia após a montagem dos aquários com UAS. Para cada aquário correspondente ao tratamento com tapete de algas em laboratório (15 aquários) foi retirado um tapete de tamanho equivalente ao da UAS (10 x 5 cm). A retirada do tapete em campo consistiu em raspar apenas os primeiros milímetros dos tapetes e em laboratório esse material foi defaunado e as cianobactérias adicionadas nos aquários dos tratamentos correspondentes. O processo de defaunação consistiu em lavar os tapetes com água do estuário para retirada do sedimento e de alguns organismos; posteriormente os tapetes foram submersos durante 1 minuto em água doce para provocar um choque osmótico e eliminar o restante dos organismos. Antes de adicionar as cianobactérias nos aquários os tapetes foram colocados em

sacos plásticos com água do estuário e agitados até que ocorresse a fragmentação dos mesmos com o objetivo de que os filamentos formassem um novo tapete sobre as UAS dentro dos aquários. Os aquários foram mantidos com 1 litro de água de estuário (tratamento controle) ou 1 litro de água de estuário + cianobactérias, num regime de 15 horas de luminosidade e 9 horas de escuro, sem aeração para evitar a formação de espuma constituída das bolhas da aeração estabilizadas pela matéria orgânica como observado em teste piloto.

Parâmetros abióticos

Em campo foram realizadas medidas de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e potencial de oxi-redução (Eh), além de amostragens de microfitobentos e matéria orgânica para caracterização das duas áreas de estudo, Maracaípe e Canal de Santa Cruz, evidenciando possíveis diferenças entre esses estuários. Para matéria orgânica (corer: 9,62 cm²) e microfitobentos (corer: 1,13 cm²) foram coletadas amostras nos primeiros 2 cm do sedimento, sendo mensurado também o potencial de oxi-redução (Eh) do sedimento/tapete de alga com auxílio do equipamento Ehmetro. O percentual de matéria orgânica foi estimado utilizando o método gravimétrico, com amostras incineradas na mufla a 475 °C durante 4 h (Wetzel & Likens, 1990). As análises de microfitobentos foram realizadas através da adição de 15 ml de acetona 100% para a extração da clorofila-*a* e feopigmentos (µg.cm⁻²) por 15 horas e posterior leitura no espectrofotômetro. Para feopigmentos foi realizada uma correção por acidificação (HCl 0,1 N). Ambos os pigmentos foram calculados de acordo com as equações de Lorenzen (1967), com algumas modificações do método de Colijn & Dijkema (1981). As medidas de salinidade foram obtidas com refratômetro manual, e oxigênio dissolvido e temperatura com o auxílio do oxímetro, sendo estas medidas realizadas na água de cada estuário.

Em laboratório, a partir do dia 1 até o dia 8, todos os aquários foram monitorados com medidas de salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e pH na água dos aquários acima das UAS.

Meiofauna

As amostras de meiofauna foram fixadas em formol a 4% e coradas com rosa Bengala. Para extração da fauna as UAS foram lavadas com água filtrada, sendo elutriadas manualmente passando entre peneiras de malha 0,5 mm e 0,045 mm. A meiofauna retida na malha de 0,045 foi analisada sob estereomicroscópico Leica EZ4 para avaliar as densidades dos principais táxons. A triagem da meiofauna incluiu todas as cinco réplicas por tratamento e dia experimental, e os dados foram expressos em densidade (indivíduos.50 cm⁻²). O

procedimento de defaunação dos tapetes não obteve eficiência total, ocasionando uma contaminação das amostras do tratamento com tapete de algas. Os grupos encontrados nas cianobactérias e que contaminaram as amostras foram Copepoda, Nauplius, Nematoda e Ostracoda. Estes grupos (com exceção de Copepoda) foram excluídos das análises por não ser possível distinguir o efeito do tratamento sobre suas densidades daquele que decorre de sua introdução enquanto contaminantes. Os dados da contagem de Copepoda foram utilizados, pois apenas um gênero (*Cletocamptus*) ocorreu nas cianobactérias e, após a identificação de algumas amostras do tratamento controle (colonização pela meiofauna em Maracaípe), foi possível perceber que este gênero não ocorreu em Maracaípe. Desta forma foi possível através da identificação ao nível de espécie excluir os indivíduos de *Cletocamptus* das análises e aproveitar a informação de Copepoda.

Copepoda Harpacticoida

Para identificação dos Harpacticoida foram pescados os 80 primeiros indivíduos de cada réplica, sendo acondicionados em tubos Eppendorf com álcool a 70%. Foram identificados, sempre que possível, trinta adultos por réplica e utilizadas nas análises três réplicas por tratamento de cada dia experimental. A identificação ocorreu através do uso de um microscópio óptico (Leica DM 2500), seguindo as chaves taxonômicas de Lang (1948; 1965), Huys et al. (1996) e Wells (2007), assim como outras publicações com descrições específicas.

Análises estatísticas

A análise PERMANOVA foi utilizada para avaliar a estrutura da comunidade de meiofauna e Harpacticoida buscando analisar diferenças entre os tratamentos (controle e com tapete) e dias experimentais (dias 0, 1, 4 e 8). A análise foi rodada com base em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (dados não transformados devido à ausência de grupo/espécie com grande dominância), utilizando 9999 permutações e a significância do teste de Monte Carlo. Na existência de interação significativa entre os dois fatores (tratamento e dia) foram comparados os tratamentos ao longo dos níveis do fator dia com o teste *a posteriori* da PERMANOVA (teste *t*).

A ordenação nMDS foi utilizada para representar graficamente a matriz de Bray-Curtis, discriminando possíveis diferenças espaciais nas comunidades entre os tratamentos e dias.

A rotina DIVERSE foi utilizada para calcular os descritores univariados para os táxons da meiofauna e para as espécies de Harpacticoida, sendo eles riqueza, equitatividade e diversidade de Shannon-Wiener ($\log_2$).

A ANOVA 2-fatores foi aplicada aos dados dos parâmetros abióticos, da densidade da fauna (com mais de 2% da abundância total) e dos descritores univariados utilizando tratamentos e dias experimentais como fatores. Quando houve interação significativa entre os dois fatores, foi realizado o teste de Tukey (HSD) para verificar em quais dias experimentais os tratamentos foram diferentes. A homocedasticidade foi testada de acordo com o teste de Bartlett e quando necessário os dados foram transformados pra o logaritmo natural de $(x+1)$.

As análises PERMANOVA, nMDS e DIVERSE foram rodadas no Primer v6.0 + PERMANOVA. Os testes ANOVA, HSD e teste de Bartlett foram rodados utilizando o programa STATISTICA v 7.0. Foi adotado o nível de significância de 5% para todas as análises.

3.3. Resultados

Parâmetros abióticos

Campo

Durante a coleta das UAS no estuário do Rio Maracaípe a salinidade da água foi de 38 e a salinidade intersticial variou de 31 a 36. A concentração de oxigênio dissolvido na água variou entre 1,8 a 6,7 mg.l⁻¹ e a temperatura apresentou mínimo de 30°C e máximo de 30,9°C (Figura 2). O potencial de oxi-redução (Eh) encontrado esteve entre -41,3 e -28,5 mV no sedimento próximo às UAS colonizadas (Figura 2).

No Canal de Santa Cruz onde os tapetes de cianobactérias foram coletados, a salinidade encontrada na água foi de 34 e a salinidade intersticial variou de 36 a 40. A concentração de oxigênio dissolvido na água em áreas com a formação dos tapetes de algas teve uma variação de 11,5 a 20,8 mg.l⁻¹ e temperaturas com mínimo e máximo de 31,3 e 32°C, respectivamente (Figura 2). Os valores de Eh medidos na superfície do tapete de algas foram sempre positivos com variações entre 0,2 e 6,1 mV (Figura 2).

As concentrações de clorofila-*a*, feopigmentos e o percentual de matéria orgânica foram sempre menores em Maracaípe em relação aos valores encontrados no Canal de Santa Cruz (Figura 2). Em Maracaípe, as concentrações de clorofila-*a* estiveram sempre abaixo de 6 µg.cm⁻² enquanto no Canal de Santa Cruz foram sempre acima de 46 µg.cm⁻² em amostragens feitas no tapete de algas. Feopigmentos seguiu o mesmo padrão, com valores abaixo de 5 µg.cm⁻² em Maracaípe e acima de 50 µg.cm⁻² no Canal de Santa Cruz, assim como o percentual de matéria orgânica que apresentou percentual elevado no Canal de Santa Cruz (acima de 15%) em relação a Maracaípe (2%).

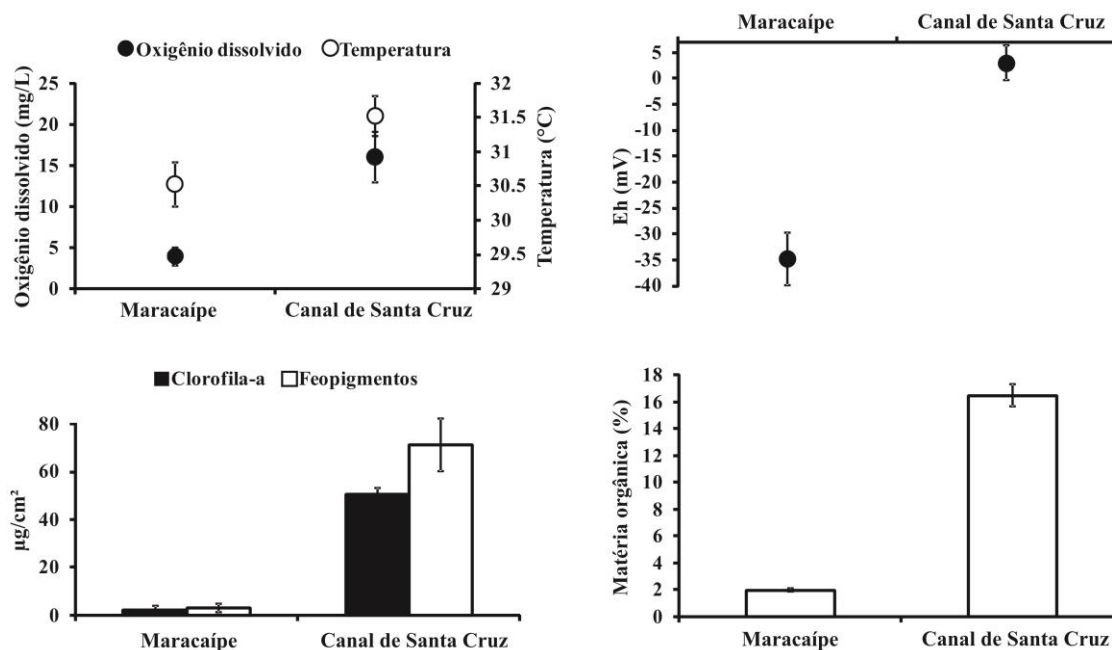


Figura 2 – Parâmetros ambientais (média $\pm$ 95% intervalo de confiança) mensurados em Maracáipe (UAS colonizadas pela meiofauna) e no Canal de Santa Cruz (coleta dos tapetes de algas).

Laboratório

Em laboratório os tratamentos controle apresentaram condições de normóxia com valores de oxigênio dissolvido sempre acima dos $6,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (Figura 3), enquanto os tratamentos com tapete apresentaram reduções drásticas dessas concentrações atingindo condições de hipóxia desde o dia 1 com valores frequentemente abaixo de 1 mg.l^{-1} . Enquanto os valores de oxigênio dissolvido dos tratamentos controle se mantiveram constantes entre os dias 1 e 8, nos tratamentos com tapete ocorre uma redução ao longo desses dias, sendo a concentração de oxigênio dissolvido maior no dia 1 e menor no dia 8.

