

Avaliação da qualidade dos sedimentos da orla de Santos empregando-se ensaios de toxicidade e caracterização da estrutura da comunidade macrobentônica

Sediment quality assessment of Santos shoreline trough toxicity assays and characterization of macrobenthic community structure

Mariana Aliceda Ferraz*

Rodrigo Brasil Choueri**

Evelyn Ferreira Fiori***

Caio Rodrigues Nobre****

Augusto Cesar*****

Camilo Dias Seabra Pereira*****

Resumo

O presente trabalho avaliou a qualidade do sedimento da orla de Santos por meio da realização de ensaios de toxicidade e caracterização da estrutura da comunidade de macrofauna bentônica em 7 pontos localizados nas desembocaduras dos canais de drenagem fluvial nas praias de Santos-SP. Foram realizadas duas campanhas (Verão-Fevereiro de 2008 e Inverno-Julho de 2008). Os ensaios de toxicidade com ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* foram realizados nos tratamentos elutriado e interface sedimento-água, conforme ABNT NBR 15350/2006. A macrofauna bentônica foi identificada em Mollusca, Crustacea e Polychaeta, e calculadas a densidade média (inds/0,026m²) e dominância de Polychaeta. Nas campanhas de Verão e Inverno, o tratamento interface sedimento-água apresentou toxicidade em todos os pontos, enquanto o tratamento elutriado somente apresentou toxicidade nos pontos 6 e 7. A dominância de polychaeta correlacionou-se negativamente ($r = -0,56$) com a granulometria e positivamente ($r = 0,93$) com a matéria orgânica da campanha de inverno, sendo algumas espécies bioindicadoras de ambientes poluídos e anóxicos.

Palavras-chave: Toxicidade. Fauna Bentônica. Sedimentos. Orla Marítima.

Abstract

This study evaluated the toxicity of the sediment on 7 points located in front of drainage canals river on the beaches of Santos-SP, together with the characterization of the community structure of benthic macrofauna. Were performed campaign summer (February 2008) and the campaign winter (July 2008). The toxicity tests with sea-urchin *Lytechinus variegatus* treatments were performed in elutriate and sediment-water interface, as ABNT NBR 15350/2006. The benthic macrofauna was identified as Mollusca, Crustacea and Polychaeta, and it was calculated mean density (ind/0,026m²) and Polychaeta dominance. In campaigns for summer and winter treatment sediment-water interface showed toxicity at all points, while the treatment elutriate showed toxicity at points 6 and 7. Polychaeta dominance was negatively correlated ($r = -0,56$) with granulometry and positively correlated with organic matter for the winter campaign, being some of these species indicators of polluted and anoxic environments.

Keywords: Toxicity. Benthic Fauna. Sediments. Mangrove Swamps.

* Bióloga. Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha. Laboratório de Ecotoxicologia, Universidade Santa Cecília – UNISANTA. Santos-SP, Brasil. E-mail: marianaaliceda@hotmail.com

** Ecólogo. Doutor em Ciências do Mar. Laboratório de Ecotoxicologia, Universidade Santa Cecília – UNISANTA. Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo – UNIFESP. Santos-SP, Brasil.

*** Bióloga. Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha. Universidade Santa Cecília – UNISANTA. Santos-SP, Brasil.

**** Biólogo. Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha. Universidade Santa Cecília – UNISANTA. Santos-SP, Brasil.

***** Biólogo. Doutor em Ciências Biológicas. Laboratório de Ecotoxicologia, Universidade Santa Cecília – UNISANTA. Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo – UNIFESP. Santos-SP, Brasil.

***** Biólogo. Doutor em Oceanografia. Laboratório de Ecotoxicologia, Universidade Santa Cecília – UNISANTA. Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo – UNIFESP. Santos-SP, Brasil.

Os autores declaram não haver conflito de interesses.

INTRODUÇÃO

O estado de São Paulo abriga importantes cidades costeiras, gerando grandes atividades de lazer para milhões de pessoas, atividades portuárias, pesca industrial, maricultura, exploração de petróleo, etc.¹.

Apesar dos múltiplos usos da zona costeira paulista, os municípios litorâneos paulistas possuem tratamento de esgoto precário, que são lançados direta e indiretamente nas praias. A diminuição da qualidade das águas costeiras por influência de efluentes domésticos pode ocorrer devido ao incremento nesses aportes em temporadas de veraneio e épocas de maior pluviosidade, condições fisiográficas que limitam a dispersão dos contaminantes e condições de maré vazante (quando ocorre maior drenagem de água dos córregos para o mar). Ainda, a presença de cursos d'água, incluindo galerias de drenagem, afluindo diretamente ao mar é indicativo de condições de balneabilidade suspeita, devido a lançamentos clandestinos em seu curso e à contaminação difusa proveniente do escoamento superficial².

