

RESPOSTA DA ESPÉCIE *Heleobia australis* (GASTROPODA: HYDROBIIDAE) A VARIAÇÕES DE SALINIDADE E EXPOSIÇÃO A HIDROCARBONETOS.

Raquel de A. F. Neves ¹
Carlos Alejandro Echeverría ²
Leandro Amaro Pessoa ²

RESUMO

O objetivo do estudo foi avaliar o limite de tolerância da espécie *Heleobia australis* a variações extremas de salinidade e a presença de hidrocarbonetos. O experimento de salinidade foi conduzido utilizando-se microcosmos controle e tratamentos de aumento e redução de salinidade. A temperatura e o oxigênio dissolvido foram monitorados diariamente em todos os microcosmos e as variações de salinidade foram verificadas de 12 em 12 horas. O experimento de exposição a hidrocarbonetos foi realizado em microcosmos controle e tratamentos com adição de petróleo e diesel. A salinidade, temperatura e o oxigênio dissolvido foram monitorados diariamente apenas nos experimentos controles devido à sensibilidade dos equipamentos aos contaminantes. Em ambos experimentos, amostras de sedimento (60 ml) foram periodicamente coletadas para quantificação dos espécimes vivos e mortos. A salinidade ao final do experimento nos tratamentos de redução e aumento foi 0 e 80, respectivamente, mas a diferença de mortalidade entre os tratamentos não foi significativa (Friedman, $p = 0,62$). Os gastrópodes apresentaram variação no padrão de distribuição e deslocamento em função da salinidade nos microcosmos. No experimento com hidrocarbonetos foram utilizadas concentrações extremas de petróleo e diesel (500 ppm), consideradas letais ou subletais para algumas espécies. Apesar da alta concentração e de 20 dias de exposição aos contaminantes, a diferença de mortalidade entre os tratamentos não foi significativa (Friedman, $p = 0,53$). Os resultados obtidos no estudo suportam a hipótese que a espécie bentônica *Heleobia australis* é resistente e tolerante a amplas variações de salinidade e a presença de hidrocarbonetos em sistemas fechados.

Palavras-chave: tolerância, gastrópode, estratégia comportamental.

ABSTRACT

Response of the species *Heleobia australis* (GASTROPODA: HYDROBIIDAE) to salinity variations and hydrocarbons exposition.

The goal of the study was to assess the tolerance limits of the species *Heleobia australis* to extreme salinity variations and presence of hydrocarbons. Salinity experiment was carried out using control microcosms and treatments of salinity increase and decrease. Temperature and dissolved oxygen were monitored daily at all microcosms and salinity variations were done in 12-12 hours intervals. Hydrocarbons experiment was carried out using control microcosms and treatments of petroleum and diesel. Salinity, temperature and dissolved oxygen were monitored daily only at controls because of the sensitivity of equipments to hydrocarbons. In both experiments, sediment samples (60 ml) were collected periodically to quantify the number of specimens alive and dead. Salinity at the end of experiment in treatments of decrease and increase was 0 and 80 S, respectively, but the mortality did not differ significantly among treatments (Friedman, $p = 0.62$). Snails changed its distribution and displacement pattern according to salinity in microcosms. Extreme concentrations of petroleum and diesel were used in hydrocarbons experiment (500 ppm), being considered as lethal and sublethal to some species. Despite the high concentration and 20 days of exposition to hydrocarbons, the mortality did not differ significantly among treatments (Friedman, $p = 0.53$). The results of this study support that the benthic species *Heleobia australis* is resistant and tolerant to wide salinity variations and hydrocarbons exposition at closed systems.

Keywords: tolerance, gastropod, behavior strategy.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGE-UFRJ) * e-mail: raquelneves@ufrj.br

² Laboratório de Pesquisas Costeiras e Estuarinas (LABCOEST – UFRJ)

INTRODUÇÃO

Os moluscos são os invertebrados bentônicos mais utilizados como bioindicadores marinhos, pois apresentam ciclo de vida longo, são abundantes e tolerantes a diferentes níveis de contaminação (Costa *et al.*, 2004). O gastrópode bentônico *Heleobia australis* habita sedimentos anóxicos de regiões mixohalinas e apresenta aumento populacional em presença de cargas pontuais de matéria orgânica, sendo conhecido como espécie oportunista com alta tolerância a impactos antrópicos e alta resiliência em ecossistemas impactados (Bemvenuti *et al.*, 2003; 2005).

