



Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas
Influence of Salinity on the Toxicity of Dredged Sediments from Estuarine Rodrigo de Freitas Lagoon and Guanabara Bay (RJ): Toxic Effects On Earthworms

Mariana Vezzone^{1,2}; Ricardo Gonçalves Cesar²; Helena Polivanov¹; Aline Freire Serrano²; Matheus Teixeira Nascimento^{1,2}; Danielle Martins da Siqueira^{1,2}; Ana Paula de Castro Rodrigues³; Christiane Monte⁴; Zuleica Carmen Castilhos⁵ & Tácio Mauro Pereira de Campos⁶

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, 21.941-916, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

²Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, 21.941-916, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

³Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Marinha, Av. Carlos Chagas Filho, 373, 21941-902, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

⁴Universidade Federal do Oeste do Pará, Departamento de Geologia, Av. Vera Paz, s/n., 68040-255, Santarém, PA, Brasil

⁵Centro de Tecnologia Mineral (CETEM), Av. Pedro Calmon, 900, 21941-908, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

⁶Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Escola de Engenharia, Departamento de Engenharia Civil, Rua Marquês de São Vicente, 225, 22451-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

E-mails: mvezzone@ufrj.br; ricardogc.geo@gmail.com; hpolivanov@gmail.com; afserrano16@gmail.com; teixeira.matheus@outlook.com; dani.msiq@gmail.com; tantufaz17@gmail.com; christiane.monte@yahoo.com.br;

zcastilhos@cetem.gov.br; tacio@puc-rio.br

Recebido em: 10/04/2019 Aprovado em: 24/06/2019

DOI: http://dx.doi.org/10.11137/2019_4_07_17

Resumo

A influência da salinidade na ecotoxicidade de sedimentos dragados de sistemas estuarinos, em cenário de disposição terrestre, foi estudada utilizando *Eisenia andrei* como bioindicador. Foram coletadas amostras de Latossolo e de Chernossolo e salinizadas com água do mar para realização de bioensaios agudo e de fuga. Dados de salinidade e CL_{50} de sedimento (Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara) foram compiladas da literatura, oriundos de bioensaios agudo com *E. andrei*. Quando a concentração de sal na mistura solo: sedimento é próxima à CL_{50} de sal obtida experimentalmente com água do mar, considerou-se que o sal tem papel preponderante na toxicidade. As concentrações de sal ≥ 3 g/kg são significativamente letais aos organismos em ambos os tipos de solo. Respostas significativas de fuga foram constatadas a partir da dosagem de 2 g/kg. Os resultados indicam que para os sedimentos da APA de Guapimirim (inverno), Lagoa Rodrigo de Freitas (em Chernossolo), Porto do Rio (inverno), Porto de Niterói (verão) e foz do Rio Meriti (inverno), o sal marinho tem papel de suma relevância na toxicidade para as minhocas. Para as demais áreas estudadas, outros fatores, como as propriedades do sedimento, metais pesados e substâncias orgânicas, parecem desempenhar papel mais importante na toxicidade.

Palavras-chave: Bioensaio; sais; solo

Abstract

The role of salinity levels in the toxicity of dredged sediments from estuarine systems, in scenario of land disposal, was investigated by using *Eisenia andrei* as bioindicator. Samples of ferralsol and chernosol were collected and salinized with seawater (2 and 12 g/kg of salt) and submitted to acute and avoidance bioassays with *E. andrei*. Data of salinity and sediment LC_{50} were extracted from the literature. These data consists of results from acute bioassays with *E. andrei* applied to dredged sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon and Guanabara Bay. The concentration of salt (g/kg) in soil:sediment mixture that corresponded to the LC_{50} was estimated by determining salt contents in pure soils and sediments. When such concentration is close to the LC_{50} obtained in laboratory using seawater, the influence of the salt in the toxicity was considered preponderant. The results revealed that concentrations of salt ≥ 3 g/kg are significantly lethal to the organisms in both soil types, but toxicity levels are higher in ferralsol ($LC_{50} = 3,51$ g/kg) than those observed in chernosol ($LC_{50} = 4,03$ g/kg). Concentrations of salt ≥ 2 g/kg were able to cause significant avoidance responses, but again the value of EC_{50} in ferralsol (2,77 g/kg) were lower than that obtained in chernosol (2,99 g/kg). These observations are due to the abundance of expansive clay minerals in chernosol, with high cationic exchange capacity and that are able to reduce toxicity levels. The sediments whose salt concentrations in the sediment LC_{50} (soil:sediment mixture) are close to the salt LC_{50} values determined in laboratory are the APA of Guapimirim (winter), Porto of Rio (winter), Port of Niterói (summer), Rodrigo de Freitas Lagoon (in chernosol) and the mouth of Meriti River (winter), suggesting that the concentrations of salts are sufficiently high to play a crucial role in the toxicity. Regarding the other study areas, other factors, such as the properties of the sediments, heavy metals and organic substances, may play an important role in the toxicity.

Keywords: Bioassay; salts; soil

1 Introdução

O despejo indiscriminado e sem pré-tratamento adequado de rejeitos industriais e de esgoto doméstico em sistemas aquáticos costeiros do Estado do Rio de Janeiro tem provocado a contaminação, eutrofização e assoreamento destes ambientes (Pereira *et al.*, 2007; Loureiro *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2017). Metais, hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, agroquímicos, dentre outras substâncias tóxicas, comumente ocorrem em amostras de água e de sedimentos destes ambientes (Stumpf *et al.*, 1999; Stefens *et al.*, 2007). Dentre as alternativas de remediação de assoreamento dos sistemas costeiros, a dragagem dos sedimentos de fundo é comum no Brasil, e tem sido realizada visando o aumento da circulação de águas e a redução do risco ecológico associado a contaminações (Cesar *et al.*, 2014; Silveira *et al.*, 2017). Além disso, a dragagem é fundamental à viabilização de atividades de navegação (sobretudo em zonas portuárias), prática de esportes aquáticos e de pesca segura para consumo humano. No caso do Estado do Rio de Janeiro, há necessidade de dragagem de setores diversos da Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba, sistemas fluviais e lagunares de Jacarepaguá e da Barra da Tijuca, canais fluviais da baixada fluminense, Lagoa Rodrigo de Freitas e sistemas lagunares da Região dos Lagos (Almeida *et al.*, 2001; Loureiro *et al.*, 2009; Cesar *et al.*, 2014; Silveira *et al.*, 2017)

A disposição terrestre destes sedimentos dragados é relativamente comum no Estado do Rio de Janeiro (Almeida *et al.*, 2001; Cesar *et al.*, 2014; Silveira *et al.*, 2017). Diversos autores sugerem que metais e outras substâncias tóxicas têm potencial de causar efeitos nocivos à saúde da fauna edáfica (Neuhauser *et al.*, 1985; Sivakumar, 2015). Contudo, a atual legislação brasileira que estabelece as diretrizes para disposição terrestre de sedimentos dragados (Brasil, 2009) é baseada em padrões idealizados para o hemisfério norte e não refletem as especificidades das principais ocorrências pedológicas brasileiras. Neste sentido, é importante destacar que as propriedades do substrato pedológico desempenham papel crucial na biodisponibilidade e toxicidade de metais e outros xenobióticos para a biota do solo (Cesar *et al.*, 2012; Segat *et al.*, 2015).