A orla de Santos, ao longo de sua extensão, é entrecortada por sete canais artificiais de drenagem pluvial urbana. Seis dos sete canais possuem comportas que impedem seu deságue direto nas praias, sendo, normalmente, o fluxo direcionado para a Estação de Pré-Condicionamento de Esgotos (EPC), e posteriormente lançado na Baía de Santos, a 4 km da costa, por meio de um emissário submarino. No entanto, em episódios de alta pluviosidade, as comportas são abertas para o deságue dos canais diretamente nas praias, o que compromete a qualidade ambiental das águas das praias da Baía de Santos^{3,4}. As praias de Santos-SP têm sua balneabilidade avaliada semanalmente, tanto pela prefeitura como pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), e os resultados demonstram muitos períodos de condições impróprias, quando a alta concentração de coliformes e outros grupos de bactérias enteropatológicas indicam a presença de esgoto doméstico, conforme Resolução CONAMA n. 274/2000^{1,5}. De acordo com a classificação determinada pela Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005⁶, as águas da orla de Santos são consideradas de "classe 1", ou seja, águas

salinas destinadas à recreação de contato primário (ex.: natação, mergulho), aquicultura, pesca e proteção das comunidades aquáticas. Portanto, no sentido de garantir a proteção da biota aquática, a referida Resolução define que é necessário observar, além da qualidade microbiológica dos corpos receptores marinhos, também sua qualidade ecotoxicológica.

As ferramentas ecotoxicológicas, por avaliarem diretamente respostas biológicas, são importante instrumento na avaliação da qualidade e risco ambiental em sistemas aquáticos. Dessa forma, enquanto a avaliação e controle da qualidade microbiológica dos corpos d'água servem ao propósito de assegurar a qualidade ambiental com vistas à saúde humana, a avaliação ecotoxicológica avalia a qualidade ambiental com vistas à proteção de toda a biota aquática.

Dentre os métodos de avaliação de efeitos na biota aquática, os mais tradicionalmente empregados são os ensaios de toxicidade e os estudos de estrutura da comunidade bentônica. A primeira abordagem busca avaliar respostas de organismos-teste expostos – em laboratório ou *in situ* – às condições ambientais sob estudo; os ensaios ecotoxicológicos tradicionais avaliam a letalidade, desenvolvimento anômalo, performance reprodutiva, entre outras respostas biológicas individuais. A segunda abordagem, avaliação da estrutura de comunidades bentônicas, proporciona boa compreensão das alterações ecológicas devido a perturbações ambientais⁷. Esses estudos, normalmente focados na macrofauna bentônica, empregam o cálculo de descritores da comunidade a fim de demonstrar alterações significativas na comunidade em função de variáveis ambientais ou presença de poluentes com o descarte de efluentes⁸. Alguns trabalhos já foram conduzidos na região de Santos, tanto quanto à toxicidade do sedimento^{9,10,11,12,13,14,15} como à estrutura da macrofauna bentônica^{12,16,17,18,19}. Especificamente sobre a toxicidade das águas dos canais de drenagem pluvial urbana de Santos-SP²⁰, observaram toxicidade aguda para *Daphnia similis* em amostras de quatro dos sete canais. Porém, não existem estudos pretéritos que contemplem o impacto dessas águas sobre a biota aquática das praias da orla de Santos.

Considerando que: (i) é reconhecido que os canais de drenagem sofrem a introdução de efluentes domésticos por ligações irregulares²¹; (ii) em episódios de alta pluviosidade as comportas são abertas e conduzem diretamente ao mar águas pluviais contendo uma miríade de contaminantes, tanto das ligações irregulares de esgoto, como do escoamento superficial urbano⁵, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade ambiental dos sedimentos da desembocadura dos canais de drenagem fluvial na orla de Santos-SP, tanto do ponto de vista ecotoxicológico como de estrutura das comunidades de macrofauna bentônica.

MÉTODO

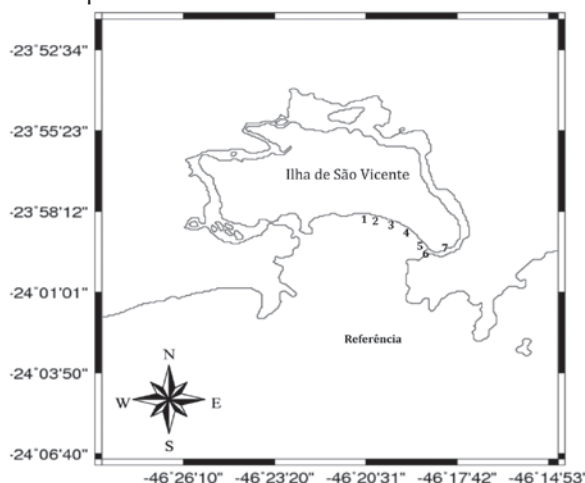
A Baía de Santos, entre as Pontas de Itaipu a oeste e do Munduba a leste, possui aproximadamente sete quilômetros de largura na parte central e onze quilômetros na parte final, sendo delimitada ao norte pelas praias de Santos e São Vicente. Sua profundidade média varia entre 5 e 10 metros, e suas águas recebem contribuições dos estuários de Santos e São Vicente, constituindo-se numa área de mistura da água do mar com as águas continentais²⁰.

