

Matheus Teixeira do Nascimento

**DISPOSIÇÃO TERRESTRE DE SEDIMENTOS DRAGADOS DA FOZ
DO RIO MERITI (BAÍA DE GUANABARA, RJ): análise de metais e
risco ecotoxicológico**

**Trabalho Final de Curso
(Geologia)**

UFRJ
Rio de Janeiro
2019



UFRJ

Matheus Teixeira do Nascimento

**DISPOSIÇÃO TERRESTRE DE SEDIMENTOS DRAGADOS DA FOZ DO RIO
MERITI (BAÍA DE GUANABARA, RJ): análise de metais e risco ecotoxicológico**

Trabalho Final de Curso de Graduação em Geologia do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, apresentado como requisito necessário para obtenção do grau de Geólogo.

Orientador(es):

Dsc. Helena Polivanov

Dsc. Ricardo Gonçalves Cesar

Rio de Janeiro

Dezembro 2019

MATHEUS, Teixeira do Nascimento

Disposição terrestre de sedimentos dragados da foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ): análise de metais e risco ecotoxicológico / Matheus Teixeira do Nascimento
- - Rio de Janeiro: UFRJ / IGeo, 2019.

32 p. : il.; 30cm

Trabalho Final de Curso (Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, 2019.

Orientador(es): Helena Polivanov, Ricardo Gonçalves Cesar

1. Geologia. 2. Setor de Geologia de Engenharia e Ambiental – Trabalho de Conclusão de Curso. I. Helena, Polivanov; II. Ricardo, Cesar. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia. III. Título.

Matheus Teixeira do Nascimento

DISPOSIÇÃO TERRESTRE DE SEDIMENTOS DRAGADOS DA FOZ DO RIO
MERITI (BAÍA DE GUANABARA, RJ): análise de metais e risco ecotoxicológico

Trabalho Final de Curso de Graduação em
Geologia do Instituto de Geociências,
Universidade Federal do Rio de Janeiro –
UFRJ, apresentado como requisito
necessário para obtenção do grau de
Geólogo.

Orientadores:

Helena Polivanov
Ricardo Gonçalves Cesar

Aprovada em: 07.01.2020

Por:

Orientador: Helena Polivanov (UFRJ)

Mariana Vezzone Tosta Rabello (UFF)

Emilio Velloso Barroso (UFRJ)

UFRJ
Rio de Janeiro
2019

Dedico este trabalho à minha família, que sempre me ensinou a importância soberana da educação. Em especial, à minha avó, Lygia (*in memoriam*), fonte de tal ensinamento, e à minha mãe, Regina, maior incentivadora e a quem devo tudo que aprendi.

Agradecimentos

À minha mãe, Regina Célia, pelo constante e incondicional apoio e pelo esforço que fez durante toda a vida para me dar a melhor educação possível;

Ao meu irmão, Rafael Teixeira, por toda uma vida de parceria, cumplicidade, incentivo e reconhecimento, com quem tenho o prazer de dividir tantos momentos importantes;

Aos meus amigos Pedro Delforge, Giovanna Hamad, Luiza Tinoco, Leonardo Ribeiro, Anna Peres, Fernanda Senra, Mariana Meirelles, Julyanna Wermelinger e Amanda Mstf, em especial a estas duas últimas, por me darem todo tipo de apoio e por terem feito ser possível minha permanência no curso até o final, me proporcionando necessários momentos felizes, divertidos e leves, sejam na faculdade, nos trabalhos de campo ou em nossos encontros fora do contexto acadêmico;

Aos amigos e companheiros de trabalho do Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) da UFRJ, em especial a Aline Serrano e Rodrigo Lourenço, que foram bolsistas junto comigo durante grande parte da iniciação científica, sem os quais não seria possível a produção deste e de outros tantos trabalhos que fizemos;

À pesquisadora Mariana Vezzone, pela generosidade de compartilhar conosco tanto do seu conhecimento e por ter acompanhado e auxiliado grande parte dos trabalhos que fiz no laboratório;

À pesquisadora Christiane Monte, por liderar a pesquisa do LECOTOX na Baía de Guanabara, proporcionando a obtenção dos dados que geraram este trabalho;

À professora orientadora Helena Polivanov pela confiança depositada em meu trabalho e por todo o suporte dado ao desenvolvimento do mesmo;

Ao professor orientador Ricardo Cesar, por todo o incentivo, suporte e oportunidade dados a mim, pela confiança, e por fazer muito mais do que suas obrigações, ensinando conceitos e métodos, mas também, e acima de tudo, sendo um grande ser humano que nos mostra na prática o poder transformador da educação;

A Mónica Fernandes (*in memoriam*), doutoranda do Laboratório de Hidrogeologia (UFRJ), que nos deixou tão precocemente, por ter me ensinado sobre trabalhos acadêmicos e produção científica ainda no início da graduação e pelas boas conversas que tivemos;

Ao CETEM, ao Departamento de Geoquímica da UFF e à PUC-Rio, pelas parcerias que proporcionaram as análises apresentadas neste trabalho e pelo suporte na infraestrutura;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de Iniciação Científica durante todo o período de mais de três anos em que estive no LECOTOX;

“Ninguém nasce feito, ninguém nasce marcado para ser isso ou aquilo. Pelo contrário, nos tornamos isso ou aquilo. Somos programados, mas para aprender.”
(Paulo Freire)

Resumo

TEIXEIRA DO NASCIMENTO, Matheus. Disposição terrestre de sedimentos dragados da foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ): análise de metais e risco ecotoxicológico. Ano. 2019. Trabalho Final de Curso (Geologia) – Departamento de Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

A contaminação por metais e esgoto doméstico tem assolado sistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro, incluindo a Baía de Guanabara. A dragagem destes ecossistemas é medida comum que visa à minimização de impactos oriundos da contaminação, eutrofização e assoreamento desses ambientes. O presente trabalho trata da avaliação ecotoxicológica associada à disposição terrestre de sedimentos dragados da foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara). Para tanto, os sedimentos foram coletados no inverno (Julho/2014) e no verão (Fevereiro/2015) e misturados com Latossolo (horizonte B) nas seguintes proporções: 0, 6, 12, 18, 24 e 30%, onde 0% = Latossolo puro. As referidas misturas de solo:sedimento foram submetidas a bioensaios agudos com minhocas (*Eisenia andrei*). A caracterização dos sedimentos contemplou análises de pH, granulometria, condutividade elétrica e matéria orgânica (COT). As concentrações de metais (As, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd e Hg) no sedimento foram determinadas por ICP-OES e avaliadas à luz da legislação brasileira (CONAMA 420/2009), bem como do cálculo do Índice de Geoacumulação (IGEO) e do Fator de Enriquecimento (FE). O sedimento de verão foi mais grosseiro e apresentou menor condutividade elétrica que o de inverno. Não houve grande sazonalidade entre a matéria orgânica medida no inverno (COT = 3,7%) e no verão (COT = 3,9%), e entre o pH no inverno (7,02) e no verão (6,87). Todos os metais analisados excederam os valores estipulados pelo CONAMA 420 em pelo menos uma das estações do ano, com exceção do As. As classes de IGEO apontam alto grau de poluição para o Cu, seguido do Pb, Zn e Hg, enquanto os FE's apontam contribuição antrópica bastante significativa, com destaque para o Cu e o Hg. A avaliação ecotoxicológica revelou que o sedimento de inverno foi mais tóxico que o de verão. Isto é um provável reflexo do aumento da precipitação de metais, sais e outros agentes tóxicos para os sedimentos de fundo durante o inverno, o que está de acordo com as concentrações absolutas de metais, valores de FE e classes de IGEO determinados neste trabalho.

Palavras-chave: Dragagem; Bioensaios; Metais.

