

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

CAMPUS EXPERIMENTAL DO LITORAL PAULISTA

**INFLUÊNCIA DA HIDRODINÂMICA COSTEIRA E DOS PARÂMETROS
AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO DA MEIOFAUNA NA PRAIA DO LÁZARO,
UBATUBA (SP)**

Renata Diniz Teles

São Vicente - SP

2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

CAMPUS EXPERIMENTAL DO LITORAL PAULISTA

INFLUÊNCIA DA HIDRODINÂMICA COSTEIRA E DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO DA MEIOFAUNA NA PRAIA DO LÁZARO, UBATUBA (SP)

Renata Diniz Teles

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Co-Orientadora: Profa. Dra. Célia Regina de Gouveia Souza

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Campus Experimental
do Litoral Paulista - UNESP, como parte
dos requisitos para a obtenção do título
de Especialista em Gestão Ambiental.

São Vicente - SP

2012

Teles, Renata Diniz

Influência da hidrodinâmica costeira e dos parâmetros ambientais na composição da meiofauna na Praia do Lázaro, Ubatuba (SP) / Renata Diniz Teles - São Vicente, 2012.

61 p.

Monografia (Pós-graduação “Lato Sensu” em Gestão Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental do Litoral Paulista.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Célia Regina de Gouveia Souza

1. Meiofauna

2. Praias arenosas - Ecologia

CDD 574.52638

Palavras-chaves: meiobentos, praia arenosa, hidrodinâmica, biomonitoramento.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS EXPERIMENTAL DO LITORAL PAULISTA

**INFLUÊNCIA DA HIDRODINÂMICA COSTEIRA E DOS PARÂMETROS
AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO DA MEIOFAUNA NA PRAIA DO LÁZARO,
UBATUBA (SP)**

RENATA DINIZ TELES

ESTA MONOGRAFIA FOI JULGADA ADEQUADA PARA
A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE “**ESPECIALISTA EM
GESTÃO AMBIENTAL**”

APROVADA EM SUA FORMA FINAL
PELO CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO EM
GESTÃO AMBIENTAL

Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Prof. Dr. Roberto Fioravanti Carelli Fontes

Prof. MSc. Luis Felipe de Almeida Duarte

Para a minha família, que apoia cada uma dessas empreitadas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço muito ao meu pai, Dr. Horácio Teles, por me ensinar tanto. Sobre pesquisa, biologia e sobre a vida. Por acompanhar sempre tão de perto cada passo da minha vida acadêmica, sempre com tanta paciência. Por abraçar cada projeto meu como se fosse seu próprio, com a mesma vontade e dedicação.

Todo o meu agradecimento à minha mãe, Elisete Teles, pelo amor e carinho. Se não fosse por esse suporte emocional eu teria desistido, naqueles momentos difíceis, quando parece que os problemas são grandes demais e não têm mais solução. Aliás, eu não conseguiria fazer nada na vida sem essa parceria.

Felipe, obrigada pela alegria de sempre, pela descontração, por transmitir o tempo todo uma energia positiva, me fazendo recuperar o alto astral.

Muito obrigada ao Vinicius Cantareli, pela inestimável ajuda nas coletas, no processamento das amostras, em grande parte do trabalho operacional dessa pesquisa. Mas, muito além disso, obrigada por ser um grande incentivador, por me fazer acreditar que daria certo.

Um agradecimento muito especial ao Dr. Marcelo Pinheiro, por todo apoio e paciência. Por receber prontamente como orientanda uma geógrafa, com tanto à aprender sobre esse mundo novo da Biologia Marinha.

Agradeço muito ao Prof. Dr. Roberto Fontes e ao Prof. MSc. Felipe Duarte por comporem a banca de avaliação deste trabalho e contribuírem imensamente para enriquece-lo.

Obrigada à Dra. Célia Regina Souza e ao Wagner Vilano por oferecerem suporte para o trabalho de campo dessa pesquisa. Obrigada também à equipe do projeto Costões Rochosos de Ubatuba, que de alguma forma contribuiu, especialmente à Renata Topanga, que deu uma grande força nos dias de coletas.

Obrigada ao pessoal do CRUSTA: Felipe Duarte, Caio Nobre, Sergio

Asche, Carol Souza. Foi incrível a gentileza com que vocês me receberam. Fico muito grata pela oportunidade de ter feito grandes amigos. Obrigada também ao pessoal do CEBIMar: Bia, Nilvea, Simone, Danilo, Vivi e especialmente à Dra. Fabiane Gallucci, Dr. Gustavo Fonseca e Dr. Maikon Di Domenico, por serem tão solícitos e receptivos, por compartilharem comigo conhecimentos tão valiosos, sem os quais não seria possível prosseguir com essa pesquisa.

RESUMO

Os fatores ambientais exercem importante influência sobre a composição e distribuição da meiofauna associada aos sedimentos das praias. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito dos parâmetros ambientais e da contaminação orgânica sobre a composição do meiobentos na Praia do Lázaro, Ubatuba (SP). Essa praia apresenta um extremo mais exposto e outro protegido da energia de ondas por um pontão rochoso, fato que confere características distintas à esses locais, por isso serviram de alvo do presente estudo. Nesses extremos, aqui denominados La (abrigado) e Le (exposto), houve levantamento dos perfis praias e amostragem de sedimento para avaliação granulométrica, quantificação da porcentagem de matéria orgânica e presença de bactérias indicadoras de contaminação fecal. Nos mesmos locais, houve a coleta de amostras para quali-quantificação do meiobentos ("corers" cilíndricos de 5 x 4,5 cm), fixadas em formol 4%, flotadas com Ludox e filtradas em malha (45µm) e coradas com Rosa de Bengala (24h). Após quantificação dos organismos por categoria taxonômica sob lupa, os dados obtidos para cada táxon foram submetidos aos índices de diversidade (Shannon-Wiener) e riqueza (Margaleff) para verificar as diferenças na composição da meiofauna nos locais amostrados. No extremo de maior exposição às ondas a abundância do meiobentos (n=4.735) foi superior ao abrigado (n=3.444). No entanto, a diversidade e riqueza apresentaram padrão inverso, La > Le (H' = 0,25 e 0,14 bits/ind. / RM = 1,11 e 0,71, respectivamente). Nematodos foram mais abundantes em ambos os extremos, sendo que em La ocorreram 10 grupos taxonômicos (Amphipoda, Copepoda, Bivalvia, Gastropoda, Acari, Insecta, Polyhaeta, Oligochaeta, Nematoda e Sarcocystophora). Em Le ocorreram 7 grupos (Bivalvia, Gastropoda, Tanaidacea, Acari, Polyhaeta, Nematoda e Sarcocystophora). A média do teor de matéria orgânica e o tamanho médio do grão não diferiram significativamente entre os locais de amostragem. Os resultados concordaram com outros estudos, que apontam menor riqueza e diversidade da meiofauna em locais de maior contaminação orgânica, como foi o caso de Le, que apresentou maior presença de bactérias indicadoras de contaminação fecal, e sugerem também que a dinâmica hídrica ganhou importância sobre a composição do meiobentos, o que condiz com outros estudos na literatura. Trata-se da primeira abordagem neste sentido para esta praia do Litoral Norte de São Paulo e se reveste de importância pelo estabelecimento de linhas de estudo que apresentam perspectivas promissoras para a melhoria dos conhecimentos e instrumentos da gestão ambiental sustentada por novos indicadores e condicionantes.

Palavras-chave: Meiobentos, Praia arenosa, Hidrodinâmica Costeira, Biomonitoramento.

ABSTRACT

The environmental factors perform the important influence on the composition and distribution of meiofauna associated with the beach's sediments. The aim of this study was to evaluate the effect of environmental parameters and organic contamination on the composition of meiobenthos at Lázaro Beach, Ubatuba (SP). This beach presents an extremity exposed and another more sheltered of the wave's energy for a rocky pontoon, fact that confers distinct features to these places, therefore it had served of target of the present study. In these extremes, here called La (sheltered) and Le (exposed), were measured the profiles and made sediment sampling to assess grain size, quantification of the percentage of organic matter and the presence of fecal indicator bacteria. In the same places, there was the collection of samples for quali-quantification of meiobenthos (cylindrical "corers" with 5 x 4.5 cm), fixed in 4% formaldehyde, floated with Ludox and filtered in a mesh (45µm) and stained with Rose Bengal (24h). After the quantification of organisms by taxonomic category, the data obtained for each taxon were submitted to the diversity indices (Shannon-Wiener) and richness (Margaleff) to investigate the differences in the composition of meiofauna in the locations sampled. In the most extreme wave exposure site, abundance of meiobenthos (n = 4,735) was higher than the sheltered extreme (n = 3,444). However, the diversity and richness showed an inverse pattern, La > Le (H' = 0.25 and 0.14 bits/ind. / RM = 1.11 and 0.71, respectively). Nematodes were more abundant group at both extremes, and there were 10 taxonomic groups in La (Amphipoda, Copepoda, Bivalvia, Gastropoda, Acari, Insecta, Polyhaeta, Oligochaeta, Nematoda and Sarcomastigophora). At Le occurred 7 groups (Bivalvia, Gastropoda, Tanaidacea, Acari, Polyhaeta, Nematoda and Sarcomastigophora). The average organic matter content and mean grain size did not differ significantly among the sampling sites. The results agree with other studies that show lower richness and diversity of meiofauna in places with higher organic contamination, as was the case with Le, who showed a higher presence of fecal indicator bacteria, and also suggest that the hydrodynamic gained importance over the composition of meiobenthos, which is consistent with other studies in the literature. This is the first approach in this direction for this beach of the São Paulo North Coast and is of importance for the establishment of study lines that present promising perspectives for improvement of knowledge and instruments to the environmental management supported by new indicators and conditions.

Keywords: Meiobentos, Sandy beaches, Coastal hydrodynamics, Biomonitoring.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	13
1.1. <i>Praias arenosas e o ambiente intersticial</i>	13
1.2. <i>Características e distribuição da meiofauna</i>	15
2. OBJETIVOS	21
2.1. <i>Objetivos gerais</i>	21
2.2. <i>Objetivos específicos</i>	21
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. <i>Caracterização da área de estudo</i>	22
3.2. <i>Coletas em campo</i>	24
3.3. <i>Procedimentos laboratoriais</i>	25
3.4. <i>Análise das amostras de meiofauna</i>	27
4. RESULTADOS	32
5. DISCUSSÃO	42
6. CONCLUSÕES	48
7. REFERÊNCIAS BIBIOGRÁFICAS	50

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização da Praia do Lázaro na Enseada da Fortaleza, Ubatuba (SP) e posição dos locais de estudo. Le= Lázaro exposto; La= Lázaro abrigado. Fonte: Modificado de Google Earth®29
- Figura 2 - A) Posicionamento do quadrado amostral; B) Coleta de sedimento para análises granulométricas e de teor de matéria orgânica; C) Coleta de água intersticial; D) Medição da temperatura do sedimento.....30
- Figura 3 - A) Coleta de amostra para análise do meiobentos; B) Procedimento de anestesia.....31
- Figura 4 - Grupos taxonômicos encontrados nas áreas de estudo. A) Nematoda; B) Copepoda; C) Polychaeta; D) Sarcomastigophora (Sem escala). Fonte: www.reefcorner.org (acesso em 25/06/2012).....35
- Figura 5 - Composição da meiofauna dos locais de amostragem na Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP) (Logaritmo na base 10).....36
- Figura 6 - Perfis morfológicos dos extremos da Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).....37
- Figura 7 - Panorama do lado abrigado da Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).....38
- Figura 8 - Panorama do lado exposto da Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).....38

LISTA DE TABELAS

Tabela I - Distribuição, classificação dos organismos da meiofauna e índices de riqueza e diversidade na Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).....39

Tabela II - Características granulométrica, teor de matéria orgânica e características físico-químicas do sedimento e da água intersticial na Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).....39

Tabela III - Presença de bactérias nos locais amostrados na Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP). La= Lázaro abrigado; Le= Lazaro exposto.....39

1. INTRODUÇÃO

1.1. Praias arenosas e o ambiente intersticial

As praias arenosas são ambientes muito valorizados por seu uso recreativo pelo homem, e sustentam grande parte da economia das cidades à beira-mar, através do turismo. Além disso, abrigam expressiva biodiversidade, servindo de abrigo e habitat para diversas espécies, algumas das quais ameaçadas de extinção (Amaral & Nalim, 2011). Além da importância ecológica, as praias arenosas contribuem para o equilíbrio do sistema costeiro, com a filtração de grandes quantidades de água do mar e absorção da energia proveniente da ação das ondas (Scladcher *et al.*, 2007).