O ambiente costeiro da região está sujeito aos impactos de diferentes naturezas, como intensa atividade portuária, densa atividade industrial petroquímica, siderúrgica e de fertilizantes, além da concentração urbana da ordem de 1,2 milhão de pessoas nos municípios de Santos, São Vicente, Cubatão, Guarujá e Vicente de Carvalho. A poluição das águas marinhas, estuarinas e continentais é vastamente reportada^{22,23}.

As amostras de sedimento para análise ecotoxicológica e caracterização da macrofauna foram coletadas no período de maré baixa, nos meses de fevereiro (verão) e julho (inverno). As estações de coletas localizaram-se nas desembocaduras dos canais 1 ao 7, ao longo das praias da orla de Santos (Figura 1). O sedimento de referência foi coletado em frente à Baía de Santos, afastado da praia, sem histórico de contaminação e com profundidade média de 20 m, estabelecida como local de referência e como controle por apresentar água e sedimento de boa qualidade, para a realização dos testes e manutenção dos

organismos e usado como referência nos tratamentos elutriato e interface sedimento-água, respectivamente. Foram feitas duas campanhas de amostragem ao longo do ano, sendo uma no verão e outra no inverno.

Figura 1. Mapa da área de estudo com os respectivos pontos de amostragem, representados por números, referentes aos canais de drenagem do município de Santos-SP



Com o auxílio do pegador de fundo “Petersen”, com área de amostragem de 0,026 m², em aproximadamente 1 m de profundidade, em cada uma das estações coletou-se 2 kg de sedimento, acondicionado em sacos plásticos e armazenados em uma caixa térmica com gelo para serem transportadas para o laboratório, onde foram mantidas sob refrigeração em temperatura constante de 4 °C, livre de iluminação, até a realização dos testes ecotoxicológicos.

As coletas da macrofauna bentônica também foram realizadas com o pegador de fundo “Petersen”, com aproximadamente 1 m de profundidade, sendo cada ponto a obtenção de 3 pegadas. O material foi previamente lavado em um saco de malha de 0,05 mm, inseridas em potes de polietileno, e imediatamente conservados com álcool 70%. Depois de conservados, foram triados, e os organismos da macrofauna bentônica foram identificados à lupa e com o auxílio de guias de identificação^{24,25}.

Para caracterização físico-química, as amostras de sedimento dos diferentes pontos amostrais foram submetidas a análises de composição granulométrica e teor de matéria orgânica^{26,27}.

As amostras de sedimentos foram, ainda, submetidas a diferentes ensaios de toxicidade, considerando: (i) a interface sedimento-água (ISA)²⁸, cujo objetivo é avaliar a toxicidade da amostra sujeita a fluxos ascendentes de água intersticial e remobilização dos contaminantes provenientes dos sedimentos; e (ii) elutriatos, obtidos da proporção 1:4 de sedimento: água marinha com agitação de 30 minutos e decantação de 24 h para a utilização do sobrenadante (ABNT 15350/2006), com o objetivo de avaliar a toxicidade dos sedimentos após episódios de resuspensão.

Utilizou-se o ensaio de desenvolvimento embrionário com o organismo teste ouriço-do-mar (*Lytechinus variegatus*) (ABNT 15350/2006)²⁹. As condições do teste foram mantidas a 25 °C e fotoperíodo de 16/8 (claro:escuro) e, para controle da qualidade dos ensaios, foram avaliadas variáveis físico-químicas, como salinidade, pH, oxigênio dissolvido, amônia não ionizada. Níveis de amônia não ionizada foram obtidos por meio do método da destilação e titulação, e os de sulfeto total, pelo método iodométrico. Além do tratamento controle de água do mar e tratamento com o sedimento de referência, em paralelo foram realizados ensaios de sensibilidade dos organismos-teste utilizando substância de referência ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) para controle de qualidade dos ensaios. Os ensaios foram realizados em quadruplicata.

As análises estatísticas com os dados de toxicidade foram analisadas quanto à normalidade dos dados e a homogeneidade da variância empregando-se os testes de Chi-quadrado e F-test, respectivamente. Diferenças estatísticas entre as médias obtidas para as diferentes amostras e as médias obtidas no controle foram avaliadas por meio do Teste-T com bioequivalência (0,91

para *Lytechinus variegatus* expostos a amostras ambientais¹⁴. Todas as análises foram realizadas empregando-se o software TOXSTAT 3.5³⁰.