A espécie tem grande importância ecológica servindo como fonte de alimento para peixes e crustáceos demersais em ecossistemas estuarinos e lagoas costeiras do Sudeste-Sul do Brasil (Albertoni *et al.*, 2003). As maiores densidades populacionais de *H. australis* são observadas em ambientes com alto grau de distúrbio como regiões portuárias: Lagoa dos Patos (Bemvenuti *et al.*, 1992), Baía de Paranaguá (Lana, 1986), Baía de Guanabara; e regiões extremamente eutrofizadas (Lagoa de Imboassica; Figueiredo-Barros *et al.*, 2006).

A salinidade é tratada como uma das variáveis de maior influência na distribuição da família Hydrobiidae, devido à ampla ocorrência das espécies em ambientes em que a salinidade varia de 0 a 34 (Fenchel, 1975). Assim como as demais espécies da família, *Heleobia australis* parece tolerar amplas variações salinas em função de sua ocorrência em ambientes com forte gradiente salino (Venturini *et al.*, 2004; Branco *et al.*, 2007). Somente através de manipulações experimentais podem-se estimar os efeitos da flutuação da salinidade no tamanho populacional e no limite de tolerância da espécie (Galat *et al.*, 1988).

O impacto dos hidrocarbonetos sobre as comunidades bentônicas foi extensivamente estudado em ambientes naturais após derrame acidental (Hampton & Moul, 1978), em experimentos de mesocosmos com a introdução de hidrocarbonetos nas áreas de estudo (Reynier, 2003) e em experimentos de microcosmos (Carman *et al.*, 1997). Hidrocarbonetos podem influenciar muitos grupos de invertebrados marinhos e a mortalidade parece ser a resposta mais evidente após um derrame acidental (Reynier, 1996). Porém os resultados obtidos podem ser muito contrastantes mesmo para ambientes com condições ambientais similares e utilizando-se o mesmo grupo taxonômico como indicador ambiental (Carman *et al.*, 2000). Fatores como a dosagem e toxicidade de

diferentes hidrocarbonetos e os distintos limites de tolerância dentre e entre espécies podem contribuir para a obtenção de resultados conflitantes (Depledge, 1996; Hawkins, 1998) e a biodisponibilidade dos contaminantes hidrofóbicos podem diferir de acordo com as condições ambientais (Di Toro *et al.*, 1991).

A rápida adesão do petróleo às partículas suspensas na coluna d'água forma aglomerados, caso estes não sejam degradados por bactérias planctônicas se depositam no sedimento (Abu & Dike, 2008) e se tornam disponíveis para a alimentação de organismos bentônicos depositívoros aumentando a exposição aos contaminantes (Fletcher *et al.*, 1981).

Limites de tolerância são usados frequentemente como medida de impacto de contaminantes nas comunidades (Millward & Grant, 1995). Assume-se que as espécies menos tolerantes são eliminadas por efeito dos contaminantes e as espécies aclimatadas ou adaptadas a condições de contaminação são mais tolerantes (Luoma, 1977). Entretanto, pouco se sabe a respeito da influência de contaminantes na tolerância de comunidades naturais já que as diferentes áreas têm histórias de exposição a contaminantes muito distintas (Carman *et al.*, 2000).

Tendo em vista a dominância da espécie em regiões estuarinas brasileiras é importante conhecer suas estratégias comportamentais e limites fisiológicos frente a modificações ambientais. O presente estudo teve como objetivo analisar os limites de tolerância do gastrópode bentônico *Heleobia australis* quando exposto a variações induzidas de salinidade e a presença de hidrocarbonetos (petróleo e diesel).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi conduzido utilizando-se gastrópodes, sedimento natural e água de uma região da Baía de Guanabara, estuário localizado no Rio de Janeiro e considerado um dos sistemas estuarinos mais degradados da costa brasileira (Amador, 1997; Valentin *et al.*, 1999). A poluição local é causada pelo despejo de esgoto doméstico sem tratamento, além de cargas pontuais de derivados de petróleo e metais pesados que se depositam no sedimento (Kjerfve *et al.*, 1997).