Abstract

TEIXEIRA DO NASCIMENTO, MATHEUS. **Land disposal of dredged sediments from Meriti River mouth: metal analysis and ecotoxicological risk.** Ano. 2019. Trabalho Final de Curso (Geologia) – Departamento de Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Metal contamination and the discharge of domestic wastes have been impacting coastal systems from Rio de Janeiro state, including Guanabara Bay. The dredging of such ecosystems is a common action to minimize the impacts related to the contamination, eutrophication and silting. This work consists of the ecotoxicological evaluation associated with land disposal of dredged sediments from Meriti River mouth. To achieve to this purpose, the sediments were collected in the winter (July 2014) and the summer (February 2015) and mixed with a Ferralsol according to the following doses: 0, 6, 12, 18, 24 and 30%, where 0% = pure Ferralsol. Such soil:sediments mixtures were submitted to acute bioassays with earthworms (*Eisenia andrei*). Sediments characterization included the analyses of pH, texture, electric conductivity and organic matter (TOC). Metal concentrations (As, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd and Hg) in the sediments were determined by ICP-OES and evaluated according to the limits defined by Brazilian law, as well as the calculation of geoaccumulation index (IGEO) and metal-enrichment factors (EF). Summer sediment was coarser and exhibited lower electric conductivity if compared to the winter one. There was no seasonality regarding organic matter in the winter (TOC = 3.7%) and the summer (TOC = 3.9%), and pH in the winter (7.02) and the summer (6.87). Metals measured in the sediments exceeded the threshold values established by CONAMA 420 at least for one of the seasons, except for As. IGEO classes revealed high pollution level for Cu, followed by Pb, Zn and Hg, whereas EF values showed significant anthropic contribution, mainly for Cu and Hg. The ecotoxicological evaluation indicated that winter sediment was more toxic than the summer one. This is a probable consequence of increasing precipitation of metals, salts and other xenobiotics to bottom sediments during the winter, which is in accordance with absolute metal concentrations, IGEO classes and EF values determined in this work.

Key-Words: Dredging; Bioassays; Metals

Lista de Figuras

- Figura 1** - Modelo hipotético-conceitual dos aspectos ambientais e toxicológicos envolvidos na avaliação do risco ambiental associado à disposição continental de dragagens. Fonte: Cesar et al (2014).....3
- Figura 2** - Modelo esquemático de avaliação de risco ecotoxicológico adotado para a realização do presente trabalho.....8
- Figura 3** - Localização geográfica da foz do Rio Meriti (ME), onde foram coletados os sedimentos de dragagem.....9
- Figura 4** - Draga do tipo Van Veen utilizada na coleta dos sedimentos.10
- Figura 5** - Perfil do Latossolo em que a amostragem foi realizada.11
- Figura 6** - Determinação do pH dos sedimentos dragados.13
- Figura 7** - LUMEX, absorção atômica acoplada a pirólise utilizada na análise de Hg.....14
- Figura 8** - Cultura de minhocas da espécie *Eisenia andrei* no LECOTOX (A); e aspecto de indivíduo adulto de *E. andrei*.....17
- Figura 9** – Lavagem das minhocas com água destilada (A); pesagem de indivíduos para avaliação da biomassa (B); introdução dos organismos no teste (C); e visão geral do ensaio (D).....18
- Figura 10** – Fatores de enriquecimento de metais obtidos nos sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ). A linha tracejada representa o limite acima do qual as contribuições antrópicas são significativas ($FE \geq 2$).....25
- Figura 11** – Sobrevivência e variação da biomassa de minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição a misturas de diferentes proporções de Latossolo com sedimentos dragados da Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ) coletados no verão e inverno. + = sobrevivência significativamente diferente do controle (0%). * = biomassa significativamente diferente do controle (0%).....27

Lista de Tabelas

- Tabela 1** - Propriedades físicas e químicas e mineralógicas da amostra de Latossolo.....12
- Tabela 2** – Classes de Índice de Geoacumulação de Metais (IGEO) em sedimento.....15
- Tabela 3** – Determinação do pH, carbono orgânico total (COT), condutividade elétrica e da granulometria dos sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz de Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ).....20
- Tabela 4** – Determinação dos teores totais de metais nos sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ), incluindo a comparação com os valores orientadores descritos por CONAMA 420 (2009).....22
- Tabela 5** – Comparação das concentrações de metais (mg/kg) obtidas na foz do Rio Meriti com outras localidades da Baía de Guanabara (RJ). PR = Porto do Rio de Janeiro; PN = Porto de Niterói; IG = foz do Rio Iguaçu; APA = Área de Proteção Ambiental do Guapimirim; ME = foz do Rio Meriti.....23
- Tabela 6** – Classes do Índice de Geoacumulação (IGEO) obtidas para os sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ).....24

Sumário

Agradecimentos	vi
Resumo	viii
<i>Abstract</i>	ix
Lista de figuras	x
Lista de tabelas	xi
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Empreendimento de dragagem e seus aspectos ambientais	1
1.2 Metais pesados e seus impactos no meio ambiente	3
1.3 Ecotoxicologia como ferramenta de monitoramento	5
2 OBJETIVO	6
2.1 Objetivo geral	6
2.2 Objetivos específicos	6
3 MATERIAIS E MÉTODOS	7
3.1 Coleta e pré-tratamento das amostras	9
3.1.1 Sedimentos	9
3.1.2 Solo	10
3.2 Caracterização física e química dos sedimentos	12
3.3 Determinação total de metais	13
3.3.1 Avaliação da intensidade da contaminação por metais	14
3.4 Bioensaio com minhocas (<i>Eisenia andrei</i>)	16
3.4.1 Cultivo dos organismos	16
3.4.2 Teste de toxicidade aguda	17
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
4.1 Caracterização física e química	19
4.2 Determinação do teor total de metais	21
4.3 Bioensaio agudo com minhocas (<i>Eisenia andrei</i>)	26
5 CONCLUSÃO	28
Referências bibliográficas	29

1 INTRODUÇÃO

1.1 Empreendimento de dragagem e seus aspectos ambientais

Os sistemas costeiros brasileiros têm sido fortemente assolados pelo despejo inadequado de rejeitos industriais e domésticos, com a presença de metais pesados, patógenos fecais, hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, microplásticos, entre outros agentes tóxicos (Silva et al. 2007, Baptista-Neto et al. 2013, Olivatto et al. 2019). A dragagem destes ambientes tem se tornado medida comum no estado do Rio de Janeiro, para a recuperação de ecossistemas estuarinos e fluviais degradados, visando minimizar os impactos provenientes da contaminação, eutrofização e assoreamento. A dragagem consiste na retirada mecânica do material de fundo depositado em ecossistemas aquáticos. O material dragado geralmente inclui misturas de sedimentos com resíduos antrópicos, os quais podem comprometer a saúde humana e ambiental. Neste sentido, é imperativa a necessidade da dragagem de diversos setores da Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba, Lagoa Rodrigo de Freitas, sistema lagunar da Barra de Tijuca e Jacarepaguá, sistema lagunar da Região dos Lagos, canais fluviais da Baixada Fluminense, dentre outros (Monte et al. 2018, Vezzone et al. 2018).

Para atender às demandas de eventos esportivos internacionais (Copa do Mundo de 2014 e Olimpíadas de 2016), alguns empreendimentos de dragagem foram executados na cidade do Rio de Janeiro, como, por exemplo, a dragagem do Canal do Cunha, na Baía de Guanabara (R\$ 280 milhões), do Porto do Rio de Janeiro (R\$ 400 milhões) e da Lagoa Rodrigo de Freitas (R\$ 200 milhões). O transporte e destino final dos sedimentos dragados correspondem a cerca de 50-60% do custo total da obra, que geralmente envolve milhões de metros cúbicos de material (Cesar et al. 2015).

Na legislação brasileira, a Resolução 454 do CONAMA (2012) estabelece as diretrizes para o gerenciamento de material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional e determina que, para disposição do material em solo, sejam usados os limites de concentração de

substâncias poluentes estabelecidos na Resolução 420 do CONAMA (2009), que dispõe sobre qualidade de solo. Esta resolução está fundamentada em valores orientadores idealizados para solos e ecossistemas de clima temperado e, portanto, não reflete as especificidades da pedologia regional tropical e biomas brasileiros. Contudo, é este tipo de valor orientador que subsidia a tomada de decisões em programas de manejo ambiental e de preservação da biodiversidade que envolvem empreendimentos de dragagem, os quais, por sua vez, incluem gastos milionários e a gestão de grandes volumes de materiais extremamente perigosos.