Uma das principais questões na disposição terrestre de sedimentos costeiros/estuarinos dragados, além da presença de substâncias/elementos tóxicos, consiste na alta salinidade destes materiais e no risco associado à abundância destes sais à saúde da biota do solo. Diversos autores, por exemplo, sugerem que a exposição a sais pode causar redução significativa da sobrevivência, da reprodução e mudanças na biomassa corporal de oligoquetas e artrópodes de solo (Owojori *et al.*, 2009; Guzyte *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2015). Contudo, estudos acerca da toxicidade de sais marinhos para organismos edáficos em solos tropicais são escassos, o que torna relevante a execução de estudos relacionados a este tema. Além disso, o estudo da toxicidade de sais para organismos de solo pode oferecer subsídios importantes à compreensão mais detalhada do potencial tóxico não somente de sedimentos dragados de zonas marinhas ou estuarinas, mas também de outros rejeitos que apresentam elevada salinidade e que tem sido dispostos/aplicados em solos, tais como resíduos de mineração, lodo de esgoto, chorume e fertilizantes agrícolas (Natal-Da-Luz *et al.*, 2009; Bianchi, 2013; Cesar *et al.*, 2014). Ainda, em cenário de mudanças climáticas e aumento do nível do mar, tal qual preconizado pelo IPCC (2018), eventos severos de transgressão marinha teriam potencial de causar a salinização de solos em regiões costeiras, com prognósticos de efeitos severos à saúde da biota edáfica (Pereira *et al.*, 2015).

Bioensaios com oligoquetas edáficas (*Eisenia andrei*, *Eisenia fetida*) tem sido largamente utilizados para avaliação dos efeitos adversos de substâncias tóxicas sobre o ecossistema do solo (Natal-Da-Luz *et al.*, 2009; Guzyte *et al.*, 2011; Segat *et al.*, 2015). Cesar *et al.* (2014), ao estudarem a toxicidade de um sedimento de dragagem oriundo do Canal do Cunha (Baía de Guanabara, RJ) com base em bioensaios agudos e de fuga com *Eisenia andrei*, apontaram que estes ensaios são robustos e adequados para avaliações preliminares do risco ecotoxicológico associado à disposição de sedimento dragados em Latossolos e Chernossolos. Os principais motivos que justificam a escolha dos oligoquetas como organismos-teste são a alta abundância em solos tropicais e temperados, papel relevante na cadeia trófica do solo (servindo de alimento para diversas espécies de

animais), relativa sensibilidade a substâncias tóxicas no solo e o fato de estarem em contato direto com o substrato do qual eles se alimentam (Neuhauser *et al.*, 1985; Hinton & Veiga, 2002).

O presente trabalho trata da avaliação ecotoxicológica de sais marinhos em Latossolo e em Chernossolo, visando contribuir para o entendimento da ecotoxicidade de sedimentos dragados em áreas estuarinas / marinhas, em cenário de disposição terrestre. Para tanto, os solos foram salinizados em laboratório com água do mar, e submetidos a bioensaios agudos e de fuga com *Eisenia andrei*. Dados secundários de condutividade elétrica e de toxicidade aguda de sedimentos dragados dos referidos sistemas aquáticos foram compilados da literatura para comparação com os dados experimentais, visando o isolamento do papel da salinidade na toxicidade observada. As principais hipóteses de trabalho são: (i) a toxicidade de sais marinhos varia com o tipo de solo; e (ii) sais marinhos podem desempenhar papel preponderante na toxicidade de sedimentos dragados em cenário de disposição terrestre, superestimando o efeito tóxico de contaminantes como os metais e outras substâncias xenobióticas.

2 Material e Métodos

2.1 Amostras

As amostras de Latossolo e Chernossolo foram coletadas no município de Duque de Caxias (RJ) e do Rio de Janeiro, respectivamente (Chernossolo: 22° 51' 22.5" S; Latossolo: 22° 41' 34.2" S, 43° 17' 14.5" W). As amostras foram coletadas com o auxílio de trado, armazenadas em sacos plásticos e secas a temperatura ambiente em laboratório. Após secagem, as amostras foram destorroadas, e peneiradas com o emprego de peneiras de nylon de 2 mm, para remoção de raízes, grânulos e outros detritos maiores e, finalmente, homogeneizadas.

A amostragem dos solos foi efetuada em horizonte B, o horizonte diagnóstico. A escolha por este horizonte se deve ao fato de que o mesmo retrata de modo mais fidedigno as propriedades da classe de solo. Além disso, simulações da disposição de sedimentos de dragagem em Latossolos e Chernossolos são frequentemente realizadas em Horizonte

B, tendo em vista cenários hipotéticos de disposição visando à recuperação de áreas degradadas (Cesar *et al.*, 2014). A escolha pelo Latossolo se deve ao fato de que esta é a classe de solo mais abundante no Brasil e amplamente utilizada na agricultura e ao uso potencial de sedimentos dragados como fertilizante nestes solos (Vacha *et al.*, 2011). O Chernossolos, por outro lado, tem distribuição espacial mais restrita no Brasil, mas são comumente utilizados em agriculturas de lavouras intensivas, principalmente no sul no Brasil. Além disso, os Chernossolos tendem a apresentar propriedades antagônicas aos Latossolos e, dessa forma, ampliam as possibilidades de análises comparativas entre os solos.

Algumas propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos solos estudados foram previamente investigadas por Alaminho *et al.* (2007), Cesar *et al.* (2008) e Cesar *et al.* (2012), que trabalharam com amostras coletadas dos mesmos perfis. Essa caracterização prévia possibilita a obtenção de um panorama geral das propriedades esperadas para estes materiais (Tabela 1) e atende aos objetivos do presente trabalho. Neste sentido, os autores supracitados relatam que o Latossolo é de textura argilosa, de caráter ácido, apresenta baixos teores de matéria orgânica e de nutrientes (baixa fertilidade natural) e sua mineralogia é essencialmente caulínica (79%) (complementada por goethita (8%) e gibbsita (13%)). O Chernossolo, por outro lado, é abundante em argilominerais expansivos, com grande participação de vermiculita (73%) (complementada por ilita (2%), interstratificado ilita-esmectita (4%) em sua fração argila e baixa permeabilidade, alta capacidade de troca catiônica (CTC), elevados teores de Mg^{+2} , Ca^{+2} , K^{+} (alta fertilidade natural) e valores mais básicos de pH do que o Latossolo.

Para a salinização dos solos, cerca de 20 L de uma amostra de água do mar foi coletada na praia de Grumari (Rio de Janeiro, RJ), com o auxílio de recipientes plásticos previamente descontaminados e vedados. Em laboratório, a amostra foi armazenada a 5 °C. A escolha pela Praia de Grumari se deve ao fato de se tratar de uma praia oceânica que possui unidades de conservação na sua bacia de drenagem, tais como a Área de Proteção Ambiental de Grumari (Lei Municipal nº 944, de 30 de dezembro de 1986), o Parque Natural Municipal de Grumari (Decreto Municipal nº 20.149, de 2 de julho de 2001), e a APA

**Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da
Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas**

Mariana Vezzoni; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento;
Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

da Prainha (Lei Municipal nº 1.534, de 11 de janeiro de 1990). Estas áreas de conservação integram junto o Parque Estadual da Pedra Branca e, portanto, com baixa influência humana.