Os experimentos foram realizados em caixas de polietileno pretas e retangulares (15 x 30 x 50 cm), sem aeração externa (hipoxia) simulando as condições ambientais naturais. As amostras de organismos e sedimento foram coletadas com

amostrador de fundo van Veen (0,05 m²). Seis microcosmos foram preparados para os experimentos de variação de salinidade em setembro de 2006 e nove microcosmos foram preparados para o experimento de sensibilidade a petróleo e diesel em fevereiro de 2007. Os microcosmos foram completados com água da baía (5 L) e aleatoriamente selecionados para determinado tratamento.

Variação de salinidade

O experimento foi conduzido durante sete dias utilizando-se seis microcosmos aleatoriamente selecionados em: controle, aumento de salinidade e redução de salinidade. Duas réplicas tiveram sua salinidade aumentada de 12 em 12 horas (A, Figura 1), duas réplicas tiveram a salinidade reduzida no mesmo intervalo (R, Figura 1) e duas réplicas foram mantidas como controle (C, Figura 1). Foram feitas adições de água salgada com sal marinho, previamente dissolvido, e água doce sem cloro para ajustar a salinidade dos microcosmos ao longo do experimento. Oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade foram monitorados diariamente na coluna d'água de todos os microcosmos, as duas primeiras variáveis foram medidas através de um oxímetro digital (Lutron DO- 5510) e a terceira por um refratômetro portátil.

A água intersticial foi coletada, apenas no último dia de experimento, de cada um dos microcosmos com uma seringa hipodérmica (3 ml) a cerca de 2 cm abaixo da superfície do sedimento.

Amostras de sedimento foram coletadas diariamente de cada microcosmo (60 ml), a partir do segundo dia de experimento, e os espécimes vivos e mortos foram quantificados sob o microscópio estereoscópio.

Sensibilidade à presença de petróleo e diesel

Os microcosmos foram aleatoriamente selecionados como controle, tratamento com petróleo e tratamento com diesel, três réplicas cada tratamento. Devido à consistência pastosa do petróleo bruto, foi adicionado 15 ml de solvente (querosene) a 25 ml de petróleo bruto para facilitar a manipulação (62,5%) e permitir sua dispersão na coluna d'água quando adicionado ao microcosmo.

Os hidrocarbonetos (5 ml) foram adicionados à coluna d'água e os microcosmos foram submetidos a agitações para promover a dispersão dos contaminantes. A concentração final foi de 500 partes por milhão (ppm) em cada microcosmo, tanto de diesel quanto de petróleo.

O experimento foi conduzido ao longo de 20 dias. Amostras de sedimento foram coletadas de cada

microcosmo (60 ml) e os espécimes vivos e mortos foram quantificados.

Na primeira semana do experimento os microcosmos foram monitorados diariamente e os espécimes quantificados. Durante a segunda semana não houve perturbação para confirmar que a agitação mecânica não interferia na mortalidade dos espécimes. Na terceira semana de experimento as amostras foram coletadas no 16º e 20º dias para verificar se haviam gastrópodes vivos.

O oxigênio dissolvido, a temperatura e a salinidade foram monitorados na coluna d'água somente nos microcosmos controle, pois o refratômetro portátil e o oxímetro digital (Lutron DO-5510) usados para o monitoramento são sensíveis aos contaminantes.

Análise de dados

Os dados não apresentaram a distribuição de Gaussian (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$) e a homogeneidade das variâncias (Bartlett, $p > 0,05$) significativas. Os tratamentos de mortalidade foram comparados usando-se o teste de Friedman não-paramétrico (Zar, 1996), seguido do teste de medidas repetidas (significância $p < 0,05$). Todos os testes estatísticos foram calculados usando-se o software Graphpad Prism 4.0 para Windows.

RESULTADOS

Variação de salinidade

Os valores de temperatura e oxigênio dissolvido não diferiram significativamente durante o experimento (Friedman, $p > 0,05$). As variações induzidas na salinidade foram representativas, expondo os espécimes a condições de salinidade muito distintas entre os dois tratamentos (Figura 1).