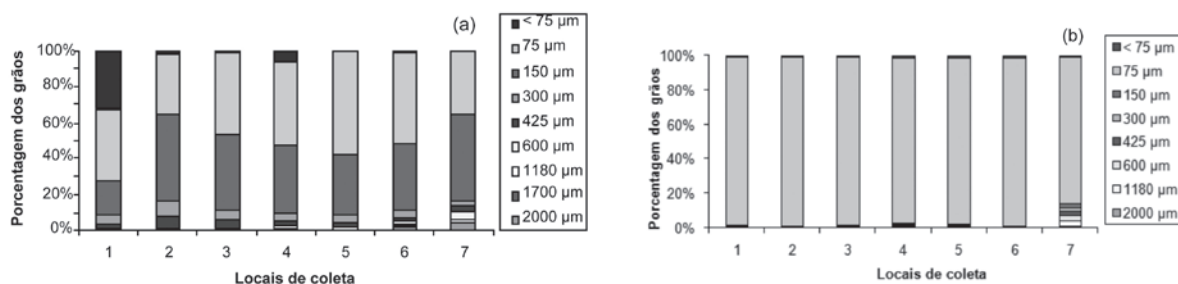
A estrutura da macrofauna bentônica foi analisada em cada ponto de coleta, nas campanhas de verão e inverno, tendo por base a densidade média da macrofauna bentônica, inds/0,026 m² e identificação dos grupos mais representativos para avaliação de qualidade ambiental: Polychaeta, Crustacea e Mollusca. Empregou-se também a dominância de Polychaeta como indicador de qualidade ambiental, uma vez que esses grupos são tradicionalmente designados como indicadores de áreas poluídas³¹ pela sua dominância em ambientes sujeitos a algum tipo de estresse e sedimentos organicamente enriquecidos³².

A correlação entre os resultados dos ensaios de toxicidade, análises físicas e químicas, granulometria, matéria orgânica e os descritores da comunidade bentônica foi avaliada por meio de uma análise de correlação (r). Contudo, foram consideradas correlacionadas significativamente as variáveis cujos índices estimados foram superiores a 1/2,5 1/2, quando $p < 0,05$.

ANÁLISE DOS RESULTADOS

Os resultados das análises granulométricas da campanha de verão e inverno mostraram que os sedimentos dos pontos amostrais são compostos predominantemente de areia muito fina (Figura 2 (a) (b)). Sedimentos do ponto 1, apesar da predominância de areia, apresentaram no verão boa contribuição de silte e argila (32,22%). O teor de matéria orgânica nos sedimentos variou entre aproximadamente 1,5 e 3,0% no verão e 1,0 e 4,0% no inverno, sendo que os maiores valores foram encontrados nos pontos 6 e 7 (Figura 2 (a) (b)).

Figura 2. Porcentagem de grãos das campanhas de Verão (a) e Inverno (b)

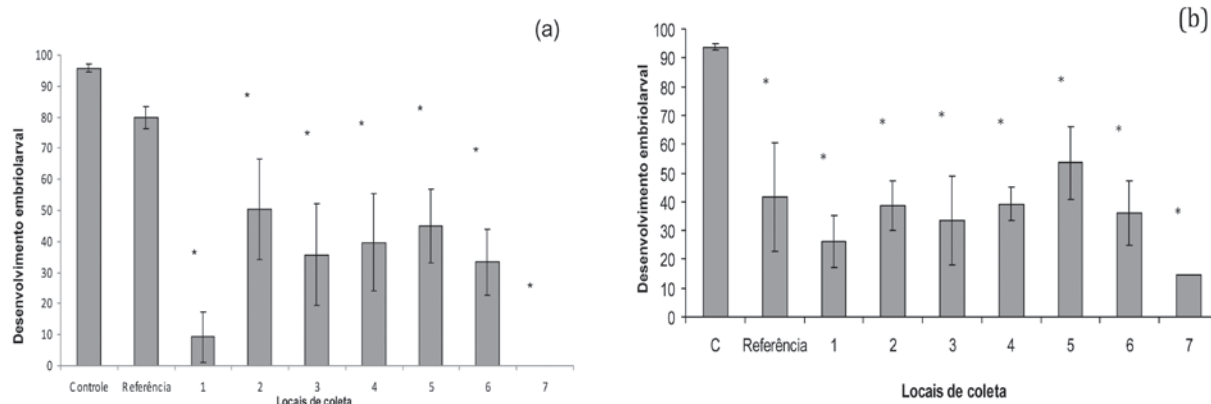


Os resultados das análises físicas e químicas dos ensaios de toxicidade, em ambas as campanhas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH e salinidade), estiveram dentro dos padrões para o teste de desenvolvimento embriolarval para *Lytechinus variegatus*, conforme a norma da ABNT 15350/2006²⁹. Os resultados dos testes de sensibilidade estiveram dentro dos valores estabelecidos para a carta controle do laboratório.

No tratamento ISA, conforme apresenta a Figura 2a e 2b, todos os pontos amostrais

foram considerados significativamente tóxicos, tanto para a campanha de verão como de inverno (ANOVA, $p < 0,05$). Para as amostras de verão, compararam-se os resultados dos pontos amostrais com o resultado obtido no sedimento referência. No inverno, o sedimento de referência também apresentou toxicidade significativa (ANOVA, $p < 0,05$), portanto a comparação estatística foi realizada com o controle de água do mar (Figura 3a e 3b).