Ab'Saber (1955) definiu as praias arenosas como terraços de arenitos inconsolidados, ou “terraços de piçarras”, que se situam até a cota dos quatro metros. Esses ambientes são sistemas dinâmicos, que se desenvolvem a partir de processos erosionais e deposicionais dos sedimentos, por processos hidrodinâmicos muito complexos que os mantêm em constante mudança temporal (McLachlan, 1980).

O dinamismo característico das praias arenosas determina a existência de ambientes diversos e sensíveis. Uma das ações verificadas é o transporte de sedimentos no arco praial (sentido paralelo à linha de costa), associado aos movimentos vetoriais longitudinais (deriva litorânea) e àqueles promovidos pelas ondas (deriva praial). A deriva costeira é o movimento serrilhado resultante, e segue a direção de transporte temporal dos sedimentos, formando uma célula de circulação costeira responsável por processos de transporte, progradação e retrogradação, que controla o balanço dos sedimentos praiais (Taggart & Schwartz, 1988).

Cada praia possui características peculiares quanto ao perfil morfológico, inclinação da face praial e composição granulométrica do sedimento, que variam de acordo com o nível de exposição à ação das ondas, além de outros

processos hidrodinâmicos e climáticos. Portanto, a relação entre o tamanho do grão, inclinação do perfil praial e a energia das ondas são parâmetros diretamente proporcionais (McLachlan & Brown, 2006), do que resulta que praias de maior energia hídrica possuam maior tamanho do grão e inclinação da face praial. Tal fato permitiu a Wright & Short (1984) mencionarem que a morfologia e a hidrodinâmica em uma praia arenosa evoluem conjuntamente.

De acordo com o grau de exposição às ondas, as praias podem ser abrigadas, quando possuem proteção da ação hidrodinâmica seja por obstáculos naturais (p. ex., cordões litorâneos, promontórios, quebra-máres, pontões, etc.) ou artificiais (p. ex., moles); ou expostas, quando a energia hídrica atua diretamente sobre a face praial, sem a interferência de obstáculos (Muehe, 2004). Em baías e estuários protegidos, a menor ação das ondas promove a ocorrência de praias com menor exposição e, portanto, de menor energia hídrica.

Quanto ao critério morfodinâmico, a variabilidade topográfica associada à ação das ondas determina a classificação das praias (Calliari *et al.*, 2003). Segundo Muehe (2004), a Escola Australiana de Geomorfologia costeira propôs uma classificação das praias em seis estágios associados aos diferentes regimes de ondas e marés, com categorias estabelecidas por estados extremos e intermediários, a saber: praias refletivas, que se caracterizam por acentuada declividade, maior tamanho do grão e forte exposição hidrodinâmica, com ondas quebrando diretamente na faixa do entre marés; praias dissipativas, dotadas de baixa declividade, granulometria mais fina e extensa zona de surfe, com ondas quebrando longe da faixa do entre marés e praias intermediárias, que apresentam quatro estágios com características mistas às anteriores. No entanto, por conta da dinâmica causada por tempestades e outras mudanças temporais, a classificação de praias é uma questão complexa.

O corpo arenoso de uma praia é composto por sedimento inconsolidado. O espaço existente entre as partículas arenosas compõe um importante habitat para diversas espécies de animais bentônicos. O sistema de poros representa

até 40% do volume total de sedimento (Crisp & Williams, 1971). As propriedades de cada sedimento, como o tamanho dos grãos (e dos poros), classificação edáfica, entre outros, definem a estrutura física e as dimensões do sistema intersticial. Dois importantes fatores controlam a dinâmica incidente nesse ambiente: a permeabilidade e a porosidade, determinadas pelo aporte de ondas e pelo regime das marés (McLachlan & Brown, 2006). Pelo exposto, tais características determinam a abundância, diversidade, densidade, riqueza e distribuição da fauna bentônica em praias arenosas, bem como a dinâmica praial, que impõe reflexos à biota desse ambiente. Grande parte dos animais, mesmo os classificados como macrobentônicos, vive a maior parte do tempo enterrada no sedimento, somente emergindo a superfície em busca de alimentos ou para a reprodução, o que evidencia a importância do substrato em sua distribuição espacial (Coull, 1999).

1.2. Características e distribuição da meiofauna

O meiobentos (gr.: *meio*, menor + *benthos*, profundidade) desempenha papel relevante na cadeia trófica (Santos *et al.*, 1995; Pace & Carman, 1996; Nozais *et al.*, 2001). Afora a integração como fonte de alimento, a meiofauna (= meiobentos) exerce importante participação nos processos de reciclagem de matéria orgânica (Pfannkuche & Soltwedel, 1998; Cartes *et al.*, 2002, Nascimento *et al.*, 2012). Segundo Higgins & Thiel (1988), a definição do tamanho dos animais da meiofauna se obtém por tamisação em diferentes tamanhos, variando de 1,0 a 0,045mm, embora estudos mais recentes tenham proposto um limite inferior ainda menor (0,031mm), que retêm animais muito pequenos, como alguns nemátodos. Outros autores, como Hakenkamp *et al.* (2002), definiram meiobentos como toda fauna móvel com biomassa entre 2 e 20µg.

Alguns animais da macrofauna passam uma fase de desenvolvimento larval ou juvenil na meiofauna (Higgins & Thiel, 1988). Ainda de acordo com esses autores, dois terços dos 33 filos metazoários têm pelo menos uma fase

como componente da meiofauna, enquanto Gastrotricha, Kinorhyncha, Loricifera e Tardigrada são exclusivamente meiobentônicos.

As comunidades meiobentônicas praias habitam, preferencialmente, a faixa dos cinco centímetros superficiais do sedimento; a maior diversidade aparece na zona do entre marés (Renaud-Mornant *et al.*, 1984), com predomínio de nemátodos e copépodos harpacticóides, embora Renaud-Mornant *et al.* (1984), Higgins & Thiel (1988), Silva (1997) e McLachlan & Brown (2006) reportem a presença de outros grupos.

O hábito alimentar dos organismos do meiobentos difere com as adaptações de cada grupo taxonômico, podendo até mesmo ser espécie-específico. Alguns grupos se alimentam de algas diatomáceas e cianofíceas (Nascimento *et al.*, 2008), flagelados, bactérias heterotróficas e detritos da própria meiofauna. Cada um desses grupos animais desenvolveu adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais, que os permitem viver no ambiente intersticial, instável e sujeito à forte influência hidrodinâmica. Algumas das adaptações são: o alongado do corpo (formato vermiforme); organização mais simples e reduzido número de células; reforço cuticular do corpo por espinhos ou escamas, para proteção contra a abrasão; presença de órgãos adesivos ou outras estruturas de fixação aos grãos de areia; locomoção por deslizamento, batimento ciliar, movimento ondulatório, natação ou composição dessas formas; e fertilização interna, com estruturas de proteção ao embrião (Remane, 1952 *apud* Silva *et al.*, 1997). Tais adaptações são mais conspícuas em animais oriundos de praias mais expostas à ação hidrodinâmica do que naqueles que vivem em praias de menor energia (McLachlan & Brown, 2006).

Os parâmetros ambientais e edáficos influenciam sobremaneira a composição da meiofauna em praias arenosas. Os fatores abióticos de maior influência ao meiobentos são as características edáficas, entre as quais o tamanho do grão, que determina outros fatores espaciais e estruturais, que estão relacionados ao volume dos poros intersticiais (Higgins & Thiel, 1988; Smol *et al.*, 1994; Soetaert *et al.*, 1994). Quanto mais partículas finas no sedimento, menor a permeabilidade ou condutividade hidráulica; existe,

também, uma relação direta entre a dimensão dos poros e o tamanho do corpo dos animais (Souza-Santos, 2004). O tamanho médio do grão afeta diretamente os dois maiores grupos citados nos estudos com meiofauna. Enquanto os nemátodos priorizam a colonização de locais com sedimentos mais finos, os copépodos preferem sedimentos mais grossos (Coull, 1985).

A forma e a seleção do grão são parâmetros estruturais do microambiente intersticial, onde habitam tanto os organismos da meiofauna como as colônias bacterianas que constituem o alimento de alguns de seus grupos taxonômicos. A maior angulação dos grânulos de sedimento determina a maior complexidade estrutural do ambiente intersticial, o que altera as condições de permeabilidade, bem como a seleção dos taxa mais adaptados ou de espécies de hábito mais específico ou generalista. Outras características do sedimento também são importantes como variáveis determinantes da ocorrência, abundância e diversidade da meiofauna. Assim, sedimentos mais homogêneos e bem selecionados, oferecem melhor condição ao desenvolvimento da vida meiobentônica (McLachlan & Brown, 2006).

A distribuição das populações da meiofauna de ambientes praias apresenta variações em pequena escala, de até um metro verticalmente (Coull, 1999; Giere, 2009) e vários metros horizontalmente. A distribuição vertical do meiobentos acompanha as variações diárias ou sazonais das marés, determinando a migração dos animais, por exemplo, em função da dessecação das camadas superficiais do sedimento durante a maré baixa. Segundo Coull (1999), diversos autores observaram mudanças nos padrões de distribuição vertical, devido à influência sazonal de parâmetros físicos e hidrológicos, como é o caso dos eventos de chuva.

A temperatura exerce influência na distribuição vertical da meiofauna, embora de menor relevância, uma vez que os representantes colonizam tanto ambientes polares (Ramos & Moya, 2003) quanto os tropicais; mais estáveis e profundos (Gallucci, *et al.* 2008; Vanreusel *et al.*, 2010; Fonseca *et al.*, 2010)- ou instáveis como os sedimentos de praias arenosas. As espécies meiobentônicas de ambientes praias se deslocam verticalmente na coluna de

sedimento, em função da maior disponibilidade de água e oxigênio nos interstícios, evitando o dessecação pela temperatura superficial mais elevada. O mesmo ocorre quando a salinidade diminui drasticamente nos centímetros superiores do sedimento durante os eventos de chuvas, quando as espécies meiobentônicas mais sensíveis migram para as camadas inferiores, onde tais influências são menos expressivas. Portanto, a temperatura e a salinidade dificilmente limitam a ocorrência das populações meiobentônicas, diferentemente do que ocorre com a disponibilidade de oxigênio, considerado um dos fatores abióticos mais importantes da colonização, embora algumas de suas espécies habitem camadas mais profundas, praticamente anóxicas (Heip *et al.*, 1982).

Chama atenção o fato que os limitantes e determinantes ambientais atuem sinergicamente sobre as comunidades meiobentônicas, provocando reações distintas às suas variações (Alongi, 1987). McLachlan & Brown (2006) registraram migrações verticais da meiofauna para as camadas mais inferiores do sedimento durante as marés baixas e o inverso nas marés altas. Porém, em razão da atuação conjunta dos diversos fatores abióticos, as migrações verticais foram menores no inverno do que no verão, por causa, por exemplo, das temperaturas mais baixas. Além disso, a migração vertical também reduz a noite, provavelmente em resposta às temperaturas mais frias e menor dessecação na maré baixa.

Alguns estudos relacionam a distribuição e abundância da meiofauna de ambientes praias, com foco na relação entre a diversidade e distribuição da meiofauna com a disponibilidade de matéria orgânica no sedimento (McIntyre, 1961; Tietjen, 1971; McLachlan *et al.*, 1977; Amjad & Gray, 1983; Souza *et al.*, 1993; Corbisier *et al.*, 1997; Gómez Noguera & Hendrickx, 1997; Coull, 1999; Netto *et al.*, 1999; Soltwedel, 2000; Corgosinho, 2002). Outros identificaram variações na composição e distribuição (vertical e horizontal) do meiobentos em praias com distinto grau de exposição à energia hídrica, seja no Brasil como no exterior (Hullings & Gray, 1976; Renaud-Mornant *et al.*, 1984; Silva, 1997; De Patra & Levin, 1989; Covazzi *et al.*, 2001; Corgosinho *et al.*, 2002; McLachlan & Brown, 2006; Giere, 2009).