Parâmetros		Latossolo	Chernossolo
Textura (%, n = 3)	Argila	58	24
	Silte	6	35
	Areia	36	41
pH (n = 3)	H ₂ O	4.2	6.2
	KCl	3.6	4.1
Complexo Sortivo (cmolc/dm ³ , n = 3)	Mg ⁺² + Ca ⁺²	0.2	40.5
	K ⁺	0.02	0.03
	Na ⁺	0.03	1.44
	CTC	2.3	48.3
Concentrações Totais (%, n = 3)	Al	26.4	18.9
	Fe	11.3	7.9
Matéria orgânica (%, n = 3)		0.22	0.34

Tabela 1 Propriedades físicas e químicas do Latossolo e Chernossolo utilizados nos bioensaios. Fonte: Alamino *et al.* (2007), Cesar *et al.* (2008) e Cesar *et al.* (2012). Nota: CTC = capacidade de troca catiônica.

2.2 Determinação do pH, Condutividade Elétrica e Salinidade

A determinação da salinidade da amostra de água do mar foi efetuada através de análise gravimétrica em estufa a 105 °C. A determinação da condutividade elétrica dos solos foi determinada com o uso de um condutivímetro com eletrodo combinado imerso, no filtrado de uma mistura de solo: água destilada (1:1), após 2 horas de agitação orbital (400 rpm) e filtração a vácuo. A condutividade, expressa em $\mu\text{S}/\text{cm}$, foi convertida para salinidade (em g/kg) através da multiplicação por um fator de 0,64/1000 (Jackson, 1958). O pH dos solos foi determinado com base em uma mistura de 1:2,5 (água:solo), com base nas recomendações de (EMBRAPA, 1997).

2.3 Bioensaios com Oligoquetas (*Eisenia andrei*)

O bioensaio agudo e o teste de fuga (*avoidance test*) com *Eisenia andrei* seguiram as recomendações de ISO (1998) e ISO (2008), respectivamente. Os organismos foram obtidos de uma cultura controlada do Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de

Solos (LECOTOX) do Departamento de Geografia da UFRJ. Os organismos utilizados nos ensaios eram adultos (com clitelo visivelmente bem desenvolvido) e de peso semelhante (entre 300 e 700 mg). Os solos testados tiveram sua umidade ajustada para 40-60% da capacidade de retenção de água (CRA), determinada conforme ISO (1998). As doses de água do mar (expressa em quantidade de sal marinho em g/kg de solo) aplicadas aos solos foram 0, 2, 3, 4, 6, 8, 9 e 12 g/kg, onde 0 g/kg = solo puro. A escolha por este gradiente de dose foi baseada em trabalhos prévios que avaliaram a toxicidade de NaCl em solos artificiais, com base em bioensaios com *Eisenia fetida* (Owojori *et al.*, 2008; Owojori *et al.*, 2009; Guzyte *et al.*, 2011) and to assess the influence of salinity on partitioning of, uptake in and toxicity of zinc to earthworms. To achieve this, two experiments were conducted with specimens of *Eisenia fetida* exposed in the laboratory for 28 days using OECD artificial soil spiked with either NaCl (experiment 1.

O bioensaio agudo foi realizado com quatro (4) réplicas de 500 g de solo e 10 organismos por réplica. Antes de serem introduzidos nos ensaios, os organismos foram previamente purgados sobre papel umedecido com água destilada, por 24 horas, para o esvaziamento do conteúdo intestinal. Após 14 dias de exposição sob temperatura controlada (20 ± 2 °C) e iluminação constante, foram contabilizados o número de indivíduos sobreviventes e a variação da biomassa corporal, tendo em vista o peso dos animais inseridos em cada réplica antes e após a exposição. Réplicas com solo artificial (sem adição de sal) foram realizadas visando garantir a qualidade dos resultados. A composição do solo artificial segue as recomendações de Garcia (2004), e consiste em 70% de areia quartzosa, 20% de caulim e 10% do pó da fibra de casca de coco.

O teste de fuga com *Eisenia andrei* foi conduzido com três (3) réplicas e em recipientes plásticos (20 cm de comprimento, 12 cm de altura, e 5 cm largura) divididos em duas seções de mesma área, com o emprego de um cartão plástico. Uma das sessões foi preenchida com solo puro (seção controle) e a outra seção com solo contaminado (seção teste). Após a remoção do cartão plástico, 10 organismos foram colocados na interface que divide os solos. Após 48

horas de exposição, sob temperatura controlada e foto-período de 16:8h (luz:escuridão), contabilizou-se o número de organismos nas seções controle e teste. Quando 80% dos organismos são encontrados na seção controle, considera-se que o solo-teste possui “função de habitat limitada” (ISO, 2008). A fim de garantir a qualidade dos resultados, réplicas adicionais com solo puro em ambas as seções (*dual control test*) foram adicionadas ao experimento, em que a distribuição equânime dos organismos é esperada para validação do teste. As doses de sal marinho aplicadas aos solos foram baseadas nos resultados de mortalidade obtidos com o bioensaio agudo. Neste sentido, optou-se por trabalhar com um gradiente de doses não letais aos organismos.

2.4 Dados Secundários de Condutividade Elétrica e de Toxicidade Aguda

Vezzone *et al.* (2018) estudaram a toxicidade aguda de uma amostra de sedimento dragado da Lagoa Rodrigo de Freitas, coletada em Julho de 2015 (inverno), para *Eisenia andrei*. Estes autores aplicaram o bioensaio agudo em misturas de diferentes proporções de sedimento com Latossolo e Chernossolo, ambos coletados no horizonte B. Na Baía de Guanabara, Monte *et al.* (2018) também aplicaram bioensaios agudos com *E. andrei* para estudar a variação sazonal da toxicidade de sedimentos dragados do Porto do Rio de Janeiro, Porto de Niterói, foz do Rio Iguaçu, foz do Rio Meriti e da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapimirim. Os sedimentos estudados por Monte *et al.* (2018) foram coletados em Fevereiro de 2014 (verão) e agosto de 2015 (inverno), e os bioensaios foram realizados em misturas de sedimento com a mesma amostra de Latossolo utilizada por Vezzone *et al.*, (2018). Contudo, Monte *et al.* (2018) não estudaram a toxicidade dos sedimentos em misturas com Chernossolo. Monte *et al.* (2018) e Vezzone *et al.* (2018), além de usarem a mesma amostra de Latossolo e o mesmo tipo de bioensaio agudo, também utilizaram organismos-teste oriundos da mesma cultura laboratorial, mantida no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) do Departamento de Geografia da UFRJ.

