

# TOXICIDADE AGUDA E CONTAMINAÇÃO POR METAIS EM SEDIMENTOS DO RIO DOS BUGRES, ILHA DE SÃO VICENTE, SP.

SCHEPIS, W.R.<sup>1,2\*</sup>; MEDEIROS, T.V.<sup>1,2</sup>; SILVA, S.A.<sup>3,4</sup> & ABESSA, D.M.S.<sup>5</sup>

1- Instituto EcoFaxina - Limpeza, Monitoramento e Educação Ambiental, Santos, SP.

2- Universidade Santa Cecília – UNISANTA, Santos, SP.

3- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, Pinheiros, São Paulo, SP.

4- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN, São Paulo, SP.

5- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Campus do Litoral Paulista, São Vicente, SP.

\*Corresponding author: [ecofaxina@gmail.com](mailto:ecofaxina@gmail.com)

## ABSTRACT

Schepis, W.R.; Medeiros, T.V.; Silva, S.A. & Abessa, D.M.S., (2016). Toxicidade aguda e contaminação por metais em sedimentos do Rio dos Bugres, Ilha de São Vicente, SP. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 20(1). eISSN 1983-9057. DOI: 10.14210/bjast.v20n1. The contamination of aquatic environments from the coastal regions, especially the estuaries, has been frequently associated to the anthropic activities and the increasing of population densities along the coastal zone. Contamination affects negatively the biota and may cause ecological risks and threats to human health. The present study investigated the sediment quality of “Rio dos Bugres”, a small estuarine water body located inside the Santos and São Vicente Estuarine System (SSVES). Sediment samples from four sites distributed along this estuary (P1 to P4) were collected by the use of a van Veen grab sampler and were evaluated for acute toxicity, by the use of toxicity tests with the amphipod *Tiburonella viscana*, whereas sediment textures were estimated by the dry sieving method. The concentrations of metals were determined by ICP OES, after acid digestion with aqua regia. The enrichment factor (EF) was applied to evaluate the degree of contamination by metals. All sediments exhibited acute toxicity and contamination by metals. High values of Hg, Cr, Cu, Ag, Be, Ba, Zn, Ni, Cd and Pb were found, some of them exceeding the regional backgrounds or the local and international sediment quality guidelines: Cd, Cu and Ni to P1; Cu, Zn and Hg to P2; Cd, Cu, Cr, Ni and Cu to P3; and Hg, Ni, Hg and Zn to P4. Concentrations were influenced by location and sediment textures, as the more sandy sediments exhibited relatively lower concentrations of metals. The study showed that the multiple contamination sources installed around the estuary are responsible for the environmental degradation, thus actions are required to control such sources and restore the environmental quality.

**Keywords:** Sediment, Estuary, Metals, Toxicity, Pollution.

## INTRODUÇÃO

Os sedimentos representam um importante compartimento dos ecossistemas aquáticos, juntamente com a coluna d’água e a biota, constituindo também um substrato para um grande número de espécies. A qualidade dos sedimentos é essencial para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, sendo fundamental a avaliação desses ambientes (Cesar, 2003). Por ser mais estável que a coluna d’água, o compartimento sedimentar constitui um indicador mais adequado da qualidade ambiental, integrando os processos físico-químicos e biológicos ao longo do tempo (Cetesb, 2011). Além disso, como a maioria dos poluentes tende a precipitar e acumular no fundo, devido a uma série de processos físicos, químicos e biológicos (De Oliveira et al., 2011), as massas d’água podem não fornecer com exatidão o nível de poluição local. Portanto, os sedimentos têm a possibilidade de fornecer informações mais seguras sobre a qualidade de um ecossistema (Cetesb, 2011).

Além de acumularem contaminantes, servindo como um depósito, os sedimentos podem também

funcionar como uma fonte de contaminação para a biota aquática (Cesar, 2003; Cetesb, 2011).

Dentre os diversos contaminantes presentes no ambiente aquático estão os elementos traços, que são elementos químicos eletropositivos nos quais os elétrons da camada de valência fluem livremente. Os metais não podem ser decompostos como os contaminantes orgânicos e são bioacumuláveis, ocasionando um problema global de poluição por esses agentes. Quando as concentrações limiáres são ultrapassadas, produzem efeitos tóxicos sobre os organismos vivos e alterações no funcionamento dos ecossistemas (Cesar, 2003). Sendo assim, estudos sobre os impactos causados pelos contaminantes sobre os ecossistemas aquáticos são necessários, de modo a permitir a compreensão dos fenômenos e fornecer informações para o controle e a reversão dos efeitos negativos que possam estar ocorrendo.

Em estudos que visem avaliar a qualidade ambiental, recomenda-se considerar aspectos globais do local de estudo na avaliação sedimentar, dentre eles: o conhecimento dos elementos químicos potencialmente poluidores, a análise do maior número de formas de

contaminação (Cesar, 2003; De Oliveira et al., 2011; Banu et al., 2013), e estimativas sobre os efeitos e riscos ecológicos (Adams et al., 1992). De acordo com Abessa et al. (2006), diferentes abordagens podem ser usadas para avaliar a qualidade de sedimentos, das quais as mais frequentemente usadas são as análises químicas, que permitem qualificar e quantificar a contaminação do sedimento; e os testes de toxicidade, que consistem na exposição de organismos pré-selecionados a uma substância biologicamente ativa (no caso de sedimentos, amostras coletadas em campo contendo um ou mais poluentes), e determinação de efeitos letais e subletais (Chapman & Long, 1983; Lamberson et al., 1992). Os testes de toxicidade visam avaliar os efeitos e riscos da presença de contaminantes sobre um ecossistema, geralmente em conjunto com as análises químicas, de modo a permitir o estabelecimento de relações concentração-efeito (Adams et al., 1992).

Os primeiros testes de toxicidade de sedimentos foram desenvolvidos por Gannon & Beeton (1971) para avaliar o material dragado de portos localizados nos Grande Lagos, e utilizaram o anfípodo *Pontoporeia affinis*. Posteriormente, Swartz et al. (1981; 1982; 1985) desenvolveram um método para avaliar a toxicidade de sedimentos marinhos, utilizando o anfípodo escavador *Rhepoxynius abronius*. Com a difusão do uso dos testes de toxicidade de sedimento e de sua comprovada utilidade no monitoramento e avaliação ambiental, novos métodos foram adaptados para diversas espécies bentônicas (Di Toro et al., 1990; Swartz et al., 1990; 1991; Rice et al., 1995). No Brasil, Melo (1993), desenvolveu o método para testes com sedimento integral e o anfípodo *Tiburonella viscana*, e posteriormente Melo & Abessa (2002) aprimoraram o protocolo experimental, que serviu como base de uma metodologia nacional (ABNT, 2008). Posteriormente, alguns protocolos de ensaio com sedimentos, usando outras espécies, foram publicados em Nascimento et al. (2002). A partir do final da década de 1990 estudos sobre toxicidade de sedimentos passaram a ser amplamente utilizados (Abessa et al., 1998; 2005; FUNDESPA (1998; 2000; 2001a; 2001b; Zamboni, 2001; Kfoury et al., 2003; Fenili, 2012; Araújo et al., 2013; Camargo et al., 2015; Cruz et al., 2014; Cesar et al., 2014).