A Figura 1 apresenta os aspectos ambientais relacionados à atividade de dragagem. Primeiramente, a dragagem pode induzir a remobilização de sedimentos de fundo, aumentando a biodisponibilidade potencial de contaminantes para a coluna d'água, bem como a geração de gases tóxicos para a atmosfera, sobretudo em áreas contaminadas por esgoto doméstico (Monte et al. 2015). Em um segundo momento, a disposição do material dragado sobre o continente pode causar efeitos nocivos à flora e fauna terrestres, bem como a populações humanas expostas a estes materiais. A precipitação de água da chuva e sua percolação ao longo do perfil de solo pode, ainda, mobilizar contaminantes para o lençol freático, colocando novamente em risco a saúde humana, principalmente da população que consome água subterrânea. Por fim, processos de lixiviação e de erosão laminar do solo podem exportar contaminantes para ecossistemas aquáticos vizinhos, com reflexos à saúde da biota aquática e às populações humanas cujas dietas alimentares se baseiam em organismos potencialmente contaminados, como peixes e crustáceos (Castilhos et al. 2015).

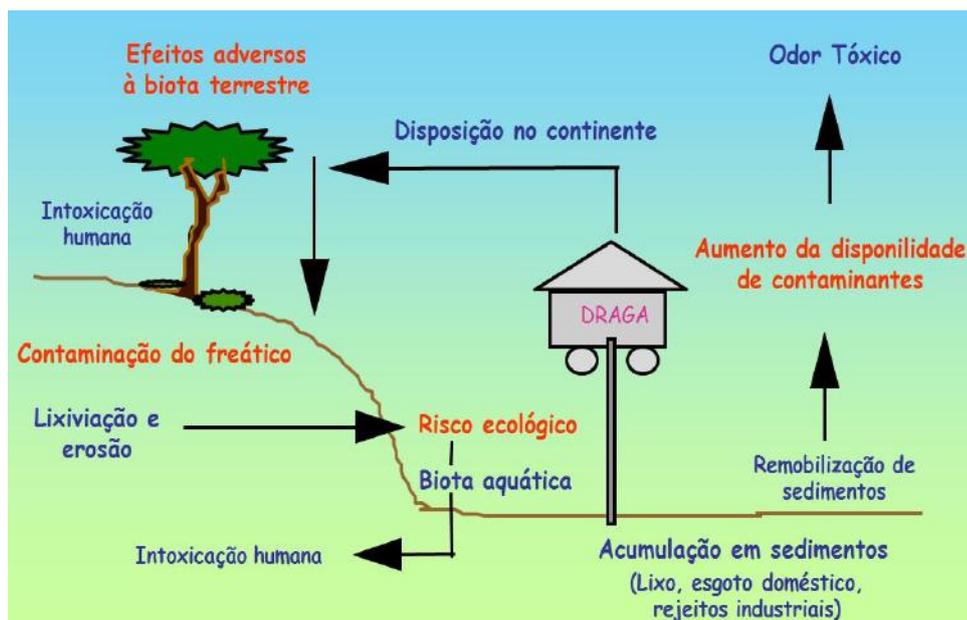


Figura 1 - Modelo hipotético-conceitual dos aspectos ambientais e toxicológicos envolvidos na avaliação do risco ambiental associado à disposição continental de dragagens. Fonte: Cesar et al (2014).

1.2 Metais pesados e seus impactos no meio ambiente

Metais pesados são elementos reconhecidamente tóxicos ao ecossistema e que possuem fontes geogênicas e antrópicas. As principais fontes geogênicas de contaminação por metais estão atreladas a erupções vulcânicas e a áreas que sofreram intenso processo de metamorfismo no passado geológico (fenômenos de hidrotermalismo), cujas rochas apresentam assembleias minerais sulfetadas, tais como galena, calcopirita, esfarelita, arsenopirita, cinábrio, pirita, cromita, dentre outros. O intemperismo destes minerais pode liberar formas ionizadas e potencialmente biodisponíveis de metais para o ambiente (Matschullat, 2000; Silva et al. 2005), e seus impactos à saúde humana e ambiental têm sido estudados por grupos de pesquisa da área de geologia médica. As fontes antropogênicas de poluição estão associadas ao descarte, sem pré-tratamento adequado, de rejeitos de indústrias químicas, petroquímicas, metalúrgicas, de mineração, esgoto doméstico e à aplicação de agroquímicos (Pereira et al. 2007, Fonseca et al. 2011).

O comportamento biogeoquímico de metais em ambientes terrestres e aquáticos depende das características do substrato pedológico e sedimentar. Neste contexto, variações de pH, Eh, condutividade elétrica, teor e tipo de matéria orgânica, mineralogia das argilas, textura, entre outras propriedades, desempenham papel crucial na mobilidade geoquímica, biodisponibilidade e toxicidade de metais para as biotas edáfica e aquática (Förstner & Wittmann, 1981; Cesar, 2014). O entendimento destes mecanismos é de suma importância à identificação de zonas críticas de contaminação e à delimitação de áreas potencialmente vulneráveis, do ponto de vista toxicológico, em cenários de desastres envolvendo resíduos metálicos. Por exemplo, substratos com pH mais baixo deixam os metais mais disponíveis, enquanto, se tiverem alto teor de matéria orgânica e/ou textura mais fina, ocorre uma maior adsorção dessas substâncias, deixando-as menos disponíveis. Este tipo de informação é extremamente relevante à tomada de decisões no que se refere a medidas de remediação e seus custos ambientais, o que inclui empreendimentos de dragagem.

Uma das questões envolvidas na disposição terrestre de sedimentos dragados é a presença de metais potencialmente tóxicos nestes materiais. A incorporação de metais por vegetais em áreas afetadas por sedimentos de dragagem, além de pôr em risco a saúde da flora terrestre, pode comprometer o consumo humano desses organismos. Em adição, a disponibilização de metais tóxicos para a pedofauna pode comprometer a prestação de importantes serviços ecossistêmicos às atividades humanas, além de estimular a transferência de contaminantes ao longo da cadeia trófica do solo, com sérios danos à saúde dos ecossistemas terrestres (Suthar & Sing, 2008). O estudo dos efeitos tóxicos decorrentes da exposição de organismos da fauna de solo a metais pesados em ambientes tropicais é ainda escasso no Brasil, sendo extremamente importante a realização de pesquisas atreladas a este tema.

1.3 Ecotoxicologia como ferramenta de monitoramento

A ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos adversos de contaminantes sobre a saúde da flora e da fauna. A ecotoxicologia de solos, portanto, está focada no estudo dos efeitos tóxicos à biota edáfica e geralmente utiliza invertebrados (minhocas, colêmbolos, enquitreídeos, isópodos e ácaros) como modelos biológicos para avaliação de risco ecológico (Cesar et al. 2014). Tal avaliação, por sua vez, deve preferencialmente contemplar a análise de organismos de diferentes complexidades biológicas, distintos níveis tróficos e suas relações ecológicas (US EPA, 1998). Dessa forma, os testes ecotoxicológicos são ferramentas de apoio a avaliações de efeitos ecológicos de contaminantes sobre a pedosfera. Estes testes consistem na exposição de bioindicadores – mantidos em laboratório – a materiais que sofreram processos de contaminação e, com base nos efeitos observados nestes organismos, estima-se o grau de toxicidade do material estudado (Cesar et al. 2014).