O aumento da frequência humana nos ambientes praias interferiu na distribuição natural do meiobentos (Vieira, 2011). Os impactos mais relevantes foram atividades de lazer – que prejudicam diretamente o sistema intersticial através do pisoteamento (Moelmann & Corbisier, 2003) – e a crescente poluição orgânica advinda da ocupação urbana desordenada e não tratamento do esgoto doméstico (Warwick, 1981; Amjad & Gray, 1983; Coull *et al.*, 1992; Alcolado, 2000; Monserrat *et al.*, 2003; Capetillo *et al.*, 2006; Paula *et al.*, 2006; Schlacher *et al.*, 2007; Veiga *et al.*, 2010; Vieira, 2011).

Estudos demonstram a importância das comunidades meiobentônicas como bioindicadores na avaliação da qualidade ambiental (Amjad and Gray, 1983.; Lambshead, 1984; Shiells & Anderson, 1985; Lampadariou *et al.*, 1997; Fichet *et al.*, 1999; Suderman & Thistle, 2003; Vezzulli *et al.*, 2003; Moreno *et al.*, 2008). Muitos fatores justificam tal utilização, como a facilidade e baixo custo na obtenção de amostras quantitativas; reduzido tamanho e alta densidade amostral (Barnes & Hughes, 1995); ciclo de vida curto das espécies, com resposta mais rápida à poluição e mudanças praticamente imediatas à estrutura das comunidades locais (Heip *et al.*, 1988; Herman & Heip, 1988; Castro, 2003; Suderman & Thistle, 2003); sensibilidade dos organismos à diversos poluentes (Coull & Chandler, 1992; Long, 1992; Guo *et al.*, 2001; Suderman & Thistle, 2003; Giere, 2009); além da evidente associação da meiofauna ao sedimento, servindo, assim, como monitor contínuo de sua qualidade (Paula *et al.*, 2006).

As espécies do Filo Nematoda são muito utilizadas em estudos de qualidade dos ecossistemas marinhos, não somente devido à notável importância quantitativa nas comunidades meiobentônicas, mas por serem indicadoras de contaminação orgânica, já que incremento no aporte orgânico propicia a elevação das densidades populacionais (Armenteros *et al.*, 2010; Moreno *et al.* 2011; Vanaverbeke *et al.*, 2011) e, analogamente, os crustáceos copépodos têm sua presença reduzida na presença desses contaminantes (Rao, 1989; Coull & Chandler, 1992; McLachlan & Brown, 2006). Em função deste antagonismo, Rafaelli & Mason (1981) propuseram um índice ecológico que trata da razão entre Nematoda e Copepoda, para o monitoramento de

poluição em praias arenosas, amplamente utilizado por outros autores (Warwick, 1981; Lamshead, 1985; Shiells & Anderson, 1985; Soares-Gomes *et al.*, 2000; Piló, 2007; Riera *et al.*, 2012). Outros estudos empregam comparações da abundância, diversidade e riqueza de outros grupos meiobentônicos, oferecendo excelente diagnose de resposta às diferentes fontes de estresse nos locais onde habitam (Rodríguez *et al.*, 2001; Di Domenico & Almeida, 2005; Moreno *et al.*, 2008).

Em virtude da sensibilidade e da razoável facilidade na caracterização de padrões decorrentes das variações qualitativas e quantitativas, as espécies da meiofauna são potenciais indicadores da situação ambiental em programas de monitoramento, e, portanto, instrumentos relevantes à gestão ambiental.

2. OBJETIVOS

2.1. *Objetivo geral*

- Avaliação do efeito da hidrodinâmica costeira e dos parâmetros ambientais sobre a riqueza, abundância e diversidade do meiobentos da Praia do Lázaro, no Município de Ubatuba, SP.

2.2. *Objetivos específicos*

- Comparação da variedade dos organismos meiobentônicos sujeitos aos diferentes graus de exposição hidrodinâmica;
- Determinação qualitativa e quantitativa das populações dos diferentes grupos taxonômicos;
- Avaliação da influência de fatores ambientais, edáficos e da poluição orgânica na água e sedimento sobre a composição da meiofauna.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

Com uma população estimada de aproximadamente 79 mil habitantes, extensão territorial de 711 km² (IBGE, 2010), situado na região do Litoral Norte do Estado de São Paulo, o Município de Ubatuba, dista 226 km de distância da capital. Em função do turismo e da grande quantidade de residências de veraneio, a população deste município sobe para mais de 100 mil habitantes durante as férias e em feriados prolongados, o que aumenta consideravelmente as pressões sofridas pelos ambientes naturais, em especial as praias arenosas. Um fato que incrementou os efeitos nocivos da ocupação do solo nos ambientes naturais foi a construção da BR-101 (Rodovia Rio-Santos), na década de 70, que facilitou o acesso a essa região paulista.

Ubatuba possui ambientes costeiros diversos, alguns ainda relativamente preservados, devido às limitações impostas por seu relevo íngreme, marcado pelas escarpas da Serra do Mar. A reduzida expressividade das planícies costeiras nos municípios de Ubatuba, Caraguatatuba e São Sebastião, explica-se pela proximidade da Serra do Mar e o Oceano Atlântico. (Amaral & Nalim, 2011). Tal fato restringe o espaço disponível à ocupação humana, o que possibilita a colonização dessa planície costeira por expressiva biodiversidade animal e vegetal.

Entretanto, grande parte das áreas de planície de Ubatuba encontra-se urbanizada, exceto por espaços que hoje são especialmente protegidos, a exemplo das praias e restingas da Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, pertencente ao Parque Estadual da Serra do Mar. Dentre as ameaças sofridas pelo ambiente natural, destacam-se aquelas relacionadas às deficiências do saneamento básico e à ocupação desordenada do solo. As atividades relacionadas ao turismo, bem como a exigência por espaços cada vez maiores para a construção dos novos empreendimentos imobiliários, são fatores que colocam em risco a integridade dos ambientes

costeiros e marinhos e, por conseguinte, à flora e fauna nativas desses ecossistemas.

A proximidade da serra com o mar também determina a existência de numerosas praias, normalmente de pequena extensão, separadas por pontões e costões rochosos do complexo cristalino granito-gnáissico (Muehe, 1998), entre elas a Praia do Lázaro, localizada na Enseada da Fortaleza. Essa enseada possui 12 praias de reduzido porte quando comparadas às do litoral sul do Estado de São Paulo. Como está voltada para o sudeste, sofre forte influência dos trens de ondas do S-SE, principalmente os decorrentes de incursões frontais. No entanto, algumas vezes esse efeito é reduzido devido à presença da Ilha do Mar Virado.

As praias situadas no interior das baías ou enseadas, geralmente apresentam baixo grau de exposição às ondas e menores valores de declividade, caracterizando as praias dissipativas (McLachlan & Brown, 2006). Porém, devido à orientação da Praia do Lázaro, as características dos extremos são distintas. A porção de frente para o leste é protegida da ação de ondas pelo pontão rochoso, o que confere a esse setor características de uma praia dissipativa, um perfil menos íngreme, mais homogêneo e granulometria mais fina. A porção voltada para o sul fica mais exposta à ação hidrodinâmica, com características peculiares a de uma praia refletiva, com perfil íngreme e granulometria mais grossa. A Figura 1 corresponde ao mapa de localização da Praia do Lázaro, com indicação dos extremos abrigado e exposto.

A facilidade de acesso e o grande número de casas de veraneio no Bairro do Lázaro fazem com que essa praia receba grande número de visitantes, principalmente durante o período do verão. O programa de monitoramento de balneabilidade, realizado pela CETESB, ainda não monitora a qualidade das águas dessa praia, de acordo com os boletins semanais publicados no sítio do órgão na internet (www.cetesb.sp.gov.br/Qualidade-da-Praia), até o encerramento desse trabalho. Não existem, portanto, séries históricas de dados que forneçam informações seguras sobre a poluição orgânica. Dadas as deficiências da cobertura do saneamento básico na localidade, a contaminação

da praia por matéria orgânica é quase certa.

3.2. Coletas em campo

O levantamento dos parâmetros ambientais e edáficos, bem como a coleta de amostras do presente estudo, ocorreram em uma expedição de campo durante o verão de 2012 (entre 9 a 11 de janeiro). Assim, na primeira baixa mar diurna foram demarcados dois perfis perpendiculares à linha d'água, um deles no extremo praial voltado ao leste (nesse estudo intitulado Lázaro abrigado = La) e o outro no extremo praial voltado ao sul (Lázaro exposto = Le), distantes entre si 1,5 km. Para a execução de cada perfil a declividade foi medida indiretamente com o auxílio de trena e régua topométrica com nível, para definir a morfologia local e a resposta desse ambiente à dinâmica das ondas. Cada perfil foi estabelecido a partir do início da pós-praia até nível d'água, onde foram obtidas as coordenadas geográficas com GPS ("Global Positioning System"), Garmin® Etrex®.

Demarcada a linha de deixa (altura atingida pela última maré alta), foi estabelecida a distância do estirâncio (faixa praial compreendida entre as médias de marés baixa e alta). As medidas de comprimento do perfil praial e do estirâncio foram conferidas com telêmetro Bushnell Elite Yardage Pro 1500, para a obtenção de valores mais precisos.

O estirâncio foi dividido em três porções, com a coleta das amostras no terço inferior, em área de amostragem delimitada por um quadrado amostral de 1x1m (Figura 2). Primeiramente um termômetro digital foi inserido no sedimento a 1cm de profundidade, para quantificação da temperatura, ao mesmo tempo em que foram amostrados 10 mL de água intersticial do sedimento, utilizando um kit de extração composto por uma seringa plástica (20 mL) conectada a uma mangueira de silicone e pedra porosa, para o posterior registro da salinidade (vide item 3.3). A amostra de sedimento (1,5kg) para análise da composição granulométrica e quantificação da matéria orgânica no quadrado amostral foi obtida nos 5cm superficiais, (vide item 3.3). Para o

transporte ao laboratório, as amostras de água e sedimento foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados e mantidas sob resfriamento em caixa térmica.

A coleta de sedimento para a qualificação e quantificação da meiofauna também ocorreu no mesmo quadrado amostral, compreendendo quatro amostras, sendo duas realizadas no lado externo dos vértices inferiores (mais próximos ao mar) e duas nos vértices superiores (mais próximas ao continente). A obtenção de cada amostra foi efetuada com o uso de “corers” de PVC, de 4,5 cm de diâmetro por 5 cm de altura, enterrados na camada superficial do sedimento, totalizando um volume de 0,70 cm³. As amostras foram transferidas para frascos de vidro, com solução anestésica salina (MgCl₂ a 7%), até um nível aproximado de 1/3 acima do volume da amostra, o que ocorreu por 30 minutos, com agitação a cada 5 minutos. Após esse procedimento, seguiu-se a fixação e conservação da amostra em formaldeído salino a 4%, tamponado com Bórax, até o momento das análises. Em seguida, as amostras foram transferidas para frascos de vidro com tampa de rosca, vedados, identificados e mantidos em caixas a temperatura ambiente, para posterior análise em laboratório. A Figura 3 mostra os procedimentos de coleta e anestesia.

A coleta para conhecimento da contaminação orgânica ocorreu em três pontos por perfil (região do pós-praia; interior do quadrado amostral; e na água do mar, em profundidade aproximada de um metro). As amostras de sedimento foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados, enquanto a água foi coletada em frascos previamente esterilizados. Todas essas amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento das análises laboratoriais, que ocorreram 24 horas após a coleta.

3.3. *Procedimentos laboratoriais*

As amostras de sedimento para análise da composição granulométrica foram colocadas em bandejas de alumínio e levadas para estufa de ventilação a 60°C, até a obtenção do peso constante. Para granulometria, as amostras

foram submetidas à técnica de peneiramento diferencial (Suguio, 1973), seguindo a escala de Wentworth (1922), com uso de um agitador de peneiras na vibração nº 8, por cinco minutos. O peso do sedimento em cada peneira foi registrado em balança de precisão (0,01g), para três subamostras utilizadas no cálculo da média e desvio padrão por fração granulométrica (com *phi* de -1, 0, 1, 2, 3, 4 e >4, correspondentes às categorias cascalho, areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina e silte + argila). O programa *Sysgran* (Camargo, 2006) foi utilizado para o cálculo dos parâmetros geológicos segundo as equações de Folk & Ward (1957), oferecendo os valores para tamanho médio dos grãos, seleção, curtose e assimetria.