As medidas de pH variaram entre os tratamentos, sendo os menores valores observados nos tratamentos com tapete de algas em todos os dias experimentais (Figura 3). No dia 1 foram registradas as menores medidas do pH, em ambos os tratamentos, em relação aos outros dias experimentais, sendo essas reduções mais drásticas nos aquários com tapete de algas (média $7,2 \pm \text{IC } 0,05$) em relação ao controle (média $7,85 \pm \text{IC } 0,02$). Nos dias subsequentes o pH aumentou em ambos os tratamentos sendo sempre um pouco maior no controle (8,04 a 8,09) em relação aos aquários com tapete de algas (7,91 a 7,96).

Para temperatura as variações ocorreram em relação aos dias experimentais (Figura 3) aumentando gradualmente do dia 1 (aproximadamente 26°C) ao dia 8 (aproximadamente $27,5^\circ\text{C}$), sendo observadas poucas diferenças entre os aquários controle e com tapete. No dia 1

o mínimo e o máximo de temperatura foram de 25,7 e 26,4°C; no dia 4 de 26,2 e 27°C; e no dia 8 de 27,4 e 27,5°C, respectivamente.

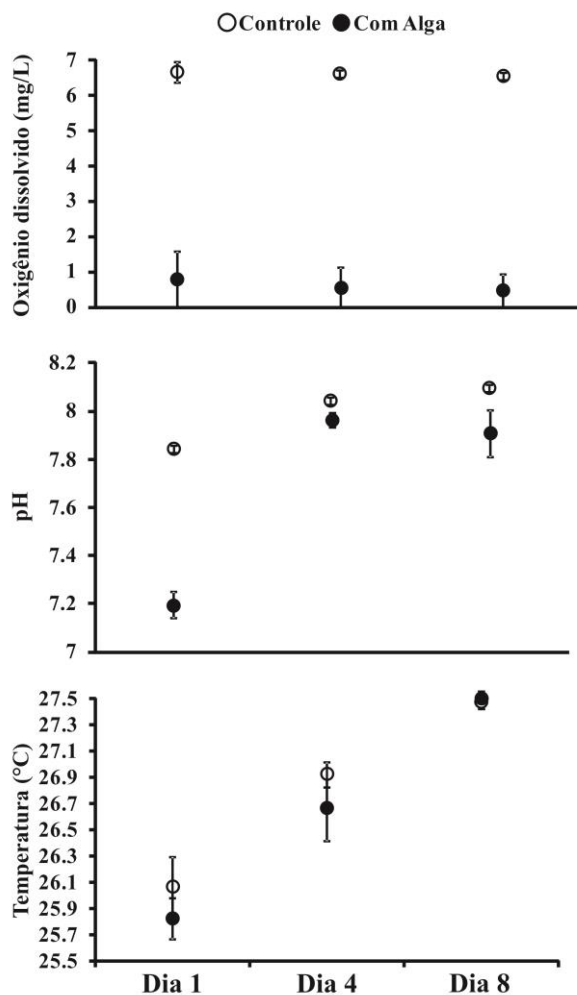


Figura 3 – Parâmetros abióticos (média $\pm$ 95% intervalo de confiança) mensurados nos aquários nos tratamentos sem alga (círculos brancos) e com tapete de algas (círculos pretos) ao longo dos dias experimentais em laboratório (dias 1, 4 e 8).

Os resultados da ANOVA para os parâmetros abióticos medidos em laboratório são apresentados da Tabela 1, mostrando que oxigênio dissolvido e pH tiveram interação significativa entre os fatores tratamento e dia. Todos os parâmetros (oxigênio, pH e temperatura) possuem diferenças significativas entre os tratamentos assim como entre os dias experimentais. Para os parâmetros com interação significativa entre os dois fatores (oxigênio e pH) foi realizado o teste *a posteriori* da ANOVA (Tukey HSD) para identificar em quais dias experimentais ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos controle e com tapete, mostrando que para oxigênio as diferenças ocorrem nos três dias de laboratório (dias 1,

4 e 8 $p < 0,001$), enquanto para pH as diferenças entre controle e com tapete ocorrem no dia 1 ($p < 0,001$) e também no dia 8 ($p < 0,001$).

Tabela 1 – Resultados da ANOVA para medidas de oxigênio, pH e temperatura dos aquários. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

Fatores	GL	Oxigênio				pH	
		QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	24,26	7662,96	0,000	0,71	244,77	0,000
Dia (D)	2	0,03	10,18	0,001	0,77	265,96	0,000
T x D	2	0,02	6,69	0,005	0,23	79,14	0,000
Resíduo	24	0,00			0,00		

Temperatura					
	GL	QM	F	p	
Tratamento (T)	1	0,18	5,14	0,033	
Dia (D)	2	6,03	175,64	0,000	
T x D	2	0,06	1,64	0,215	
Resíduo	24	0,03			

Meiofauna

A meiofauna das UAS foi composta por onze táxons, sendo os mais representativos Copepoda Harpacticoida (70,17%), Polychaeta (14,14%), Turbellaria (7,23%) Kinorhyncha (3,82%) e Oligochaeta (2,42%), além de Acari, Amphipoda, Bivalvia, Gastropoda, larva de Chironomidae e Tanaidacea com menores representatividades. Ao longo do experimento a representatividade dos grupos se manteve constante na maioria dos dias, com exceção do dia 1 com tapete de algas, quando a dominância foi de Polychaeta (53,11%), seguido por Copepoda Harpacticoida (37,56%) e Turbellaria (2,59%). Na Figura 4 é possível visualizar a contribuição relativa dos grupos mais representativos no experimento.

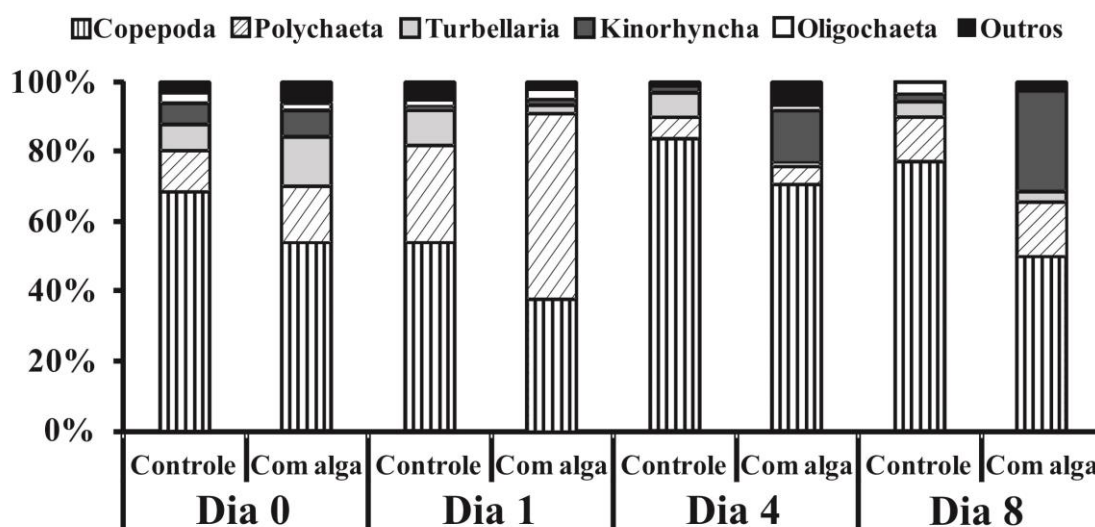


Figura 4 – Composição relativa (%) dos grupos da meiofauna nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).

A estrutura da comunidade de meiofauna pode ser observada na ordenação nMDS (Figura 5) evidenciando uma separação entre tratamentos controle e com tapete, sendo esta separação mais intensa com o decorrer dos dias experimentais. Os dias 1, 4 e 8 do tratamento com tapete se distanciam das réplicas do dia 0, correspondentes ao controle de campo (sem adição de cianobactérias), e dos controles de laboratório dos dias subsequentes. Essa separação é menos intensa no dia 1 e se fortalece gradualmente até o dia 8. O padrão ilustrado na ordenação nMDS foi confirmado através da análise PERMANOVA que detectou interação significativa entre os dois fatores (tratamento e dia), além de diferenças significativas entre os tratamentos e os dias experimentais (Tabela 2). O teste *a posteriori* da PERMANOVA (teste *t*) confirmou que no dia 0 (controle de campo) não houve diferença significativa na estrutura da comunidade entre as amostras ($t=0,823$; $p(\text{MC})=0,548$). Porém, a partir do dia 1 já foi possível encontrar diferenças significativas entre amostras controle e com tapete de algas ($t=2,27$; $p(\text{MC})=0,011$), assim como no dia 4 ($t=5,276$; $p(\text{MC})<0,001$) e no dia 8 ($t=4,794$; $p(\text{MC})<0,001$).

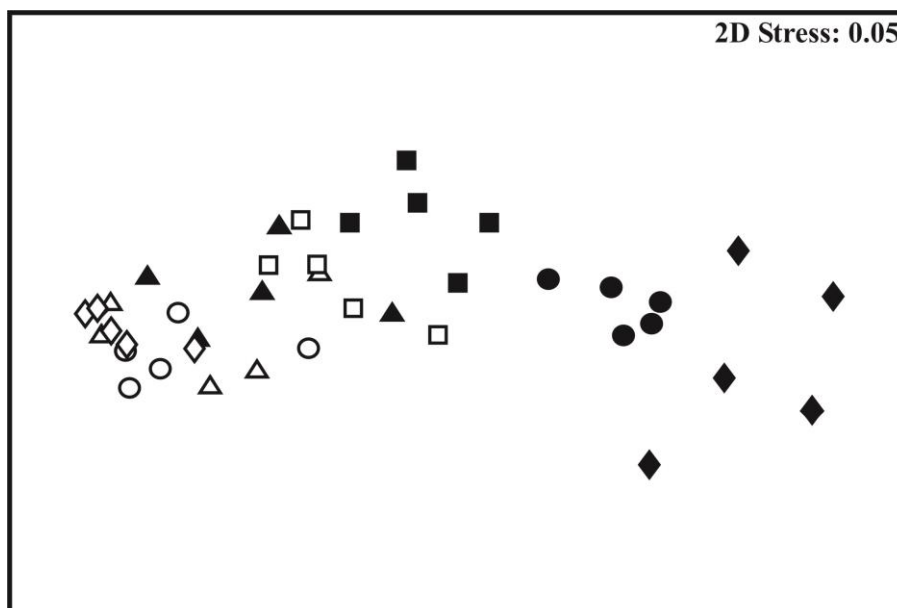


Figura 5 – Ordenação nMDS aplicada aos dados de densidade da meiofauna nos tratamentos controle (símbolos brancos) e com tapete de algas (símbolos pretos) no controle de campo – dia 0 (triângulo) e ao longo dos dias em laboratório – dia 1 (quadrado), dia 4 (círculo) e dia 8 (losango). Cinco réplicas para cada tratamento.

Tabela 2 – Análise PERMANOVA para comunidade de meiofauna nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório). Negrito indica diferenças significativas para p (Monte Carlo) ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

Fatores	GL	QM	F	p (MC)
Tratamento (T)	1	25329	29,29	0,000
Dia (D)	3	9153,9	10,59	0,000
T x D	3	5762,6	6,66	0,000
Resíduo	32	864,73		
Total	39			

As densidades da meiofauna (média $\pm$ intervalo de confiança) nos tratamentos controle e com tapete de algas ao longo dos dias experimentais podem ser observadas na Figura 6. As maiores densidades ocorreram nos tratamentos controle de campo ou laboratório para todos os grupos da meiofauna. Os tratamentos com tapete de algas em laboratório tiveram diminuições graduais nas densidades dos grupos, sendo mais intensa ao final do experimento, no dia 8, que registrou médias muito baixas para todos os táxons analisados. Para meiofauna total a maior densidade observada foi no controle do dia 8 ($674,4 \text{ ind.}50 \text{ cm}^{-2} \pm 167$) e o menor valor ocorreu no tratamento com algas do dia 8 ($7,6 \text{ ind.}50 \text{ cm}^{-2} \pm 3,95$). O grupo Oligochaeta não foi encontrado nas réplicas do dia 8 com tapete, enquanto os outros grupos ocorreram, porém sempre apresentando densidade média próxima de zero. Em relação aos tratamentos controles

(campo e laboratório), é possível observar densidades mais baixas nos tratamentos controles do dia 1 em relação ao controle de campo (dia 0), mas nos outros dias do experimento (dias 4 e 8) ocorre um aumento dessas densidades, com médias próximas ao controle do dia 0.