Morte, reprodução, comportamento de fuga, variações da biomassa corporal, alterações morfológicas e inibição da alimentação são *endpoints* (indicadores ecotoxicológicos) comumente adotados em testes ecotoxicológicos (ou bioensaios) (Cesar et al. 2014). No Brasil, bioensaios focados em biota edáfica tropical são escassos, e seus procedimentos laboratoriais ainda requerem adequações metodológicas, de forma a atender as características das principais ocorrências pedológicas e climáticas brasileiras. Essas adequações estão começando a ser feitas recentemente, com ajustes nas normas brasileiras que ainda não serão abordados neste trabalho. Dessa maneira, é de extrema importância a execução desse tipo de teste envolvendo solos tropicais, de modo a identificar os principais desafios e, principalmente, compreender de forma mais efetiva o papel dos suportes pedogeoquímicos sobre a biodisponibilidade e toxicidade dos contaminantes.

Dentre os invertebrados edáficos, as minhocas são o bioindicador mais comumente utilizado em avaliações ecotoxicológicas (sobretudo organismos das espécies *Eisenia andrei* e

Eisenia fétida), devido: (i) ao fato de esses organismos estarem em contato direto com o substrato pedológico, sem a proteção de um exoesqueleto que alguns organismos edáficos possuem; (ii) ao papel desempenhado na cadeia trófica terrestre, servindo de alimento para outras espécies de animais; e (iii) ao fato de representarem a maior parte da biomassa do solo, quando presentes (Neuhauser et al. 1995). Por fim, avaliações ecotoxicológicas fundamentadas em testes com minhocas possibilitam a comparação da toxicidade observada com outros trabalhos, mesmo que tenham sido executados com solos de clima temperado.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Estudar os efeitos tóxicos dos sedimentos dragados da foz do Rio Meriti (Bacia da Baía de Guanabara, RJ) à biota do solo, em cenário de disposição em Latossolo.

2.2 Objetivos específicos

- Estudar características físicas e químicas dos sedimentos dragados.
- Determinar as concentrações de metais pesados nos sedimentos dragados.
- Estimar a ecotoxicidade sazonal dos sedimentos dragados em misturas de diferentes proporções com Latossolo, utilizando bioensaios com minhocas.

As principais hipóteses do trabalho são:

- (i) O sedimento dragado é altamente contaminado por metais e pode oferecer toxicidade às minhocas em cenário de disposição sobre o continente;
- (ii) O sedimento coletado na estação de inverno é mais tóxico às minhocas do que o material amostrado no verão.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais e métodos adotados para execução do presente trabalho estão demonstrados na Figura 2, e serão detalhados nos itens a seguir.

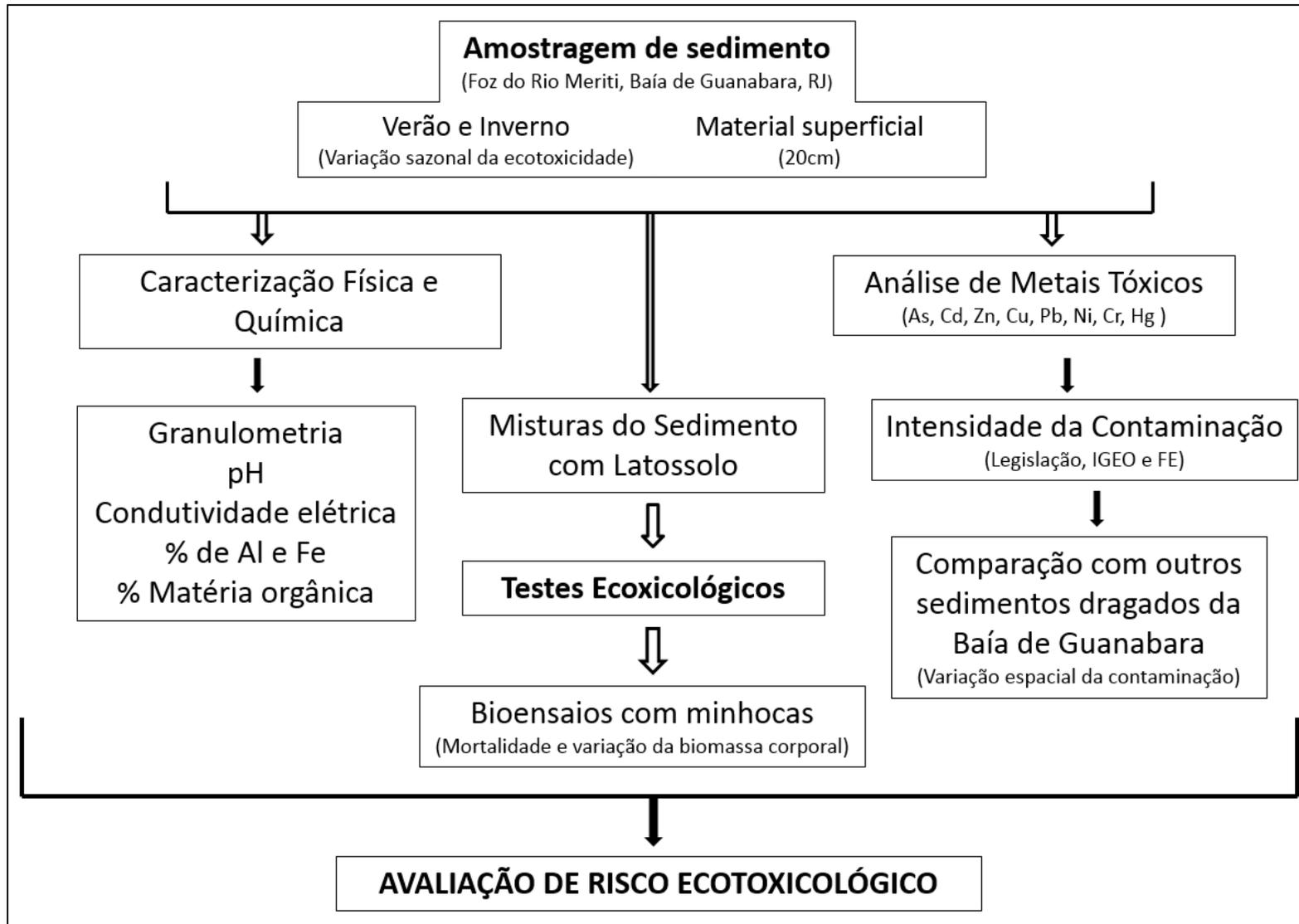


Figura 2 - Modelo esquemático de avaliação de risco ecotoxicológico adotado para a realização do presente trabalho.

3.1 Coleta e pré-tratamento das amostras

3.1.1 Sedimentos

Os sedimentos foram coletados na foz do Rio Meriti (Bacia da Baía de Guanabara – Figura 3) a 20 cm de profundidade, com o auxílio de uma draga do tipo Van Veen (Figura 4). A escolha pelo Rio Meriti se deve ao fato de que sua bacia é amplamente impactada por rejeitos industriais e domésticos oriundos da Baixada Fluminense. Além disso, sua foz é alta e frequentemente assoreada, dificultando o tráfego de embarcações e a circulação de águas, o que torna, portanto, urgente a necessidade de dragagem (Monte et al. 2018).