As amostras de salinidade da água intersticial foram registradas com o uso de um condutivímetro/salinômetro digital Mettler Sevenso Pro SG7-ELK. O teor de matéria orgânica no sedimento (%) foi obtido pela técnica do peso livre das cinzas, utilizando parte do sedimento seco em estufa, com peso estável. Assim, foram utilizadas três sub-amostras de 10g, em balança analítica Ohaus (0,0001 g), acondicionadas em cadinhos de porcelana, com fundo numerado a lápis. Os cadinhos foram colocados em forno mufla (500°C por 3 horas) e depois transferidos para um dessecador com sílica gel, até seu resfriamento completo. Posteriormente, cada cadinho foi novamente pesado na balança analítica; o percentual de matéria orgânica correspondeu à diferença obtida entre o peso inicial e peso após incineração.

As amostras para análises do meiobentos, previamente fixadas, foram lavadas em uma peneira de 45µm. Com o auxílio de uma pisseta contendo solução de água do mar com Ludox (densidade = 1,18), a amostra foi transferida para um béquer de 250 mL, preenchido com solução de Ludox até a marca de 200 mL, para a flotação dos organismos meiobentônicos durante a agitação do sedimento (Heip *et al.*, 1985). A filtração do sobrenadante foi efetuada através de peneiras com malha de 1 e 0,045 mm, para a retenção dos organismos da meiofauna nos intervalos de tamanho considerados máximo e mínimo, respectivamente, segundo a definição de Higgins & Thiel (1988). Cada amostra foi filtrada em malha de 0,045mm pelo menos três vezes, após o que

houve a coloração dos organismos com rosa de bengala por 24 horas, em vidros com tampa de rosca, devidamente etiquetados, sendo em seguida mantidos em solução conservadora de formaldeído salino a 4% até o momento das análises.

As amostras para avaliação da presença de bactérias do gênero *Enterococcus* foram inicialmente filtradas por membrana de nitrato de celulose estéril, com porosidade de 0,45µm, nas diluições de 5 e 25ml do volume da amostra em água destilada, tanto água quanto para areia. Após a filtração, realizada com auxílio de bomba a vácuo, a membrana foi transferida assepticamente para o meio sólido de cultura seletiva e diferencial (*mEnterococcus*), em placa de Petri, para incubação em estufa microbiológica (45°C por 24 horas) (APHA, 2007). Após teste de confirmação para *Enterococcus*, seguiu-se a leitura e contagem do número de colônias de bactérias indicadoras de contaminação fecal, com o resultado expresso em unidades formadoras de colônias (UFC), na proporção UFC/100ml para a água e UFC/100mg para o sedimento, através da aplicação da fórmula $UFC/ml \text{ ou } mg = n / (f \times v)$, onde n = número de colônias contadas; v = volume da amostra inoculado na placa; e f = fator de diluição da amostra.

Para a avaliação da presença de bactérias heterotróficas nas amostras de água e areia, diluições 0,01 e 0,10ml foram inoculadas pela técnica “spread plate” (espalhamento com alça de Drigalski), em placas de Petri contendo meio de cultura ágar marine, à 35°C por 24 horas. A contagem de colônias considerou as proporção UFC/100ml ou 100mg.

3.4. Análise das amostras de meiofauna

Cada uma das amostras da meiofauna foi transferida para um recipiente quadriculado (5x5mm), para quantificação das categorias taxonômicas, por comparação dos caracteres diagnósticos de cada grupo, citadas por Higgins e Thiel (1988), Warwick *et al.* (1998) e Giere (2009). As observações foram efetuadas em microscópio estereoscópico Zeiss®, modelo Axiolab, no

Laboratório de Biologia e Ecologia de Crustáceos do CRUSTA (Grupo de Estudos em Biologia de Crustáceos). O reconhecimento específico dos exemplares neste procedimento é uma atividade complexa, devido à grande quantidade de exemplares, principalmente se mantidos sob conservação por longo período, o que prejudica seus caracteres de identificação. Neste sentido, segundo o princípio TS (“*Taxonomic Sufficiency*”), proposto por Ellis (1995), os componentes da comunidade devem ser identificados ao nível que forneça informações necessárias ao propósito do trabalho. Herman & Heip (1988) recomendaram a identificação específica ou o mais próxima possível desse nível, em caso de estudos taxonômicos ou sistemáticos, mas propuseram uma classificação menos acurada para trabalhos de monitoramento ambiental.

Após a tabulação dos resultados obtidos, os dados foram empregados no cálculo de dois índices ecológicos: riqueza de Margalef e diversidade de Shannon-Wiener, conforme apresentado por Krebs (1999), para verificar possíveis diferenças entre a composição da meiofauna nos locais amostrados. A riqueza de Margalef (RM) é um índice ecológico que trata da variedade de grupos taxonômicos presente em cada local amostrado, sendo calculado pela equação $RM = (S-1) / \log N$ (onde: S = número de taxa; e N = número de indivíduos), sendo confrontado por comparação numérica direta entre os locais estudados. A diversidade de Shannon-Wiener (H'), por outro lado, reúne informação sobre o número de grupos taxonômicos em uma comunidade (riqueza) com a abundância relativa dessas espécies (uniformidade), sendo expressa por $H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$ (onde p_i = proporção do táxon i ; e S = número de táxons), sendo expressa em bits/indivíduos, e comparada entre os locais em estudo (La e Le) pelo teste t, disponibilizado pelo programa *Past*, a 5% de significância estatística.

Uma comparação entre os locais de amostragem (La e Le) quanto aos teores de matéria orgânica e granulometria foi executada pelo teste t de Student, com posterior confronto das médias por Tukey (5%).



Figura 1 - Localização da Praia do Lázaro na Enseada da Fortaleza, Ubatuba (SP) e posição dos locais de estudo. Le= Lázaro exposto; La= Lázaro abrigado. Fonte: Modificado de Google Earth®.

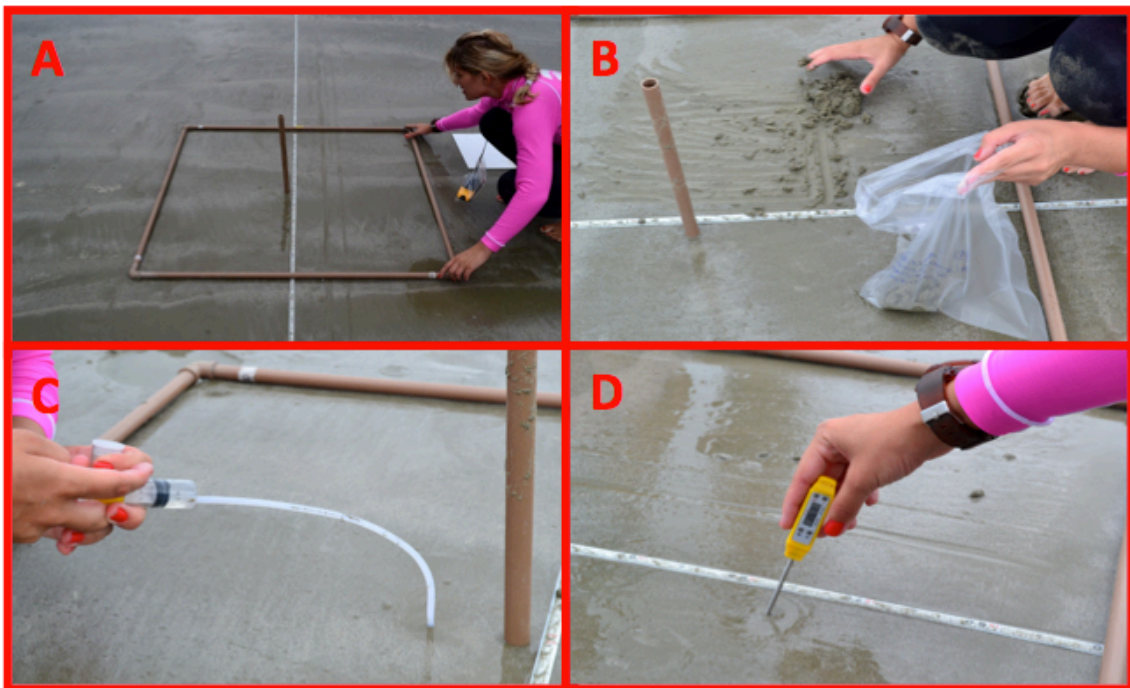


Figura 2 - A) Posicionamento do quadrado amostral no terço inferior do estirâncio; B) coleta de sedimento para análises granulométricas e de teor de matéria orgânica; C) coleta de água intersticial; e D) registro da temperatura do sedimento.



Figura 3 - A) Coleta de amostra de sedimento com “corer” de PVC, para análise do meiobentos; B) procedimento de anestesia da amostra, para posterior fixação com formol 4%.

4. RESULTADOS

Os trabalhos de campo possibilitaram a coleta e identificação de representantes de cinco filos: Sarcomastigophora (Foraminifera), Mollusca (Gastropoda, Bivalvia), Nematoda, Arthropoda (Acari, Insecta, Copepoda, Tanaidacea, Amphipoda) e Annelida (Polychaeta e Oligochaeta). A Figura 4 ilustra alguns representantes desses grupos taxonômicos.

Em termos de abundância absoluta, no extremo praiado exposto (Le) foi de 4.735 indivíduos (57,9%), enquanto no abrigado (La) a abundância foi 27,3% menor, totalizando 3.444 (42,1%). As densidades, por sua vez, foram de 1451,56 ind./10cm² e 1055,79 ind./10cm², para Le e La, respectivamente.

De acordo com o índice de Margalef (RM) (Tabela I), a riqueza da comunidade meiobentônica no extremo praiado abrigado (RM_{La}=1,11) foi quase 0,6 vezes superior a do exposto (RM_{Le}=0,71). Fato similar ocorreu com o índice de Shannon-Wiener, com valores que diferiram significativamente entre os locais de amostragem ($t=-4,52$; $p=6,2 \cdot 10^{-6}$), sendo superior no extremo abrigado ($H'_{La}=0,25$ bits/ind.), cerca de 1,8 vezes superior ao exposto ($H'_{Le}=0,14$ bits/ind.).

A densidade de Nematoda no lado exposto foi de 1.431 ind./10cm², enquanto a dos demais grupos correspondeu a 20,5 ind./10cm². No lado abrigado, a densidade de Nematoda foi menor, na ordem de 1.024,5 ind./10cm² e os outros grupos apresentaram 31,3 ind./10cm². A Figura 5 possibilita uma análise comparativa da composição do meiobentos no lado exposto e abrigado da Praia do Lázaro.

Do total amostrado, os nemátodos totalizaram 97,9% do total de exemplares meiobentônicos, e o segundo lugar em representatividade foi Sarcomastigophora (1,1%).

No lado abrigado (Figura 5) os exemplares pertenceram a 10 grupos taxonômicos (Amphipoda, Copepoda, Bivalvia, Gastropoda, Acari, Insecta, Polychaeta, Oligochaeta, Nematoda e Sarcomastigophora). O lado exposto não contou com representantes de Oligochaeta, Amphipoda, Insecta e Copepoda.

Os Tanaidacea foram registrados somente no lado exposto da Praia do Lázaro.

O levantamento do perfil praiial indicou diferença dos lados abrigado e exposto. Em La o perfil mediu 57 m de comprimento, (que corresponde a largura total da praia), foi mais homogêneo e com declividade mais suave; o estirâncio mediu 21 m, com declividade de 1,94° no quadrilátero usado como limite da área das coletas. Em Le o comprimento total do perfil foi de 48 m, com configuração mais inclinada nos primeiros 20 metros, mantendo-se praticamente plano (0,08°) a partir dali até a linha d'água, inclusive no estirâncio que mediu 24m.

As figuras 6 e 8 representam os gráficos panorâmicos de declividade e as figuras 7 e 9 as fotos dos respectivos perfis abrigado e exposto.

A variação dos parâmetros edáficos não foi significativa, segundo o teste t de Student, nos dois lados objeto de estudo. Os valores que expressam o tamanho médio do grão nas amostras de sedimentos foram de 3,32 ϕ no lado protegido e 3,29 ϕ no lado exposto. Ambos os lados apresentaram a fração granulométrica areia muito fina predominante, com classificação assimétrica negativa e com grânulos moderadamente selecionados e classificação leptocurtica para curtose.

A média do teor de matéria orgânica no sedimento variou de 0,65% no lado exposto e 0,73% no lado abrigado, também não diferindo estatisticamente entre os pontos de amostragem ($t=1,19$; $p=0,30$).