O Sistema Estuarino de Santos e São Vicente (SESS) está localizado na porção central do litoral do Estado de São Paulo, na Baixada Santista, e sofre influência de múltiplas atividades antropogênicas poluidoras que alteram os processos ecológicos. Nas décadas de 1960 e 1970, a expansão do Porto de Santos e do Polo Industrial de Cubatão e o incremento do turismo no litoral paulista geraram crescente demanda por mão de obra, acarretando em grandes fluxos mi-

gratórios para a Baixada Santista, e por consequência, regiões de manguezal e encostas de morro passaram a constituir objeto de construções e moradias ilegais (Afonso, 2005). Alguns estudos diagnosticaram especialmente a contaminação dos sedimentos do SESS (Abessa, 2002; Lamparelli et al., 2001), porém nem todas as áreas foram devidamente analisadas. Uma delas envolve o Rio dos Bugres, o qual está situado no interior do estuário e recebe influências do antigo lixão de Sambaiatuba (São Vicente) e de ocupações urbanas sem coleta de esgoto. No relatório publicado pela CETESB (Lamparelli et al., 2001), a antiga área do lixão foi diagnosticada como “área contaminada”, porém a natureza dos contaminantes e suas respectivas concentrações não foram analisadas, de modo que não existem informações sobre a qualidade dos sedimentos desse trecho do SSES.

Desta forma, considerando a existência de possíveis fontes relevantes de contaminação no entorno do Rio dos Bugres, o objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade dos sedimentos através de testes de toxicidade aguda e análises químicas dos elementos metálicos. A hipótese de trabalho considera que existe um aporte de metais para o rio, e que esses contaminantes estariam se acumulando nos sedimentos e causando efeitos nocivos sobre a biota. Nesse sentido, enquanto as análises químicas identificam e quantificam os contaminantes presentes nas amostras, os testes de toxicidade avaliam os efeitos potenciais sobre a biota aquática (Costa et al., 2008).

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo e histórico

Localizado na porção norte da Ilha de São Vicente, o Rio dos Bugres (Figura 1) constitui parte da divisa entre os municípios de Santos e São Vicente, e até a década de 1950 esse rio se encontrava envolto por áreas de manguezal que ao longo da história de sua ocupação foram suprimidos.

A partir da década de 1950 ocorreram as primeiras intervenções nos bairros Rádio Clube e (Jardim) Castelo em Santos, com a construção de um dique e canais de drenagem por toda a extensão do Rio dos Bugres pelo antigo Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS). Destruuiu-se boa parte da vegetação à beira-rio e da região do antigo manguezal que cobria praticamente toda a zona noroeste de Santos, possibilitando a instalação das primeiras ocupações irregulares na década de 1960. Estas ocupações se alastraram, formando uma imensa favela sobre palafitas que ficou conhecida como dique da Vila Gilda (Fabiano, 2010).

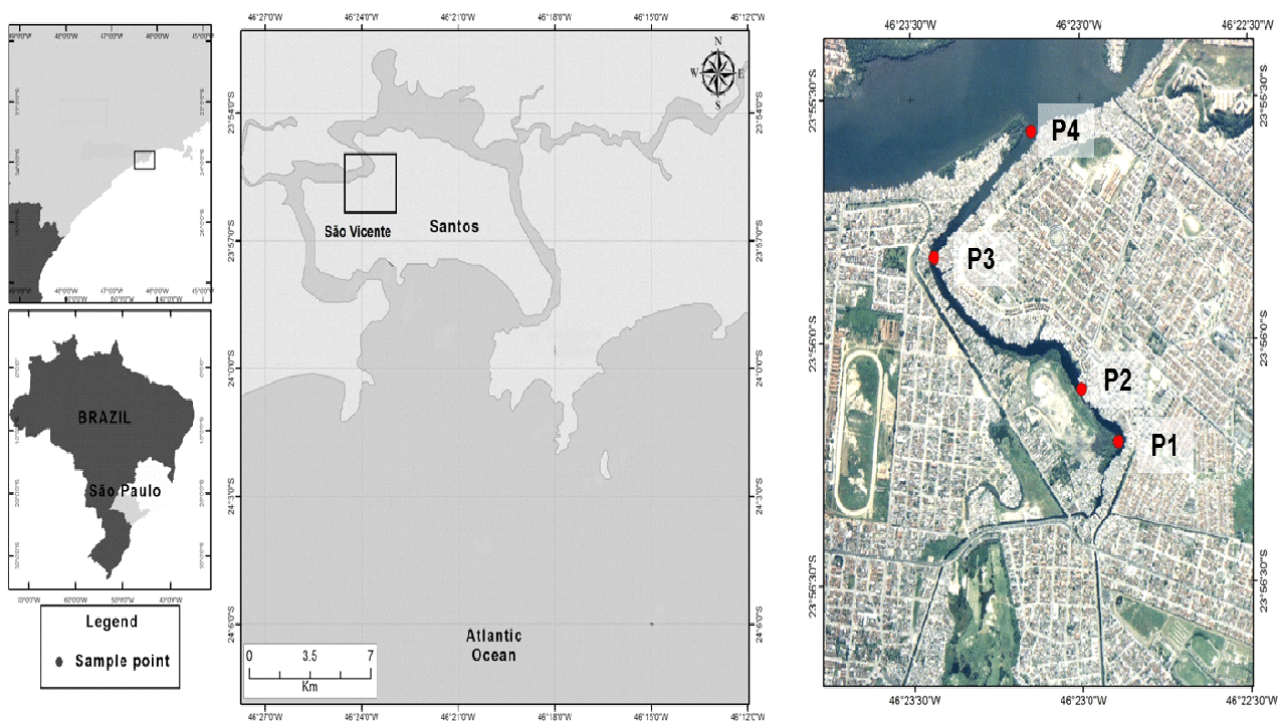


Figura 1 - Localização geográfica do Rio dos Bugres e dos pontos de coleta de sedimentos.