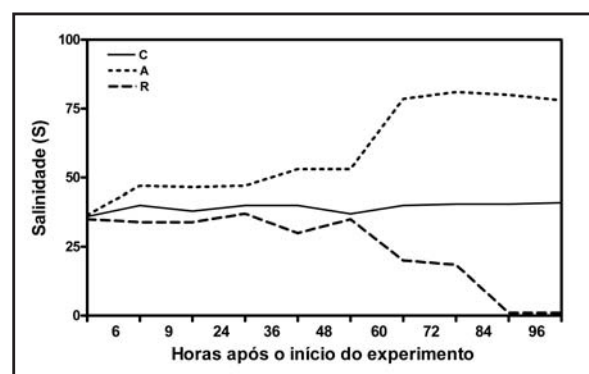


Figura 1. Variação de salinidade no controle (C) e tratamentos de aumento (A) e redução de salinidade (R). As variações na salinidade foram feitas a partir de 24 horas após o início do experimento, em intervalos de 12 em 12 horas.

A variação salina na água intersticial foi menos abrupta que a variação na coluna d'água (Figura 2).

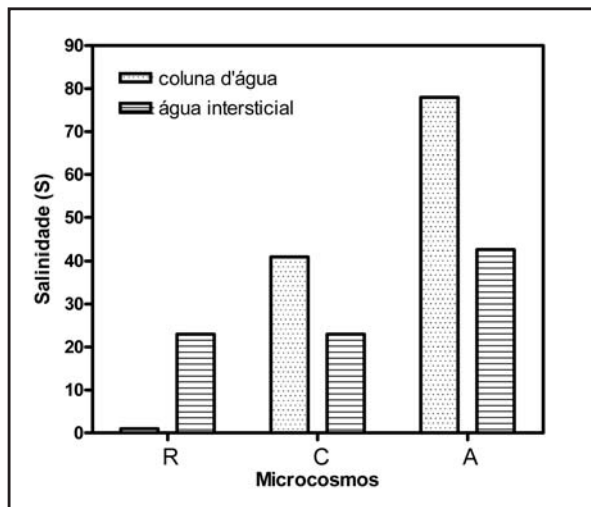


Figura 2. Comparação entre a salinidade da coluna d'água e da água intersticial no último dia de experimento (96 horas após o início do experimento) nos tratamentos de redução de salinidade (R), controle (C) e aumento de salinidade (A).

Heleobia australis apresentou alta resistência a variações de salinidade, baixa taxa de mortalidade. Mesmo em condições de 80 S, os espécimes apresentaram quase 100 % de sobrevivência. O tratamento de redução de salinidade (R) apresentou mais espécimes mortos que o tratamento de aumento (A, Figura 3), embora a mortalidade não tenha diferido significativamente (Friedman, $p=0,62$).

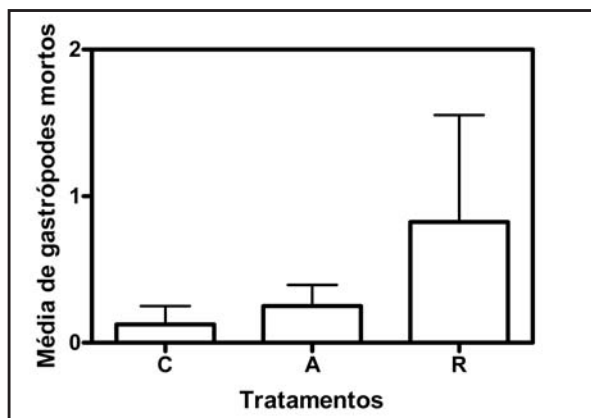


Figura 3. Média ($\pm$ erro padrão) dos gastrópodes mortos no controle (C), tratamento de aumento (A) e redução de salinidade (R), durante todo experimento (Friedman, $p=0,62$).