A tabela II sintetiza as informações do perfil, edáficas e da matéria orgânica obtidas em ambos extremos praiiais.

Os resultados das análises microbiológicas do sedimento e da água demonstraram a presença de bactérias do gênero *Enterococcus*, indicadoras de poluição fecal, que tiveram um maior número de unidades formadoras de colônias (UFCs) no lado exposto, associado à areia seca (12° m do perfil). Nesse ponto, a contaminação foi de 218,2 UFC/100mg. De uma maneira geral, a presença das bactérias foi mais frequente nos pontos de amostragem do lado exposto.

Essa situação foi semelhante para as bactérias heterotróficas, também indicadoras de contaminação orgânica, com 2,20 UFC/100ml na água do mar. Os registros dessa condições estão na Tabela III.

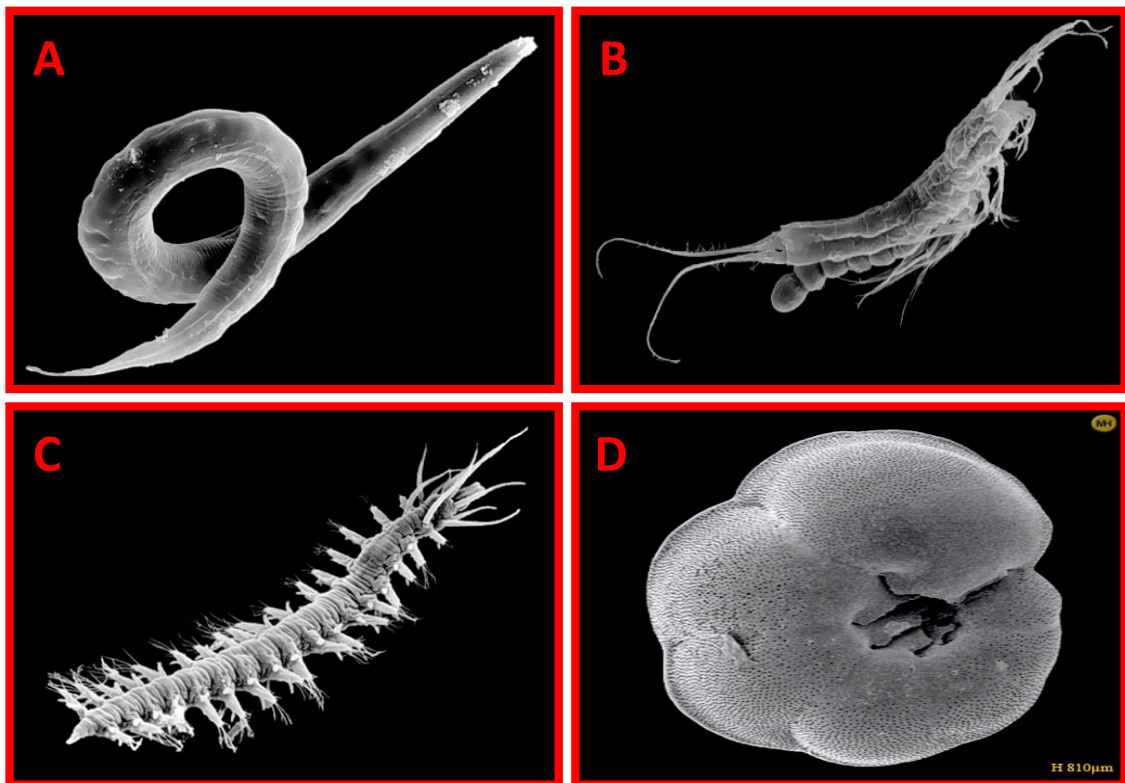


Figura 4 - Grupos taxonômicos encontrados nas áreas de estudo. A) Nematoda; B) Copepoda; C) Polychaeta; D) Sarcostigophora (Sem escala). Fonte: www.reefcorner.org (acesso em 25/06/2012).

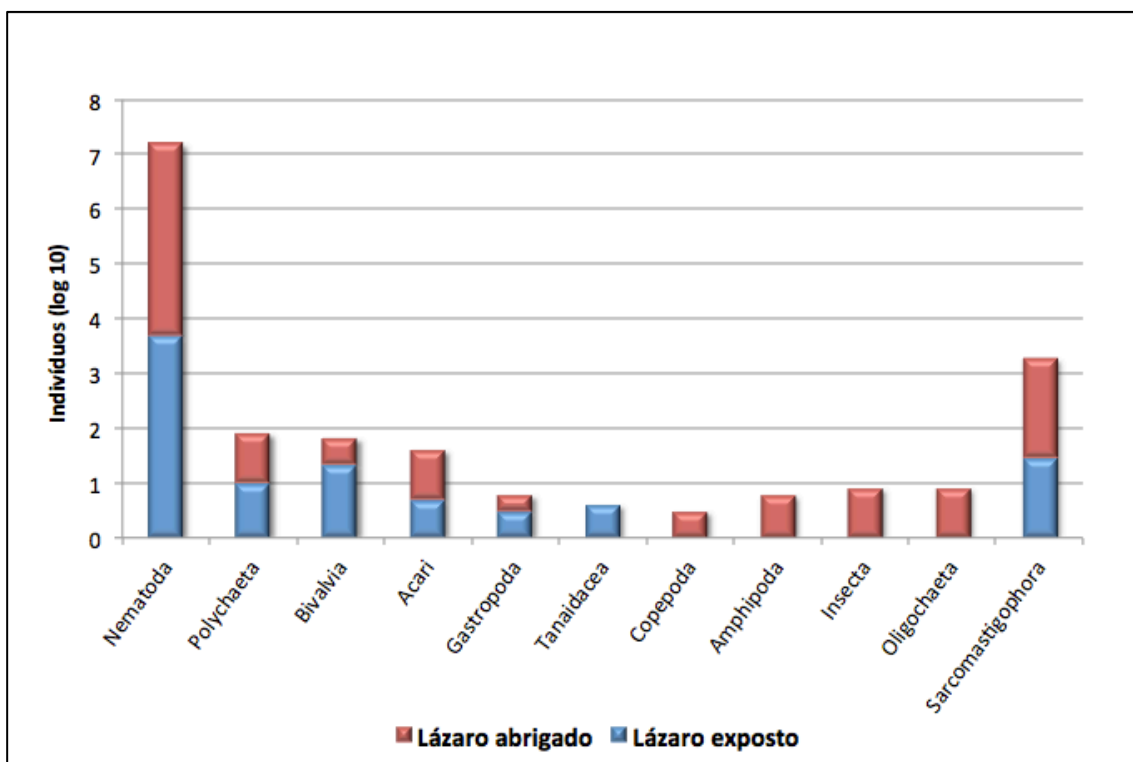


Figura 5 - Composição da meiofauna dos locais de amostragem na Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP) (Logaritmo na base 10).

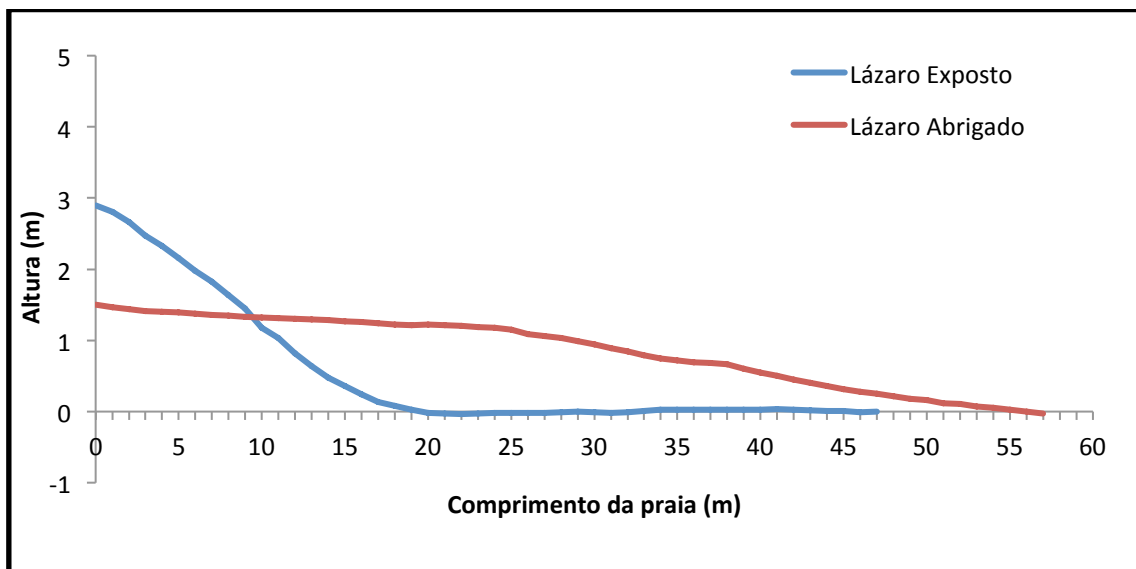


Figura 6 - Perfis morfológicos dos extremos da Praia do Lázaro (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).



**Figura 7 - Panorama do lado abrigado da Praia do Lázaro
(Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP). Foto da autora.**



**Figura 8 - Panorama do lado exposto da Praia do Lázaro –
(Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).**

Tabela I - Distribuição, classificação dos organismos da meiofauna e índices de riqueza e diversidade na Praia do Lázaro – (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).

	Lázaro Abrigado	Lázaro Exposto
N. de Indivíduos	3.444	4.735
Participação (%)*	42,1	57,9
Densidade (ind./10cm ²)	1.055,79	1.451,56
Grupos Taxonômicos	10	7
Shannon-Wiener (bits/ind)	0,25	0,14
Margalef	1,11	0,71

*nº total amostrado

Tabela II - Características granulométricas, teor de matéria orgânica e características físico-químicas do sedimento e da água intersticial na Praia do Lázaro – (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP).

Determinantes	Lázaro Abrigado	Lázaro Exposto
Estirâncio (m)	21	24
Declividade* (°)	1,94	0,08
TMG (φ)	3,32	3,29
Areia (%)	99,48	99,54
Silte+Argila (%)	0,51	0,46
Grau de seleção	0,51	0,52
Curtose	1,14	1,12
Textura (frequência %)	AMF (79,7)	AMF (78)
Matéria orgânica (%)	0,73	0,65

TMG= Tamanho médio do grão; AMF= Areia muito fina; T= Temperatura; S= Salinidade; *Declividade no local da coleta.

Tabela III- Presença de bactérias nos locais amostrados na Praia do Lázaro – (Enseada da Fortaleza, Ubatuba - SP). La= Lázaro abrigado; Le= Lázaro exposto.

	<i>Enterococcus</i>			Heterotróficas		
	Água	Estirâncio*	Pós-praia	Água	Estirâncio*	Pós-praia
La	4	0	36,3	1,07×10 ⁵	0,75×10 ⁵	1,09×10 ⁵
Le	68	108,1	218,2	2,20×10 ⁵	2,13×10 ⁵	2,01×10 ⁵

Diluição: 25ml. Resultados expressos em UFC/100ml (para água) e UFC/100g (para areia). *Coleta no interior do quadrado amostral.

5. DISCUSSÃO

Para a admissão de riqueza da colonização dos elementos da meiofauna, McIntyre (1968) e Renaud-Mornant *et al.* (1984) sugerem que a variação de densidade esteja entre 3.000 a 4.000 ind./10cm². No caso da Praia do Lázaro a diversidade do segmento de fauna alcançou densidade de 1.451,56 ind./10cm² no lado exposto e 1.055,79 ind./10cm² no lado abrigado. No caso e no momento da amostragem, o pressuposto é que o meiobentos apresentou riqueza inferior ao observado por esses autores, possivelmente, devido à interferência e dominância de características ambientais muito distintas às encontradas em seus estudos.

Todavia, os resultados do reconhecimento dos grupos taxonômicos mostraram semelhança quando observado o domínio absoluto de representantes dos Nematoda. O predomínio dos vermes concorda com os registros efetuados por Corgosinho *et al.* (2003), Quintana (2004), Silva (2005), Paula *et al.* (2006) e Dutra (2011). Esses autores relacionaram os Copepoda como segundo taxa mais comum na composição do meiobentos. Em contraste, no presente estudo, foram constatados apenas dois exemplares de Copepoda. É factível que a baixa manifestação dos Copepoda no extremo praiado protegido, bem como sua ausência no lado exposto, seja por restrições relativas à fração muito fina. As observações de Coull (1985) indicam preferência desse grupo taxonômico por sedimentos mais grossos, ao contrário dos Nematoda.