Dados secundários referentes à condutividade elétrica de sedimentos dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ) e da Baía de Guanabara (RJ) foram obtidos de Vezzone *et al.* (2018) e de Monte *et al.*

(2018), respectivamente. Doses letais de sedimento a 50% dos organismos (*Eisenia andrei*) (CL_{50}), expressas em % de sedimento adicionada ao solo (para simulação de disposição terrestre), foram também compiladas dos referidos autores. Os valores de condutividade elétrica compilados foram convertidos para salinidade. O procedimento laboratorial adotado por Vezzone *et al.* (2018) para determinação da condutividade elétrica é o mesmo empregado por Monte *et al.* (2018).

Tendo em vista a concentração de sal determinada no Latossolo e Chernossolo puros e salinidade obtida nos sedimentos puros, as concentrações de sal nas misturas correspondentes às CL_{50} (levando-se em conta seus respectivos intervalos de 95% de confiança, quando disponíveis) foram estimadas. Quando a concentração de sal na mistura equivalente à CL_{50} (considerando seus intervalos de 95% de confiança) coincide com a CL_{50} determinada experimentalmente com água do mar (considerando, novamente, o intervalo de 95% de confiança), assume-se que o sal teve papel preponderante na toxicidade.

2.5 Análise Estatística

Doses de sal marinho (em g/kg) capazes de causar a mortalidade de 10% (CL_{10}), 50% (CL_{50}) e 95% (CL_{95}) dos organismos expostos, bem como a dose capaz de provocar a fuga de 50% dos indivíduos (CE_{50}), foi realizada com o emprego da análise de PriProbit (Sakuma, 1998). Diferenças significativas entre mortalidade e variações de biomassa entre o controle do experimento (doses de 0%) e os tratamentos (solos contaminados com sal) foram verificadas através do teste de Kruskal-Wallis, com o emprego do Software Statística 7.0. A significância das diferenças entre as respostas de fuga foi avaliada com o auxílio do *one-tailed Fisher Exact Test*. Quando as respostas de fuga são maiores ou iguais a 80%, considera-se que o solo-teste possui “função de habitat limitada” (ISO, 2008).

3 Resultados e Discussão

3.1 Bioensaio Agudo com *Eisenia andrei*

O critério de validade do ensaio foi cumprido, tendo em vista a ausência de mortalidade significati-

Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas

Mariana Vezzoni; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento; Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

va nas réplicas com solos artificiais e solos naturais puros. Os valores de pH de ambos os tipos de solos testados variaram apenas 0,2 unidades após a aplicação de água do mar, sugerindo que este parâmetro teve provavelmente papel de menor relevância na toxicidade. Em Latossolo e Chernossolo, doses de sal iguais ou maiores do que 3 g/kg foram capazes de causar a redução significativa da sobrevivência (Figura 1), indicando que o sal marinho é tóxico aos oligoquetas edáficos. Esta observação está em concordância com outros autores que estudaram a toxicidade de NaCl, sais marinhos e de resíduos sólidos salinos para oligoquetas terrestres e outros organismos de fauna edáfica (Bianchi, 2013; Guzyte *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2015). Neste sentido, Owojori *et al.* (2009), ao estudarem os efeitos da exposição a NaCl sobre a reprodução de *Eisenia fetida* em solos artificiais, verificaram que a dosagem de 2 g/kg era capaz de inibir em 50% a produção de casulos pelos oligoquetas. Guzyte *et al.* (2011), em experimentos crônicos com solos artificiais, apontam a ausência de casulos de *Eisenia fetida* para dosagens de NaCl maiores ou iguais a 4 g/kg, e que a dose capaz de inibir a reprodução dos animais em 50% (EC_{50} de reprodução) foi de 2,512 g/kg. Contudo, Owojori *et al.* (2008) sugerem o valor de EC_{50} de reprodução de NaCl em solos artificiais para *Eisenia fetida* de 5,436 g/kg, após 28 dias de exposição crônica.

No presente trabalho, a dose estimada de sal capaz de causar a morte de 50% dos organismos (CL_{50}) foi de 3,51 g/kg (intervalo de 95% de confiança = 3,26-3,76 g/kg) em Latossolo e de 4,03 g/kg (os dados não permitem a estimativa do intervalo de 95% de confiança) em Chernossolo (Tabela 2), indicando que os níveis de toxicidade do sal foram maiores em Latossolo e que são maiores do que os indicados previamente por outros autores (acima). Este resultado está possivelmente associado à abundância de argilominerais expansivos em Chernossolo, capazes de sequestrar sais e outras substâncias xenobióticas, diminuindo a biodisponibilidade e a concentração de sais na água intersticial do solo. Vale destacar que a concentração de contaminantes na água intersticial é de suma importância para os oligoquetas, uma vez que a absorção de contaminantes através da epiderme é a principal via de exposição, enquanto a ingestão de solo contaminado pode ser considerada de importância secundária. Neste sentido, Vijver *et al.* (2003), ao estabelecerem um método baseado na colagem da cavidade oral de *Eisenia andrei* para distinguir a exposição dérmica da oral, verificaram que a primeira era de fato a principal via de bioconcentração de metais tóxicos pelas minhocas.

Os valores de CL_{50} de sal marinho obtidos em Latossolo (3,42 g/kg) e em Chernossolo (4,03 g/kg) são menores do que aqueles encontrados por Guzyte

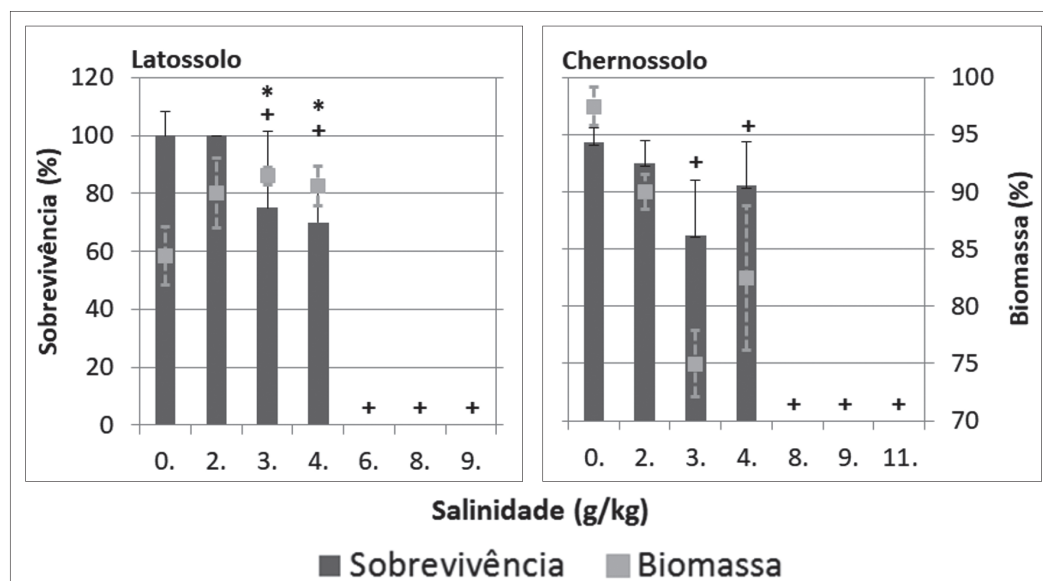


Figura 1 Sobrevivência e variações da biomassa corporal de *Eisenia andrei* em bioensaio agudo com Latossolo e Chernossolo tratados com diferentes concentrações de sal marinho. + Sobrevivência significativamente do controle ($p < 0,05$). *Biomassa significativamente diferente do controle ($p < 0,05$).

Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas

Mariana Vezzoni; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento; Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

Tipo de Solo	Bioensaio Agudo (14 dias de exposição)			Teste de Fuga (48 horas de Exposição)
	CL ₁₀ (g/kg)	CL ₅₀ (g/kg)	CL ₉₅ (g/kg)	CE ₅₀ (g/kg)
Latossolo	2,17 (1,71-2,42)	3,51 (3,26-3,76)	4,93 (4,94-6,55)	2,77
Chernossolo	2,38	4,03	7,93	2,99

Tabela 2 Doses tóxicas de sal marinho (em g/kg) capazes de causar a morte (CL₁₀, CL₅₀ e CL₉₅) ou fuga (EC₅₀) dos organismos expostos (*Eisenia andrei*) em bioensaios agudos e de fuga (*avoidance test*) utilizando Latossolo e Chernossolo contaminados com água do mar. Os intervalos de 95% de confiança, quando estimados, estão apresentados em parênteses. Nota: Para o chernossolo e o teste de fuga, os dados não permitiram a estimativa dos intervalos de 95% de confiança.

et al. (2011), que apontam uma CL₅₀ de 6 g/kg de NaCl em experimentos com *Eisenia andrei* realizados em solo artificial. O sal marinho é de composição mais complexa, que contém também NaCl, e talvez esta possa ser a razão da diferença nas CL₅₀ obtidas. Outra hipótese é de que o solo artificial não reflete as especificidades físicas, químicas e mineralógicas dos solos tropicais, e tais propriedades possuem papel importante na toxicidade (Cesar *et al.*, 2012; Sivakumar, 2015; Cipullo *et al.*, 2018). Neste sentido, fica demonstrada a importância da realização de estudo como este, em que a toxicidade é aferida em solos naturais.

Em Chernossolo, perdas significativas de biomassa corporal foram encontradas para dosagens de sal capazes de causar efeito letal significativo, indicando que os organismos sobreviventes estavam sob condição de estresse (Figura 1). Por outro lado, em Latossolo foi encontrado um aumento significativo da biomassa para as dosagens de 3 e 4 g/kg. Bianchi (2013), ao estudar a toxicidade crônica de um resíduo salino de mineração de bauxita (lama vermelha) utilizando bioensaios com *Eisenia andrei*, também indica a ocorrência de incremento significativo da biomassa corporal dos organismos. Este aumento da biomassa corporal pode ser resultado de edema por acumulação excessiva de água tendo em vista a ingestão de altos teores de sais, como uma alternativa para manter o equilíbrio osmótico (Ramsay, 1949). Em concordância com estes dados, Owojori *et al.* (2009), ao aplicarem bioensaios crônicos com *Eise-*

nia fetida para estudar a toxicidade NaCl em solos artificiais, indicaram que somente os solos tratados com NaCl foram capazes de incrementar a biomassa corporal dos organismos-teste após exposição crônica. Por outro lado, Guzyte *et al.* (2011) reportam o decréscimo da biomassa corporal de *Eisenia fetida* com aumento da dose de NaCl em solos artificiais, após 7, 14 e 28 dias de exposição.

3.2 Bioensaio de Fuga com *Eisenia andrei*

O ensaio pode ser considerado válido tendo em vista que a distribuição dos organismos nas réplicas com solo puro em ambas as seções (*dual control test*) tendeu, em média, a ser equânime. Em ambos os solos, todas as dosagens de sal aplicadas foram capazes de provocar respostas significativas de fuga, sendo que a maior concentração aplicada (6 g/kg) acusou mais de 80% de resposta de fuga (Figura 2) e, portanto, sugere que o solo-teste nesta dosagem de sal possui “função de habitat limitada”. A perda da função de habitat do solo implica em efeitos nocivos não somente ao nível da espécie, mas sobretudo ao nível do ecossistema do solo. Neste sentido, o equilíbrio da cadeia trófica edáfica e serviços ecossistêmicos prestados pelos organismos, como ciclagem de nutrientes, função na cadeia trófica, redução do potencial de erodibilidade do solo e otimização das atividades agrícolas, podem ser comprometidos (Brown & Domínguez, 2010; Karaca, 2010).

De modo semelhante ao bioensaio agudo, o valor de EC₅₀ estimado foi menor em Latossolo (2,77 g/kg) do que em Chernossolo (2,99 g/kg) (Tabela 3), embora a diferença entre as CL₅₀ obtidas no bioensaio agudo tenham sido maiores. É importante destacar que, embora a dosagem de 2 g/kg não tenha causado morte significativa aos organismos-teste, estas doses foram capazes de induzir significativas respostas de fuga. Desta forma, este indicador foi mais sensível que a morte ou a perda de biomassa. Além disso, o teste de fuga é teste mais rápido e menos complexo se comparado ao bioensaio agudo ou crônico, e pode ser utilizado como ferramenta potencial de *screening* e avaliação preliminar da toxicidade.

Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em *Minhocas*

Mariana Vezzone; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento; Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

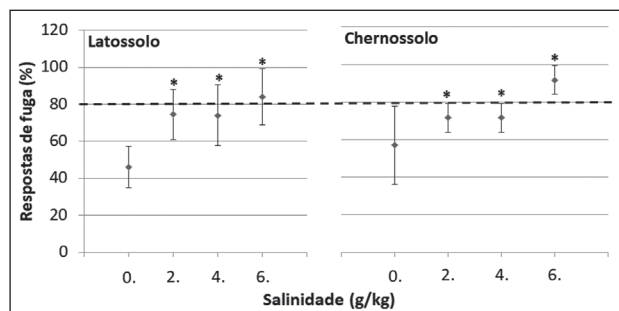


Figura 2 Respostas de fuga de *Eisenia andrei* em função da concentração de sal marinho em Latossolo e Chernossolo. *Resposta de fuga significativamente diferente do controle ($p < 0,05$). A linha tracejada corresponde ao limite para a “função de habitat limitada” do solo (ISO, 2008).

3.3 Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Estuarinos Dragados

Os valores de condutividade elétrica compilados de Monte *et al.* (2018) e Vezzone *et al.* (2018) para sedimentos dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e de distintas localidades da Baía de Guanabara (Tabela 3) foram convertidos para salinidade, e os resultados estão demonstrados na Tabela 4. Além disso, dados de CL_{50} (expressas em % de sedimento adicionada ao solo) foram extraídos dos referidos autores. Os dados de CL_{10} e CL_{95} foram calculados com base nos dados disponíveis em Monte *et al.* (2018) e Vezzone *et al.* (2018). Tendo em vista os teores de salinidade determinados para o Latossolo puro (0,064 g/kg), para o Chernossolo (0,106 g/kg) e nos sedimentos puros (Tabela 3), foi possível estimar a concentração de sal nas misturas de solo:sedimento equivalentes aos valores de CL_{50} e seus respectivos intervalos de 95% de confiança (Figura 3).