As respostas comportamentais foram diferenciadas em função da salinidade nos microcosmos. Todos os padrões de distribuição

descritos para a espécie *H. australis* foram observados nos microcosmos controle: deslocamento na superfície do sedimento não consolidado, adesão e deslocamento na parede das caixas e flutuação na coluna d'água. Nos microcosmos com tratamento de redução de salinidade, houve uma tendência de adesão à parede dos aquários. A estratégia de flutuação na coluna d'água apenas foi observada até 20 S, mas o deslocamento na superfície do sedimento não consolidado foi observado mesmo em 1 S. Nos microcosmos com tratamento de aumento de salinidade, o deslocamento na superfície do sedimento não consolidado foi observado apenas até 53 S, em salinidade superior a 53 S os gastrópodes se enterraram cerca de 2 cm abaixo da superfície do sedimento.

Sensibilidade à presença de petróleo e diesel

A salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido monitorados nos microcosmos controle não diferiram significativamente durante o experimento (Friedman, $p>0,05$). No total foram quantificados 644 gastrópodes vivos e 19 mortos ao longo do experimento.

A mortalidade de *H. australis* não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (Figura 4; Friedman, $p=0,53$). Mesmo 20 dias após a primeira exposição ao contaminante houve espécimes vivos em todos os tratamentos.

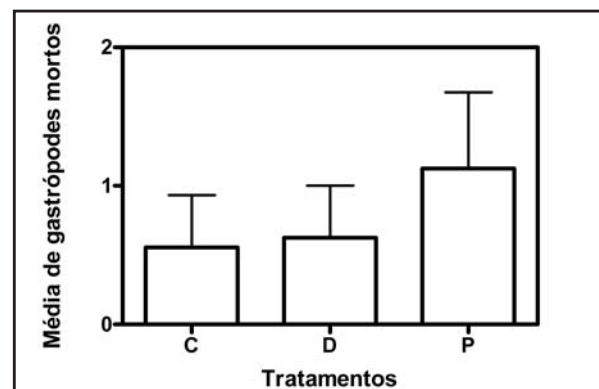


Figura 4. Média ($\pm$ erro padrão) dos gastrópodes mortos no controle (C), em presença de diesel (D) e petróleo (P), durante todo experimento (Friedman, $p=0,53$).

Os gastrópodes coletados de microcosmos submetidos ao tratamento com diesel apresentaram sinais de desgaste nas conchas, como manchas brancas e conchas quebradiças, sugerindo danos nas conchas calcárias de organismos submetidos a áreas contaminadas.

DISCUSSÃO

Variação de salinidade

A variação da salinidade na água intersticial entre os microcosmos foi baixa (Figura 2). Este resultado era esperado já que as variáveis abióticas sofrem menores flutuações na água intersticial do sedimento lamoso, troca lenta entre a coluna d'água e a água intersticial. Invertebrados marinhos que vivem enterrados no sedimento lamoso, principalmente em ambientes estuarinos onde o regime físico-químico é extremamente variável para muitos parâmetros, estão sujeitos a flutuações menos drásticas que organismos que ocupam a coluna d'água (Nybakken & Bertness, 2004).

A alta resistência da espécie *H. australis* a variações de salinidade pode ser explicada através das estratégias de distribuição utilizadas pelos organismos para minimizar os efeitos das flutuações de salinidade. Todos os padrões de deslocamento descritos para a espécie foram observados nos microcosmos controle, já nos tratamentos com variação de salinidade algumas estratégias se tornaram ausentes quando salinidades específicas foram alcançadas. Houve uma tendência de adesão à parede das caixas nos tratamentos com redução de salinidade, mas o deslocamento na superfície do sedimento não consolidado foi observado durante todo experimento. A flutuação dos gastrópodes na coluna d'água não foi observada a partir de 20 S. No aumento de salinidade, a partir de 53 S os gastrópodes apenas foram encontrados enterrados a cerca de 2 cm abaixo da superfície do sedimento lamoso e padrões como a flutuação na coluna d'água, adesão na parede da caixa e deslocamento na superfície do sedimento não consolidado se tornaram ausentes. A ocorrência de gastrópodes vivos em salinidade superior a 53 S sugere que a estratégia de distribuição vertical (enterramento) foi capaz de minimizar os efeitos de altas salinidades.