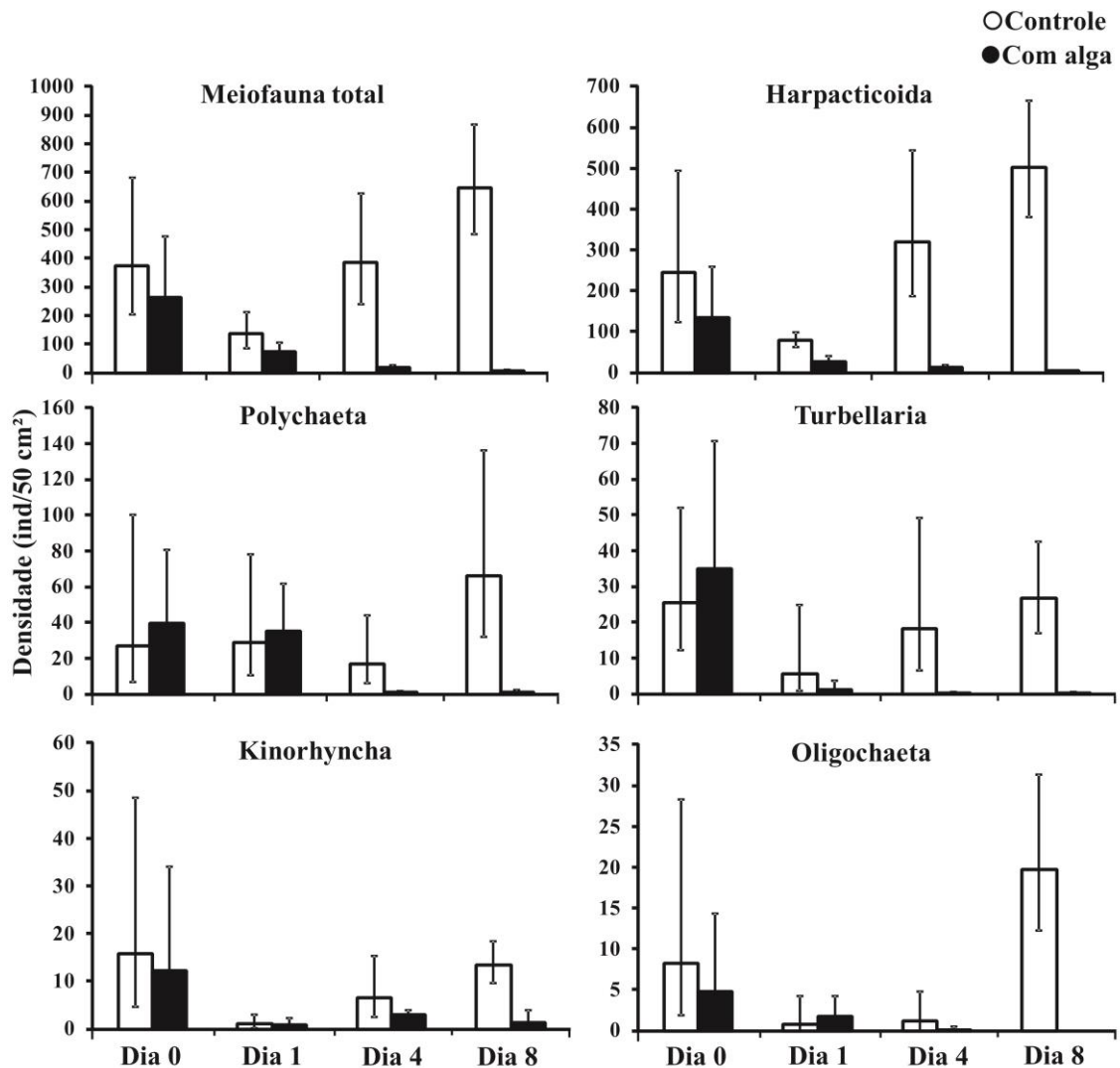


Figura 6 – Densidade média ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) da meiofauna total e dos grupos mais representativos da comunidade nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).

Os resultados da ANOVA (Tabela 3) mostraram que meiofauna total e todos os grupos mais representativos (Copepoda Harpacticoida, Polychaeta, Turbellaria e Oligochaeta), exceto Kinorhyncha, tiveram interação significativa entre os dois fatores (tratamento e dia), além de diferenças significativas entre os tratamentos e entre os dias experimentais. Kinorhyncha apresentou apenas diferenças significativas para os dois fatores, mas não interação entre eles.

O teste *a posteriori* de Tukey HSD (Tabela 4) foi realizado para os grupos com interação significativa entre os dois fatores detectando em quais dias experimentais ocorreram diferenças entre tratamento controle e com tapete de algas. Foram observadas diferenças significativas entre os dois tratamentos a partir no dia 4 para a maioria dos grupos e meiofauna total, exceto para Oligochaeta, e no dia 8 todos apresentam diferenças significativas entre os dois tratamentos.

Tabela 3 – Resultados da ANOVA para meiofauna total e grupos mais representativos. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

	Meiofauna total				Copepoda Harpacticoida		
	GL	QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	43,95	166,91	0,000	56,29	208,27	0,000
Dia (D)	3	4,43	16,84	0,000	4,06	15,04	0,000
T x D	3	9,47	35,97	0,000	9,12	33,75	0,000
Resíduo	32	0,26			0,27		
	Polychaeta				Turbellaria		
	GL	QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	17,24	20,39	0,000	28,75	38,31	0,000
Dia (D)	3	7,39	8,74	0,000	9,05	12,07	0,000
T x D	3	9,27	10,96	0,000	6,59	8,79	0,000
Resíduo	32	0,85			0,75		
	Kinorhyncha				Oligochaeta		
	GL	QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	3	5,51	7,84	0,009	8,607	10,339	0,003
Dia (D)	1	6,97	9,91	0,000	4,798	5,763	0,003
T x D	3	1,51	2,15	0,113	5,482	6,584	0,001
Resíduo	32	0,70			0,833		

Tabela 4 – Resultados do teste Tukey HSD (p) para os grupos da meiofauna com interação significativa na ANOVA entre os fatores tratamento e dia, comparando os tratamentos controle e com tapete de algas em cada dia experimental. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$).

	Controle x Com alga			
	Dia 0	Dia 1	Dia 4	Dia 8
Meiofauna total	0,951	0,541	0,000	0,000
Copepoda Harpacticoida	0,590	0,062	0,000	0,000
Polychaeta	0,998	1,000	0,011	0,000
Turbellaria	0,999	0,512	0,000	0,000
Oligochaeta	0,990	0,994	0,949	0,000

Os valores médios dos descritores univariados, riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H'), para meiofauna nos tratamentos controle e com tapete de algas ao longo dos dias experimentais podem ser visualizados na Figura 7. A riqueza de táxons e diversidade da comunidade de meiofauna apresentou uma diminuição gradual nos tratamentos com tapete ao longo dos dias experimentais, enquanto os valores de equitatividade se mantiveram constantes na maioria desses tratamentos. Os resultados da ANOVA (Tabela 5) mostraram que apenas riqueza (S) apresentou interação significativa entre os dois fatores e o teste *a posteriori* (Tukey HSD) apontou diferenças entre o tratamento controle e com tapete de algas apenas para o dia 8 ($p=0,008$). Equitatividade apresentou diferença significativa apenas entre tratamentos, enquanto diversidade apresentou diferença significativa entre os dias experimentais (Tabela 5).

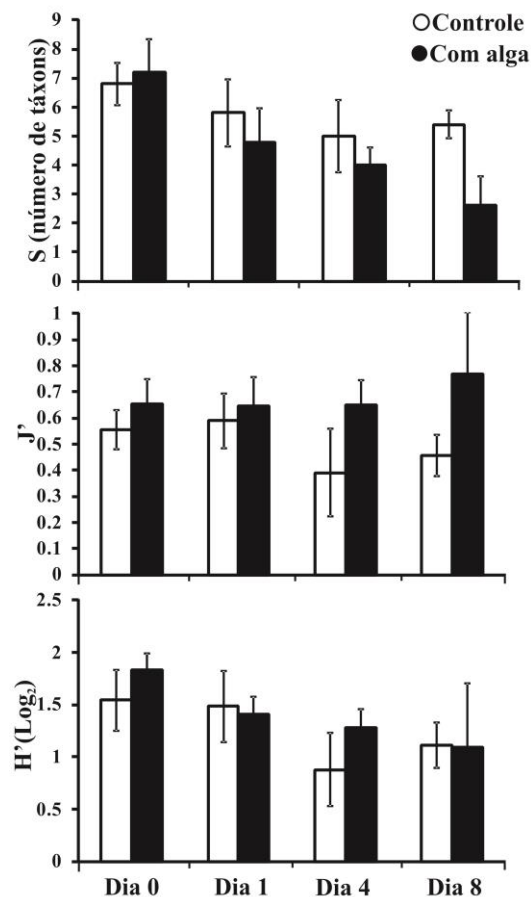


Figura 7 – Valores médios ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) de riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade Shannon-Wiener (H') para comunidade de meiofauna nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).

Tabela 5 – Resultados da ANOVA para riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') para comunidade meiofauna. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

Fatores	GL	Riqueza (S)			Equitatividade (J')		
		QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	12,10	9,78	0,004	0,30	10,16	0,003
Dia (D)	3	17,27	13,95	0,000	0,02	0,67	0,578
T x D	3	4,30	3,47	0,027	0,03	1,01	0,400
Resíduo	32	1,24			0,03		

Diversidade (H')					
	GL	QM	F	p	
Tratamento (T)	1	0,22	1,61	0,214	
Dia (D)	3	0,85	6,28	0,002	
T x D	3	0,13	0,98	0,416	
Resíduo	32	0,14			

Copepoda Harpacticoida

Foram identificadas treze espécies de Harpacticoida colonizando as UAS no estuário do Rio Maracaípe, distribuídas em cinco famílias e oito gêneros, sendo elas: *Ectinosoma* spp., *Enhydrosoma* sp., *Laophonte* sp., *Nitocra* sp.1, *Nitocra* sp.2, *Nitocra* sp.3, *Onychocamptus* sp., *Quinquelaophonte* aff. *koreana* Lee, 2003, *Quinquelaophonte* aff. *bunakensis* Mielke, 1997, *Robertsonia knoxi* (Thompson & A. Scott, 1903), *Robertsonia mourei* Nogueira, 1961, *Schizopera* sp.1 e *Schizopera* sp.2. As espécies mais representativas foram *Schizopera* sp.1 (41,92%), *Ectinosoma* spp. (26,8%), *R. knoxi* (14,26%), *Nitocra* sp.1 (4%), *Q. aff. koreana* (3,44%), *Nitocra* sp.2 (3,2%) e *Nitocra* sp.3 (2,49%). As composições relativas das espécies ao longo dos tratamentos controle e com tapete em cada dia experimental são apresentadas na Figura 8, sendo possível observar que permaneceram constantes na maioria dos tratamentos controle, especialmente no dia 0 (controle de campo) e controle nos dias 4 e 8. No tratamento controle do dia 1 a composição relativa de espécies difere do controle dos outros dias experimentais com uma contribuição de *Nitocra* sp.3 (24,21%) superando a de *Ectinosoma* spp. (11,55%). Nos tratamentos com tapete dos dias 1, 4 e 8, *Schizopera* sp.1 vai aumentando sua dominância, especialmente nos dias 4 e 8, à medida que outras espécies mais representativas nos tratamentos controle diminuem em abundância.