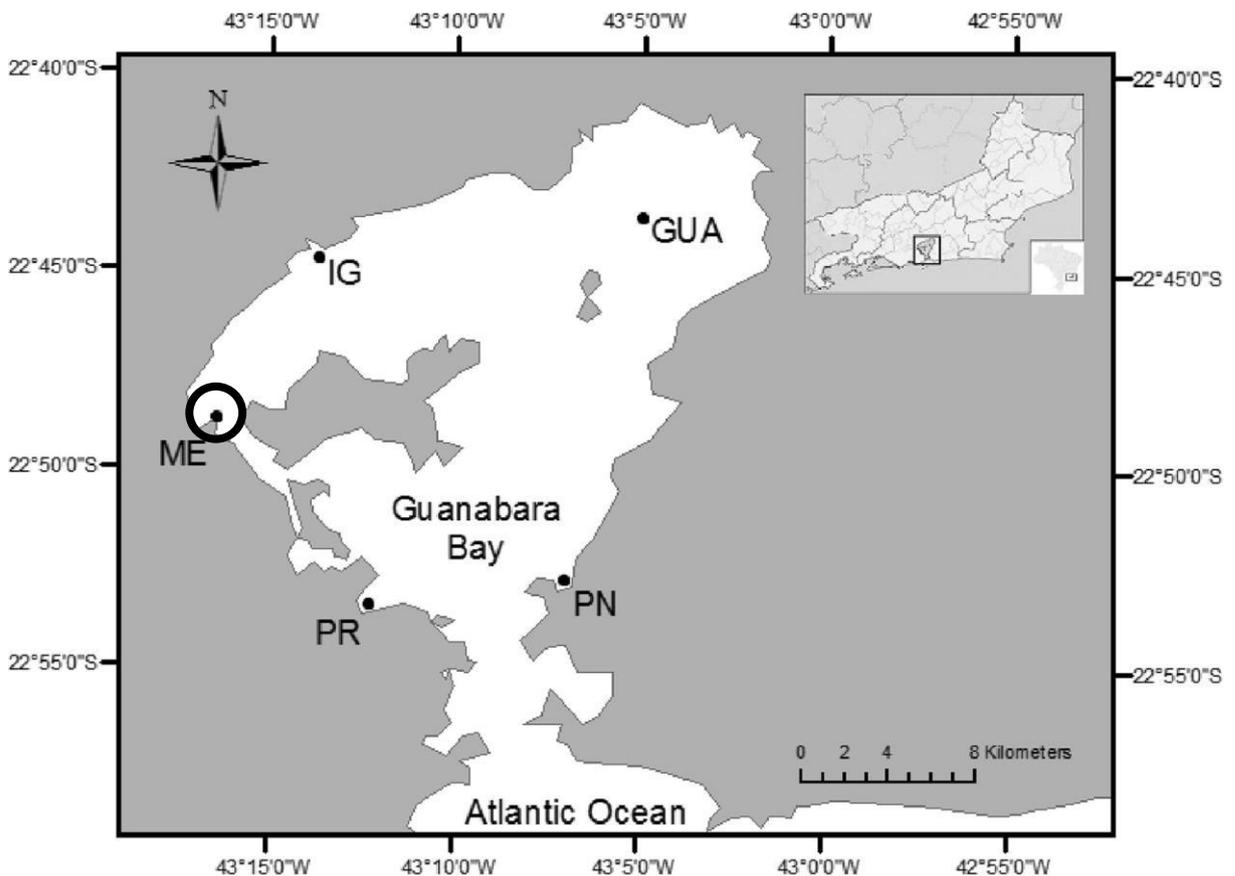


Figura 3 - Localização geográfica da foz do Rio Meriti (ME), onde foram coletados os sedimentos de dragagem. Os outros pontos da Baía de Guanabara são: IG = foz do Rio Iguaçu; GUA = APA de Guapimirim; PR = Porto do Rio; PN = Porto de Niterói.

O Rio Meriti recebe os fluxos do Rio Pavuna e do Rio Acari e, juntos, esses rios drenam grande parte da Baixada Fluminense e da Zona Norte da cidade do Rio de Janeiro em localidades que sofrem com o aumento populacional urbano em áreas inapropriadas, incluindo construções em encostas e margens dos cursos d'água. Com este intenso crescimento desordenado e irregular, o rio sofre com o descarte de lixo, o lançamento direto de esgoto não tratado em seu leito e a morte da vegetação de suas margens (Barros et al. 2016).



Figura 4 - Draga do tipo Van Veen utilizada na coleta dos sedimentos.

Foram realizadas duas amostragens: em Agosto de 2014 (inverno) e Fevereiro de 2015 (verão), de forma a avaliar a eventual influência da sazonalidade na toxicidade potencial dos sedimentos. Em laboratório, os sedimentos coletados foram secos a temperatura ambiente e, após esta etapa, o material foi moído em moinho de barro, homogeneizado e encaminhado para análise.

3.1.2 Solo

Para simular a disposição terrestre dos sedimentos dragados, uma amostra de Latossolo foi coletada no município de Duque de Caxias, RJ (22° 41' 34.2" S, 43° 17' 14.5" O). A escolha pela referida classe de solo decorre de sua ampla distribuição geográfica no Brasil, sendo largamente utilizada na agricultura. A amostragem foi efetuada no Horizonte B (Figura 5), tendo em vista que se trata do Horizonte diagnóstico e que, portanto, guarda as características fundamentais da classe de solo. Além disso, a coleta em Horizonte B possibilita a simulação de um cenário em que o sedimento dragado possa ser usado como regenerador de áreas degradadas. Neste contexto, é possível vislumbrar situações em que o Horizonte A tenha sido erodido ou exaurido em áreas de agricultura ou que o mesmo tenha sido removido por questões geotécnicas.



Figura 5 - Perfil do Latossolo em que a amostragem foi realizada.

Algumas características físicas, químicas e mineralógicas desta amostra de solo foram previamente estudadas por Cesar et al. (2012), e estão demonstradas na Tabela 1. Os autores supracitados salientam que este solo é de mineralogia essencialmente caulinitica, além de conter gibbsita e hematita. Ainda, o solo é de textura predominantemente argilosa, ácido, de baixa fertilidade e contém altas concentrações de ferro e alumínio.

Tabela 1 - Propriedades físicas e químicas e mineralógicas da amostra de Latossolo.

Parâmetro	Latossolo	
Textura (%, n = 3)	Argila	58
	Silte	6
	Areia	36
pH (n = 3)	H ₂ O	4,2
	KCl	3,6
Complexo sortivo (cmol _c /dm ³ , n = 3)	Mg ⁺² + Ca ⁺²	0,2
	K ⁺	0,02
	Na ⁺	0,03
Teores totais (%, n = 3)	CTC	2,3
	Al	26,4
Matéria Orgânica (%, n = 3)	Fe	11,3
		0,22

Fonte: Adaptado de Cesar et al. (2012).

3.2 Caracterização física e química dos sedimentos

A análise granulométrica dos sedimentos foi efetuada em amostra úmida, com base no método da pipetagem, conforme EMBRAPA (1997). Antes de realizar a análise, a matéria orgânica foi removida por adição de peróxido de hidrogênio (H₂O₂).

A determinação do pH foi realizada por meio de eletrodo combinado imerso em uma mistura de sedimento e água na proporção de 10g de sedimento para 25mL de água, conforme EMBRAPA (1997), com o emprego de medidor da marca DIGIMED (Figura 6).

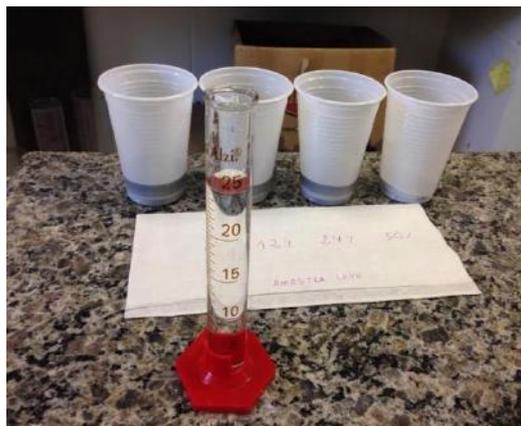
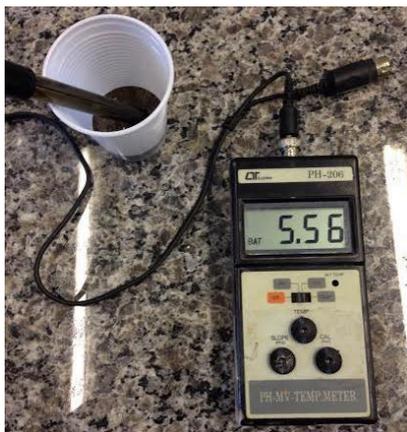


Figura 6 - Determinação do pH dos sedimentos dragados.

A determinação do Carbono Orgânico Total (COT) foi realizada com 1,25 g de amostra previamente descarbonatada com o uso de HCl 0,1M, visando eliminar a contribuição dos carbonatos. Após ser submetida à secura, a amostra foi pirolisada no equipamento LECO SNS, sendo o COT determinado por infravermelho não dispersivo.