A Tabela 3 apresenta o valor absoluto das diferenças entre as CL_{10} e CL_{95} referentes à dosagem (em %) de sedimentos dragados em Latossolo e Chernossolo. Com exceção do sedimento coletado no Porto do Rio (verão), foz do Rio Iguaçu (verão) e Lagoa Rodrigo de Freitas (em Latossolo), as diferenças obtidas foram pequenas (ao redor de 2%) e, portanto, sugerem que os limiares de dose para baixa (CL_{10}) e alta (CL_{95}) mortalidade são muito próximos entre si. Esta constatação alerta para o fato de que, em cenário de disposição terrestre, a dosagem destes sedimentos no solo deve ser cuidadosa e sistematicamente monitorada, tendo em vista que um intervalo

pequeno de dose (em relação à dosagem de elevada sobrevivência) é capaz de comprometer quase a totalidade dos organismos.

Tendo em vista a concentração de sal determinada no Latossolo e Chernossolo puros e a salinidade obtida nos sedimentos puros, as concentrações de sal nas misturas correspondentes às CL_{50} (levando-se em conta seus respectivos intervalos de 95% de confiança, quando disponíveis) foram estimadas e, no caso do Latossolo, estão graficamente representadas na Figura 3. Quando a concentração de sal na mistura equivalente à CL_{50} (considerando seus intervalos de 95% de confiança) coincide com a CL_{50} determinada experimentalmente com água do mar (considerando, novamente, o intervalo de 95% de confiança), assume-se que o sal teve papel preponderante na toxicidade. Com base nesta premissa, no caso da CL_{50} do sedimento da Lagoa Rodrigo de Freitas em Chernossolo, o teor de sal estimado na mistura solo:sedimento equivalente à CL_{50} (3,98 g/kg; intervalo de 95% confiança = 3,84 - 4,02%) é próximo à CL_{50} de sal determinada experimentalmente com água do mar em Chernossolo (4,03 g/kg, Tabela 2), apontando que o sal desempenhou papel importante na toxicidade. De modo análogo, a toxicidade aguda observada para os sedimentos do Porto do Rio (inverno), Porto de Niterói (verão), foz do Rio Meriti (inverno) e APA de Guapimirim (inverno) em Latossolo parece estar fortemente associada à presença de sais. Para os demais sedimentos, é provável que outros fatores, além da salinidade, desempenhem papel importante na toxicidade, o que inclui a avaliação da influência das propriedades do sedimento (textura, pH, matéria orgânica, mineralogia das argilas, entre outros) nos processos adsorção, dessorção e complexação de íons potencialmente tóxicos. Além disso, outros agentes estressores (como metais, substâncias orgânicas e patógenos), conjuntamente com a salinidade, podem estar exercendo papel de suma relevância na toxicidade observada nos testes.

A avaliação da toxicidade decorrente da exposição simultânea a contaminantes ou fatores tóxicos (isto é, efeitos aditivos, antagônicos e sinérgicos sobre os organismos) é um grande desafio para a ecotoxicologia. Em ecossistemas de solos tropicais, o desafio é ainda maior, tendo em vista a escassez de dados disponíveis acerca da toxicidade de misturas de contaminantes. Por exemplo, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPA) podem ser metaboli-

Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas

Mariana Vezzone; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento; Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

Parâmetro	PR		PN		ME		IG		APA		LRF			
	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	LT	CH		
CL ₁₀ (%)	15,5	6,41	16,01	11,4	11,63	5,86	8,02	11,76	2,27	3,87	4,14	9,43		
CL ₅₀ (%)	Limite inferior do intervalo de 95% de confiança		DI	5,57	17,16	12,04	12,23	6,33	DI	DI	3,53	4,35	DI	10,64
	Valor da CL50		19,34	7,3	17,52	12,34	12,55	6,64	11,58	12,67	3,99	4,60	7,62	11,02
	Limite superior do intervalo de 95% de confiança		DI	8,32	17,89	12,66	12,89	6,95	DI	DI	4,49	4,91	DI	11,14
CL ₉₅ (%)	25,69	8,62	19,07	13,67	13,85	7,78	18,51	13,95	8,26	5,75	17,71	12,29		
Diferença entre CL ₁₀ (%) - CL ₉₅ (%)	10,19	2,21	3,06	2,27	2,22	1,92	10,49	2,19	5,99	1,88	13,57	2,86		
Salinidade do sedimento puro (g/kg)	24,36	58,62	21,52	60,93	32,43	57,11	43,37	33,23	69,24	70,77	35,22			

Tabela 3 Doses letais de sedimento dragados (CL₁₀; CL₅₀; CL₉₅, expressas em % de sedimento adicionada ao solo) e seus respectivos teores estimados de salinidade (g/kg) em misturas de solo com sedimentos da Lagoa Rodrigo de Freitas (LRF) e de cinco (5) localidades da Baía de Guanabara: Porto do Rio de Janeiro (PR), Porto de Niterói (PN), foz do Rio Meriti (ME) e foz do Rio Iguaçu (IG) e Área de Proteção Ambiental de Guapimirim (APA). Fonte: Adaptado de Vezzone *et al.* (2018) e Monte *et al.* (2018). Notas: V = amostra coletada no verão. I = amostra coletada no inverno. LT = Latossolo. CH = Chernossolo. Os valores de CL₅₀ para a Baía de Guanabara foram determinados somente em Latossolo. DI = dado indisponível (os dados não permitem a estimativa do intervalo de 95% de confiança).

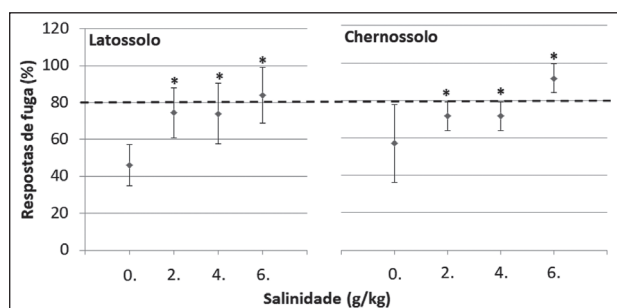


Figura 3 Salinidade (g/kg) nas misturas Latossolo:sedimento equivalentes à concentração letal de sedimento a 50% dos organismos (CL₅₀) (losangos), incluindo seus respectivos limites inferiores e superiores dos intervalos de 95% de confiança (barras de erros). As linhas tracejadas representam os limites inferior e superior do intervalo de 95% confiança da CL₅₀ de sal marinho determinada experimentalmente com água do mar em Latossolo.

zados por isópodos e colêmbolos (mas não por minhocas), e sua ação combinada com outros contaminantes pode provocar efeitos sinérgicos de difícil compreensão e interpretação (Willit *et al.*, 2001; Wassenberg & Di Giulio, 2004). Owojori *et al.* (2009) apontam para a ocorrência de efeitos aditivos significativos decorrentes da exposição combinada de NaCl e íons de cobre sobre a reprodução de *Eisenia andrei*, em experimentos crônicos com solos artificiais. O presente trabalho apresenta uma tentativa de isolamento dos efeitos da salinidade na toxicidade observada em bioensaios com base comparação de doses tóxicas (CL₅₀), porém a atuação combinada da salinidade com outros agentes tóxicos sobre os orga-

nismos de solo, em cenários de disposição de resíduos salinos em solos tropicais, é ainda muito pouco conhecida. Cipullo *et al.* (2018) atentam para o papel importante da salinidade do solo na toxicidade de outras substâncias tóxicas diversas, em contextos de exposição de misturas complexas de contaminantes.