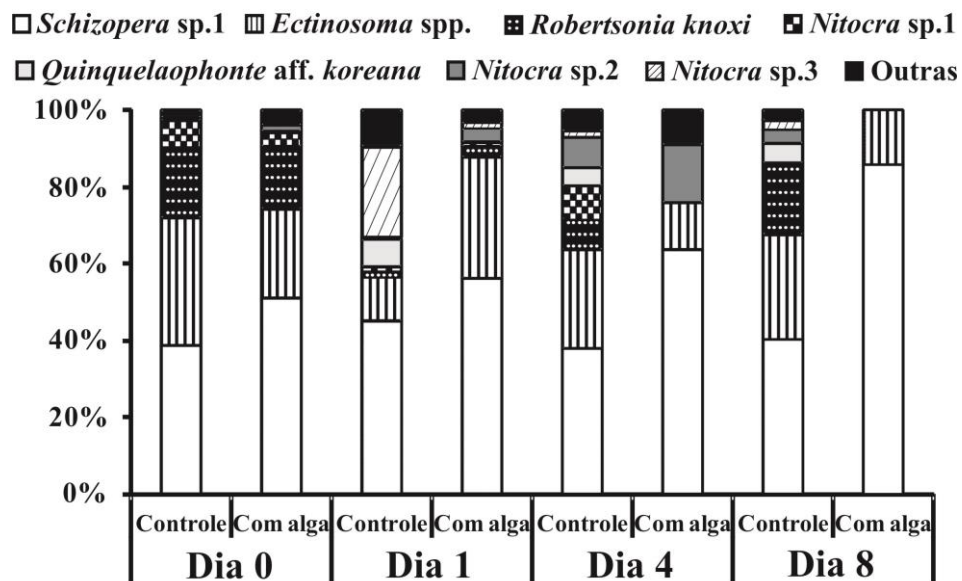


Figura 8 – Composição relativa (%) das espécies de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).

A ordenação nMDS para a estrutura da associação de Harpacticoida apresenta uma diferença entre tratamentos controle e com tapete. O controle de campo (dia 0) e de laboratório dos dias 4 e 8 se mantêm agrupados, enquanto as réplicas do tratamento controle do dia 1 se afastam um pouco. O tratamento com tapete do dia 1 está mais próximo do controle correspondente a este mesmo dia, enquanto os tratamentos com tapete dos dias 4 e 8 se mantêm distantes dos controles respectivos a cada dia experimental. A análise PERMANOVA (Tabela 6) detectou diferenças significativas entre os tratamentos (controle e com tapete de algas) e entre os dias experimentais (dias 0, 1, 4 e 8), além de uma interação significativa entre os fatores tratamento e dia. O teste *a posteriori* (teste *t*) mostrou que no dia 0 (controle de campo) não houve diferença significativa na estrutura da associação entre os tratamentos controle e com tapete ($t=0,556$; $p(\text{MC})=0,761$), assim como não houve diferenças significativas no dia 1 ($t=1,272$; $p(\text{MC})=0,232$); apenas a partir do dia 4 foi possível encontrar diferenças significativas entre os tratamentos ($t=2,41$; $p(\text{MC})=0,018$), assim como no dia 8 ($t=4,03$; $p(\text{MC})=0,003$).

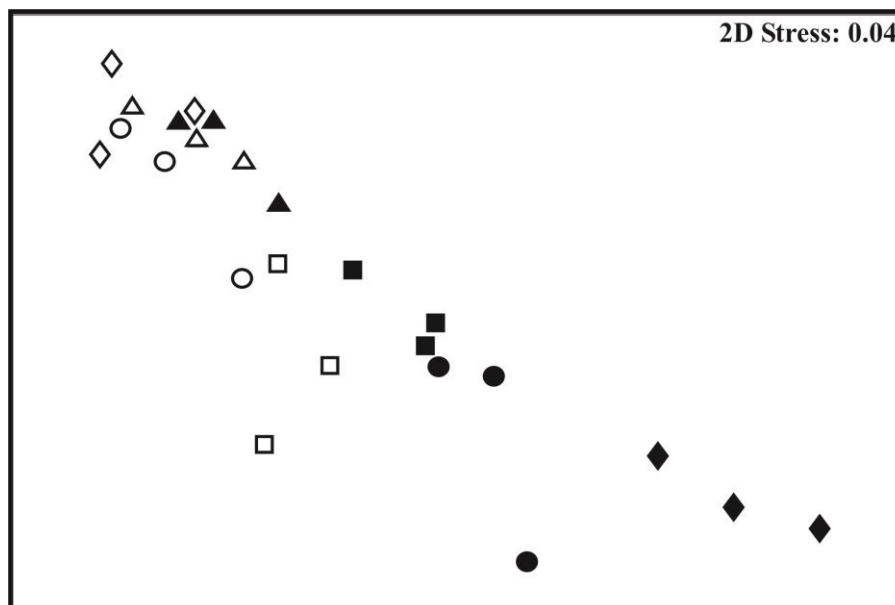


Figura 9 – Ordenação MDS da estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle (símbolos brancos) e com tapete de algas (símbolos pretos) no controle de campo – dia 0 (triângulo) e ao longo dos dias em laboratório – dia 1 (quadrado), dia 4 (círculo) e dia 8 (losango). Três réplicas para cada tratamento.

Tabela 6 – Análise PERMANOVA para associação de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle e com tapete de algas no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório). Negrito indica diferenças significativas para p (Monte Carlo) ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

Fatores	GL	QM	F	p (MC)
Tratamento (T)	1	12251	11,55	0,000
Dia (D)	3	7447,6	7,02	0,000
T x D	3	3842,1	3,62	0,001
Resíduo	16	1060,5		
Total	23			

As densidades das espécies mais representativas de Harpacticoida nos tratamentos controle e com tapete ao longo dos dias experimentais podem ser observadas na Figura 10. De maneira geral, as maiores densidades foram encontradas nos tratamentos controle em relação aos tratamentos com tapete, e as densidades diminuem nos tratamentos com tapete no decorrer dos dias experimentais. *Quinquelaophonte* aff. *koreana* ocorreu apenas nos tratamentos controle (dia 0 e controle de laboratório), enquanto *R. knoxi*, *Nitocra* sp.1 e *Nitocra* sp.3 além de ocorrerem nos tratamentos controle também ocorrem no tratamento com tapete do dia 1. *Nitocra* sp.2, além de ocorrer em tratamentos controle, foi encontrada também nos tratamentos com tapete até o dia 4. Já *Schizopera* sp.1 e *Ectinosoma* spp. ocorreram em todos os tratamentos e dias experimentais, sofrendo fortes reduções de densidade nos

tratamentos com tapete dos dias 4 e 8. Assim como ocorreu para meiofauna total e alguns grupos mais representativos, o tratamento controle do dia 1 para algumas espécies de Harpacticoida apresenta densidades mais baixas em relação ao controle de campo (dia 0), mas nos dias subsequentes (dias 4 e 8) ocorre um aumento com médias de densidades próximas ao controle do dia 0.

Os resultados da ANOVA (Tabela 7) para as densidades das espécies de Harpacticoida apresentaram uma interação significativa entre os fatores tratamento e dia para *Schizopera* sp.1, *Ectinosoma* spp. e *R. knoxi*. Diferenças significativas entre os tratamentos controle e com tapete ocorreram para todas as espécies, exceto para *Nitocra* sp.2. Os dias experimentais diferiram significativamente para *Schizopera* sp.1, *Ectinosoma* spp., *R. knoxi* e *Nitocra* sp.1. A espécie *Nitocra* sp.2 não apresentou diferenças significativas para nenhum fator.

Os resultados do teste *a posteriori* da ANOVA (Tukey HSD) para as espécies com interação significativa entre os fatores são apresentados na Tabela 8, detectando em quais dias experimentais ocorreram diferenças nas densidades dessas espécies entre os tratamentos controle e com tapete. Para o dia 0, correspondente ao controle de campo, nenhuma espécie apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$), assim como não ocorreram diferenças significativas no dia 1 entre os tratamentos controle e com tapete de algas. Já nos dias 4 e 8, todas as três espécies com interação significativa entre os dois fatores apresentam reduções fortes de densidade no tratamento com tapete de algas em relação ao controle, com diferenças significativas no teste *a posteriori*, exceto *R. knoxi* no dia 4.

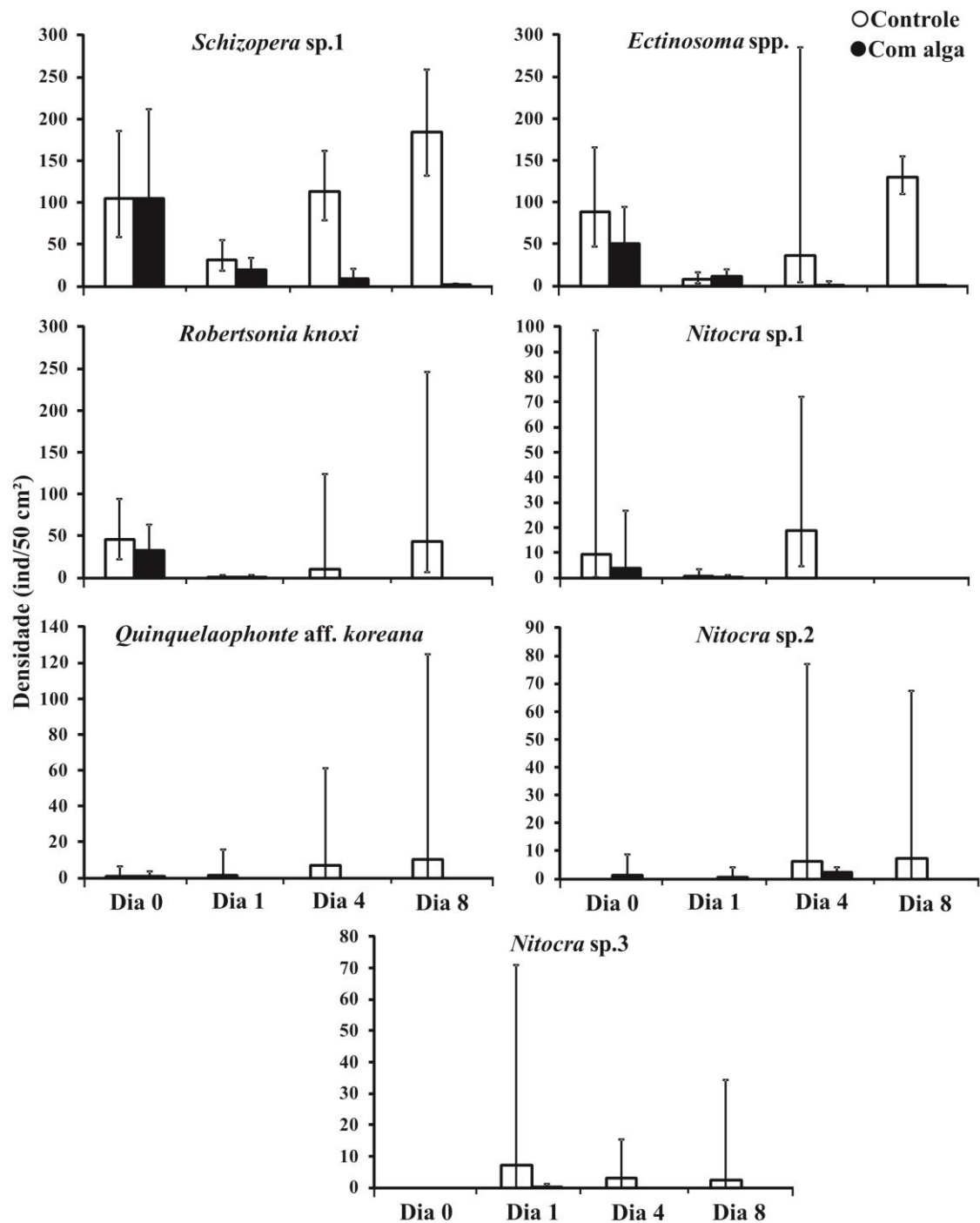


Figura 10 – Densidade média ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) das espécies mais representativas de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).