Figura 3. Desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* no tratamento interface sedimento-água nas campanhas de: (a) verão e (b) inverno. Asteriscos indicam as médias significativamente diferentes do controle (ANOVA, $p < 0,05$). Barras de erro representam o desvio padrão



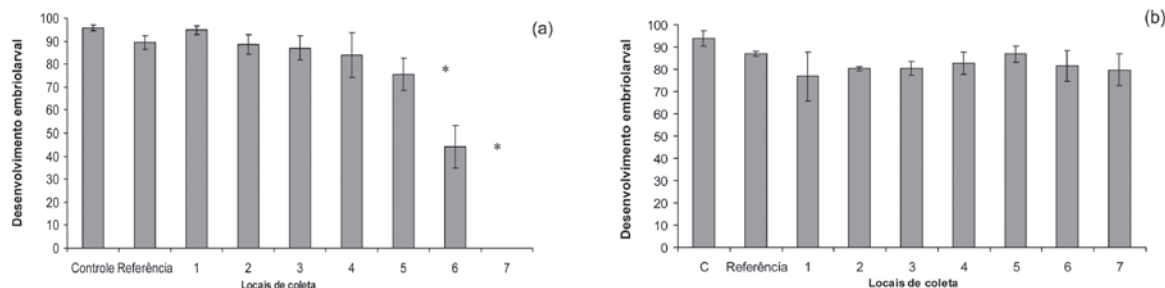
Nesses ensaios, foram observados níveis de amônia e sulfetos acima do limiar de efeito tóxico para alguns pontos amostrais, tanto nas amostras de verão quanto de inverno. Para amônia não ionizada, foi estabelecido a concentração de 0,05 mg L⁻¹ como limiar de efeito tóxico para *L. variegatus*²⁸. Para sulfetos, não há limiar tóxico estabelecido para esta espécie, portanto, neste trabalho, utilizou-se como concentração limiar 0,1mg L⁻¹ para sulfeto total (S²⁻) e 0,007mg L⁻¹ para sulfeto de hidrogênio (H₂S), de acordo com trabalhos realizados com espécies de ouriço-do-mar do Pacífico Norte^{33,34,35,36}.

Na campanha de verão, os pontos 5 e 7 apresentaram amônia não ionizada (NH₃) acima do limiar tóxico. Já os pontos 1, 2, 3, 5 e 6 apresentaram níveis de S²⁻ e H₂S acima do limiar de toxicidade para *L. variegatus*, enquanto que o ponto 7 apresentou apenas níveis de H₂S acima

do limite. Na campanha de inverno, amostras de nenhum dos pontos continha NH₃ detectável. No entanto, níveis de S²⁻ e H₂S acima do limiar de efeito foram observados nos pontos 2, 5, 6 e 7.

Os ensaios de toxicidade do tratamento elutriato apresentaram toxicidade significativa apenas na campanha de verão, e somente para amostras dos pontos 6 e 7 (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 4a). No entanto, o ponto 7 apresentou NH₃ acima do limiar de efeito da espécie. A quantificação de S²⁻ e H₂S não pôde ser realizada para os elutriatos da campanha de verão. Na campanha de inverno, nenhum dos pontos apresentou toxicidade significativa, quando comparados ao sedimento de referência (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 4b). NH₃ não foi observado em nenhum dos pontos amostrados, enquanto que os pontos 1, 2, 4, 5, 6 e 7 apresentaram S²⁻ e H₂S acima do limiar de efeito.

Figura 4. Desenvolvimento embriolarval de *L. variegatus* no tratamento elutriato nas campanhas de: (a) verão e (b) inverno. Asteriscos indicam as médias significativamente diferentes do controle (ANOVA, $p < 0,05$). Barras de erro representam o desvio padrão



Os grupos taxonômicos observados nos diferentes pontos amostrais, nas campanhas de verão e inverno, estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Macrofauna bentônica da campanha de verão caracterizada por grupos taxonômicos Mollusca, Crustacea e Polychaeta apresentando a densidade média e dominância de Polychaeta em todos os pontos e ambas as campanhas

Táxon	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
VERÃO							
Mollusca	4,00	1,00	13,00	1,33	3,67	2,00	6,67
Crustacea	10,00	1,00	23,33	14,67	48,33	50,00	7,00
Polychaeta	2,33	0,00	0,33	0,33	2,33	0,67	0,00
Outros taxa	5,67	3,67	13,67	1,00	19,33	13,00	0,00
Densidade Média (inds/0,0026m ²)	7,33	1,89	50,33	17,33	73,67	65,67	13,67
Dominância de Pychaeta (%)	10,61	0,00	0,66	1,90	3,16	1,02	0,00
INVERNO							
Mollusca	0,67	1,67	3,33	13,67	4,33	0,67	2,33
Crustacea	4,67	3,33	4,00	8,67	8,00	6,67	18,33
Polychaeta	1,00	0,33	0,67	0,00	1,00	0,67	15,33
Outros taxa	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00
Densidade Média (inds/0,0026m ²)	2,22	1,78	2,67	7,45	4,44	2,78	12,00
Dominância de Pychaeta (%)	15,00	6,25	8,34	0,00	7,50	8,00	42,60

Os descritores ecológicos demonstraram maior densidade média no ponto 5 e 6 e Dominância de Polychaeta no ponto 1 para a campanha de verão, e a campanha de inverno apresentou densidade média para o ponto 1 e Dominância de Polychaeta no ponto 7.