A condutividade elétrica dos solos foi determinada com o emprego de condutímetro no filtrado de uma mistura de sedimento:água (1:1), após 2 horas de agitação orbital (400 rpm) e filtração a vácuo. Este parâmetro foi expresso em $\mu\text{S}/\text{cm}$, e convertido para salinidade (em g/kg) através da multiplicação por um fator de 0,64/1000 (EMBRAPA, 1997).

3.3 Determinação do teor total de metais

As concentrações totais de arsênio (As), chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr), cádmio (Cd), zinco (Zn) e cobre (Cu) – além de ferro (Fe) e alumínio (Al), que não são considerados metais pesados – foram determinadas a partir da extração ácida ($2\text{HF}:\text{HClO}_4:\text{HNO}_3$) de 1g de amostra. Os metais lixiviados para o extrato foram quantificados em Espectrômetro de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES). A determinação do mercúrio (Hg) foi realizada através da pirólise da amostra e leitura no equipamento LUMEX (Figura 7), um aparelho de absorção atômica acoplado a um acessório de termodesorção.



Figura 7 - LUMEX, absorção atômica acoplada a pirólise utilizada na análise de Hg.

3.3.1 Avaliação da intensidade da contaminação por metais

A intensidade da contaminação por metais foi avaliada através (i) da comparação das concentrações determinadas no sedimento com aquelas estipuladas pela Resolução 420 do CONAMA, que estabelece as diretrizes para disposição de sedimentos dragados em solo; (ii) do cálculo do Índice de Geoacumulação (IGEO); e (iii) do cálculo dos Fatores de Enriquecimento (FE).

O IGEO é uma escala logarítmica que permite classificar o grau de poluição por metais em 7 classes (Tabela 2), comparando a concentração obtida em campo com aquela determinada para um *background* (nível de base) da geoquímica regional. Na ausência deste *background*, Müller (1979) recomenda a utilização de valores do folhelho médio. No caso do presente trabalho, foram utilizados os valores determinados na base de um testemunho sedimentar coletado na APA de Guapimirim (região mais preservada da Baía de Guanabara) estudado por Monteiro et al. (2011) e datado de 1872. O IGEO é calculado conforme a equação I:

$$\text{IGEO} = \log_2 \left(\frac{M_{\text{amostra}}}{M_{\text{background}}} \right) \quad \text{Equação I}$$

Onde, M_{amostra} = concentração do metal em campo e;

$M_{\text{background}}$ = concentração do metal em um *background* regional

Tabela 2 – Classes de Índice de Geoacumulação de Metais (IGEO) em sedimento.

Classe IGEO	Valor do IGEO	Nível de Poluição
0	$IGEO \leq 0$	Praticamente não poluído
1	$0 < IGEO < 1$	Pouco a Moderadamente poluído
2	$1 < IGEO < 2$	Moderadamente poluído
3	$2 < IGEO < 3$	Moderadamente a Fortemente poluído
4	$3 < IGEO < 4$	Fortemente poluído
5	$4 < IGEO < 5$	Fortemente a Extremamente poluído
6	$5 < IGEO$	Extremamente poluído

O fator de enriquecimento (FE) é uma ferramenta amplamente empregada na avaliação do grau de contaminação associado à contribuição antrópica de metais em sedimentos (Ghrefat et al., 2011), visto que o comportamento geoquímico destes elementos é afetado pela distribuição granulométrica dos sedimentos (Karageorgis et al., 2012). Possíveis anomalias metálicas de origem antropogênica em sedimentos são identificadas através da normalização dos dados em relação a um elemento de caráter conservativo e de origem majoritariamente litogênica, como Al ou Fe (Ergin et al., 1991; Szefer et. al., 1996). Kemp et al. (1976) propuseram uma equação (Equação II), conhecida como fator de enriquecimento (FE), usando o Al como elemento normalizador, a qual foi empregada neste estudo. Conforme Grousset et. al. (1995), em virtude da variabilidade da geologia regional, considera-se que o FE entre 0,5 e

2 sugere contribuições naturais, enquanto $FE > 2$ indica a contribuição antrópica e/ou de processos biológicos.

$$FE = \frac{(M_i/Al)_{amostra}}{(M_i/Al)_{background}} \quad \text{Equação II}$$

Onde: M_i = metal de interesse. As concentrações do *background* no folhelho médio (Turekian e Wedepohl, 1961) ou do *background* regional.

3.4 Bioensaio com minhocas (*Eisenia andrei*)

3.4.1 Cultivo dos organismos

As minhocas da espécie *Eisenia andrei* foram cultivadas no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos, do Instituto de Geociências da UFRJ. Os organismos são criados em caixas plásticas contendo esterco de cavalo ou de boi (Figura 8A), previamente curado e submetido a dois ciclos de congelamento, visando a eliminação de organismos invasores (Cesar et al. 2014). Uma vez por semana, foi servida aos organismos aveia cozida em micro-ondas, como fonte alternativa de alimento. Os animais foram preferencialmente cultivados em temperatura em torno de 20 ± 2 °C e iluminação constante. Como rotina de laboratório, em média, após 3 meses, as minhocas são manualmente retiradas das caixas plásticas, o húmus produzido pelos organismos é descartado e mais esterco é adicionado. Somente organismos adultos (com clitelo bem desenvolvido, Figura 8B) são utilizados nos experimentos.

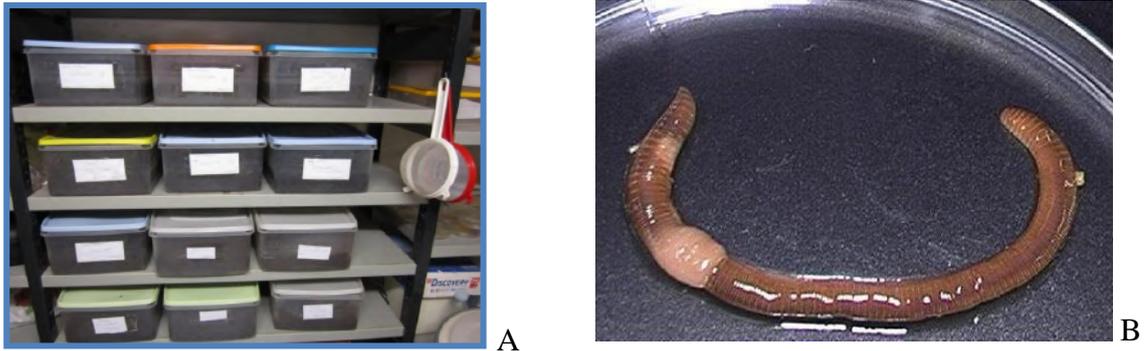


Figura 8 - Cultura de minhocas da espécie *Eisenia andrei* no LECOTOX (A); e aspecto de indivíduo adulto de *E. andrei*.

3.4.2 Teste de toxicidade aguda

Para simular a disposição terrestre do sedimento dragado, o mesmo foi misturado com Latossolo nas seguintes doses: 0, 6, 12, 18, 24 e 30%; onde 0% = Latossolo puro. A escolha por estas doses esteve fundamentada em trabalho prévio executado por Cesar et al. (2017), os quais estudaram a toxicidade de sedimentos da Baía de Guanabara e da Baía de Sepetiba em Latossolo. O ideal é que a faixa das doses escolhidas gere um resultado que inclua desde uma dose em que todos os organismos sobrevivem até uma dose em que todos morrem.

O bioensaio agudo com minhocas esteve baseado nos procedimentos indicados em ISO (1998), sendo conduzido com quatro réplicas de 500g de solo (peso úmido), 10 organismos adultos de peso semelhante, e 14 dias de exposição (Figura 9D). Antes de serem pesados, a umidade dos solos foi ajustada para 40-60% da Capacidade de Retenção de Água (Natal-da-Luz et al. 2007). O teste foi realizado sob iluminação constante e temperatura controlada (20 ± 2 °C).