Em 1965, na margem do rio pertencente ao município de São Vicente foi instalado o lixão municipal do Sambaiatuba, que por mais de três décadas foi o único depósito de lixo do município de São Vicente (Fabiano, 2010), alcançando uma área de 47.268,22 m<sup>2</sup> e 17 metros de altura. Durante esse período, o lixo do município foi descartado no lixão, sem tratamento, numa condição agravada devido à importância do manguezal e pequena profundidade do lençol freático. Sabe-se que lixões representam fontes de uma extensa gama de poluentes para solos, águas superficiais e subterrâneas, como por exemplo, mercúrio, cobre, manganês, arsênio, cianeto, compostos fenólicos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), dioxinas e furanos, entre outros (Fortunato et al., 2012; Lamparelli et al., 2001).

Em 2002 o lixão foi desativado dando lugar ao Parque Ambiental Sambaiatuba. No entanto, as ações de recuperação ambiental foram incompletas, pois, entre outras ações necessárias, não houve a remoção dos resíduos acumulados no local, não foi realizada a impermeabilização do solo na porção superior (para impedir a infiltração da água da chuva), tampouco foram instalados drenos na parte inferior do aterro (para evitar a percolação do chorume para o rio), de modo que possivelmente ainda persiste o aporte de contaminantes do antigo lixão para o ambiente aquático do Rio dos Bugres. No relatório emitido pela CETESB sobre a qualidade do SESS, não foram informados quais poluentes poderiam estar

associados ao antigo lixão de Sambaiatuba, porém, como outros lixões da região representam fontes de vários contaminantes, possivelmente a situação no Rio dos Bugres é similar à reportada para os demais lixões (Lamparelli et al., 2001).

### Coleta de amostras

Foram realizadas três campanhas de coleta de sedimento, considerando quatro estações de amostragem dispostas ao longo do Rio dos Bugres (Tabela 1; Figura 1). A primeira coleta ocorreu no inverno de 2011 (07/08/2011), enquanto a segunda ocorreu no outono de 2012 (31/03/2012); nestas duas campanhas, o material coletado foi utilizado na análise da toxicidade. Uma terceira campanha foi realizada no inverno de 2012 (06/09/2012), e o material coletado foi destinado à análise química dos metais presentes.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta e identificação das amostras coletadas em cada campanha.

Pontos	Coordenada Geográfica	1ª Campanha	2ª Campanha	3ª Campanha
P1	23°56'49"S - 46°22'57"W	TT	TT	AM
P2	23°56'42"S - 46°23'05"W	TT	TT	AM
P3	23°56'26"S - 46°23'30"W	TT	TT	AM
P4	23°56'11"S - 46°23'13"W	TT	NR	AM
Controle	23°48'S - 45°22'W	TT	TT	NR

TT= Testes de toxicidade  
AM= Análise de metais  
NR= Não realizado

Os sedimentos foram coletados utilizando um pegador de fundo tipo van Veen. O sedimento controle usado nos testes de toxicidade foi coletado na Praia do Engenho D'Água (Ilhabela, SP), local de origem dos anfípodos. Este sedimento vem sendo considerado livre de contaminação por metais e compostos orgânicos (Abessa, 2002; Campos et al., 2016),

Após a coleta, as amostras destinadas às análises ecotoxicológicas foram mantidas refrigeradas sob temperatura constante de 4 °C até o início dos testes de toxicidade. Já as amostras para análises químicas foram mantidas congeladas até o uso.

### **Análises granulométricas**

Para as análises de granulometria, uma fração de 30 g de amostra foi separada e seca em estufa a 60 °C por 72 horas. Em seguida, o material foi peneirado por 15 minutos em agitador RO-TAP, utilizando-se jogo de peneiras, seguindo intervalos de meio  $\phi$  (phi) na escala de Wentworth (1922). A fração retida em cada peneira foi pesada e anotada. Com os resultados foram calculadas as classificações granulométricas de Shepard e obtidos os teores de areia e lama.

### **Análises químicas**

Com o material coletado na 3ª campanha, foi realizada a análise química dos sedimentos. Para o preparo, as amostras foram secas a 40 °C em estufa com ventilação até alcançar massa constante, sendo posteriormente maceradas em almofariz de ágata. Na extração ácida dos elementos Ag, Be, Ba, Cr, Mg, Sn, V, Al e Fe, a digestão foi realizada com 0,50g de amostra seca, 9 ml de HNO<sub>3</sub>(PA) e 3 ml de HCl(PA). Para os elementos Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Zn, Pb, P, K, Ti, Ca e Na, 0,50 g de amostra seca e 10 ml de HNO<sub>3</sub>(PA). As digestões foram assistidas por um digestor de micro-ondas da marca CEM MDS-2100. Em seguida, as amostras foram filtradas e avolumadas para balão volumétrico de 50 ml (USEPA 3051A, 2007) e depois submetidas à espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio - ICP/OES (USEPA 6010C, 2007), efetuada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

### **Teste de toxicidade**

Os testes de toxicidade aguda de sedimento integral com anfípodo escavador *Tiburonella viscana* (Barnard, 1964) foram conduzidos com os sedimentos coletados na 1ª e 2ª campanha, sendo que nesta última foram considerados 3 pontos amostrais (Pontos 1, 2 e 3). Os organismos foram coletados na região superior do infralitoral da Praia do Engenho d'Água, em Ilhabela, SP, com auxílio de uma draga manual, sendo transportados para o laboratório, onde foram aclimatados em tanques contendo sedimento controle

proveniente do mesmo local de coleta dos anfípodos, e água do mar filtrada, sendo esse sistema mantido sob aeração e iluminação constantes e temperatura de 25±2 °C, por um período entre 2 e 5 dias.

Para cada ponto foram preparadas três réplicas com 10 organismos em cada (Melo & Abessa, 2002). Cada réplica foi montada em frascos de polietileno de alta densidade, contendo uma camada de 2 cm de sedimento (≈175ml) e 800 ml de água do mar filtrada, um dia antes do início do experimento, permanecendo sob aeração constante. No dia seguinte, os indivíduos adultos de *T. viscana* foram introduzidos nas réplicas. Os organismos foram expostos às amostras de sedimento durante 10 dias sob aeração e iluminação constantes (para estimular os animais a se enterrarem, mantendo o máximo contato com o sedimento), em temperatura de 25 °C. Ao final do período de exposição, o conteúdo de cada réplica foi peneirado em rede com malha de 0,5 mm, sendo registrado o número de indivíduos vivos em cada uma das réplicas. Os parâmetros físico-químicos de oxigênio dissolvido, pH e salinidade foram mensurados ao início e final dos testes e seus resultados estão incluídos como material suplementar.

### **Análise e integração dos dados**

Para uma melhor exploração dos dados, foram utilizados índices descritos na literatura que estimam o grau de poluição e análises estatísticas, tais como: Fator de Enriquecimento (FE) (Birth, 2003) e comparação das concentrações com valores orientadores de qualidade de sedimento. Análises de agrupamentos para objetos e descritores, utilizando método de Ward (Williams, 1971), foram utilizadas para verificar eventuais associações entre elementos e estimar a similaridade da contaminação entre os diferentes pontos amostrais. Para as análises de agrupamento, foi utilizado o software PAST (Hammer et al., 2001). Previamente a essa análise, os dados foram transformados em valores padronizados pela média visando reduzir as diferenças de grandeza e em seguida padronizados pela média para atingir distribuição normal, de modo a oferecer maior robustez à análise multivariada aplicada.