As correlações demonstraram que na cam-

panha de verão houve correlação negativa significativa entre o teor de matéria orgânica e o desenvolvimento embriolarval de ouriço-do-mar no tratamento elutriato ($r = -0,93$), enquanto que na campanha de inverno se observou correlação negativa com matéria orgânica apenas no tratamento ISA ($r = -0,68$).

DISCUSSÃO

No presente trabalho, todos os pontos apresentaram toxicidade nos ensaios empregando-se o tratamento ISA nas amostras coletadas no verão e no inverno. Quanto ao tratamento elutriato, a campanha de verão apresentou toxicidade apenas para os pontos 6 e 7. Estudos anteriores, ainda que não focados diretamente no impacto ecotoxicológico das águas dos canais, mostram toxicidade dos sedimentos das circunvizinhanças dos pontos de deságue dos canais 6 e 7, seja em ensaios de ISA^{1,14}, elutriato³⁷, ou sedimento integral utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*²². Análises químicas, realizadas em estudos pretéritos^{12,21,25}, demonstraram contaminação por metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) em áreas próximas aos pontos 6 e 7 do presente estudo.

Apesar de normalmente o fluxo de água dos canais ser direcionado ao sistema de pré-condicionamento de esgoto da SABESP, as comportas dos canais (as quais, quando fechadas, impedem a disposição direta de água dos canais no mar) são abertas com a ocorrência de elevada precipitação, ocasionando o fluxo direto das águas de escoamento superficial urbano, drenadas pelos canais, diretamente na praia¹.

Em 2006, 18% das praias estiveram impróprias em mais de 50% do ano nos municípios de Santos, São Vicente e Praia Grande nos testes de balneabilidade realizados pela CETESB⁵. Já em 2008, o relatório da CETESB¹ demonstra que o município de Santos apresentou uma melhoria de 24%, sendo 57% próprias o ano todo; contudo, esse mesmo estudo mostrou que os cursos d'água apresentaram 100% dos resultados não conforme a legislação CONAMA n. 274/2000³⁸. Apesar de a Baía de Santos receber aporte substancial de águas do ambiente estuarino, reconhecidamente degradado, os estudos de balneabilidade da CETESB consideram os canais de drenagem urbana como fonte significativa de esgoto doméstico não tratado para as praias de Santos. Considerando que, além de esgoto doméstico não tratado, os canais ainda recebem escoamento superficial urbano da cidade de Santos, deve-se esperar uma ampla diversidade de substâncias químicas tóxicas presentes nessas áreas.

Há que se considerar que algumas poucas amostras que apresentaram toxicidade também apresentaram níveis de NH₃ acima do limiar de efeito para a espécie. Já os níveis de S²⁻ e/ou H₂S estiveram acima do limiar de efeito considerado neste estudo na maior parte dos ensaios (~85%), apesar de, em diversos casos, não serem observados efeito tóxico associado. Assim, reforçando que o limiar de efeito tóxico de S²⁻ e H₂S usado neste estudo não foi obtido para a espécie *L. variegatus* em particular, o limite considerado deve ser usado apenas como um referencial balizador e não um valor estrito, em que, se ultrapassado, deva se esperar toxicidade.

Diversos estudos ecotoxicológicos consideram amônia e sulfetos, por serem substâncias naturalmente produzidas nos ambientes aquáticos, como fatores interferentes que podem induzir a falsos resultados nos testes de toxicidade^{14,39,40}. No entanto, em ambientes com densa atividade antrópica, altas concentrações de amônia e sulfetos nos sedimentos podem ser resultado das atividades humanas, ou diretamente introduzindo essas substâncias nas águas, ou indiretamente pelo aumento dos níveis de matéria orgânica nos corpos d'água; nesses casos, amônia e sulfetos devem ser considerados poluentes e não fatores interferentes nos ensaios de toxicidade.

O teor de matéria orgânica apresentou-se nos pontos 1, 2, 3, 4 e 5 com valores próximos de 1,5%. Os pontos 6 e 7 apresentaram teores de matéria orgânica elevados, com aproximadamente 3%, o que pode ser influenciado pela proximidade ao estuário de Santos. Na campanha de verão, houve correlação negativa significativa entre o teor de matéria orgânica e o desenvolvimento embriolar normal de ouriço-do-mar no tratamento elutriato, enquanto que na campanha de inverno se observou correlação negativa com matéria orgânica apenas no ensaio ISA água, o que sugere que as fontes de incremento de matéria orgânica são as mesmas fontes de incremento de toxicidade na área de estudo.

No presente estudo, a composição faunística foi predominantemente formada por moluscos e poliquetas, com exceção do ponto 2, que apresentou maior abundância de outros taxa (Echinodermata). Espécies de crustáceos foram observados na área de estudo, e esses resultados

estão de acordo com o observado em trabalhos pretéritos na região^{12,18,41,42}. A dominância de polychaeta correlacionou-se negativamente ($r = -0,56$) com a granulometria e positivamente ($r = 0,93$) com a matéria orgânica da campanha de inverno.

Destaca-se a dominância de poliquetas no ponto 7. Considerando que algumas espécies são bioindicadoras de ambientes poluídos e regiões anóxicas, isso indica uma possível alteração da comunidade bentônica do local, decorrente de lançamentos de efluentes domésticos e industriais ao longo do canal do estuário de Santos⁴¹. Resultados semelhantes foram observados por Fiori⁴³.