Para avaliação da variação da biomassa corporal dos organismos, primeiramente, estes foram deixados por 24 horas sobre papel umedecido e em escuridão, visando eliminar a massa de solo contida em seu trato intestinal. Após esta etapa, os organismos foram lavados (Figura 9A), secos com papel absorvente (Figura 9B) e pesados antes de serem inseridos nos solos (Figura 9C), bem como após o término dos experimentos. Por fim, a avaliação da variação da

biomassa é realizada com base no peso médio inicial e final dos 10 organismos inseridos em cada réplica.

Além da variação da biomassa, ao final do teste, é verificado o número de organismos sobreviventes em cada réplica. A estimativa da dose de sedimento dragado capaz de causar a morte de 50% dos indivíduos expostos (CL50, concentração letal a 50% dos organismos) foi estimada com base em análise de PriProbit, um modelo de regressão linear.

Para validar os experimentos e garantir a qualidade dos resultados, 4 réplicas de solo artificial são adicionadas ao ensaio. A composição do solo artificial segue as recomendações de Garcia (2004): 70% de areia quartzosa, 20% de caulim e 10% do pó da fibra da casca de coco. O solo artificial é um substrato supostamente ideal à sobrevivência e reprodução dos organismos e, para que o teste seja considerado válido, aceita-se até 10% de mortalidade média (ISO, 1998).

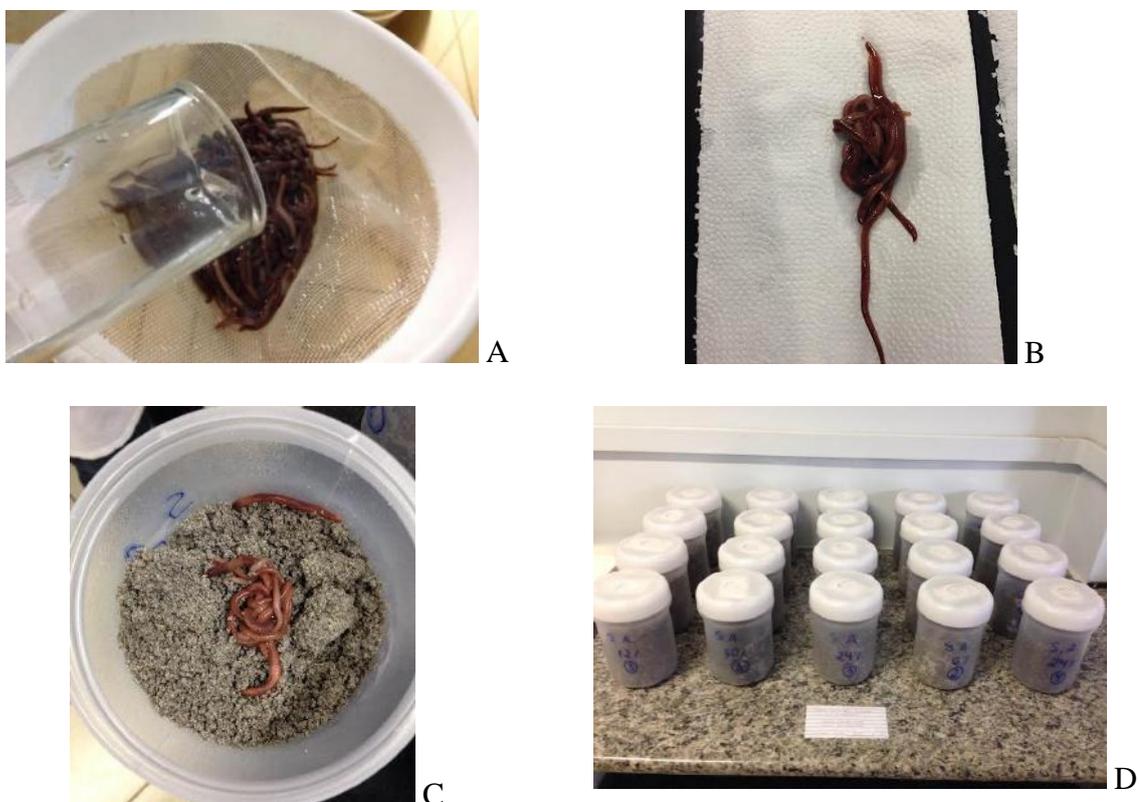


Figura 9 – Lavagem das minhocas com água destilada (A); pesagem de indivíduos para avaliação da biomassa (B); introdução dos organismos no teste (C); e visão geral do ensaio (D).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização física e química

A Tabela 3 apresenta os resultados referentes à determinação do pH, COT, condutividade elétrica e granulometria dos sedimentos de dragagem. Os valores de pH das amostras ficaram próximos à neutralidade, para ambas as estações do ano. Esta constatação sugere que a presença de minerais carbonáticos típicos de ambientes marinhos pode reduzir a acidez do meio, mesmo em materiais com alto teor de matéria orgânica, atenuando a sazonalidade do parâmetro em questão. Este resultado está em concordância com aqueles encontrados por Cesar (2014), que, ao estudarem a toxicidade de sedimentos dragados no Canal do Fundão (Baía de Guanabara), também encontraram valores de pH próximos à neutralidade.

Os valores de COT encontrados foram elevados ($\geq 3,7\%$) e de baixa variação sazonal. Isto aponta que, de fato, a foz do Rio Meriti é assolada pela poluição por matéria orgânica, provavelmente oriunda de esgoto doméstico. Embora os resultados sugiram variação sazonal pouco significativa, estes ainda precisam ser confirmados à luz de monitoramentos mais amplos, que englobem mais verões e mais invernos, de modo a confirmar esta tendência. De qualquer forma, é importante salientar que as fontes de poluição por esgoto doméstico na bacia do Rio Meriti são muito difusas (variáveis no tempo e no espaço), eventualmente clandestinas e, por vezes, localizadas em áreas de alta criminalidade, dificultando a identificação precisa destas fontes de poluição.

A condutividade elétrica determinada no sedimento dragado no inverno foi maior (quase o dobro) do que aquela encontrada no sedimento de verão. Isto se deve ao fato de que, durante o inverno, a redução da precipitação pluvial diminui a água disponível no sistema aquático, induzindo a saturação por sais e estimulando a precipitação dos mesmos para os sedimentos de fundo. Siqueira (2017), ao estudar a variação sazonal da condutividade elétrica em sedimentos

dragados oriundos dos portos do Rio de Janeiro e de Niterói, também encontrou valores mais elevados para o inverno.

A determinação granulométrica indicou que os sedimentos dragados no inverno eram mais finos do que aqueles coletados no verão, o que decorre do aumento da precipitação pluvial durante o verão. Como consequência, ocorre o aumento da energia das descargas fluviais, com deposição de grãos mais grosseiros em sua foz. Vale ressaltar que a bacia do Rio Meriti conta com diversos segmentos fluviais altamente urbanizados e, sobretudo, retinizados, o que tende a aumentar a energia fluvial e sua competência no transporte de sedimentos (Monte et al. 2018). A foz do Rio Meriti está localizada em uma área da Baía de Guanabara cuja circulação de águas é bastante restrita. Este fato, somado à alta carga sedimentar fluvial, induz o frequente assoreamento na foz e a inexorável necessidade de dragagem periódica.

Tabela 3 – Determinação do pH, carbono orgânico total (COT), condutividade elétrica e da granulometria dos sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz de Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ).

	Verão	Inverno	Razão Inverno/Verão
pH	6.87	7.02	1.0
COT (%)	3.9	3.70	0.9
Condutividade elétrica (µS/cm)	50670	89232	1.8
Areia (%)	3.9	0.0	-
Silte (%)	83.8	81.5	-
Argila (%)	12.3	18.5	-

4.2 Determinação do teor total de metais

A Tabela 4 apresenta as concentrações de metais encontradas nos sedimentos dragados. Os teores encontrados para o inverno foram maiores do que aqueles determinados no verão. Este fato decorre: (i) da baixa precipitação pluvial que ocorre durante o inverno, induzindo não somente a saturação da água por sais, mas também por metais, os quais tendem a ser mais efetivamente precipitados para os sedimentos de fundo na forma de sais metálicos; e (ii) da granulometria mais fina dos sedimentos de inverno, com alta superfície específica de contato, que tende a sequestrar mais metais e sais.