A ausência da espécie *Heleobia australis* em ambientes naturais sujeitos a condições extremas não tem relação direta com a mortalidade dos organismos (Bemvenuti *et al.*, 2003). A ausência pode estar associada à capacidade de escapar de condições estressantes pela flutuação na coluna d'água, uma estratégia de dispersão relacionada também a alta resiliência da espécie em ambientes naturais (Hildrew & Townsend, 1994; Kaenel *et al.*, 1998; Townsend *et al.*, 2003). A capacidade de fuga de condições estressantes impossibilita que sejam utilizados apenas estudos de campo para análise do efeito direto sobre a espécie, sendo o uso de bioensaios necessário

para análise dos efeitos de determinada condição ambiental sobre a espécie *Heleobia australis*.

Sensibilidade à presença de petróleo e diesel

A concentração e o tempo de exposição da espécie aos contaminantes em microcosmos são normalmente superiores àqueles em ecossistemas marinhos naturais, onde as correntes e ondas podem diluir rapidamente o petróleo resultando em concentrações naturais inferiores a 1 ppm antes mesmo de afetar a vida marinha (Reynier, 2003).

O valor médio da concentração de petróleo dispersado na coluna d'água (1-10 ppm) verificado após um vazamento é geralmente inferior às concentrações subletais (100 - 1000 ppm) ou letais (100 - 10.000 ppm) para a maioria das espécies (Etkin, 1999). Os resultados obtidos no experimento de exposição da espécie *Heleobia australis* aos hidrocarbonetos, petróleo e diesel, suportam que esta espécie não pode ser considerada sensível aos contaminantes em concentração extrema (500 ppm) e por longo tempo de exposição (480 h ou 20 dias) em sistema fechado.

A interação entre os resultados obtidos em experimentos e o conhecimento do sistema natural e da biologia das espécies envolvidas é necessária para descrever os efeitos de poluentes em ambientes naturais. Mais estudos são necessários para a análise dos efeitos de amplas variações ambientais e da presença de poluentes em espécies de alta importância ecológica para ambientes marinhos e estuarinos no Brasil.

Agradecimentos

O presente estudo foi parte do subprojeto Macroendofauna Bentônica, inserido no projeto "Avaliação Ambiental da Baía de Guanabara" sob coordenação do CENPES/PETROBRAS.

Os autores agradecem ao CENPES/PETROBRAS pelo apoio financeiro e ao Iate Clube Jardim Guanabara (ICJG) pelo apoio logístico. Agradecemos a Ricardo José Bastos Guimarães pela ajuda no trabalho de campo e a Juliana Teixeira pela revisão do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU, G.O. & DIKE, P.O. 2008. A study of natural attenuation processes involved in a microcosm model of a crude oil-impacted wetland sediment in the Niger Delta. *Bioresource Technol.*, 99: 4761-4767,.