O uso do Fator de Enriquecimento (FE) tem sido considerado uma boa ferramenta para diferenciar fontes naturais e antrópicas de metais em sedimentos (Morillo et al., 2004; Selvaraj et al., 2004; Adamo et al., 2005). De acordo com essa abordagem, as concentrações de metais são normalizadas pelas características texturais do sedimento, sendo que o fator de normalização mais frequentemente utilizado é pela concentração de Al, pois ela representa os alumino-silicatos, que são a forma predominante em sedimentos costeiros (Morillo et al., 2004). O FE é

definido pela equação 1 (Birth, 2003):

$$(1) \quad FE = \frac{(Cn/C-AI)}{(Bn/B-AI)}$$

Onde Cn é a concentração do metal no sedimento analisado, C-AI é a concentração de Al no sedimento analisado, Bn é a concentração background do metal e B-AI é a concentração background do Al. Para os valores de Bn, foram utilizados os valores de background propostos por Luiz-Silva et al. (2006), para sedimentos no Sistema Estuarino de Santos e Cubatão. Para os elementos não encontrados no estudo de Luiz-Silva et al. (2006), isto é, Be, Sn, e Ti, foram utilizados os valores de Quinágua (2006), derivados de estudo realizado no Canal de Bertiooga, apesar de Zaroni (2006) indicar contaminação moderada em alguns pontos desta região (Fenili, 2012).

Os valores de FE foram interpretados de acordo com o proposto por Birth (2003). Valores de  $FE < 1$  indicam ausência de enriquecimento,  $FE = 1-3$  indicam baixo enriquecimento,  $FE = 3-5$  indicam enriquecimento moderado,  $FE = 5-10$  representam enriquecimento moderadamente severo,  $FE = 10-25$  indicam enriquecimento severo,  $FE = 25-50$  representam enriquecimento muito severo, e  $FE > 50$  indicam enriquecimento extremamente severo.

Os dados químicos de alguns elementos foram comparados com valores orientadores de qualidade de sedimento propostos pela agência ambiental canadense (CCME, 2002) e valores regionais propostos para a região do SESS por Choueri et al. (2009).

Por fim, para integrar os dados ecotoxicológicos e químicos, foi utilizada a análise comparativa qualitativa, por meio da interpretação independente de cada conjunto de dados seguida da disposição das conclusões numa tabela de decisões, de maneira similar à utilizada anteriormente por Abessa (2002). Para os dados químicos, observou-se a violação dos valores canadenses de limiar de efeito (TEL – *threshold effect level*) e de efeito provável (PEL – *probable effect level*), a violação dos níveis 1 e 2 propostos por Choueri et al. (2009), e no caso dos elementos para os quais inexistem valores orientadores, utilizou-se a interpretação obtida pelos valores de FE. Em relação à toxicidade, sedimentos tóxicos nas duas campanhas foram considerados como frequentemente tóxicos, enquanto aqueles tóxicos em somente uma ocasião tiveram classificação como “toxicidade presente”.

## RESULTADOS

### Análises granulométricas e geoquímicas

A análise granulométrica mostrou que os sedimentos possuem textura variável, sendo que P1 e P4 eram areias lamosas, P2 era constituído basicamente por areias, enquanto o sedimento de P3 era lama arenosa (Figura 2).

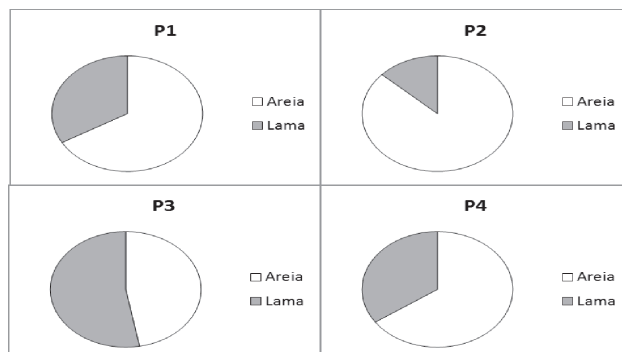


Figura 2 - Composição granulométrica básica dos sedimentos coletados no Rio dos Bugres.

Devido à inexistência de padrões brasileiros para qualidade de sedimentos, já que o único padrão legal para sedimentos estuarinos e marinhos é uma resolução para disposição de material dragado que não se aplica à proteção da vida aquática (Resolução CONAMA 454/2012), os resultados foram comparados com os valores orientadores de qualidade de sedimento estabelecidos pela Legislação Canadense (CCME, 2002), os quais têm sido adotados pela CETESB, e valores regionais propostos por Choueri et al. (2009) para o SESS. As concentrações dos diferentes elementos nos sedimentos e suas comparações com os valores orientadores estão representados na Tabela 2. Em relação aos valores limiares de efeito (TEL) segundo a legislação canadense, as concentrações foram ultrapassadas para o Cd em P1 e P3 (0,99 e 0,87 mg/kg), o Cu em P1, P2, P3 e P4 (49,9; 38,3; 66,9 e 34,3 mg/kg, respectivamente), o Cr em P3 (62,3 mg/kg), o Ni em P1, P3 e P4 (23,1; 25,2 e 18,8 mg/kg), o Hg em P2, P3 e P4 (0,235; 0,288 e 0,330 mg/kg) e o Zn em P2 e P4 (162 e 183 mg/kg). Houve também valores acima dos níveis de efeito provável (PEL), para o Zn, no sedimento de P1 e P3 (366 e 339 mg/kg), e para o Hg em P1 (1,541 mg/kg). Já em relação aos valores locais, violações ocorreram para Cd (P1 e P3), Pb (P1), Ni, Zn e Hg (P1, P2, P3, P4).

Tabela 2. Concentração de metais nos sedimentos do Rio dos Bugres (mg/kg) - fração total dos sedimentos (valores em *itálico* indicam níveis acima de TEL, valores em **negrito** indicam valores acima de PEL, células em cinza indicam valores acima dos SQV locais).