Além da influência dos canais de drenagem urbana na qualidade do sedimento adjacente dos Pontos 6 e 7, pode-se ainda inferir a contribuição das águas estuarinas no transporte de poluentes oriundos do porto, das moradias irregulares e das

atividades industriais que lançam seus efluentes diretamente no estuário de Santos.

CONCLUSÃO

A alteração da estrutura da comunidade bentônica e a toxicidade observadas nos Pontos 6 e 7 indicam degradação ambiental na região da orla adjacente ao bairro Ponta da Praia. Esses resultados indicam a necessidade de melhor controle das emissões de águas pluviais oriundas dos canais de drenagem para a manutenção da qualidade do sedimento da orla de Santos, e a necessidade de futuros estudos que determinem a influência da carga tóxica oriunda do estuário sobre qualidade ambiental dessa região costeira.

AGRADECIMENTOS

Augusto Cesar agradece ao CNPq pela bolsa de Produtividade de Pesquisa (CNPq n. 303045/2009-4).

REFERÊNCIAS

1. CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo 2007 / CETESB. São Paulo; 2008. 294 p.
2. CETESB. Relatórios da Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; 2011. 123 p.
3. Braga ES, Bonetti CVDH, Burone L, Bonetti-Filho J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. *Mar Pollut Bull.* 2000;40:165-73.
4. Braga ES, Fonseca ALO, Bosquilha GE, Ducatti GMF, Aguiar VMC, Lima CAC, Arasaki E. Eutrophication and bacterial pollution assessment risks on the Santos Bay's sandy beaches (Brazil): influence of seasonal conditions. *J Coastal Res.* 2033;35:516-24.
5. CETESB CC, Moura DO, Pinto KC, Camolez AC, Nery D, Fortis RM, Pereira CBP. Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo de 2006. São Paulo: CETESB; 2007. 106 p.
6. Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF.* 2005.
7. Vieira JV, Egres AG, Lorenzi L. A macrofauna bentônica do sublitoral consolidado nos canais do Palmital e do Linguado na baía da Babitonga (Santa Catarina, Brasil). *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu-MG. 2 p. 2007.
8. Warwick RM, Clarke KR. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Mar Ecol Progress Series.* 1993;92:221-31.
9. Abessa DMS. Testes de toxicidade de sedimentos da região de Santos-SP Brasil, (24S,46W), utilizando o anfípodo escavador *Tiburonellaviscana* (Crustacea-Platyischnopidae) Thomas & Barnard (1983) [dissertação]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1996. 97 p.
10. FUNDESPA. Avaliação da toxicidade do sedimento dragado do fundo do canal do Porto de Santos. Relatório Final. São Paulo: Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas; 1998.
11. Abessa DMS, Sousa ECPM. Preliminary studies on the acute toxicity of marine sediments collected close to the sewage outfalls from Baixada Santista-SP, Brazil. In: *Anais do 1º Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais*. 03 de setembro de 2001. Santos-SP. CD-Rom, p. 59-61. 2001.
12. Abessa DMS. Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos-SP, Brasil. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 2002. 295 p.
13. Rachid BRF. Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de disposição oceânica da Baixada Santista-SP [tese]. São Paulo: USP; 2002. 286 p.