Tabela 7 – Resultados da ANOVA para espécies mais representativas de Copepoda Harpacticoida. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

<i>Schizopera</i> sp.1					<i>Ectinosoma</i> spp.		
	GL	QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	18,80	79,60	0,000	23,01	31,31	0,000
Dia (D)	3	2,91	12,34	0,000	5,45	7,42	0,002
T x D	3	5,50	23,31	0,000	7,76	10,56	0,000
Resíduo	16	0,24			0,73		

<i>R. knoxi</i>					<i>Nitocra</i> sp.1		
	GL	QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	15,40	14,45	0,002	6,00	5,52	0,032
Dia (D)	3	10,91	10,24	0,001	5,05	4,64	0,016
T x D	3	5,11	4,80	0,014	2,80	2,58	0,090
Resíduo	16	1,07			1,09		

<i>Q. aff. koreana</i>					<i>Nitocra</i> sp.2		
	GL	QM	F	p	QM	F	p
Tratamento (T)	1	11,78	7,38	0,015	0,94	0,69	0,417
Dia (D)	3	0,74	0,46	0,712	2,22	1,64	0,219
T x D	3	1,64	1,03	0,408	2,70	2,00	0,155
Resíduo	16	1,60			1,35		

<i>Nitocra</i> sp.3						
		QM	F	p		
Tratamento (T)	1	7,28	5,89	0,027		
Dia (D)	3	1,37	1,11	0,374		
T x D	3	0,91	0,74	0,545		
Resíduo	16	1,24				

Tabela 8 – Resultados do teste Tukey HSD (p) para as espécies de Copepoda Harpacticoida com interação significativa na ANOVA entre os fatores tratamento e dia, comparando os tratamentos controle e com tapete de algas em cada dia experimental. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$).

	Controle x Com alga			
	Dia 0	Dia 1	Dia 4	Dia 8
<i>Schizopera</i> sp.1	1,000	0,927	0,000	0,000
<i>Ectinosoma</i> spp.	0,992	1,000	0,011	0,000
<i>R. knoxi</i>	1,000	1,000	0,140	0,007

Os dados de riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') são apresentados na Figura 11, e os resultados da ANOVA para esses descritores univariados na Tabela 9. Riqueza e diversidade de espécies de Harpacticoida apresentam uma diminuição nos tratamentos com tapete em relação ao controle apenas a partir do dia 4, sendo as médias desses descritores muito semelhantes entre os tratamentos no dia 0 e 1. A equitatividade não apresentou nenhum padrão ao longo dos dias experimentais com grande variação entre as

réplicas. Os resultados da ANOVA mostraram que riqueza e diversidade apresentaram interação significativa entre os fatores tratamento e dia, e o teste *a posteriori* da ANOVA (Tukey HSD) mostrou que diferenças significativas ocorreram entre os tratamentos controle e com tapete apenas nos dias 4 e 8, sendo no dia 4 apenas para riqueza ($p=0,002$) e no dia 8 para riqueza ($p=0,004$) e diversidade ($p=0,003$). Além dessa interação entre os dois fatores, riqueza apresentou diferenças significativas para o fator tratamento, e para diversidade ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos e entre os dias experimentais. Equitatividade não apresentou diferença significativa para nenhum fator (Tabela 9).

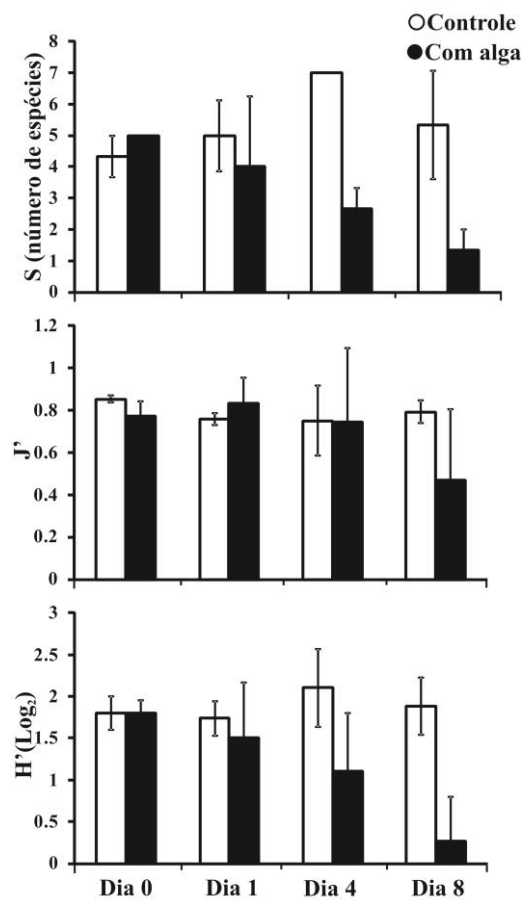


Figura 11 – Valores médios ($\pm$ 95% de intervalo de confiança) de riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade Shannon-Wiener (H') para associação de Copepoda Harpacticoida nos tratamentos controle (barras brancas) e com tapete de algas (barras pretas) no dia 0 (controle de campo) e ao longo dos dias 1, 4 e 8 (laboratório).

Tabela 9 – Resultados da ANOVA para riqueza (S), equitatividade (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') para associação de Copepoda Harpacticoida. Negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). GL = grau de liberdade; QM = quadrado médio.

Fatores	GL	Riqueza (S)			Equitatividade (J')		
		QM	F	P	QM	F	p
Tratamento (T)	1	28,17	27,04	0,000	0,08	2,15	0,162
Dia (D)	3	2,78	2,67	0,083	0,08	2,04	0,148
T x D	3	8,72	8,37	0,001	0,08	2,17	0,132
Resíduo	16	1,04			0,04		

Diversidade (H')					
	GL	QM	F	p	
Tratamento (T)	1	3,04	18,89	0,001	
Dia (D)	3	0,59	3,64	0,036	
T x D	3	0,81	5,04	0,012	
Resíduo	16	0,16			

3.4. Discussão

Os resultados encontrados no presente estudo mostraram que a formação de tapete de cianobactérias provocou alterações no ambiente de microcosmo reduzindo as concentrações de oxigênio e, conseqüentemente, modificou a estrutura da comunidade de meiofauna e da associação de Harpacticoida. Os resultados das análises multivariadas e univariadas mostraram, de maneira geral, interação significativa entre os dois fatores (tratamento e dia), com diferenças significativas entre os tratamentos (controle e com tapete), assim como entre os dias experimentais (dia 0, 1, 4 e 8). O dia 0, correspondente ao controle de campo, não apresentou diferenças significativas para estrutura da comunidade entre os tratamentos, verificando que as réplicas de UAS colonizadas pela meiofauna não apresentavam diferenças prévias e foram apropriadas para o estudo. Nos tratamentos controle de laboratório a densidade de meiofauna total e alguns grupos mais representativos (Harpacticoida e Kinorhyncha), assim como as densidades de algumas espécies de Harpacticoida apresentaram diminuições no tratamento controle do dia 1 em relação ao controle de campo (dia 0), provavelmente devido ao processo de aclimação às condições de laboratório. Porém, com a continuidade dos dias experimentais foi possível observar uma recuperação nas densidades desses organismos, indicando que as condições mantidas nos aquários foram adequadas para o estabelecimento dessas comunidades naturais, possibilitando a avaliação dos impactos provocados pela formação dos tapetes de cianobactérias.

O tapete de algas bentônicas atua como um complexo biológico integrado, que dependendo do estado das algas pode exibir fotossíntese, decomposição, ou ambos, e a

decomposição pode causar hipóxia e anóxia prejudicando os organismos que habitam o sedimento abaixo das algas (Norkko & Bonsdorff, 1996a). Todos os tratamentos com tapete de algas em laboratório apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido reduzidas a níveis de hipóxia (oxigênio dissolvido $< 2 \text{ mg.l}^{-1}$) desde o dia 1 até o dia 8, enquanto os tratamentos controle permaneceram sempre em condições de normóxia. O pH também sofreu reduções nos tratamentos com tapete em relação aos controle. Em experimento de microcosmo envolvendo algas filamentosas, Arroyo et al. (2006; 2012) também encontraram cenários de hipóxia em aquários com alga, além de redução do pH nesses mesmos tratamentos em comparação com aquários sem alga. Norkko et al. (2000) encontraram níveis de saturação de oxigênio diminuindo rapidamente na superfície do sedimento abaixo das algas, atingindo condições hipóxicas apenas 6-12 h após adição de algas em aquários e anóxicas no final do experimento, após 3 dias (72 horas).

As respostas da fauna à presença dos tapetes de algas serão específicas para cada grupo ou espécie, sendo hipoteticamente um possível habitat para aquelas tolerantes à hipóxia, anóxia e sulfureto de hidrogênio, e com um histórico de vida espacialmente e temporalmente adaptado para as ocorrências dessas algas (Norkko et al., 2000). Franz & Friedman (2002) encontraram anóxia nos sedimentos com tapete de algas, correlacionando esse fato com o declínio das espécies de Copepoda e com a fuga de algumas espécies do sedimento para a coluna de água, diminuindo as densidades e a riqueza de espécies no sedimento. Por outro lado, alguns grupos podem se beneficiar nesses ambientes, como relatado por Arroyo et al. (2006) que encontrou Nematoda e Copepoda em tapetes de alga à deriva, mesmo em experimento de laboratório sob condições de hipóxia. No presente estudo todos os grupos da meiofauna e espécies de Harpacticoida diminuíram sua abundância no tratamento com alga em relação ao controle a partir do dia 4, apesar de no dia 1 já serem registrados cenários de hipóxia no tratamento com tapete de algas.

Além dos efeitos de diminuição nas concentrações de oxigênio, os efeitos dos tapetes de alga podem ser semelhantes aos eventos de enriquecimento orgânico (Norkko & Bonsdorff, 1996b). Esses tapetes já foram descritos como locais onde ocorre um acúmulo de matéria orgânica (Norkko & Bonsdorff 1996a; Sundback & McGlathery, 2004), fato também recorrente no Canal de Santa Cruz (Valença et al., 2015), assim como descrito no Capítulo 1 (páginas 33) em comparação com amostragens fora dos tapetes de algas. Valença et al. (2015) sugerem que a mucilagem produzida pelas algas e o emaranhado de filamentos que compõe o tapete podem reter partículas orgânicas aumentando o percentual de matéria orgânica nesses pontos. Esse enriquecimento orgânico, como discutido no Capítulo 1 (página 33), pode ter

efeito sobre a fauna bastante variável (ver Coull & Chandler, 1992; Warwick, 1993; Gray et al., 2002); alguns organismos bentônicos podem chegar a se beneficiar inicialmente por enriquecimento orgânico leve ou moderado, porém em excesso é provável que cause condições de estresse para o ambiente e consequentes impactos negativos sobre a fauna (Ansari et al., 2014).