Elemento	Presente estudo				CCME (2002)		CHOUERI et al. (2009)		
	P1	P2	P3	P4	TEL	PEL	NP	MOD. POL.	AP
Al (%)	3,42	2,38	6,96	6,57	-	-	-	-	-
Ba	171	59	140	97,8	-	-	-	-	-
Be	1,37	0,62	1,71	1,65	-	-	-	-	-
Ca (%)	0,58	0,26	0,92	0,91	-	-	-	-	-
Cd	<b>0,99</b>	0,51	<b>0,87</b>	0,51	0,7	4,21	ND	ND	0,75
Pb	<b>11,2</b>	4,7	4,48	3,28	30,2	112	≤10,3	>10,3 e <19,2	≥19,2
Co	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	-	-	-	-	-
Cu	49,9	38,3	68,9	34,3	18,7	108	ND	ND	≥69,0
Cr	44,1	21,6	62,3	51,4	52,3	160	ND	ND	≥65,8
Sn	2,01	2,48	<2,00	4,92	-	-	-	-	-
Fe (%)	3,62	1,75	4,67	4,29	-	-	-	-	-
P	1866	531	1983	1248	-	-	-	-	-
Mn	251	121	315	316	-	-	-	-	-
Mg (%)	0,79	0,37	1,24	1,26	-	-	-	-	-
Ni	<b>23,1</b>	<b>7,65</b>	<b>25,2</b>	<b>18,8</b>	15,9	42,8	<3,89	>3,89 e <6,02	≥6,02
K (%)	0,33	0,11	0,44	0,4	-	-	-	-	-
Ag	3,77	3,81	4,06	3,33	-	-	-	-	-
Na	7805	5405	27190	45823	-	-	-	-	-
Ti	916	504	776	852	-	-	-	-	-
V	46,8	21,5	59,3	53,7	-	-	-	-	-
Zn	366	162	339	183	124	271	<37,9	>37,9 e <61,7	≥61,7
Hg	<b>1,541</b>	<b>0,2356</b>	<b>0,2882</b>	<b>0,3298</b>	0,13	0,696	<0,08	>0,08 e <0,32	≥0,32

TEL: nível abaixo do qual não ocorre efeito adverso à comunidade biológica.

PEL: nível acima do qual é provável a ocorrência de efeito adverso à comunidade biológica.

NP: Não poluído

MOD. POL.: Moderadamente poluído.

AP: Altamente poluído.

ND = Não detectado.

### Fator de enriquecimento (FE)

Com relação aos Fatores de Enriquecimento (Tabela 3), observou-se provável enriquecimento devido a fontes antrópicas para Ag, Ba, Be, Cd, Cu, Hg e Zn, com destaque para Be e Ag, cujos valores foram altos.

Tabela 3 - Valores de Fator de Enriquecimento (FE) nos sedimentos coletados no Rio dos Bugres.

Elemento	FE			
	P1	P2	P3	P4
Al	1,00	1,00	1,00	1,00
Ba	3,50	1,74	1,41	1,04
Be	28,04	18,24	17,20	17,58
Ca	1,19	0,76	0,93	0,97
Cd	5,07	3,75	2,19	1,36
Pb	0,49	0,30	0,10	0,07
Co	0,16	0,24	0,08	0,09
Cu	2,19	2,41	1,48	0,78
Cr	0,87	0,61	0,61	0,53
Sn	0,25	0,44	0,12	0,31
Fe	0,74	0,51	0,47	0,46
Mn	0,65	0,45	0,40	0,42
Mg	0,54	0,36	0,42	0,45
Ni	1,09	0,52	0,58	0,46
K	0,41	0,19	0,27	0,26
Ag	57,67	84,04	30,63	26,61
Ti	1,67	1,32	0,70	0,81
V	0,72	0,47	0,45	0,43
Zn	4,32	2,75	1,97	1,12
Hg	5,57	1,22	0,51	0,62

### Análise de agrupamentos

Ferramentas estatísticas e/ou exploratórias (multivariadas) têm sido propostas para permitir uma melhor interpretação das relações entre os agentes químicos nos sedimentos e suas possíveis fontes, já que as medidas de concentração, por si, podem não ser suficientes para fornecer informações sobre as origens e os efeitos dos metais (Long et al., 1995). Nesse sentido, a análise de agrupamento mostra a formação de dois grandes grupos de variáveis (Figura 3).

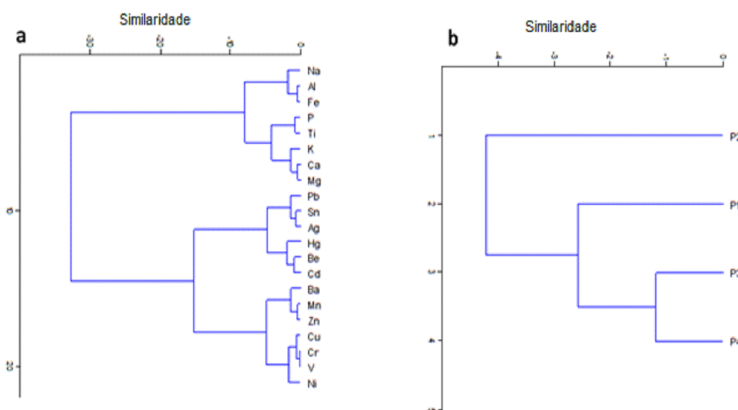


Figura 3 - Análises de agrupamento (método de Ward) utilizando (a) elementos químicos e (b) pontos de coleta.

O primeiro foi formado por Na, Al, Fe, P, Ti, K, Ca e Mg, indicando principalmente os elementos relacionados com a matriz sedimentar, como Al e Fe, e a influência salina (no caso do Na, Ca, K e Mg). O segundo grupo foi formado por Pb, Sn, Ag, Hg, Be, Cd, Ba, Mn, Zn, Cu, Cr e Ni, indicando os elementos que podem ter provável origem antrópica (Quinágua, 2006); de fato alguns elementos deste grupo (Ba, Be, Cd, Ag, Zn e Cu) apresentaram-se enriquecidos, segundo seus FE (Tabela 3), possivelmente devido às contribuições trazidas pelo lixão de Sambaiatuba e pelos esgotos. Já o agrupamento para os pontos de coleta mostrou uma maior similaridade entre P3 e P4 (pontos sob maior influência estuarina), que apresentaram concentrações mais altas das variáveis do grupo 1, e separação dos pontos P1 (concentrações mais altas dos elementos de origem antrópica) e P2 (concentrações mais relativamente mais baixas para a maioria dos elementos). Estes agrupamentos se explicam principalmente devido à granulometria dos sedimentos e a localização dos pontos: o sedimento de P2 era mais arenoso, portanto possuía menor

capacidade para reter contaminantes, enquanto P1 situou-se na região mais interna do estuário do Rio dos Bugres, local menos propício à renovação por processos hidrológicos e por isso favorável à deposição e acúmulo dos contaminantes.