14. Prósperi VA. Avaliação ecotoxicológica de sedimentos marinhos e estuarinos através da interface sedimento / água [tese]. São Carlos (SP): Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos; 2002. 119 p.
15. Cesar A, Choueri RB, Riba I, Morales-Caselles C, Pereira CD, Santos AR, Abessa DMS, DelValls TA. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). *Environ Int.* 2007;33(4):429-35.
16. Tommasi LR. Observações preliminares sobre a fauna bêntica de sedimentos moles da Baía de Santos e regiões vizinhas. *Bol Inst Oceanogr.* 1967;16(1):43-65.
17. Bonetti C. Foraminíferos como bioindicadores do gradiente de estresse ecológico em ambientes costeiros poluídos. Estudo aplicado ao sistema estuário de Santos – São Vicente (SP, Brasil) [tese]. São Paulo: USP; 2000. 229 p.
18. Heitor SR. Composição e distribuição da macrofauna bentônica em áreas sob influência da disposição oceânica de esgotos municipais na Baixada Santista e no Canal de São Sebastião, São Paulo, Brasil [tese]. São Paulo: USP; 2002. 245 p.
19. Choueri RB, Cesar A, Abessa DMS, Torres RJ, Riba I, Pereira CDS, Nascimento MRL, Morais RDA, Mozeto A, Delvalls TA. Harmonised framework for ecological risk assessment of sediments from ports and estuarine zones of North and South Atlantic. *Ecotoxicology.* 2010;19(4):678-96.
20. Ambrozevicius AP, Abessa DMS. Acute toxicity of waters from the urban drainage channels of Santos (São Paulo, Brazil). *Pan-Am J Aquatic Sci.* 2008;3(2):108-15.
21. Ambrozevicius AP. Poluição aquática em Santos (SP): uma abordagem interdisciplinar [dissertação]. São Paulo: USP; 2010.
22. CETESB CC, Moura DO, Pinto KC, Camolez AC, Nery D, Fortis RM, Pereira CBP. Relatório de monitoramento de emissários submarinos. São Paulo: CETESB; 2007. 106 p.
23. Abessa DMS, Carr RS, Sousa ECPM, Rachid BRF, Zaroni LP, Pinto YA, et al. Integrative ecotoxicological assessment of a complex tropical estuarine system. In: Hoffer TN, editor. *Marine Pollution: New Research.* New York: Nova Science Publishers, Inc; 2008. p. 1-36.
24. Amaral ACZ, Alexandra ER, Eliane PA. Manual de Identificação dos Invertebrados Marinhos da Região Sudeste-Sul do Brasil. São Paulo: EDUSP; 2005. 288 p. v. 1.
25. Brusca RC, Brusca GJ. *Invertebrates.* 2nd ed. Sinuaer Associates, Inc. Publishers; 2003. 941 p.
26. Mantelatto FLM, Fransozo A. Characterization of the physical and chemical parameter of Ubatuba Bay, Northern coast of São Paulo State, Brazil. *Rev Brasil Biol.* 1999;59(1):23-31.
27. Suguio K. Introdução à sedimentologia. São Paulo: EDUSP; 1973.
28. Cesar A, Pereira CDS, Santos AR, Abessa DMS, Fernandes N, Choueri RB, et al. Ecotoxicological Assessment of Sediments from the Santos and São Vicente Estuarine System – Brazil. *Braz J Oceanogr.* 2006;54(1):55-63.
29. ABNT NBR 15350. Ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea). 2006.
30. WEST, INC GULLEY, D. 1996. TOXSTAT®. Computer Program. Version 3.5. University of Wyoming.
31. Blake JA. Family Capitellidae Grube, 1862. In: Blake JA, Hilbig B, Scott PV, editors. *The Annelida. Part 4 Polychaeta: Flabelligeridae to Sternaspidae.* Santa Barbara (CA): Santa Barbara Museum of Natural History; 2000. p. 47-96. v. 7.
32. Pearson TH, Rosenberg R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev.* 1978;16:229-331.
33. Bay S, Burgess R, Greenstein D. Status and applications in the Echinoid (Phylum Echinodermata) toxicity test methods. In: Landis WG, Hughes JS, Lewis MA. *Environ Toxicology Risk Assessment (ASTM, STP 1179).* Philadelphia (PA); 1993. p. 281-302.
34. Knezovich JP, Steichen DJ, Jelinski JA, Anderson SL. Sulfide tolerance of four marine species used to evaluate sediment and porewater toxicity. *Bull Environ Contam Toxicol.* 1996;57:450-7.
35. Anderson BS, Hunt J, Phillips B, Newman J, Tjeerdema R, Wilson CJ, et al. Sediment Chemistry, Toxicity and benthic community conditions in selected water bodies of the Los Angeles Region. Final Report. Sacramento (CA): State Water Resources Control Board; 1998.
36. Wang F, Chapman PM. Biological implications of sulfide in sediment – a review focusing on sediment toxicity. *Environ Toxicol Chem.* 1999;18:2526-32.
37. Sousa ECPM, Abessa DMS, Rachid BRF, Gasparro MR, Zaroni LP. Ecotoxicological assessment of sediment of sediments from Santos and the disposal sites of dredged material. *Braz J Oceanogr.* 2007;55(2):75-81.
38. Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 274. Define os critérios de balneabilidade de águas brasileiras. 2000.
39. Anderson BS, Phillips BM, Hunt JW, Clark SL, Voorhees JP, Tjeerdema RS, et al. Evaluation of methods to determine causes of sediment toxicity in San Diego Bay, California, USA. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2010;73:534-40.

40. Stronkhorst J, Schot ME, Dubbeldam MC, Ho KT. A toxicity identification evaluation of silty marine harbor sediments to characterize persistent and non-persistent constituents. *Mar Pollut Bull.* 2003;46(1):56-64.
41. Moreira OS, Paiva Filho AM, Okida CM, Schmiegelow JMM, Giannini R. Bioecologia de crustáceos decapodas, braquiúros no sistema baía-estuarío de Santos e São Vicente-SP. Ocorrência e composição. Instituto oceanográfico de São Paulo, 26 (1/2): 55-62. 1988.
42. Ferreira JA, Martins CC, Bcego MC, Montone RC, Pires-Vanin AMS. Utilização de anelídeos Polychaeta, marcadores químicos e metais pesados como indicadores de contaminação na baía de Santos-SP, Brasil. XII Congresso Latino Americano de Ciências do Mar. Florianópolis, 15 a 19 de abril de 2007.
43. Fiori EF. Caracterização da macrofauna bentônica de substrato inconsolidado do Estuário de Santos-SP [monografia]. Santos (SP): Universidade Santa Cecília – UNISANTA; 2007. 64 p.

Recebido em: 20 de junho de 2012.
Versão atualizada em: 19 de julho de 2012.
Aprovado em: 02 de agosto de 2012.