Em Maracaípe, onde ocorreu a colonização das UAS, foram encontrados valores de matéria orgânica inferiores aos encontrados no Canal de Santa Cruz, onde as cianobactérias foram coletadas, o que proporcionou aos tratamentos com tapete em laboratório um importante enriquecimento orgânico em relação aos controles. Assim, seria possível que este cenário de enriquecimento orgânico em UAS colonizadas em uma área como Maracaípe, possivelmente mais pobre nutricionalmente que o Canal de Santa Cruz, favorecesse alguns organismos da meiofauna provocando mudanças na estrutura trófica da comunidade, através do aparecimento de táxons oportunistas que se beneficiariam neste tipo de ambiente com alimentos na forma de bactérias e restos de algas em decomposição (Norkko & Bonsdorff, 1996a). Porém, no presente estudo não foram encontrados táxons se beneficiando nos tratamentos com tapetes de alga, o que pode se relacionar com a manutenção do experimento em ambiente fechado (microcosmo). Sandulli & Giudici (1989) já discutiram que o aparecimento (recrutamento) de espécies oportunistas, não presentes inicialmente nos pontos amostrados, está restrito a experimentos/coletas em campo, já que em situações de laboratório a chegada de novas espécies não pode ocorrer.

Em revisão sobre os efeitos de hipóxia e enriquecimento orgânico em ecossistemas marinhos costeiros, Gray et al. (2002) sugerem que os principais efeitos sobre a fauna bentônica se relacionam mais com a diminuição nas concentrações de oxigênio na coluna d'água do que com o aumento da matéria orgânica. Apesar de existirem espécies da meiofauna que podem não apenas tolerar condições de hipóxia, como preferir esses ambientes (Sergeeva & Zaika, 2013), de maneira geral se espera que a maioria dos organismos não resista a uma duração prolongada desses eventos, sendo reportadas na literatura diminuições significativas da densidade da meiofauna em condições de anóxia (Moodley et al., 1997). Os Harpacticoida, especificamente, são conhecidos pela sensibilidade à diminuição nas concentrações de oxigênio no meio, respondendo rapidamente aos eventos de hipóxia/anóxia (Hicks & Coull, 1983; Modig & Ólafsson, 1998; Wetzel et al., 2001). No presente estudo apesar da ANOVA para os principais grupos da meiofauna não evidenciar diferenças significativas entre os tratamentos controle e com algas no dia 1, apenas para Harpacticoida foi possível visualizar uma redução na densidade no tratamento com tapete de algas desse dia.

Além de Harpacticoida, outros grupos já foram descritos reduzindo suas densidades em ambientes com diminuição na concentração de oxigênio. Em estudo para avaliar os efeitos de florações de cianobactéria, Da Rosa et al. (2005) encontraram essas florações exercendo efeitos nocivos na população de *Laeonereis acuta* (Polychaeta) não conectados com cianotoxinas das algas, mas sim ligados ao ciclo hiperóxico/anóxico gerado pela fotossíntese/respiração dos tapetes. Modig & Ólafsson (1998), em experimento de microcosmo com hipóxia durante 12 dias, encontraram diferenças significativas entre os tratamentos (controle/hipóxia) para Copepoda, Oligochaeta e Turbellaria com abundância reduzida nos tratamentos hipóxicos, enquanto Kinorhyncha apresentou uma tendência à diminuição, mas sem diferença significativa entre os tratamentos. Já De Troch et al. (2013) não observaram impactos da ausência de oxigênio na densidade da meiofauna total, Nematoda e Kinorhyncha em experimento de campo com anóxia induzida por 5 dias, e sugerem que a conhecida resistência de nematóides pode explicar a falta de efeitos negativos na densidade de meiofauna total, em ambientes com alta dominância desse grupo. Esses mesmos autores encontraram efeitos dos tratamentos (controle/anóxia) para outros táxons da meiofauna, para algumas famílias de Copepoda, como Longipediidae e Miraciidae, enquanto Ectinosomatidae e Cletodidae foram mais resistentes, porém não observaram alterações na diversidade dos grupos da meiofauna ou das famílias de Copepoda. No presente estudo, apesar de todos os táxons serem afetados pela presença das algas e condições de hipóxia, a diversidade sofreu poucas alterações entre os tratamentos ao longo dos dias experimentais, sofrendo reduções nos tratamentos com tapete de algas apenas para as espécies de Copepoda no dia 8.

Alguns táxons de Copepoda podem apresentar maior resistência aos eventos de diminuição ou ausência de oxigênio. Grego et al. (2014) encontrou três espécies da família Cletodidae (duas de *Cletodes* e uma de *Enhydrosoma*) sobrevivendo em anóxia prolongada por até 2 meses, porém com baixas densidades. Porém, apesar da resistência de Cletodidae, esses autores encontraram diferenças significativas entre os tratamentos controle e anóxico já no primeiro dia experimental (9 dias de anóxia), além de queda na riqueza e diversidade de espécies de Harpacticoida que diminuíram significativamente durante o experimento, apesar de ser observado pelos autores um domínio estável (equitatividade) por espécies da família Cletodidae. Em experimento com indução de hipóxia/anóxia por 5 dias, Cristoni et al. (2004) encontraram apenas uma espécie de Harpacticoida, *Darcythompsonia fairliensis*, não afetada negativamente pelo cenário de redução nas concentrações de oxigênio, sendo esta espécie já registrada pela literatura em ambientes anóxicos, podendo até aumentar sua abundância em alguns casos (Sergeeva & Zaika, 2013). Apesar de no presente estudo todas as espécies de

Copepoda diminuir nos tratamentos com condições hipóxicas, alguns indivíduos de *Schizopera* sp.1 e *Ectinosoma* spp. foram encontrados até o final do experimento (dia 8).

As diferentes respostas para Harpacticoida podem se relacionar com padrões morfológicos e estilo de vida das espécies. Para Nematoda, por exemplo, a forma do corpo pode favorecer a resistência às baixas concentrações de oxigênio dissolvido, uma vez que, devido a uma alta razão superfície/volume, trocas mais eficientes entre as concentrações de oxigênio do ambiente e a concentração interna do organismo passam a ocorrer com maior facilidade (Wetzel et al., 2001; Braeckman et al., 2013). Dessa maneira a mesma ideia poderia ser válida para algumas espécies de Copepoda, especialmente os tipicamente vermiformes (mais semelhantes morfológicamente aos Nematoda), como Paramesochridae e Leptastacidae, conhecidas por sobreviver em ambientes com menor concentração de oxigênio (Hicks & Coull, 1983). Já outras espécies, como algumas do gênero *Cletocamptus*, podem se beneficiar pelo estilo de vida, sendo conhecidos por ocupar ambientes com anóxia prolongada e concentrações de sulfeto devido ao seu estado de quiescência (quietude, repouso) quando expostos a essas condições (Vopel et al., 1996). Grego et al. (2014) chamam ainda atenção para a possibilidade de uma linha evolutiva proporcionando adaptação de algumas famílias de Harpacticoida a ambientes com baixa entrada de oxigênio, pois, segundo os autores, dentro de Cletodidae, por exemplo, espécies de *Cletodes* são características de ambientes lamosos (mud-burrowers) em habitats marinhos rasos e infralitoral, enquanto outros gêneros, como *Pyrocletodes* e *Mesocletodes*, são conhecidamente de mar profundo, o que sugere algumas semelhanças entre esses ambientes no que se refere à disponibilidade de oxigênio nos espaços intersticiais como um fator limitante. Apesar das diferentes respostas ao longo dos estudos realizados com hipóxia/anóxia e meiofauna, Norkko & Bonsdorff (1996b) reforçam que a resposta da fauna para o conjunto de condições envolvendo hipóxia, sulfureto de hidrogênio e a presença física dos tapetes de algas, provoca uma resposta mais rápida e agressiva do que apenas a hipóxia.

Os dados de Nematoda, Ostracoda e Nauplii não foram utilizados no presente estudo devido ao processo de defaunação que não obteve sucesso total e incluiu nos tratamentos com tapete esses grupos. Assim, Nematoda, conhecido por sua resistência a eventos de hipóxia, não contribuiu para a meiofauna total, nem pode ser avaliado quanto a sua possível tolerância nos tratamentos com tapete. O grupo dominante no presente estudo foi Harpacticoida e apesar do gênero *Cletocamptus* ocorrer nos tapetes do Canal de Santa Cruz estando, portanto, presente nos tratamentos com tapete (contaminação), o mesmo não ocorreu nas UAS

colonizadas em Maracaípe e, conseqüentemente, não foi possível determinar a resistência desse gênero, descrito na literatura como ocorrendo em condições anóxicas.

A ocorrência dos organismos presentes nas cianobactérias, adaptados ao ambiente dos tapetes do Canal de Santa Cruz, pode ter contribuído para a redução da meiofauna que colonizou as UAS (Maracaípe) ao serem adicionados, como contaminação, nos tratamentos com tapete. A meiofauna presente nas UAS seria prejudicada na competição por recursos, possivelmente melhor explorados pelos organismos já adaptados ao ambiente do tapete. Este cenário de competição provavelmente não ocorreu, sendo observada uma redução nas densidades da meiofauna considerada contaminação (Nematoda+Ostracoda+Nauplii +*Cletocamptus*) ao longo dos dias experimentais; enquanto no dia 1 foram encontrados em torno de 20000 indivíduos.50cm⁻² nas amostras incluindo UAS + contaminação, no dia 8 foram encontradas densidades bastante reduzidas, variando de 500 a 1000 indivíduos.50cm⁻².

Essa forte redução na densidade da meiofauna contaminante ao longo do experimento indica que possivelmente uma parcela desses organismos foi incluída morta nos aquários, sofrendo um processo de decomposição ao longo dos dias em laboratório, o que pode ter contribuído para as reduções das concentrações do oxigênio no microcosmo, em adição aos efeitos do próprio tapete. Por outro lado, foi observado o deslocamento das cianobactérias e um crescimento do tapete preferencialmente sobre as UAS, englobando essas unidades, enquanto as bordas dos aquários permaneciam livres de cianobactérias, sugerindo que os efeitos do tapete asfixiando as UAS foram provavelmente suficientes enquanto responsáveis pelos impactos observados nesses tratamentos. Apesar da redução constante da meiofauna e espécies de Harpacticoida nos tratamentos com tapete, todos os principais grupos da meiofauna chegaram a ser registrados nesses tratamentos nos dias 4 e 8, com exceção de Oligochaeta no dia 8. Para as espécies de Harpacticoida, apenas duas ocorreram no dia 8, *Ectinosoma* spp. e *Schizopera* sp.1, enquanto do dia 4, além dessas duas, ocorreram também *Nitocra* sp.2.

Assim, o presente estudo encontrou fortes efeitos negativos do desenvolvimento do tapete de cianobactérias em microcosmo sobre os grupos da meiofauna e as espécies de Copepoda Harpacticoida, provocando alterações na composição e densidade desses táxons que foram reduzidos a quase zero no último dia experimental, após 8 dias em tratamentos com tapete. Além disso, modificações nos descritores univariados da comunidade foram observadas com diferença significativa entre os tratamentos (controle e com tapete) no dia 4, assim como no dia 8 para riqueza, enquanto a diversidade só foi significativamente diferente entre os tratamentos para o último dia experimental. Situações com redução nas concentrações

de oxigênio, atingindo níveis de hipóxia ocorreram nos tratamentos com tapete, sendo relacionadas com a presença das algas, mas também, possivelmente, com a decomposição da meiofauna contaminação. Apesar disso, este cenário é frequentemente descrito na literatura como uma das principais causas de efeitos deletérios provocados pelo desenvolvimento dos tapetes de algas, sendo, possivelmente, ainda mais drástico em comunidades provenientes de ambientes sem eventos de formação de tapete (Maracaípe) e conseqüentemente não adaptadas para sobrevivência sob estas condições.