### Testes de toxicidade

Os parâmetros físico-químicos das réplicas estiveram dentro da faixa aceitável (Melo & Abessa, 2002), ou seja, a temperatura variou na faixa entre 23 e 27 °C, as salinidades variaram dentro do intervalo entre 32 e 38, os teores de oxigênio dissolvido estiveram acima de 3 mg/l, e os valores de pH variaram entre 7,6 e 8,5 (Melo & Abessa, 2002; ABNT, 2008). Na 1ª campanha, todos os sedimentos testados se mostraram tóxicos, tendo produzido altas taxas de mortalidade, especialmente P1 (100% mortalidade). Na 2ª campanha, ocorreu toxicidade aguda em P1 e P2, sendo que a amostra coletada em P3 não foi considerada significativamente tóxica (Figura 4 - b). A presença de sedimentos apresentando toxicidade aguda em uma ou mais campanhas indica

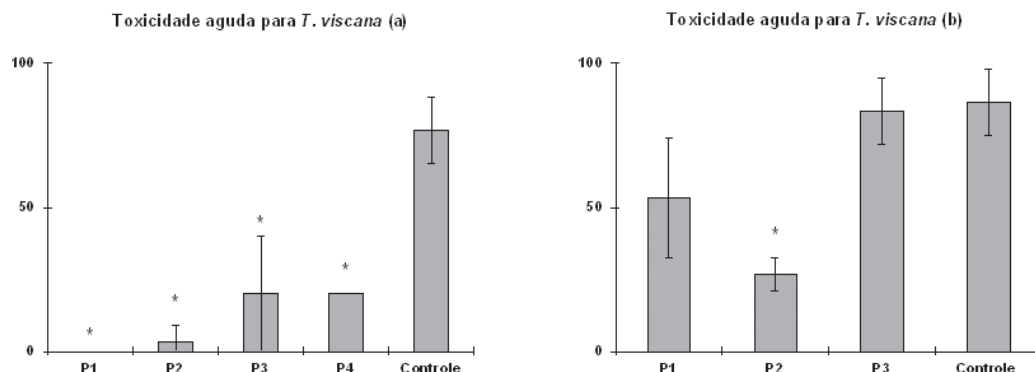


Figura 4 - Sobrevivência de anfípodo escavador *T. viscana* (%) expostos a sedimentos, na 1ª campanha (a) e na 2ª campanha (b) de amostragem. Asteriscos indicam toxicidade significativa ( $p < 0,05$ ), ou seja, diferença significativa em relação ao grupo controle.

fortemente uma má qualidade dos sedimentos testados, do ponto de vista ecotoxicológico.

### DISCUSSÃO

Quando os resultados de contaminação e toxicidade de sedimentos são pareados de forma qualitativa (Tabela 4), a partir das análises independentes, observa-se correspondência entre as conclusões, que indicam contaminação alta a muito alta por diversos elementos (em níveis capazes de causar efeitos), e ocorrência de toxicidade aguda em pelo menos uma oportunidade. Esses resultados claramente indicam má qualidade dos sedimentos no Rio dos Bugres. As condições em P2, levemente melhores que nos demais pontos, possivelmente se devem à granulometria, que retém menos

contaminantes, enquanto em P4 se devem à influência das águas do Estuário de Santos, que propiciam

Tabela 4 - Tabela de decisão integrando os resultados químicos e ecotoxicológicos.

Estação	Toxicidade aguda	Contaminação
P1	Frequente	Muito alta (Hg, Zn) <sup>a,c</sup> ; (Cd, Cu, Ni) <sup>b,c</sup> ; (Pb) <sup>c</sup> ; (Ag, Ba, Be) <sup>d</sup>
P2	Frequente	Alta (Cu, Hg, Zn) <sup>b,c</sup> ; (Ag, Ba, Be) <sup>d</sup>
P3	Presente	Muito alta (Zn) <sup>a</sup> ; (Cd, Cu, Cr, Ni, Hg) <sup>b,c</sup> ; (Ag, Ba, Be) <sup>d</sup>
P4	Presente	Alta (Cu, Ni, Zn) <sup>b,c</sup> ; (Hg) <sup>c</sup> ; (Ag, Ba, Be) <sup>d</sup>

alguma remoção por processos hidrográficos.

a = concentrações > PEL; b = concentrações > TEL; c = concentrações > SQV; d = altos níveis de enriquecimento (FE).

Os dados obtidos nesta investigação mostram concentrações elevadas de metais nos sedimentos coletados em quatro pontos distribuídos ao longo do Rio dos Bugres, em especial, pelos elementos Hg, Cr, Cu, Ag, Be, Ba, Zn, Ni, Cd e Pb, de modo que esses altos níveis podem ser os responsáveis pela toxicidade dos sedimentos analisados. Valores de Zn e Hg acima de PEL indicam má qualidade dos sedimentos, e são comparáveis aos níveis observados nas áreas mais contaminadas dentro do estuário, segundo a literatura (Lamparelli et al., 2001; Abessa, 2002; Luiz-Silva et al., 2006; Luiz-Silva & Machado, 2012; Bordon et al., 2012). Nota-se também que as concentrações de Ni, Cu, Mn, Zn e Mg foram semelhantes àquelas obtidas em trabalhos já realizados no SESS em diferentes pontos, nas regiões do canal de Piaçaguera, lixão da Alemoa e Pilões (Lamparelli et al., 2001; Abessa, 2002; Luiz-Silva et al., 2006; Luiz-Silva & Machado, 2012; Cetesb, 2011), e que indicam contaminação de moderada a elevada nos sedimentos das áreas internas do estuário.

As concentrações dos metais obtidas, violando os índices de qualidade de sedimentos e de *background* geoquímico para essas áreas, somado à toxicidade aguda detectada nas duas campanhas, possivelmente estão relacionadas com as fontes instaladas ao redor do rio dos Bugres, em especial o lixão de Sambaiatuba, e os esgotos provenientes das submoradias instaladas ao redor do Rio dos Bugres. Entre eles, destacam-se o Hg, Cr, Cu, Cd, Zn e Ni, que são tóxicos e carcinogênicos e foram encontrados no antigo Lixão da Alemoa (Santos), o qual possui características muito similares às do Lixão de Sambaiatuba (Lamparelli et al., 2001; Fortunato et al., 2012) e por isso deve apresentar contaminação de natureza similar. A literatura indica que aterros domésticos podem funcionar como fontes de diversos contaminantes para o entorno (Klauck et al., 2015; Ward et al., 2002; Yamamoto et al., 2001), incluindo sais, amônia e metais (Clément et al., 1997). Por sua vez, os esgotos também contribuem significativamente para a contaminação no SESS (Lamparelli et al., 2001; Abessa, 2002), inclusive por elementos como Ni, Hg, Cr, e Cu, entre outros. Dessa maneira, ainda que não tenham sido obtidas as assinaturas químicas dos esgotos e do lixão, as altas concentrações de metais e a alta toxicidade indicam um cenário de degradação e risco ecológico.