Tendo em vista as considerações supracitadas, algumas constatações importantes devem ser ressaltadas:

- (i) A CL₅₀ do sedimento de verão da foz do Rio Meriti em Latossolo (12,55%, Tabela 2) é quase o dobro da CL₅₀ determinada no sedimento de inverno (6,64%, Tabela 2) e, em consonância a estes dados, a concentração de sal no sedimento inverno (57,11g/kg) quase dobra se comparada ao verão (32,43 g/kg) (Tabela 4).
- (ii) Na APA de Guapimirim, a CL₅₀ de sedimento em mistura com Latossolo no verão (3,99%, Tabela 2) não difere muito daquela encontrada no inverno (4,60%, Tabela 2) e, em corroboração a estes dados, a concentração de sais no sedimento de verão (69,24 g/kg) e no inverno (70,77 g/kg) não diferem muito (Tabela 4).
- (iii) Os sedimentos que apresentam os mais baixos valores de CL₅₀ em Latossolo foram os sedimentos de inverno (CL₅₀ = 4,60%, Tabela 2) e de verão (CL₅₀ = 3,99%, Tabela 2) coletados na APA de Guapimirim. Portanto, estes

Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas

Mariana Vezzone; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento; Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

sedimentos podem ser considerados os mais tóxicos dentre os materiais estudados neste trabalho, embora a APA de Guapimirim seja supostamente a área mais bem preservada da Baía de Guanabara e apresente as concentrações mais baixas de metais pesados dentre os materiais sedimentos estudados (Monte *et al.*, 2018; Vezzone *et al.*, 2018). Por outro lado, comparativamente às demais áreas de estudo, os sedimentos dragados da APA de Guapimirim apresentam os maiores teores de sais dentre os materiais estudados (Tabela 4), fato que parece explicar a toxicidade observada.

(IV) Se por um lado os valores de CL_{50} apontam que o sal tem papel preponderante na toxicidade do sedimento da Lagoa Rodrigo de Freitas em Chernossolo, por outro lado em Latossolo o valor de CL_{50} é menor e não coincide com o intervalo de 95% de confiança referente à CL_{50} de sal determinada em laboratório com água do mar. Contudo, não foi possível estimar o intervalo de 95% de confiança para a CL_{50} de sedimento dragado da Lagoa em Latossolo, fato que talvez possibilitasse uma avaliação mais precisa da influência do sal na toxicidade.

4 Conclusões

A exposição a sais marinhos em Latossolo e Chernossolo foi capaz de causar efeitos tóxicos significativos a *Eisenia andrei*, com resposta significativa de fuga a partir da concentração de sal de 2 g/kg. A toxicidade do sal marinho foi maior quando misturado ao Latossolo do que ao Chernossolo, indicando que a abundância de argilominerais expansivos em Chernossolo é capaz de atenuar a toxicidade observada nos bioensaios. O incremento da biomassa corporal dos organismos expostos a Latossolo tratado com água do mar está provavelmente relacionado à acumulação excessiva de água pelos organismos, como alternativa para manter o equilíbrio osmótico.

Altas concentrações de sais em sedimentos dragados da Lagoa Rodrigo de Freitas, do Porto de Niterói, foz do Rio Meriti, APA de Guapimirim, Baía de Guanabara, como a foz do Rio Iguaçu e o Porto do Rio de Janeiro, podem ser um fator importante na to-

xicidade analisada com bioensaios. No entanto, outros fatores, tais como as propriedades do sedimento e a ocorrência de agentes estressores (tais como metais, substâncias orgânica, patógenos fecais, medicamentos, entre outros) também podem desempenhar papel importante na toxicidade. Por fim, a salinidade é um parâmetro de fácil de monitoramento e o isolamento de seu efeito tóxico pode oferecer subsídios importantes não somente à atribuição de responsabilidades, gestão de custos ambientais e avaliação das alternativas de disposição final dos sedimentos dragados em áreas continentais, mas também pode auxiliar no entendimento da toxicidade de outros resíduos de elevada salinidade.

5 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao CNPq pela bolsa de doutorado concedida a Mariana Vezzone (Doutorado-CNPq 140695/2017-6).

6 Referências

- Alamino, R.C.J.; Polivanov, H.; Campos, T.M.P.C.; Silva, V.H.G.; Santos, L.V. & Mendes, J.C. 2007. Biodisponibilidade de cádmio em latossolo acrescido de lodo de esgoto (in Portuguese). *Anuário do Instituto de Geociências (UFRJ)*, 30(2): 45–54.
- Almeida, M.S.S.S.; Borma, L.S. & Barbosa, M.C. 2001. Land disposal of river and lagoon dredged sediments. *Engineering Geology*, 60(1–4): 21–30.
- Araújo, D.F.; Boaventura, G.R.; Machado, W.; Viers, J.; Weiss, D.; Patchneelam, S.R.; Ruiz, I.; Rodrigues, A.P.; Babinski, M. & Dantas, E. 2017. Tracing of anthropogenic zinc sources in coastal environments using stable isotope composition. *Chemical Geology*, 449: 226–235.
- Bianchi, M.D.O. 2013. *Ensaios ecotoxicológicos como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo (in Portuguese)*. Ph.D. Dissertation, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 104p.
- Brasil 2009. Resolução CONAMA nº 420/09, de 30 de dezembro de 2009. (in Portuguese). Available online at <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620> (verified on December 03, 2018),.
- Brown, G.G. & Domínguez, J. 2010. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas - o 3º encontro latino americano de ecologia e taxonomia de oligoquetas (in Portuguese). *Acta Zoológica Mexicana*, 26: 1–18.
- Cesar, R.; Silva, M.; Colonese, J.; Bidone, E.; Egler, S.; Castilhos, Z. & Polivanov, H. 2012. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. *Environmental Earth Sciences*, 66: 2281–2292.
- Cesar, R.; Natal-da-Luz, T.; Silva, F.; Bidone, E.; Castilhos, Z.; Polivanov, H. & Sousa, J.P. 2014. Ecotoxicological assessment of

**Influência da Salinidade na Toxicidade de Sedimentos Dragados da
Lagoa Rodrigo de Freitas e Baía de Guanabara (RJ): Efeitos Tóxicos em Minhocas**

Mariana Vezzzone; Ricardo Gonçalves Cesar; Helena Polivanov; Aline Freire Serrano; Matheus Teixeira Nascimento;
Danielle Martins da Siqueira; Ana Paula de Castro Rodrigues; Christiane Monte; Zuleica Carmen Castilhos & Tácio Mauro Pereira de Campos