Apesar das vantagens e desvantagens do tipo de sedimento, a maior abundância dos nemátodos, seguida dos copépodos, segue um padrão global (Giere, 2009). A ausência de Copepoda do lado exposto da Praia do Lázaro, bem como as razões do fato, além da limitação de amostra única, talvez tenha relação com outros determinantes que não foram objeto de preocupação no presente estudo.

A elevada proporção dos nemátodos em relação ao total de representantes dos meiobentos foi compatível com resultados obtidos em estudos conduzidos em condições semelhantes (Castro, 2003; Sellanes *et al.*,

2003; Gomes & Rosa Filho 2009). Supostamente, a superioridade densitária das espécies de nemátodos no ambiente intersticial decorre da agilidade de enterramento na fuga de predadores, capacidade de locomoção, utilização de diversos tipos de alimentos e tolerância a variações climáticas e ambientais.

Quintana (2004) realizou estudos semelhantes, com amostragem na faixa superficial do sedimento na Enseada no Flamengo, em Ubatuba (SP), e encontrou densidades populacionais similares às do presente estudo, com registro de ocorrência de 2 grupos taxonômicos que não ocorreram no Lázaro (Ostracoda e Kinorhyncha). A diferença taxonômica foi a ausência de indivíduos de Sarcomastigophora, Tanaidacea, Amphipoda e Insecta. Dada a proximidade das localidades, a expectativa era que a diferença da composição do elenco taxonômico fosse menor. Talvez a realização de um levantamento mais meticuloso da situação permita o esclarecimento do assunto.

Quanto aos parâmetros edáficos, a expectativa era encontrar distinção nas características granulométricas sob a diferente condição hidrodinâmica nos lados exposto e abrigado, devido à influência das ondas. No entanto, tais diferenças granulométricas não foram notadas. Os resultados das características granulométricas observadas, sugerem condições de baixa energia de ondas e tendências deposicionais no momento da coleta.

Assim, é possível que a inexistência de diferenças importantes nos do ponto de vista granulométrico e das consequências decorrentes da formação do sedimento nos extremos da Praia do Lázaro sejam condicionantes da expressão e composição da fauna diagnosticada no momento do estudo. Considerando essa situação, é factível que a composição do elenco ao longo do tempo só apresente variações relativas à densidade, em função da incidência de fatores limitantes próprios das diferenças no balanço sedimentar.

No lado exposto, abaixo dos 5 cm superficiais delimitados para as coletas de sedimento, a formação era visivelmente mais grossa. Portanto, a origem da camada de sedimento mais fino no lado exposto, eventualmente seja decorrente de alguma condição climática atípica para a época do ano, como acontece no deslocamento de frentes. Como aconteceu com a granulometria

do sedimento, o teor de matéria orgânica detectado nas duas extremidades da praia foram praticamente invariáveis no momento e nas circunstâncias do estudo.

Quanto as evidências relacionadas ao perfil, a Praia do Lázaro apresenta tendência erosiva evidente em Le, demonstrando maior influência da movimentação e hidrodinâmica do que em La, que por sua vez é caracterizada por perfil mais homogêneo e declividade pouco acentuada. Em estudo de Jacobucci & Leite (2002), realizado com a macrofauna do costão do lado exposto dessa mesma praia, classificaram o ambiente como moderadamente exposto à ação de ondas.

De maneira geral, os resultados do presente estudo são concordantes com os de De Patra & Levin (1989), Corgosinho *et al.* (2002) e Corgosinho *et al.* (2003), a propósito da existência de diferença na composição e estruturação da meiofauna em praias protegidas e expostas.

Das condições edáficas, Perkins (1958), Vader (1964), Boaden (1968) e McLachlan *et al.* (1977) demonstram a existência de evidências concretas da densidade e diversidade taxonômica em relação às peculiaridades do sedimento, ação de correntes e das marés. Segundo esses autores, a intensificação desses fenômenos promove a redução quantitativa e qualitativa das categorias taxonômicas naturais dos ambientes das praias. Portanto, a adversidade, como acontece na maioria das vezes, condiciona a composição das populações das espécies em quaisquer ecossistemas.

Ainda quanto à composição, Silva (1997), Corgosinho *et al.* (2003) e Giere (2009) afirmam que as praias protegidas, de tendência dissipativa, normalmente abrigam populações mais ricas de espécies meio-bentônicas, tanto no aspecto da diversidade como da variabilidade e densidade. Tais resultados corroboram os estudos de Netto *et al.* (1999), no Atol das Rocas, que postulam que a meio e macrofauna são sujeitas à interferência da instabilidade do sedimento decorrente do alto impacto hidrodinâmico. Nas circunstâncias geográficas e ambientais estudadas, os valores de diversidade e riqueza do meio biótico na Praia do Lázaro foram maiores no local mais estável,

ou menos sujeito às mudanças hidrodinâmicas. Por outro lado, nos ambientes praias abrigados a ocupação territorial do meio-bentos se dá por dispersão ativa e horizontal das espécies, facilitada por peculiaridades fisiológicas, bem como amplificação e espalhamento da população microbiana. Nas praias expostas, onde a zona do entre marés fica mais sujeita à influência hidrodinâmica, como é o caso de Le no presente estudo, a dispersão dos animais é passiva, e dependente da ação de correntes, eventos de maré e deriva litorânea (Hullings & Gray, 1976; Renaud-Mornant *et al.*, 1984; Covazzi *et al.*, 2001).

A distribuição das populações difere ao longo do arco praias sob mediação das direções das correntes, também responsáveis pelo estabelecimento de diferentes gradientes de sedimentação, como reflexos das quantidades de energia produzida pelas ondas (Silva *et al.*, 1997).

Do balanço edáfico da composição do sedimento, Silva (2005) verificou a relação diretamente proporcional do número de indivíduos em seis praias, concluindo que a ação erosiva propicia o decréscimo das quantidades de meio-bentos, em contraste com os momentos deposicionais. Essa situação sugere que a deposição seja um condicionante de relevância para o aumento da disponibilidade de elementos essenciais, portanto, reduzindo os efeitos deletérios dos fatores limitantes do crescimento das populações.

Quanto à contaminação orgânica, vários estudos sugerem a importância de certos elementos da meiofauna como indicadores da poluição (Warwick, 1981; Lamshead, 1984; Shiells & Anderson, 1985; Soares-Gomes *et al.*, 2000; Piló, 2007; Riera *et al.*, 2012). A validação do uso de alguns desses organismos meiobentônicos como bioindicadores da qualidade das águas seria um bom instrumento para o monitoramento praias. No caso em questão essas condições seriam relevantes para avaliações da balneabilidade da Praia do Lázaro, principalmente porque o órgão responsável pelo acompanhamento da qualidade das águas das praias em São Paulo não possui nenhum ponto de avaliação nessa localidade.

Na localidade, a presença de moradores permanentes e fácil constatação

visual do lançamento de dejetos e despejos domésticos em um córrego que atravessa o bairro, e deságua no lado exposto da Praia, são evidências concretas da poluição ambiental nesta área, fato comprovado pela maior presença de bactérias indicadoras de contaminação orgânica registrada no momento das coletas. Essa situação demonstra a necessidade da realização de levantamentos detalhados da situação, com determinação acurada dos níveis de matéria orgânica disponíveis na localidade, bem como das consequências da situação para a saúde da comunidade residente na Praia do Lázaro.

As informações disponíveis na literatura indicam que o incremento da densidade dos nemátodos é comum em ambientes que recebem aporte de contaminantes orgânicos (Armenteros *et al.*, 2010; Moreno *et al.* 2011; Vanaverbeke *et al.*, 2011). Ainda a respeito da densidade das populações dos meiobentos, sobretudo dos copépodos, tudo indica que a ocorrência no lado abrigado seja consequência da menor concentração de poluição orgânica, pois esse grupo é mais sensível à poluição (Rao, 1989; Coull & Chandler, 1992; McLachlan & Brown, 2006). Balthazar-Silva (2010) também observou a menor capacidade de resistência dos Amphipoda, crustáceos componentes da macroinfauna, à poluição por material orgânico. Apesar da composição da fauna meiobentônica, a ocorrência de representantes desses crustáceos no lado abrigado da Praia do Lázaro, onde a proporção de matéria orgânica foi menor, sugere que os representantes do grupo no segmento meiobentônico também respondem à poluição de maneira semelhante.

Souza (2007) referiu a possibilidade do acompanhamento das comunidades de foraminíferos meiobentônicos, dada a aparente atuação como bioindicadores ou biotraçadores naturais de transporte costeiro paralelo à linha de costa, por correntes de deriva litorânea. É possível que outros grupos da meiofauna desempenhem papel semelhante. A comprovação dessa relação depende da realização de estudos específicos.

Dado que as informações e observações resultantes do presente trabalho são produto de coleta única, as condições afetas ao balanço dos sedimentos,

dos grupos taxonômicos da dinâmica das correntes e das ondas, são apenas circunstanciais. Portanto, os resultados não permitem comparar possíveis respostas das espécies e populações às condições e manifestações sazonais do clima, por exemplo. Entretanto, o presente estudo é pioneiro para a Praia do Lázaro, e se reveste de importância pelo estabelecimento de linhas de estudo que apresentam perspectivas promissoras para a melhoria dos conhecimentos e instrumentos da gestão ambiental sustentada por novos indicadores e condicionantes. A consulta à literatura especializada mostra a existência de importantes lacunas do conhecimento das relações e manifestações da meiofauna bentônica associados a determinantes edáficos, oceânicos e ambientais.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados das amostras e análises dos sedimentos coletados na Praia do Lázaro (Ubatuba, SP), em comparação com as informações disponíveis em outros estudos, indicam a relativa estabilidade das categorias que compõem o elenco sistemático existente em condições semelhantes do perfil e dos componentes edáficos.

Dessa maneira e sob tais circunstâncias, se considerados outros determinantes ambientais, como a poluição orgânica decorrente de dejetos e despejos produzidos pela população humana, independente da possibilidade de acumulação, são detalhes importantes para a elaboração e formulação de planos e programas de gestão ambiental com protocolos estabelecidos a partir de processos e procedimentos provenientes de conhecimentos multidisciplinares do âmbito biológico, geográfico e ambiental de localidades litorâneas onde não existam programas de monitoramento de balneabilidade, por exemplo. A comprovação da validade dessa asserção depende do levantamento da situação em diferentes oportunidades, para avaliação da influência de condições estacionais distintas, sobretudo nas densidades das populações das categorias desse segmento bentônico em praias oceânicas.

As evidências extraídas dos resultados indicam que as respostas a diferentes condições ambientais são distintas, como acontece com o aumento da densidade dos nemátodos e redução dos copépodos quando da poluição orgânica. Sem dúvida, as diferenças das manifestações quantitativas das populações frente a tal circunstância, indicam a importância e a necessidade da realização de mais estudos de campo e experimentais para a avaliação detalhada de uma relação causa e efeito.

No contexto, também é importante a busca e aprofundamento de conhecimentos sobre as respostas do meiobentos à hidrodinâmica, principalmente das marés, correntes e fenômenos meteorológicos associados à frentes climáticas.

O estudo indica pontos que merecem consideração para o delineamento

de políticas de habitação e preservação das áreas litorâneas, dada a notável complexidade da tessitura ecológica estabelecida nos sistemas biológicos para o equilíbrio ambiental. Nesse sentido, não ficam dúvidas sobre a necessidade de planos de zoneamento ambiental, além dos tradicionalmente implementados para a ocupação ambiental das áreas urbanas centrais e periféricas das cidades. No caso das praias, como a do Lázaro, os resultados demonstram a importância do estabelecimento de níveis diferenciados de ocupação, reduz os efeitos deletérios sobre a diversidade animal das praias, condição essencial para a manutenção do equilíbrio ambiental entre os organismos, em função da relação de dependência dos meios e sistemas bióticos e abióticos.

Por fim, chama atenção a necessidade do direcionamento de esforços para a definição de elementos morfológicos diferenciais suficientes e definitivos para a classificação dos organismos meiobentônicos em níveis taxonômicos mais próximos das espécies, em roteiros ou chaves de fácil compreensão. Essa condição é fundamental para a compilação de informações mais precisas, e caracterização das consequências e impactos promovidos pelos seres humanos nos ecossistemas praias.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. Contribuição à geomorfologia do litoral paulista. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 1, p. 3-44, 1955.