A literatura existente para o SESS tem indicado uma relação entre contaminação e potencial tóxico dos sedimentos (Lamparelli et al., 2001; Abessa, 2002; Luiz-Silva et al., 2006; Cetesb, 2011), especialmente na área interna do sistema estuarino, onde localizam-se as principais fontes de contaminação e

também o Rio dos Bugres. Outro estudo mostrou a importância de alguns afluentes que desembocam no SESS (Perina, 2006), demonstrando que algumas áreas recebem contribuição tóxica advinda também de fontes situadas ao longo desses corpos d'água, cujos sedimentos estão contaminados e tóxicos. Os dados obtidos no presente trabalho, para o Rio dos Bugres, corroboram tais achados e ressaltam a necessidade de controle das fontes poluidoras instaladas ao longo dos corpos d'água que fluem para o SESS.

No caso do Rio dos Bugres, há um programa conduzido pela Prefeitura de Santos<sup>1,2</sup> o qual visa, entre várias ações planejadas, a remoção total das submoradias existentes na margem santista e realização de obras de macrodrenagem, que irão alterar o regime hidrológico e sedimentológico do rio. Porém, há necessidade de um programa similar no município de São Vicente, uma vez que o esse Rio compõe a divisa entre os dois municípios. Além disso, são necessárias ações emergenciais a fim de reverter a degradação ambiental e promover a recuperação dos sistemas naturais do rio dos Bugres, o que também incluiria um monitoramento químico e ecotoxicológico contínuo do Rio dos Bugres.

## CONCLUSÃO

O presente estudo demonstra que os sedimentos do Rio dos Bugres estão contaminados por diversos elementos, como Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, Hg, e causam toxicidade aguda para invertebrados bentônicos, evidenciando a degradação ambiental nesse local. Possivelmente as causas dessa alteração relacionam-se com o conjunto de fontes poluidoras instaladas ao redor do Rio dos Bugres, e que incluem um antigo lixão e o descarte direto de esgotos.

## AGRADECIMENTOS

Aos moradores do Dique da Vila Gilda, em especial, ao "Seu Marruco", pelo apoio logístico, ao Instituto EcoFaxina pela coleta e transporte das amostras de sedimento, aos Drs. Ágata Romero e Lucas Buruaem (UNESP) pelo auxílio com as figuras e a todos os profissionais do Setor de Química Inorgânica da CETESB, pelo suporte nas análises químicas.

## REFERÊNCIAS

Abessa, DM de S. Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos, SP,



- Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 2002.
- Abessa, D.M.S.; Sousa, E.C.P.M.; Rachid, B.R.F. & Mastroti, R.R. Use of the burrowing amphipod *Tiburonella viscana* as tool in marine sediments contaminant assessment. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41(2): 225-230, 1998.
- Abessa, D.M.S.; Carr, R.S.; Rachid, B.R.F.; Sousa, E.C.P.M.; Hortelani, M.A.; Sarkis, J.E. Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 50(8): 875-885, 2005.
- Abessa, D.M.S.; Sousa, E.C.P.M. & Tommasi, L.R. Utilização de testes de toxicidade na avaliação da qualidade de sedimentos marinhos. *Revista de Geologia* 19(2): 253-261. 2006.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT/NBR 15638:2008. Qualidade da Água – Determinação da toxicidade aguda de sedimentos marinhos ou estuarinos com anfípodos. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 17p., 2008.
- Adamo, P. et al. Distribution and partition of heavy metals in surface and sub-surface sediments of Naples city port. *Chemosphere*, v. 61, n. 6, p. 800-809, 2005.
- Adams, William J.; Kimerle, Richard A.; Barnett JR, James W. Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental science & technology*, v. 26, n. 10, p. 1864-1875, 1992.
- Afonso C.M. Transformação ambiental e paisagística na Baixada Santista, SP. *Revista Paisagem e Ambiente*, 20: 85-130, 2005.
- Araújo, G.S.; Moreira, L.B.; Morais, R.D.; Davanso, M.B.; Garcia, T.F.; Cruz, A.C.F.; Abessa, D.M.S. 2013 Ecotoxicological assessment of sediments from an urban marine protected area (Xixová-Japuí State Park, SP, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*.75(1-2): 62-8, 2013.
- Banu, Zoynab et al. Contamination and Ecological Risk Assessment of Heavy Metal in the Sediment of Turag River, Bangladesh: An Index Analysis Approach. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 5, p. 239, 2013.
- Birth, G. A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments. *Coastal GIS*, v. 14, 2003.
- Bordon, I.C.A.C.; Sarkis, J.E.S.; Tomás, A.R.G.; Scalco, A.; LIMA, M.; Hortellani, M.A.; Andrade, N.P. Assessment of metal concentrations in muscles of the blue crab, *Callinectes danae* S., from the Santos estuarine system. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 89, n. 3, pp. 484-488, 2012.
- Camargo, J.B.D.A.; Araújo, G.S.; Cruz, A.C.F.; Fonseca, T.G.; Abessa, D.M.S. Use, development and improvement in the protocol of whole-sediment Toxicity Identification and Evaluation using benthic copepods. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2): 511-517. 2015.
- CCME. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables. Winnipeg, 2002.
- César, Augusto. Análisis ecotoxicológico integrado de la contaminación marina en los sedimentos de la costa de Murcia, el caso de Portman, Sudeste-España. 2003.
- Cesar, A.; Lia, L.R.B.; Pereira, C.D.S.; Santos, A.R.; Cortez, F.S.; Choueri, R.B.; De Orte, M.R.; Rachid, B.R.F. Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo - Brazil): An integrated approach. *Science of the Total Environment*, v. 497-498, p. 679-687, 2014.
- CETESB. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. Relatório, 342 p, 2011.
- Chapman, Pm& Long, ER. 1983. The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 14(3):81-84, 1983.
- Choueri, R. B. et al. Development of site-specific sediment quality guidelines for North and South Atlantic littoral zones: comparison against national and international sediment quality benchmarks. *Journal of hazardous materials*, v. 170, n. 1, p. 320-331, 2009.
- Clément, B.; Colin, J.R.; Le Dû-Delepierre, A. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. II. Comparison of physico-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests. *Chemosphere*, 35(11):2783-2796, 1997.
- Costa, Carla Regina et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.
- Cruz, A.C.F.; Davanso, M.B.; Araújo, G.S.; Buruaem, L.M.; Santaella, S.T.; Morais, R.D.; Abessa, D.M.S. Cumulative influences of a small city and former mining activities on the sediment quality of a subtropical estuarine protected area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(11): 7035-7046, 2014.
- De Carvalho Gomes, Franciane et al. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, v. 59, n. 4, p. 123-133, 2009.
- De Oliveira, Regina CB; Marins, Rozane V. Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar

- Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão. *Revista Virtual de Química*, v. 3, n. 2, p. 88-102, 2011.
- Di Toro, D.M.; Mahony, J.D.; Hansen, D.J.; Scott, K.J.; Hicks, M.B.; Mayr, S.M. & Redmond, M.S. 1990. Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9: 1487-1502, 1990.
- Fabiano, Caio; Muniz, Suely. Dique Vila Gilda: Caminhos para a Regularização. *Planejamento e Políticas Públicas*, n. 1, 2010.
- Fenili, Livia Huln. Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto de Santos (Santos, SP) após dragagem de aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana* e *Nitokra* sp. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- Fortunato, J.M.; Hypolito, R.; Moura, C.L.; Nascimento, S.C. caracterização da contaminação por metais pesados em área de manguezal, Município de Santos (SP). *Revista do Instituto Geológico*, São Paulo, 33 (1), 57-69, 2012.
- FUNDESPA. Avaliação da toxicidade do sedimento dragado do fundo do canal do Porto de Santos. Relatório Final. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. São Paulo, SP. 1998.
- FUNDESPA. Ecotoxicologia dos efluentes da Refinaria Landolfo Alves e do sedimento da área de disposição. Relatório Final. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. São Paulo. 49p. 2000.
- FUNDESPA. Diagnóstico ambiental marinho da área de influência do DTNEST/ GEMADRE em Madre de Deus, BA-GEMADRE. Relatório Final. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. São Paulo. 77p., 2001a.
- FUNDESPA. Avaliação da ocorrência de impactos ambientais em praias do litoral sul da Bahia, em decorrência de derrame de parafina. Relatório Final. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. São Paulo. 27p. + anexos, 2001b.
- Gannon, JE & Beeton, AM. Procedures for determining the effects of dredge sediments on biota - benthos viability and sediment selectivity tests. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 43 (3): 392-398, 1971.
- Hammer, Ø.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4. 2001.
- Klauck, C.R.; Rodrigues, M.A.S.; Silva, L.B. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 2, p. S57-S62, 2015.
- Lamberson, J.O.; Dewitt, T.H. & Swartz, R.C. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In: Burton, GA (Ed.). *Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea. pp. 183-211. 1992.
- Lamparelli, M. L. et al. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. 178p. Relatório Técnico CETESB, São Paulo, Brasil. Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rel\\_sist\\_estuarino/relatorio.zip](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rel_sist_estuarino/relatorio.zip). [Links], 2001.
- Long, Edward R. et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental management*, v. 19, n. 1, p. 81-97, 1995.
- Luiz-Silva, Wanilson et al. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). *Química Nova*, v. 29, n. 2, p. 256, 2006.
- Luiz-Silva, W.; Machado, W. Diluição geoquímica entre contaminantes sedimentares do estuário do rio Morrão, sistema estuarino de Santos-Cubatão, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 26(1) 39-48, 2012.
- Melo, SLR. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos: adequação de metodologia para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos. 172p. 1993.
- Melo, S.L.R.; Abessa, D.M.S. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos como organismos-teste. In: NASCIMENTO, I.; SOUSA, E.C.P.M.; NIPPER, M.G. (Eds.). *Métodos em ecotoxicologia marinha: Aplicações no Brasil*. São Paulo: Artes Gráficas e Indústria, Salvador, BA, p. 163-178, 2002.
- Morillo, José; Usero, José; Gracia, Ignacio. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*, v. 55, n. 3, p. 431-442, 2004.
- Nascimento, I.; Sousa, E.C.P.M.; Nipper, M.G. (Eds.). *Métodos em ecotoxicologia marinha: Aplicações no Brasil*. São Paulo: Artes Gráficas e Indústria, Salvador, BA, 2002.
- Perina, Fernando Cesar. Comparação entre os efeitos da toxicidade de sedimentos sobre invertebrados bentônicos e vegetação das áreas internas do Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. Monografia de Conclusão de Curso. UNESP, Campus Experimental do Litoral Paulista, São Vicente, SP. 82 p. 2006.
- Quinágua, Gilson Alves. Caracterização dos níveis basais de concentração de metais nos sedimentos do Sistema Estuarino da Baixada Santista. 2006. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

- Rice, C.A.; Plesha, P.D.; Casillas, E.; Misitano, D.A. & Meador, J.P. Growth and survival of three marine invertebrate species in sediments from the Hudson-Raritan Estuary, New York. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(11): 1931-1940, 1995.
- Selvaraj, K.; Ram Mohan, V.; Szefer, Piotr. Evaluation of metal contamination in coastal sediments of the Bay of Bengal, India: geochemical and statistical approaches. *Marine Pollution Bulletin*, v. 49, n. 3, p. 174-185, 2004.
- Swartz, R.C.; Schults, D.W.; Ditsworth, G.R.; Deben, W.A. & Cole, F.A. Sediment toxicity, contamination, and benthic community structure near ocean disposal sites. *Estuaries*, 19(4): 258, 1981.
- Swartz, R.C.; Deben, W.A.; Sercu, K.A. & Lamberson, J.O. Sediment toxicity and the distribution of the amphipods in Commencement Bay, Washington, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 13: 359-364, 1982.
- Swartz, R.C.; Deben, W.A.; Jones, J.K.P.; Lamberson, J.O. & Cole, F.A. Phoxocephalid amphipod bioassay for marine sediment toxicity. In: *Symposium on Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 7, Philadelphia, ASTM, p.284-307, 1985.
- Swartz, R.C.; Schults, D.W.; Dewitt, T.H.; Ditsworth, G.R. & Lamberson, J.O. Toxicity of fluorantene in sediment to marine amphipods: a test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9: 1071-1080, 1990.
- Swartz, R.C.; Schultz, D.W.; Lamberson, J.O.; Ozretich, R.J. & Stull, J.K. Vertical profiles of toxicity, organic carbon, and chemical contaminants in sediment cores from the Palos Verdes Shelf and Santa Monica Bay, California. *Marine Environmental Research*, 31: 215-225, 1991.
- USEPA, EPA. Method 6010C: Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. 2007.
- USEPA, EPA. Method 3051: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. *Test Methods for Evaluating Solid Waste*, 1995.
- Ward, M.L.; Bitton, G.; Townsend, T.; Booth, M. Determining toxicity of leachates from Florida municipal solid waste landfills using a battery-of-tests approach. *Environmental Toxicology*, v. 17, n. 3, pp. 258-266, 2002.
- Wentworth, C.K. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, Vol. 30, No. 5, pp. 377-392, 1922.
- Williams, W.T. Principles of clustering. *Annual Reviews Ecol. Syst.*, 2: 303-326, 1971.
- Yamamoto, T.; Yasuhara, A.; Shiraishi, H.; Nakasugi, O. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *Chemosphere*, v. 42, n. 4, pp. 415-418, 2001.

Submetido: Agosto/2014

Revisado: Maio/2016

Aceito: Julho/2016