- ALBERTONI, E.F., PALMA-SILVA, S. & ESTEVES, F.A. 2003. Natural diet of three shrimp in a tropical coastal lagoon. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 46: 395-403.
- AMADOR, E.S. 1997. *Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: Homem e natureza, Brasil*. Brazil: Reporte Gráfica e Editora LTDA. 539 p.
- BEMVENUTI, C.E., CATTANEO, S.A. & NETTO, S.A. 1992. Características estruturais da macrofauna bentônica em dois pontos da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 14: 5-28.
- BEMVENUTI, C.E., ROSA-FILHO, J.S. & ELLIOT, M. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Harbour of Rio Grande (RS-Brazil). *Braz. J. Biol.*, 63:183-194.
- BEMVENUTI, C.E., ANGONESI, L.G. & GANDRA, M.S. 2005. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbour in the Patos Lagoon estuarine region of Southern. Brazil. *Braz. J. Biol.*, 65: 573-581.
- BRANCO, C.W.C., KOZLOWSKY-SUZUKI, B. & ESTEVES, F.A. 2007. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed brazilian coastal lagoon. *Braz. J. Biol.*, 67: 251-262.
- CARMAN, K. R., FLEEGER, J. W. & POMARICO, S. M. 1997. Response of a benthic food web to hydrocarbon contamination. *Limnol. Oceanogr.* Bull., 42: 561-571.
- CARMAN, K.R., FLEEGER, J.W. & POMARICO, S.M. 2000. Does historical exposure to hydrocarbon contamination alters the response of benthic communities to diesel contamination? *Mar. Environ. Res.*, 49: 255-278.
- COSTA, M. F., NEUMANN-LEITÃO, S. & SOUZA-SANTOS, L. P. 2004. *Bioindicadores de qualidade ambiental*. Recife: Bagaço, cap.11, p. 319-352.
- DEPLEDGE, M. H. 1996. Genetic ecotoxicology: an overview. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 200: 57-66.
- DI TORO, D.M.D., ZARBA, C.S., HANSEN, D.J., BERRY, W.J., COWAN, C.E., PAVLOU, S.P., ALLEN, H.E., THOMAS, N.A. & PAQUIN, P.R. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 541-1583.
- ETKIN, D.S. 1999. *Oil spill dispersants: From Technology to Policy*. Arlington: Cutter Information Corp. 305 p.
- FENCHEL, T. 1975. Factors determining the distribution patterns of mud snails (Hydrobiidae). *Oecologia (Berl.)*, 20: 1-17.
- FIGUEIREDO-BARROS, M.P., LEAL, J.J.F., ESTEVES, F.A., ROCHA, A.M. & BOZELLI, R.L. 2006. Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 69: 87-95.
- FLETCHER, G.L., KICENIUK, J.W. & WILLIAMS, U.P. 1981. Effects of oiled sediments on mortality, feeding and growth of Winter Flounder *Pseudopleuronectes americanus*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 4: 91-96.
- GALAT, D.L., COLEMAN, M. & ROBINSON, R. 1988. Experimental effects of elevated salinity on three benthic invertebrates in Pyramid Lake, Nevada. *Hydrobiologia*, 158: 133-144.
- HAMPTON, G. & MOUL, E. T. 1978. N° 2 fuel oil spill in Bourne, Massachusetts: immediate assessment of the effects on marine invertebrates and a 3-year study of growth and recovery of a salt marsh. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 731-744.
- HAWKINS, A.J. 1998. Population responses to contaminant exposure in marine animals: influences of genetic diversity measured as allozyme polymorphism. *Arch. Toxicol.*, 20: 429-439.
- HILDREW, A.G. & TOWNSEND, C.R. 1994. Species traits in relation to an habitat template for river systems. *Freshwater Biol.*, 31: 265-275.
- KAENEL, B.R., MATTHAEI, C.D. & UEHLINGER, U. 1998. Disturbance by aquatic plant management in streams: effects on benthic invertebrates. *Regul. Rivers: Res. Manage.*, 14: 341-356.
- KJERFVE, B., RIBEIRO, C.H.A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A.M. & QUARESMA, V.S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Contin. Shelf Res.*, 17: 1609-1643.
- LANA, P.C. 1986. Macrofauna bêmica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná). *Nerítica*, 1: 79-89.
- LUOMA, S. N. 1977. Detection of trace contaminant effects in aquatic ecosystems. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 436-439.

- MILLWARD, R.N. & GRANT, A. 1995. Assessing the impact of copper on nematode communities from a chronically metal-enriched estuary using pollution-induced community tolerance. *Mar. Poll. Bull.*, 30: 701-706.
- NYBAKKEN, J.W. & BERTNESS, M.D. 2004. *Marine biology: an ecological approach*. USA: Benjamin Cummings. 549 p.
- REYNIER, M.V. 1996. Aspectos da morfologia de *Mysidium gracile* (Dana, 1852) (Crustacea-Mysidacea). Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- REYNIER, M.V. 2003. Efeitos de um derrame simulado de petróleo sobre a comunidade planctônica costeira em Angra dos Reis (RJ). Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.
- TOWNSEND, C.R., BEGON, M. & HARPER, J.L. 2003. *Essentials of ecology*. United Kingdom: Blackwell Publishing. 530 p.
- VALENTIN, J.L., TENENBAUM, D.R., BONECKER, A.C.T., BONECKER, S.L.C., NOGUEIRA, C.R. & VILLAC, M.C. 1999. *O sistema planctônico da Baía de Guanabara: síntese do conhecimento*. Rio de Janeiro: Oecologia Brasilienses, v. VII, p. 35-59.
- VENTURINI, N., MUNIZ, P. & RODRIGUEZ, M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Mar. Biol.*, 144: 119-126.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*, 3 ed. Prentice. 662 p.

Recebido em: 07/12/2009

Aceito em: 08/02/2010