ALBUQUERQUE, E. F., PINTO, A. P. B., PEREZ, A. A. Q., VELOSO, V. G., Spatial and temporal changes in interstitial meiofauna on a sandy ocean of South America. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 55, 2007.

ALCOLADO, P. Diversidad y bioindicación ambiental en el mar. *Serie Oceanológica Electrónica*. 2000.

ALCOLADO, P. Utilidad de algunos índices ecológicos estructurales en el estudio de las comunidades marinas de Cuba. *Ciencias Biológicas*, v. 11, p. 61-77, 1984.

ALONGI, D. M. Inter-estuary variation and intertidal zonation of free-living nematodes communities in tropical mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series*, v. 40, p. 103-114, 1987.

AMARAL, A. C. Z. & NALIN, S. A. H. Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do Litoral Norte de São Paulo, Sudeste do Brasil. Campinas: UNICAMP/IB, 574p. 2011.

AMJAD, S. & GRAY, J. S. Used of nematode-copepod ratio as an index of organic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, v. 14, p. 178-181, 1983.

APHA. American Public Health Association. Fecal Streptococcus and Enterococcus group: method 9230; part 9000. In: *Standard methods for the examination of water an wastewater*. 21^a ed. p. 9-8, 2007.

ARMENTEROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, J. A.; RUÍZ-ABIerno, A.; DÍAZ-ASENCIO, L.; HELGUERA, Y.; VINCX, M.; DECRAEMER W. Effects of organic enrichment on nematode assemblages in a microcosm experiment. *Marine Environmental Research*, v. 70, p. 374-82, 2010.

ARMENTEROS, A.; MARTIN I.; WILLIAMS, C. B.; GONZALES, S.; CAPETILLO. Spatial and temporal variations of meiofaunal communities from the western sector of the gulf of batabano, Cuba. *Estuaries and coasts*, v. 29, p. 124-132, 2006.

BALTHAZAR-SILVA, D. Variação espacial e temporal de uma taxocenose de caprelídeos (Crustácea-Amphipoda) em um ecossistema subtropical sujeito à poluição por hidrocarbonetos de petróleo. 67f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

BOADEN, P. J. S. Water movement- a dominant factor in interstitial ecology. *Sarsia*, v. 34, p. 125-136, 1968.

BARNES, R. S. K.; HUGHES, R. N. An Introduction to Marine Ecology. 2ª ed. Oxford: Blackwell Science, 351p. 1995.

CALLIARI, L. J.; MUEHE, D.; HOEFEL, F. G.; TOLDO Jr.; E. E. Morfodinâmica praias: uma breve revisão. *Revista Brasileira de Oceanografia*, v. 50, p. 63-78, 2003.

CAMARGO, M. G. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 36, p. 371-378, 2006.

CASTRO, F. J. V de. Variação Temporal da meiofauna e da nematofauna em uma área mediolitorânea da Bacia do Pina (Pernambuco, Brasil). 116f. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Centro de Tecnologia e Geociências, Depto de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

CARTES, J. E.; GRÉMARE, A.; MAYNOU, F.; VILLORA-MORENO, S.; DINET, A. Bathymetric changes in the distributions of particulate organic matter and associated fauna along a deep-sea transect down the catalan sea slope (Northwestern Mediterranean). *Progress in Oceanography*, v. 53, p. 29-56, 2002.

CORBISIER, T. N.; de SOUZA, E. C. P. M.; EICHLER, B. B. Distribuição espacial

do meiobentos e do microfitobentos na enseada do Flamengo, Ubatuba, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 57, p. 109-119, 1997.

CORGOSINHO, P. H. C.; METRI, R.; BAPTISTA, C.; CALIL, P.; ARBIZU, M. Abundance and diversity of the sublittoral meiofauna on two sand beaches under different hydrodynamic conditions at Ilha do Mel (PR, Brazil). *Lundiana*, v. 4, p. 89-94, 2003.

CORGOSINHO, P. H. C. Abundância, composição e diversidade da meiofauna ao longo de um gradiente salino, no sublitoral raso da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). 33 f, Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

COULL, B. C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, v. 24, p. 327-343, 1999.

COULL, B. C. Long-term variability of estuarine meiobenthos: an 11 year study. *Marine Ecology Progress Series*, v. 24, p. 205-218, 1985.

COULL, B. C.; HICKS, G. R. F.; WELLS, J. B. J. Nematode/copepod ratios for monitoring pollution: A rebuttal. *Marine Pollution Bulletin*, v. 12, p. 378-381, 1981.

COULL, B. C.; CHANDLER, G. T. Pollution and meiofauna: field, laboratory and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 30, p. 191-271, 1992.

COULL, B. C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, v. 24, p. 327-343, 1999.

COVAZZI, A.; PUSCEDDU, A.; DELLA CROCE, N.; DDANOVARO, R. Spatial and temporal changes in beach meiofaunal communities of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, v. 35, p. 57-64, 2001.

CRISP, D. J.; WILLIAMS, R. Direct measurement of pore size-distribution in artificial and natural deposits and predictions of pore space accessible to

interstitial organisms. *Marine Biology*, v. 10, p. 214-226, 1971.

DE PATRA, K. D.; LEVIN, L. A. Evidence of the passive deposition of meiofauna into fiddler crab burrows. *Journal of Marine Biology and Ecology*, v. 125, p. 173-192, 1989.

DI DOMENICO, M.; ALMEIDA T. C. M. Spatial distribution of meiofauna around an oil production platform on Santos basin, north of Santa Catarina. *Brazilian Journal of Aquatic Science Technology*, v. 9, p. 23-32, 2005.

ELLIS, D. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, v. 16, p. 459, 1985.

DUTRA, F. de S. Composição e distribuição do meiobentos de praias arenosas subtropicais do Atlântico Sul Ocidental durante a estação de verão: uma comparação entre o litoral norte e o litoral médio do Rio Grande do Sul, Brasil. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Imbé, 2011.

FICHET, D.; BOUCHER, G.; RADENAC, G.; MIRAMAND, P. Concentration and mobilisation of Cd, Cu, Pb and Zn by meiofauna populations living in harbour sediment: their role in the heavy metal flux from sediment to food web. *The Science of the Total Environment*, v 243, p. 263–272, 1999.

FONSECA, G.; HUTCHINGS, P.; GALLUCCI, F. Meiobenthic communities of seagrass beds (*Zostera capricorni*) and unvegetated sediments along the coast of New South Wales, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 91, p. 69-77, 2011.

FONSECA, G.; SOLTWEDEL, T.; VANREUSEL, A.; LINDEGARTH, M. Variation in nematode assemblages over multiple spatial scales and environmental conditions in Arctic deep seas. *Progress in Oceanography*, v. 84, p. 174-184, 2010.

FONSECA, G.; NETTO, S. A. Shallow sublitoral benthic communities of the laguna estuarines system, south Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 54,

p. 41-54, 2006.

FOLK, R. C.; WARD, W. C. Brajos River Bar: A study in the significance of grain size parametrs. *Journal of Sedimentary Petrology*, v. 27 (1) p. 3-27, 1957.

GALLUCCI, F.; MOENS, T.; VANREUSEL, A. & FONSECA, G. Active colonisation of disturbed sediments by deep-sea nematodes: evidence for the patch mosaic model. *Marine Ecology Progress Series*, v. 367, p. 173-183, 2008.

GIERE, O. Meiobenthology: the microscopic fauna in aquatic sediments. 2^a ed. Springer-Verlag: Berlim. 327p. 2009.

GOMES, T. P.; ROSA FILHO, J. S. Composição e variabilidade espaço-temporal da meiofauna de uma praia arenosa na região amazônica (Ajuruteua, Pará). *Iheringia, Série Zoologia*, v. 99, 2009 .

GÓMEZ-NOGUERA, S. E.; HENDRICKX, M. E. Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the south-eastern gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, v. 34, p. 582-587, 1997.

GUO, Y.; SOMERFIELD, P. J.; WARWICK, R. M.; ZHANG, Z. Large-scale patterns in the community structure and biodiversity of the free living nematodes in the Bohai Sea, China. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 81, p. 755–763, 2001.

HAKENKAMP, C. C.; MORIN, A.; STRAYER, D. L. The functional importance of freshwater meiofauna. In: Rundle, S. D.; Robertson, A. L.; Schimdt-Araya, J. M. (eds.) *Freshwater Meiofauna: biology and ecology*. The Netherlands: Backhuys, Leiden, p. 321-355, 2002.

HEIP, C.; HUYS, R. & ALKEMADE; R. Community structure and functional roles of meiofauna in the North Sea. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, v. 26, p. 31-41, 1992.

HEIP, C.; WARWICK, R. M.; CARR, M. R.; HERMAN, P. M. J.; HUYS, R.; SMOL, N.; VAN HOLSBEKE, K. Analysis of community attributes of the benthic

meiofauna of Frierfjorg/Lagesunfjord. *Marine Ecology Progress Series*, v. 46 p. 171-180, 1988.

HEIP, C.; VINCX, M.; VRANKEN, G. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 23, p. 399-489, 1985.

HEIP, C.; VINCX, M.; SMOL, N.; VRANKEN, G. The systematics and ecology of free-living marine nematodes. *Helminthological Abstracts – Series B, Plant Nematology*, v. 51, p. 1-31, 1982.

HERMAN, P. M. J.; HEIP, C. On the Use of Meiofauna in Ecological Monitoring: Who Needs Taxonomy? *Marine Pollution Bulletin*, v. 19, p. 665-668, 1988.

HIGGINS, R. P. & THIEL, H. Introduction to the study of meiofauna. London: Smithsonian Institution Press, 488 p. 1988.

HULLINGS, N. C.; GRAY, J. S. A manual to the study of meiofauna. *Smithsonian Contributions to Zoology*, v. 76, p. 1-84, 1971.

HULLINGS, N. C. & GRAY, J. S. Physical factors controlling abundance of meiofauna on tidal beaches. *Marine Biology*, v. 34. 1976.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico: resultados preliminares. (Recenseamento Geral do Brasil). São Paulo, 2010.

JACOBUCCI, G. B.; LEITE, F. P. P. Distribuição vertical e flutuação sazonal da macrofauna vágil associada a *Sargassum cymosum* (C. Agardh), na praia do Lázaro, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 19, p. 87-100, 2002.

KREBS, C. J. Ecological Methodology. 2^a ed. New York: Benjamin/ Cummings, 620 p. 1999.

LAMBSHEAD, P. J. D. The nematode–copepod ratio. Some anomalous results from the Firth of Clyde. *Marine Pollution Bulletin*, v. 15, p. 256–259, 1984.

LAMPADARIOU, N.; AUSTEN, M. C.; ROBERTSON, N.; VLACHONIS, G.

Analysis of meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Iraklion harbour, Greece. *Vie et Milieu*, v. 47, p. 9–24, 1997.

LONG, E. R. Ranges in chemical concentrations in sediment associated with adverse biological effects. *Marine Pollution Bulletin*, v. 24, p. 38–45, 1992.

MARTINS, L. R. Recent Sediments and Grain-Size Analysis. *Gravel, CECO, Instituto de Geociências, UFRGS*, v. 1, p. 90-105, 2003.

McINTYRE, A. D. Quantitative differences in the fauna of boreal mud associations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 41, p. 599-616, 1961.

McLACHLAN, A. The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system. *South African Journal of Science*, v. 76, p. 137-138, 1980.

McLACHLAN, A. Sandy beach ecology - a review. In: McLachlan, A.; Erasmus, T. (eds). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, JUNK, 321-380, 1983.

McLACHLAN, A.; ERASMUS, T. & FURSTEMBERG, J. P. Migrations of sandy beach meiofauna. *Zoologica Africana*, v. 12, p. 257-277, 1977.

McLACHLAN A.; BROWN A. C. The ecology of sandy shores. 2^a ed., New York: Acad. Press, 373 p. 2006.

MOELLMANN, A. M.; CORBISIER, T. N. Does tourist flow affect the meiofauna of sandy beaches? Preliminary results. *Journal of Coastal Research* (Special Issue), v. 35, p- 590-598, 2003.