4. Referências

4.1. Introdução Geral

- Adams, S.M., 2005. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 51: 649–657.
- Anderson, D.M., P.M. Glibert, J.M. Burkholder, 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition and consequences. *Estuaries* 25: 704–726.
- Arroyo, N.L., K. Aarnio & E. Bonsdorff, 2006. Drifting algae as a means of re-colonizing defaunated sediments in the Baltic Sea. A short-term microcosm study. *Hydrobiologia* 554: 83–95.
- Arroyo, N.L., K. Aarnio, M. Mäensivu & E. Bonsdorff, 2012. Drifting filamentous algal mats disturb sediment fauna: Impacts on macro–meiofaunal interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 420–421: 77–90.
- Berglund, J., J. Mattila, O. Rönnerberg, J. Heikkilä & E. Bonsdorff, 2003. Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56 1167–1175.
- Bertness, M.D., G.H. Leonard, J.M. Levine, P.R. Schmidt & A.O. Ingraham, 1999. Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecology* 80: 2711–2726.
- Beyene, A., T. Addis, D. Kifle, W. Legesse, H. Kloos, L. Triest, 2009. Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: case study of the Kebena and Akaki rivers in Addis Ababa, Ethiopia. *Ecological Indicators* 9: 381–392.
- Bishop, M.J., 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 107: 203–220.
- Bohórquez J., S. Papaspyrou, M. Yúfera, S. A. van Bergeijk, E. García-Robledo, J.L. Jiménez-Arias, M. Bright & A. Corzo, 2013. Effects of green macroalgal blooms on the meiofauna community structure in the Bay of Cádiz. *Marine Pollution Bulletin* 70: 10–17.
- Bolam, S.G., T.F. Fernandes, P. Read & D. Raffaelli, 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 249: 123–137.

- Bonsdorff, E., 1992. Drifting algae and zoobenthos-effects on settling and community structure. *Netherlands Journal of Sea Research* 30: 57–62.
- Borja A., D.M. Dauer, M. Elliott & C.A. Simenstad, 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33: 1249–1260.
- Cardoso, P.G., M.A. Pardal, D. Raffaelli, A. Baeta, J.C. Marques, 2004. Macroinvertebrates response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308: 207–220.
- Corzo, A., S.A. Van Bergeijk & E. García-Robledo, 2009. Effects of green macroalgal blooms on intertidal sediments: net metabolism and carbon and nitrogen contents. *Marine Ecology Progress Series* 380: 81–93.
- Coull, B.C., 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24: 327–343.
- Coull, B.C. & G.T. Chandler, 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology* 30: 191–271.
- Danovaro, R., M. Scopa, C. Gambi & S. Franschetti, 2007. Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. *Marine Biology* 152: 339–350.
- De Troch M., L. Vandepitte, M. Raes, E. Suárez-Morales & M. Vincx, 2005. A field colonization experiment with meiofauna and seagrass mimics: effect of time, distance and leaf surface area. *Marine Biology* 148: 73–86.
- Frame, K., G. Hunt & K. Roy, 2007. Intertidal meiofaunal biodiversity with respect to different algal habitats: a test using phytal ostracodes from Southern California. *Hydrobiologia* 586: 331–342.
- Franz, D.R. & I. Friedman, 2002. Effects of a macroalgal mat (*Ulva lactuca*) on estuarine sand flat copepods: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271: 209–226.
- García, R. & R.W. Johnstone, 2006. Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research* 57: 155–165.
- García-Robledo, E. & A. Corzo, 2011. Effects of macroalgal blooms on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in photoautotrophic sediments: an experimental mesocosm. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1550–1556.
- Giere, O., 1993. *Meiobenthology: The microscopic fauna in aquatic sediments*. Springer-Verlag, Berlin.
- Hicks, G.R.F. & B.C. Coull, 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 21: 67–175.

- Kennedy A. & C. Jacoby, 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54: 47–68.
- Kennish, M.J., 1992. *Ecology of estuaries: anthropogenic effects*. CRC Press, Boca Raton.
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation* 29: 78–107.
- Lauringson, V. & J. Kotta, 2006. Influence of the thin drift algal mats on the distribution of macrozoobenthos in Kõiguste Bay, NE Baltic Sea. *Hydrobiologia* 554: 97–105.
- Little, C., 2000. *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press, New York.
- Lopes, R.J., M.A. Pardal & J.C. Marques, 2000. Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 249: 165–179.
- Lyons, D., C. Arvanitidis, A.J. Blight, E. Chatzinikolaou, T. Guy-Haim, J. Kotta, H. Orav-Kotta, A.M. Queirós, G. Rilov, P.J. Somerfield & T.P. Crowe, 2014. Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology* 20: 2712–2724.
- Mirto S. & R. Danovaro, 2004. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 48: 919–926.
- MMA, 2010. *Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil*. MMA/SBF/GBA, Brasília.
- Neira, C. & M. Rackemann, 1996. Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: effects on the meiobenthos. *Journal of Sea Research* 36: 153–170.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Norkko J., E. Bonsdorff & A. Norkko, 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: species specific responses to a transient resource. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 248: 79–104.
- Norkko, A. & E. Bonsdorff, 1996a. Population responses of coastal zoobenthos to stress by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140: 141–151.
- Norkko, A. & E. Bonsdorff, 1996b. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140: 141–151.
- Österling, M. & L. Pihl, 2001. Effects of filamentous green algal mats on benthic macrofaunal functional feeding groups. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 263: 159–183.

Rule M.J. & S.D.S. Smith, 2007. Depth-associated patterns in the development of benthic assemblages on artificial substrata deployed on shallow, subtropical reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345: 38–51.

Thiel, M. & L. Watling, 1998. Effects of green algal mats on infaunal colonization of a New England mud flat – long-lasting but highly localized effects. *Hydrobiologia* 375–376: 177–189.

Underwood A.J. & M.G. Chapman, 2006. Early development of subtidal macrofaunal assemblages: relationships to period and timing of colonization. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 221–233.

4.2. Capítulo 1

Albertelli, G., A. Covazzi-Harriague, R. Danovaro, M. Fabiano & S. Fraschetti, 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research* 42: 11–26.

Anderson D.M., P.M. Glibert & J.M. Burkholder, 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25 (4): 704–726.

Arroyo, N.L., K. Aarnio & E. Bonsdorff, 2006. Drifting algae as a means of re-colonizing defaunated sediments in the Baltic Sea. A short-term microcosm study. *Hydrobiologia* 554: 83–95.

Arroyo, N.L., K. Aarnio, M. Mäensivu & E. Bonsdorff, 2012. Drifting filamentous algal mats disturb sediment fauna: Impacts on macro–meiofaunal interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 420–421: 77–90.

Austen, M.C. & R.M. Warwick, 1995. Effects of manipulation of food supply on estuarine meiobenthos. *Hydrobiologia* 311: 175–184.

Barros, H.M., E. Eskinazi-Leça, S.J. Macedo & T. Lima, 2000. Gerenciamento participativo de estuários e manguezais. Editora Universitária, Recife.

Bertness, M.D., G.H. Leonard, J.M. Levine, P.R. Schmidt & A.O. Ingraham, 1999. Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecology* 80: 2711–2726.

Bohórquez J., S. Papaspyrou, M. Yúfera, S.A. van Bergeijk, E. García-Robledo, J.L. Jiménez-Arias, M. Bright & A. Corzo, 2013. Effects of green macroalgal blooms on the meiofauna community structure in the Bay of Cádiz. *Marine Pollution Bulletin* 70: 10–17.

Botter-Carvalho, M.L., 2007. Resposta da macrofauna bêmica estuarina a distúrbios: experimentos de eutrofização e recolonização no Canal de Santa Cruz-PE. Doutorado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Boxshall, G.A. & D. Defaye, 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:195–207.

- Colijn, F. & K.S. Dijkema, 1981. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 4: 9–21.
- Corzo, A., S.A. Van Bergeijk & E. García-Robledo, 2009. Effects of green macroalgal blooms on intertidal sediments: net metabolism and carbon and nitrogen contents. *Marine Ecology Progress Series* 380: 81–93.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Coull, B.C., 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24: 327–343.
- Coull, B.C. & G.T. Chandler, 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology* 30: 191–271.
- CPRH, 2010. Zoneamento ambiental da área de proteção ambiental – APA Santa Cruz – Itapissuma, Itamaracá e Goiana/PE. (http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/zoneamentosantacruz;2243;20120906.pdf)
- Danovaro, R., R. Della Croce, A. Eleftheriou, M. Fabiano, N. Papadopoulou, C. Smith & A. Tselepidis, 1995. Meiofauna of the deep Eastern Mediterranean Sea: distribution and abundance in relation to bacterial biomass, organic matter composition and other environmental factors. *Progress in Oceanography* 36: 329–341.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- EMBRAPA, 1997. Manual de métodos de análise de solo. Editora EMBRAPA, Rio de Janeiro.
- Ferreira, R.C., A.B. Nascimento-Junior, P. J. P. Santos, M. L. Botter-Carvalho & T. K. Pinto, 2015. Responses of estuarine nematodes to an increase in nutrient supply: an in situ continuous addition experiment. *Marine Pollution Bulletin* 90: 115–120.
- Fleeger, J.W. 1985. Meiofaunal densities and copepod species composition in Louisiana, USA, estuary. *Transactions of the American Microscopical Society* 104: 321–332.
- Frame, K., G. Hunt & K. Roy, 2007. Intertidal meiofaunal biodiversity with respect to different algal habitats: a test using phytal ostracodes from Southern California. *Hydrobiologia* 586: 331–342.
- Franz, D.R. & I. Friedman, 2002. Effects of a macroalgal mat (*Ulva lactuca*) on estuarine sand flat copepods: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271: 209–226.
- García, R. & R.W. Johnstone, 2006. Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research* 57: 155–165.

- García de Lomas, J., A. Corzo, C.M. García & S.A. van Bergeijk, 2005. Microbenthos in a hypersaline tidal lagoon: factors affecting microhabitat, community structure and mass exchange at the sediment-water interface. *Aquatic Microbial Ecology* 38: 53–69.
- García-Robledo, E. & A. Corzo, 2011. Effects of macroalgal blooms on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in photoautotrophic sediments: an experimental mesocosm. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1550-1556.
- Gee, J.M., R.M. Warwick, M. Schaanning, J.A. Berge & W.G.R. Ambrose, 1985. Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 91: 247–262.
- GESAMP and Advisory Committee on Protection of the Sea, 2001. A sea of troubles. Reports and Studies GESAMP 70. (<http://www.gesamp.org/publications/publicationdisplaypages/rs70>)
- Gerchacov, S.M. & P.G. Hatcher, 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnology and Oceanography* 17: 938–943.
- Giere, O., 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer-Verlag, Berlin.
- Gray, J.S., R.S. Wu & Y.Y. Or, 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238: 249–279.
- Hart, C.M., M.R. González, E. P. Simpson & S. H. Hurlbert, 1998. Salinity and fish effects on Salton Sea microecosystems: zooplankton and nekton. *Hydrobiologia* 381: 129–152.
- Hicks, G.R.F. & B.C. Coull, 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 21: 67–175.
- Hockin, D.C., 1983. The effects of organic enrichment upon a community of meiobenthic harpacticoid copepods. *Marine Environmental Research* 10: 45–58.
- Huys, R., J.M. Gee, C.G. Moore & R. Hamond, 1996. Marine and brackish water harpacticoid copepods part 1: keys and notes for identification of the species. In: Barnes, R. S. K. & J. H. Crothers (eds.), *Synopses of the British Fauna, New Series* 51: 1 – 352.
- Lang, K., 1948. *Monographie der Harpacticiden*. Nordiska Bökhandeln, Stockholm.
- Lang, K., 1965. Copepoda Harpacticoida from the Californian Pacific coast. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar* 10: 1–560.
- Lyons, D., C. Arvanitidis, A.J. Blight, E. Chatzinikolaou, T. Guy-Haim, J. Kotta, H. Orav-Kotta, A.M. Queirós, G. Rilov, P.J. Somerfield & T.P. Crowe, 2014. Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology* 20: 2712–2724.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343–346.
- Lowry, O.H., N.J. Rosebrough, A.L. Farr & R.J. Randall, 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry* 193: 265–275.