- a dredged sediment using bioassays with three species of soil invertebrates. *Ecotoxicology*, 24(2): 414–423.
- Cesar, R.G.; Egler, S.G.; Alaminio, R.; Polivanov, H.; Silva, R.C.; Castilhos, Z.C. & Araújo, P.C. 2008. Avaliação do Potencial Tóxico de Latossolos e Chernossolos Acrescidos de Lodo de Esgoto Utilizando Bioensaios com Oligoquetas da Espécie *Eisenia andrei* (in Portuguese). *Anuário do Instituto de Geociências (UFRJ)*, 31: 53–60.
- Cipullo, S.; Prpich, G.; Campo, P. & Coulon, F. 2018. Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: Progress made and research needs. *Science of the Total Environment*, 615: 708–723.
- EMBRAPA 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solo (in Portuguese)* 2nd ed. CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W. DE O.; DE PAULA, J. L. & DUARTE, M. N. (eds.), Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 212p.
- Garcia, M. 2004. Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. In: VLEK, P. L. (ed.) *Ecology and Development Series*. Cuveillier Verlag, pp. 282.
- Guzyte, G.; Sujetoviene, G. & Zaltauskaite, J. 2011. Effects of salinity on earthworm (*Eisenia fetida*). *Environmental engineering*, (February 2015): 111–114.
- Hinton, J. & Veiga, M.M. 2002. Earthworms as bioindicators of mercury pollution from mining and other industrial activities. *Geochemical Exploration and Environmental Analysis*, 2(3): 269–274.
- IPCC 2018. *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*, MASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; PÖRTNER, H. O.; ROBERTS, D.; SKEA, J.; SHUKLA, P. R.; PIRANI, A.; MOUFOUMA-OKIA, W.; PÉAN, C.; PIDCOCK, R.; CONNORS, S.; MATTHEWS, J. B. R.; CHEN, Y.; ZHOU, X.; GOMIS, M. I.; LONNOY, E.; MAYCOCK, T.; TIGNOR, M. & WATERFIELD, T. (eds.), Geneva, World Meteorological Organization, 538p.
- ISO, I.O. for S. 1998. *Soil quality — Effects of pollutants on earthworms (Eisenia fetida) — Part 2: Determination of effects on reproduction*. ISO 11268–2, Geneva, ISO, 21p.
- ISO, I.O. for S. 2008. *Soil Quality - Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour – Part 1: Test with earthworms (Eisenia fetida and Eisenia andrei)*. ISO 17512-1., Geneva, ISO, 25p.
- Jackson, M.L. 1958. *Soil Chemical Analysis*, Englewood Cliffs, Verlag: Prentice-Hall, Inc., 498p.
- Karaca, A. 2010. *Biology of Earthworms*, Berlin, Springer Berlin Heidelberg, 316p.
- Loureiro, D.; Fernandez, M.; Herms, F.W.; Lacerda, L.D.; Dias, D.; Marcos, L.; Herms, F.W. & Lacerda, L.D. 2009. Heavy metal inputs evolution to an urban hypertrophic coastal lagoon, Rodrigo De Freitas Lagoon, Rio De Janeiro, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159(1): 577–588.
- Monte, C.; Cesar, R.; Rodrigues, A.P.A.P.; Siqueira, D.; Serrano, A.; Abreu, L.; Teixeira, M.; Vezzzone, M.; Polivanov, H.; Castilhos, Z.; de Campos, T.; Machado, G.G.M.G.M.; Souza, W.F.W.F. & Machado, W. 2018. Spatial variability and seasonal toxicity of dredged sediments from Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil): acute effects on earthworms. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34): 34496–34509.
- Natal-Da-Luz, T.; Tidona, S.; Jesus, B.; Morais, P. V. & Sousa, J.P. 2009. The use of sewage sludge as soil amendment: the need for an ecotoxicological evaluation. *Journal of Soils and Sediments*, 9: 246–260.
- Neuhauser, E.F.; Loehr, R.C.; Milligan, D.L. & Malecki, M.R. 1985. Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Biology and Fertility of Soils*, 1: 149–152.
- Owojori, O.J.; Reinecke, A.J. & Rozanov, A.B. 2008. Effects of salinity on partitioning, uptake and toxicity of zinc in the earthworm *Eisenia fetida*. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(9): 2385–2393.
- Owojori, O.J.; Reinecke, A.J. & Rozanov, A.B. 2009. The combined stress effects of salinity and copper on the earthworm *Eisenia fetida*. *Applied Soil Ecology*.
- Pereira, C.S.; Lopes, I.; Sousa, J.P. & Chelinho, S. 2015. Effects of NaCl and seawater induced salinity on survival and reproduction of three soil invertebrate species. *Chemosphere*, 135: 116–122.
- Pereira, E.; Baptista-neto, J.A.; Smith, B.J. & McAllister, J. 2007. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments – Rio de Janeiro / Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 79(4): 739–750.
- Ramsay, J.A. 1949. The osmotic relations of the earthworm. *Journal of Experimental Biology*, 26(1): 65–75.
- Sakuma, M. 1998. Probit analysis of preference data. *Applied Entomology and Zoology*, 33: 339–347.
- Segat, J.C.; Alves, P.R.L.; Barreta, D. & Cardoso, E.J.B.N. 2015. Ecotoxicological evaluation of swine manure disposal on tropical soils in Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122: 91–97.
- Silveira, A.E.F.; Nascimento, J.R.; Sabadini-Santos, E. & Bidone, E.D. 2017. Screening-level risk assessment applied to dredging of polluted sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 118: 368–375.
- Sivakumar, S. 2015. Effects of metals on earthworm life cycles: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(8): 530.
- Stefens, J.; Santos, J. Dos; dos Santos, J.H.Z.; Filho, J.G.M. & Peralba, M. do C.R. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon in the urban area of Rio de Janeiro, Brasil. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 42(4): 399–404.
- Stumpf, M.; Ternes, T.A.; Wilken, R.; Rodrigues, S.V. & Baumann, W. 1999. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of The Total Environment*, 225(1–2): 135–141.
- Vacha, R.; Cechmankova, J.; Skala, J.; Hoffman, J.; Cermak, P.; Sanka, M. & Vachova, T. 2011. Use of dredged sediments on agricultural soils from viewpoint of potentially toxic substances. *Plant, Soil and Environment*, 57(8): 388–395.
- Vezzzone, M.; Cesar, R.; Polivanov, H.; Serrano, A.; Siqueira, D.; Abreu, L.; Bianchi, M.; Correia, M.E.; Castilhos, Z. & de Campos, T. 2018. Ecotoxicological evaluation of dredged sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms and collembolans. *Environmental Earth Sciences*, 77(21): 743.
- Vijver, M.G.; Vink, J.P.M.; Miermans, C.J.H. & Van Gestel, C.A.M. 2003. Oral sealing using glue: A new method to distinguish between intestinal and dermal uptake of metals in earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 125–132.
- Wassenberg, D.M. & Di Giulio, R.T. 2004. Synergistic embryotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons aryl hydrocarbon receptor agonists with cytochrome P4501A inhibitors in *Fundulus heteroclitus*. *Environmental Health Perspectives*, 112: 1658–1664.
- Willit, K.L.; Wassenberg, D.; Lienesch, L.; Reichert, W. & Di Giulio, R.T. 2001. In vivo and in vitro inhibition of CYP1A-dependent activity in *Fundulus heteroclitus* by the polynuclear aromatic hydrocarbon fluoranthene. *Toxicology Applied to Pharmacology*, 177: 264–271.