MONSERRAT, J. M.; ROSA C. E.; Sandrini, J. Z.; Marins, L. F.; Bianchini, A.; Geracitano, L. A. Annelids and Nematodes as Sentinels of Environmental Pollution. *Comments on Toxicology*, v. 9, p. 289-301, 2003.

MORENO, M.; SEMPRUCCI, F.; VEZULLI, L.; BALSAMO, M.; FABIANO, M.; ALBERTELLI, G. The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, v. 11, p. 328-336, 2011.

MORENO, M.; VEZZULLI, L.; MARIN, V.; LACONI, P.; ALBERTELLI, G.; FABIANO, M. The use of meiofauna diversity as an indicator of pollution in harbours. *Journal of Marine Science*, v. 65, p. 1428-1435, 2008.

MUEHE, D. Definição de Limites e Tipologias da orla, sob os aspectos morfodinâmico e evolutivo. In: BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Projeto Orla: subsídios para um projeto de gestão*. Brasília: MMA, 2004.

MUEHE, D. O Litoral Brasileiro e sua Compartimentação. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (Orgs.). *Geomorfologia do Brasil*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 273-350, 1998.

NASCIMENTO, F. J. A.; KARLSON, A. M. L.; ELMGREN, R. Settling blooms of filamentous cyanobacteria as food for meiofauna assemblages. *Limnology and Oceanography*, v. 53, p. 2636-2643, 2008.

NASCIMENTO, F. J. A.; NÄSLUND, J.; ELMGREN, R. Meiofauna enhances organic matter mineralization in soft sediment ecosystems. *Limnology and Oceanography*, v. 57, p. 338-346, 2012.

NETTO, S. A.; VALGAS, I. The response of nematode assemblages to intensive mussel farming in coastal sediments (Southern Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 162, p. 81-93, 2010.

NETTO, S. A. & GALLUCCI, F. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. *Hydrobiologia*, v. 505, p. 159-170, 2003.

NETTO, S. A.; ATTRILL, M. J. & WARWICK, R. M. The effect of a natural water-movement related disturbance on the structure of meiofauna and macrofauna communities in the intertidal sand flat of Rocas Atoll (NE, Brazil). *Journal of Sea Research*, v. 42, p. 291-302, 1999.

NOZAIS, C.; GOSSELIN, M.; MICHEL, C.; TITA, G. Abundance, biomass, composition and grazing impact of the sea-ice meiofauna in the North Water, northern Baffin Bay. *Marine Ecology Progress Series*, v. 217, p. 235-250, 2001.

- PACE, M. C.; CARMAN, K. R. Interspecific differences among meiobenthic copepods in the use of microalgal food resources. *Marine Ecology Progress Series*, v. 143, p. 77-86, 1996.
- PAULA, J. H. C. de; ROSA FILHO, J. S.; SOUZA, A. L. B.; AVIZ, D. E. A meiofauna como indicadora de impactos da carcinicultura no estuário de Curuçá (PA). *Boletim do Labohidro*, v. 19, p. 61-72, 2006.
- PERKINS, E. J. The hardness of the soil of the shore at Whitstable. *Journal of Ecology*, v. 46, p. 71-81, 1958.
- PFANNKUCHE, O.; SOLTWEDEL, T. Small benthic size classes along the N.W. European Continental Margin: spatial and temporal variability in activity and biomass. *Progress in Oceanography*, v. 42, p. 189-207, 1998.
- PILÓ, D. V. Impacto da ETAR de Faro-Noroeste nas comunidades bentónicas da Ria Formosa. 85 f. Monografia (Mestrado em Biologia Marinha) – Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade do Algarve, Faro, 2007.
- QUINTANA, C. O. Impactos da bioturbação na estrutura e distribuição vertical da infauna no sublitoral da Ilha Anchieta e Enseada do Flamengo (Ubatuba – SP). 171 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- RAFFAELLI, D. G.; MASON, C. F. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*, v. 12, p. 158-163, 1981.
- RAO G. C. Meiofauna of marine beach sand. *Zoologiana*, v. 5, p. 87-102, 1989.
- RAMOS, A.; MOYA, F. Estudio integrado de la biodiversidad del bentos de mar de Bellingshausen y península Antártica (Antártica del Oeste) - *Informe de resultados de la campaña Bentart - 2003*. 182 f. Instituto Español de Oceanografía, Málaga, 2003.
- RENAUD-MORNANT, J.; BODIN, P.; BODIOU, J. Y.; BOUCHER, G.; DE BOVÉE,

F.; CASTEL, J.; COINEAU, N.; COURTIÉS, C.; GOURBAULT, N.; GUIDI, L.; LASSERRE, P.; SOYER, T.; TOURMIÉ, J. Estimations du rôle énergetiquespatio-temporelle du méiobenthos em milieu littoral: échan- tillonnage et méthodologie. 232 f. Paris: Centro National de la Recherche Scientifique, 1984.

REMANE, A. Die Besiedelung des Sandbodens im Meere und die Bedeutung der Lebensformtypen fur die Okologie. *Zoologischer Anzeiger*, v. 16, p. 327-359, 1952.

RIERA, R.; SANCHEZ-JEREZ, P.; RODRÍGUES, M.; MONTERROSO, O.; RAMOS, E. Long-term monitoring of fish farms: Application of Nematode/Copepod index to oligotrophic conditions. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, p. 947-213, 2012.

RODRIGUEZ, J. G.; LÓPEZ, J.; JARAMILLO, E. Community structure of the intertidal meiofauna along a gradient of morphodynamic sandy beach types in southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, v. 74, n. 4, p. 885-897, 2001.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo. Lab. Geomorfologia – Depto. Geografia – FFLCH – USP / Lab. de Cartografia Geotécnica e Geologia Aplicada – IPT / FAPESP. Mapas e relatórios. 1997.

SANTOS, P. J. P.; CASTEL, J.; SOUZA-SANTOS, L. P. Microphytobenthic patches and their influence on meiofaunal distribution. *Cahiers de Biologie Marine*, v. 36, p. 133-139, 1995.

SCHLADCHER, T. A.; DUGAN, J.; SCHOEMAN, D. S.; LASTRA, M.; JONES, A.; SCAPINI, F.; McLACHLAN, A.; DEFEO, O. Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 556–560, 2007.

SELLANES, J.; NEIRA, C.; QUIROGA, E. Composition, structure and energy flux of the meiobenthos off central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, v. 76, p. 401–415, 2003.

SHIELLS, G. M.; ANDERSON, K. J. Pollution monitoring using the nematode–

copepod ratio. A practical application. *Marine Pollution Bulletin*, v. 16, p. 62–68, 1985.

SILVA, A. M. C. Relação entre a dinâmica costeira e a meiofauna dos sedimentos praias do litoral da Ilha de Itamaracá – PE. 139 f. Tese. (Doutorado em Geologia) – Departamento de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

SILVA, V. M. A. P. da; GROHMANN, P. A.; ESTEVES, A. M. Aspectos gerais do estudo da meiofauna de praias arenosas. In: Absalão, R. S.; Esteves, A. M. (eds.). *Oecologia Brasiliensis III: Ecologia de praias arenosas do litoral brasileiro*. Rio de Janeiro: UFRJ. p. 67-92, 1997.

SMOL, N.; WILLEMS, K. A.; GOVAERE, J. C. R.; SANDAE, A. J. J. Composition, distribution and biomass of meiobenthos in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia*, v. 282/283, p. 197-217, 1994.

SOARES-GOMES, A.; OLIVEIRA, E. B.; GABARDO, I. T.; CARREIRA, R. S.; FERNANDEZ, G. B. Environmental impact associated with offshore hydrocarbon production on benthic meiofauna in Campos Basin, Southeast Brazilian continental shelf. IN: PROCEEDINGS OF THE 5TH CONGRESS ON MARINE SCIENCES, LA HABANA, CUBA. 2000.

SOETAERT, K.; VINCX, M.; WITTOECK, J.; TULKENS, M.; GANSBEKE, D. V. Spatial patterns of Westerschelde meiobenthos. *Estuarine Coastal Shelf Science*, v. 39, p. 367-388, 1994.

SOLTWEDEL, T. Metazoan meiobenthos along continental margins: a review. *Progress in Oceanography*, v. 46, p. 59-84, 2000.

SOUZA, C. R. de G. Avaliação Preliminar de Biotraçadores de Transporte Costeiro em Praias Arenosas Oceânicas. Belém, PA. IN: ANAIS DO XI CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO QUATERNÁRIO - ABEQUA, Belém, 2007.

SOUZA, C. R. de G. As Células de Deriva Litorânea e a Erosão nas Praias do

Estado de São Paulo. 359 f. 2 vol. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

SOUZA, E. C. P. M.; CORBISIER, T. N.; EICHELER, B. B.; BONETTI, C. V. D. H.; GALLERANI, G. & HEITOR, S. R. Microfitobentos e meiobentos da região da Enseada do Flamengo, Ubatuba. In: ANAIS DO III SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA. SUBSÍDIOS A UM GERENCIAMENTO AMBIENTAL - ACIESP, v. 87, p. 315-323, 1993.

SOUZA-SANTOS, L. P.; SANTOS, P. J. P.; FONSÊCA-GENEVOIS, V. Meiofauna. In: ESKINAZI-LEÇA, E., S.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M., F., (orgs.) *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife: Editora Bagaço, p. 529-554, 2004.

SUDERMAN, K.; THISTLE, D. Spills of fuel oil #6 and orimulsion can have indistinguishable effects on the benthic meiofauna. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 49–55, 2003.

SUGUIO, K. Introdução à Sedimentologia. São Paulo: Ed. Edgar Bucher. 319 p. 1973.

TAGGART, B. E. & SCHWARTZ, M. L. Net shore-drift direction determination: a systematic approach. *Journal of Shoreline Management*, v. 3, n. 4, p. 285-309, 1988.

TIETJEN, J. H. Ecology and distribution of the deep-sea meiobenthos of North Carolina. *Deep-Sea Research*, v. 18, p. 941-957, 1971.

VADER, W. J. M. A preliminary investigation into the reactions of the infauna of the tidal flats to tidal fluctuations of water level. *Netherland Journal of Sea Research*, v. 2, p. 189-222, 1964.

VANAVERBEKE, J.; MERCKX, B.; DEGRAER, S.; & VINX, M. Sediment-related distribution patterns of nematodes and macrofauna: two sides of the benthic coin? *Marine Environmental Research*, v. 71, p. 31-40, 2011.

VANREUSEL, A.; FONSECA, G.; DANOVARO, R., SILVA, M. C.; ESTEVES, A. M.; FERRERO, T.; GAD, G; GALTZOVA, V.; GAMBI, C.; GENEVOIS, V. F.; INGELS, J.; INGOLE, B.; LAMPADARIOU, N.; MERCKX, B.; MILJUTIN, D.; MILJUTINA, M.; MUTHUMBI, A.; NETTO, S.; PORTNOVA, D.; RADZIEJEWSKA, T.; RAES, M.; THESUNOV, A.; VANAVERBEKE, J.; VAN GAEVER, S.; VENEKEY, V.; BEZERRA, T.; FLINT, H.; COPLEY, J.; PAPE, E.; ZEPELLI, D.; MARTINEZ, P. A.; GALERON, J. The contribution of deep-sea macrohabitat heterogeneity to global nematode diversity. *Marine Ecology*, v. 31, p. 6-20, 2010.

VEIGA, P., RUBAL, M., BESTEIRO, C. Shallow sublittoral meiofauna communities and sediment polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content on the Galician coast (NW Spain), six months after the *Prestige* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, p. 581-588, 2009.

VEZZULLI, L.; FABIANO, M.; GRANELLI, V.; MORENO, M. Influence of large spectrum environmental contamination on the micro-meio-benthic assemblages in harbour sediments of the Ligurian Sea: (W Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, v. 19: p. 233 – 246. 2003.

VIEIRA, J. V. Efeito das atividades recreativas sobre a fauna bentônica de ambientes praias. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

WARWICK, R. M. The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*, v. 12, p. 329-333, 1981.

WARWICK, R. M.; PLATT, H. M.; SOMERFIELD, P. J. Free-living marine nematodes. Part. III. Monhysterids. *Synopses of the British fauna (new series)*, n. 53. Leiden: E J Brill - Dr W Backhuys, 1998.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, v. 30, p. 377–392, 1922.

WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. Morphodynamics variability of surf zones and

beaches: a synthesis. *Marine Geology*, v. 56, p. 93-118, 1984.