- McGlathery K.J., K. Sundbäck & P. Fong, 2013. Estuarine benthic algae. In Day Jr., J.W., B.C. Crump, W.M. Kemp & A. Yáñez-Arancibia (eds), *Estuarine Ecology*, Second Edition. John Wiley & Sons, New Jersey: 203–234.
- Neira, C. & M. Rackemann, 1996. Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: effects on the meiobenthos. *Journal of Sea Research* 36: 153–170.
- O’Neil J.M., T.W. Davis, M.A. Burford & C.J. Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313–334.
- Pinckney, J., K.R. Carman, S.E. Lumsden & S.N. Hymel, 2003. Microalgal-meiofaunal trophic relationships in muddy intertidal estuarine sediments. *Aquatic Microbial Ecology* 31: 99–108.
- Santos, P.J.P., M.L. Botter-Carvalho, A.B. Nascimento-Júnior, R.G.C. Marinho, P.V.V.C. Carvalho & A.P.M.C. Valença, 2009. Response of estuarine meiofauna assemblage to effects of fertilizer enrichment used in the sugar cane monoculture, Pernambuco, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 57: 43–55.
- Schratzberger, M. & R.M. Warwick, 1998. Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. *Marine Ecology Progress Series* 164: 83–94.
- Smith, P.K., R.I. Krohn, G.T. Hermanson, A.K. Mallia, F.H. Gartner, M.D. Provenzano, E.K. Fujimoto, N.M. Goeke, B.J. Olson & D.C. Klenk, 1985. Measurement of Protein using Bicinchoninic Acid. *Analytical Biochemistry* 150: 76–85.
- Suguio, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. Edgard Blücher, São Paulo.
- UNFPA, 2007. *State of world population 2007*. UNFPA, New York. (<http://www.unfpa.org/publications/state-world-population-2007>)
- Valença, A.P.M.C. & P.J.P. Santos, 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): Review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. *Marine Pollution Bulletin* 64: 1809–1820.
- Valença, A.P.M.C., 2015. *Resposta da macrofauna bêmica estuarina ao estresse induzido por tapetes de alga*. Doutorado em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Vincx, M. & C. Heip, 1987. The use of meiobenthos in pollution monitoring studies: a review. *ICES C.M.* 33: 1–18.
- Vopel, K., J. Dehmlow, M. Johansson & G. Arlt, 1998. Effects of anoxia and sulphide on populations of *Cletocamptus confluens* (Copepoda, Harpacticoida). *Marine Ecology Progress Series* 175: 121–128.

Warwick, R.M., 1993. The effects of organic enrichment on the benthic meio- and micro fauna, with particular reference to the fish farming in Scottish sea lochs. Scottish Natural Heritage, Edinburgh.

Wells, J.B.J., 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). *Zootaxa* 1568: 1–872.

Wetzel, M.A., A. Weber & O. Giere, 2002. Re-colonization of anoxic/sulfidic sediments by marine nematodes after experimental removal of macroalgal cover. *Marine Biology* 141: 679–689.

Wetzel, R.G. & G. E. Likens, 1990. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, Berlin.

Widbom, B. & R. Elmgren, 1988. Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 42: 257–268.

4.3. Capítulo 2

Ansari, Z.A., B.S. Ingole, S.A.H. Abidi, 2014. Organic enrichment and benthic fauna—some ecological consideration. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences* 43: 554–560.

Arroyo, N.L., K. Aarnio & E. Bonsdorff, 2006. Drifting algae as a means of re-colonizing defaunated sediments in the Baltic Sea. A short-term microcosm study. *Hydrobiologia* 554: 83–95.

Arroyo, N.L., K. Aarnio, M. Mäensivu & E. Bonsdorff, 2012. Drifting filamentous algal mats disturb sediment fauna: Impacts on macro–meiofaunal interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 420–421: 77–90.

Austen, M.C. & B. Widbom, 1991. Changes in and slow recovery of a meiobenthic nematode assemblage following a hypoxic period in the Gullmar Fjord basin Sweden. *Marine Biology* 111: 139–145.

Austen, M.C. & R.M. Warwick, 1995. Effects of manipulation of food supply on estuarine meiobenthos. *Hydrobiologia* 311: 175–184.

Berglund, J., J. Mattila, O. Rönnerberg, J. Heikkilä, E. Bonsdorff, 2003. Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56 1167–1175.

Bertness, M.D., G.H. Leonard, J.M. Levine, P.R. Schmidt & A.O. Ingraham, 1999. Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecology* 80: 2711–2726.

Bohórquez J., S. Papaspyrou, M. Yúfera, S.A. van Bergeijk, E. García-Robledo, J.L. Jiménez-Arias, M. Bright & A. Corzo, 2013. Effects of green macroalgal blooms on the meiofauna community structure in the Bay of Cádiz. *Marine Pollution Bulletin* 70: 10–17.

Braeckman, U., J. Vanaverbeke, M. Vincx, D. van Oevelen, & K. Soetaert, 2013. Meiofauna metabolism in suboxic sediments: currently overestimated. *Plos One* 8: e59289.

- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223–253.
- Colijn, F. & K.S. Dijkema, 1981. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll *a* on an intertidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 4: 9–21.
- Corzo, A., S.A. Van Bergeijk & E. García-Robledo, 2009. Effects of green macroalgal blooms on intertidal sediments: net metabolism and carbon and nitrogen contents. *Marine Ecology Progress Series* 380: 81–93.
- Coull, B.C., 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24: 327–343.
- Coull, B.C. & G.T. Chandler, 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology* 30: 191–271.
- Cristoni C., M.A. Colangelo, V.U. Ceccherelli, 2004. Spatial scale and meiobenthic copepod recolonisation: testing the effect of disturbance size in a seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 298: 49–70.
- Da Rosa C.E., M.S.Souza, J.S. Yunes, L.A. Proença, L.E. Nery & J.M. Monserrat, 2005. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: characteristics and effects on *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). *Marine Pollution Bulletin* 50: 956–964.
- De Troch M., L. Vandepitte, M. Raes, E. Suárez-Morales, M. Vincx, 2005. A field colonization experiment with meiofauna and seagrass mimics: effect of time, distance and leaf surface area. *Marine Biology* 148: 73–86.
- De Troch M., M. Roelofs, B. Riedel & M. Grego, 2013. Structural and functional responses of harpacticoid copepods to anoxia in the Northern Adriatic: an experimental approach. *Biogeosciences* 10: 4259–4272.
- Diaz R.J. & R. Rosenberg, 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321: 926–929.
- Frame, K., G. Hunt & K. Roy, 2007. Intertidal meiofaunal biodiversity with respect to different algal habitats: a test using phytal ostracodes from Southern California. *Hydrobiologia* 586: 331–342.
- Franz, D.R. & I. Friedman, 2002. Effects of a macroalgal mat (*Ulva lactuca*) on estuarine sand flat copepods: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271: 209–226.
- García, R. & R.W. Johnstone, 2006. Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research* 57: 155–165.
- García-Robledo, E. & A. Corzo, 2011. Effects of macroalgal blooms on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in photoautotrophic sediments: an experimental mesocosm. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1550–1556.

- GESAMP and Advisory Committee on Protection of the Sea, 2001. A sea of troubles. Reports and Studies GESAMP 70. (<http://www.gesamp.org/publications/publicationdisplaypages/rs70>)
- Giere, O., 1993. Meiobenthology: The microscopic fauna in aquatic sediments. Springer-Verlag, Berlin.
- Gobin J.F., R.M. Warwick, 2006. Geographical variation in species diversity: a comparison of marine polychaetes and nematodes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 234–244.
- Gray, J.S., R.S. Wu & Y.Y. Or, 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238: 249–279.
- Grego M., M. Stachowitsch, M. De Troch & B. Riedel, 2014. Meiofauna winners and losers of coastal hypoxia: case study harpacticoid copepods. *Biogeosciences* 11: 281–292.
- Heip, C., 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia* 41: 113–136.
- Hicks, G.R.F. & B.C. Coull, 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 21: 67–175.
- Huys, R., J.M. Gee, C.G. Moore & R. Hamond, 1996. Marine and brackish water harpacticoid copepods part 1: keys and notes for identification of the species. In: Barnes, R. S. K. & J. H. Crothers (eds.), *Synopses of the British Fauna, New Series* 51: 1 – 352.
- Lang, K., 1948. *Monographie der Harpacticiden*. Nordiska Bökhandeln, Stockholm.
- Lang, K., 1965. Copepoda Harpacticoidea from the Californian Pacific coast. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar* 10: 1–560.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343–346.
- Macêdo, R.J.A., E.P. Barreto, A.C. Santos, V.A.V. Manso, 2010. Estudo geoambiental da orla de Maracaípe – Ipojuca (PR), Brasil. *Estudos Geológicos* 20: 93–111.
- Middelburg J.J. & L.A. Levin, 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences* 6: 1273–1293.
- Mirto S. & R. Danovaro, 2004. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 48: 919–926.
- Modig H. & E. Ólafsson, 1998. Responses of baltic benthic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229: 133–148.
- Moodley, L., G.J. van der Zwaan, P.M.J. Herman, L. Kempers & P. Van Breugel, 1997. Differential response of benthic meiofauna to anoxia with special reference to Foraminifera (Protista: Sarcodina). *Marine Ecology Progress Series* 158, 151–163.
- Neira, C. & M. Rackemann, 1996. Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: effects on the meiobenthos. *Journal of Sea Research* 36: 153–170.

- Norkko J., E. Bonsdorff & A. Norkko, 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: species specific responses to a transient resource. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 248: 79–104.
- Norkko, A. & E. Bonsdorff, 1996a. Population responses of coastal zoobenthos to stress by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140: 141–151.
- Norkko, A. & E. Bonsdorff, 1996b. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140: 141–151.
- Sandulli R. & M.N. Giudici, 1989. Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study. *Marine Pollution Bulletin* 20: 223–227.
- Sergeeva N. & V. Zaika, 2013. The black sea meiobenthos in permanently hypoxic habitat. *Acta Zoologica Bulgarica* 65: 139–150.
- Sundbänck, K. & K. McGlathery, 2004. Interactions between benthic macroalgal and microalgal mats. *Coastal and Estuarine Studies* 60: 7–29.
- Valença, A.P.M.C., 2015. Resposta da macrofauna bêmica estuarina ao estresse induzido por tapetes de alga. Doutorado em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Vitousek, P.M., J. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger & G.D. Tilman, 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* 7: 737–750.
- Vopel, K., J. Dehmlow, M. Johansson & G. Arlt, 1996. Effects of anoxia and sulphide on populations of *Cletocamptus confluent* (Copepoda, Harpacticoida). *Marine Ecology Progress Series* 175: 121–128.
- Warwick, R.M., 1993. The effects of organic enrichment on the benthic meio- and micro fauna, with particular reference to the fish farming in Scottish sea lochs. Scottish Natural Heritage, Edinburgh.
- Wells, J.B.J., 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). *Zootaxa* 1568: 1–872.
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens, 1990. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, Berlin.
- Wetzel, M.A., J.W. Fleeger & S.P. Powers, 2001. Effects of hypoxia and anoxia on meiofauna: a review with new data from the Gulf of Mexico. *Coastal and Estuarine Studies* 58: 65–184.