Com exceção do As, todos os elementos analisados apresentaram concentrações acima do limite estabelecido pela Resolução 420 do CONAMA (2009), que estabelece as diretrizes para a disposição em solo de sedimentos dragados. Boa parte da poluição por Zn e Cu é provavelmente oriunda dos rejeitos de indústrias metalúrgicas, intemperismo de estruturas metálicas (cascos de navios, galerias metálicas de águas pluviais, dentre outros) e, principalmente, esgoto doméstico, tendo em vista que o Zn e Cu são micronutrientes essenciais (Cesar et al. 2015). A poluição por Pb é também proveniente de rejeitos de indústrias metalúrgicas (por exemplo, galvanoplastia) e de resíduos metálicos (exemplo, descarte inadequado de pilhas). O Hg é muito provavelmente oriundo de efluentes de uma indústria cloro-soda instalada em um dos tributários do Rio Meriti, cujos efluentes apresentam altas concentrações deste metal (Monte et al. 2018). O Cr, Ni e Cd podem ser oriundos de rejeitos metalúrgicos e, no caso do Cr, a liberação de pigmentos de tintas devido à corrosão de cascos de navios pode também ser uma importante fonte de poluição. Em trabalhos futuros, o emprego de isótopos estáveis poderá elucidar, de modo mais efetivo, as fontes destes metais.

Tabela 4 – Determinação dos teores totais de metais nos sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ), incluindo a comparação com os valores orientadores descritos por CONAMA 420 (2009).

	CONAMA 420	Verão	Inverno	Razão Inverno/Verão
As (mg/kg)	15	3.9	3.4	0.9
Cd (mg/kg)	1.3	1.10	2.90*	2.6
Zn (mg/kg)	300	551*	791*	1.4
Cu (mg/kg)	60	70.5*	134.0*	1.9
Pb (mg/kg)	72	96.9*	145.0*	1.5
Ni (mg/kg)	30	25.6	45.1*	1.8
Cr (mg/kg)	74	112.0*	507.0*	4.5
Hg (mg/kg)	0.5	0.466*	0.856*	1.8
Fe (%)	-	3.9	3.4	0.9
Al (%)	-	9.3	9.6	1.0

Nota: * = concentração acima do valor estipulado por CONAMA 420 (2009).

A Tabela 5 apresenta uma comparação das concentrações de metais obtidas na foz do Rio Meriti com as de outras localidades na Baía de Guanabara, coletadas nas mesmas datas e estudadas por outros autores. Segundo estes dados, a foz do Rio Meriti apresenta, em geral, as mais elevadas concentrações de metais, mesmo em comparação com áreas densamente urbanizadas, como as zonas portuárias (PR e PN). Em comparação à APA de Guapimirim, uma área de referência (isto é, menos impactada) na Baía de Guanabara, as concentrações de metais na foz do Rio Meriti são muito maiores, com destaque para o Hg, por conta de sua alta toxicidade, cuja concentração é ordens de grandeza maior. Por fim, em concordância com os

presentes dados, as concentrações de inverno nas áreas portuárias também foram maiores do que as de verão. Na APA de Guapimirim e na foz do Rio Iguaçu, por outro lado, a referida sazonalidade não é bem marcada, provavelmente devido à presença de manguezais capazes de sequestrar contaminantes (Monte et al. 2018).

Tabela 5 – Comparação das concentrações de metais (mg/kg) obtidas na foz do Rio Meriti com outras localidades da Baía de Guanabara (RJ). PR = Porto do Rio de Janeiro; PN = Porto de Niterói; IG = foz do Rio Iguaçu; APA = Área de Proteção Ambiental do Guapimirim; ME = foz do Rio Meriti.

Área de estudo	Estação do Ano	As	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Hg	Referência
PR	Verão	<0,4	<0,10	203	32,0	42,9	18,2	26,4	0,032	Siqueira (2017)
	Inverno	<0,4	<0,10	453	114,0	86,7	17,0	104,0	0,052	
PN	Verão	<0,4	<0,10	192	100,0	59,4	25,6	26,4	0,021	
	Inverno	<0,4	<0,10	297	129,0	87,0	45,1	42,0	0,064	
IG	Verão	3,5	0,69	331	62,2	70,9	18,8	140,0	0,006	Eckstein et al. (2017)
	Inverno	12,5	<0,10	106	12,5	35,9	17,2	68,8	0,019	
APA	Verão	5,0	0,15	100	18,2	53,2	15,4	47,6	0,006	Monte et al. (2018)
	Inverno	5,8	0,15	105	18,5	33,2	48,0	47,8	0,006	
ME	Verão	3,9	1,10	551	70,5	96,9	10,6	112,0	0,466	Este estudo
	Inverno	3,4	2,90	791	134,0	145,0	14,8	507,0	0,856	

Na Tabela 6, estão apresentadas as classes de Índice de Geoacumulação (IGEO) de metais nos sedimentos dragados na foz do Rio Meriti. As mais elevadas classes de IGEO (classes 5 e 6) foram obtidas para o Cu, indicando alto grau de contaminação, provavelmente por esgoto

doméstico. Zn, Pb e Hg apresentaram IGEOs nas classes 3 e 4 para o verão e inverno, respectivamente. Em seguida, em ordem decrescente de classes de IGEO, Cd e Ni aparecem nas classes 2 (verão) e 3 (inverno). O Cr apresentou IGEO na classe 2 no inverno e classe 0 no verão. Por fim, o As foi o único elemento que apontou ausência ou níveis bastante baixos de poluição (classe 0). Em termos de risco ecológico, é importante ressaltar as altas classes de IGEO obtidas para o Pb, Hg e Cd, devido à elevada toxicidade destes metais (CONAMA 420). De forma geral, com exceção do As, os IGEOs de inverno foram maiores do que os de verão, corroborando a interpretação prévia acerca das concentrações absolutas de metais.

Tabela 6 – Classes do Índice de Geoacumulação (IGEO) obtidas para os sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ).

	VERÃO		INVERNO	
	Classe	Grau de Poluição	Classe	Grau de Poluição
As	0	Praticamente não poluído	0	Praticamente não poluído
Cd	2	Moderadamente poluído	3	Moderadamente a fortemente poluído
Zn	3	Moderadamente a fortemente poluído	4	Fortemente poluído
Cu	5	Fortemente a Extremamente poluído	6	Extremamente poluído
Pb	3	Moderadamente a fortemente poluído	4	Fortemente poluído
Ni	2	Moderadamente poluído	3	Moderadamente a fortemente poluído
Cr	0	Praticamente não poluído	2	Moderadamente poluído
Hg	3	Moderadamente a fortemente poluído	4	Fortemente poluído

A Figura 10 apresenta os Fatores de Enriquecimento (FE) de metais nos sedimentos dragados da foz do Rio Meriti. O Cu foi o metal que apresentou os mais elevados valores de FE, especialmente no inverno, em que o FE atinge valor extremamente elevado (acima de 60), indicando contribuição antrópica bastante representativa na contaminação observada, provavelmente associada ao esgoto doméstico – o que só se confirmaria com uma análise dos isótopos. Seguido do Cu, o Hg apresenta também altos valores de FE, um provável reflexo dos efluentes oriundos de uma indústria de cloro-soda instalada em um dos tributários do Rio Meriti (Cesar et al. 2015). Os únicos metais que indicam ausência de contribuição antrópica são Ni e Cr, na estação de verão, e As em ambas as estações do ano. Para Cd, Zn e Pb, por outro lado, constatou-se a ocorrência de FE's acima de 2 unidades, com valores máximos (próximos a 15 unidades) para o Zn e Cd na estação de inverno.

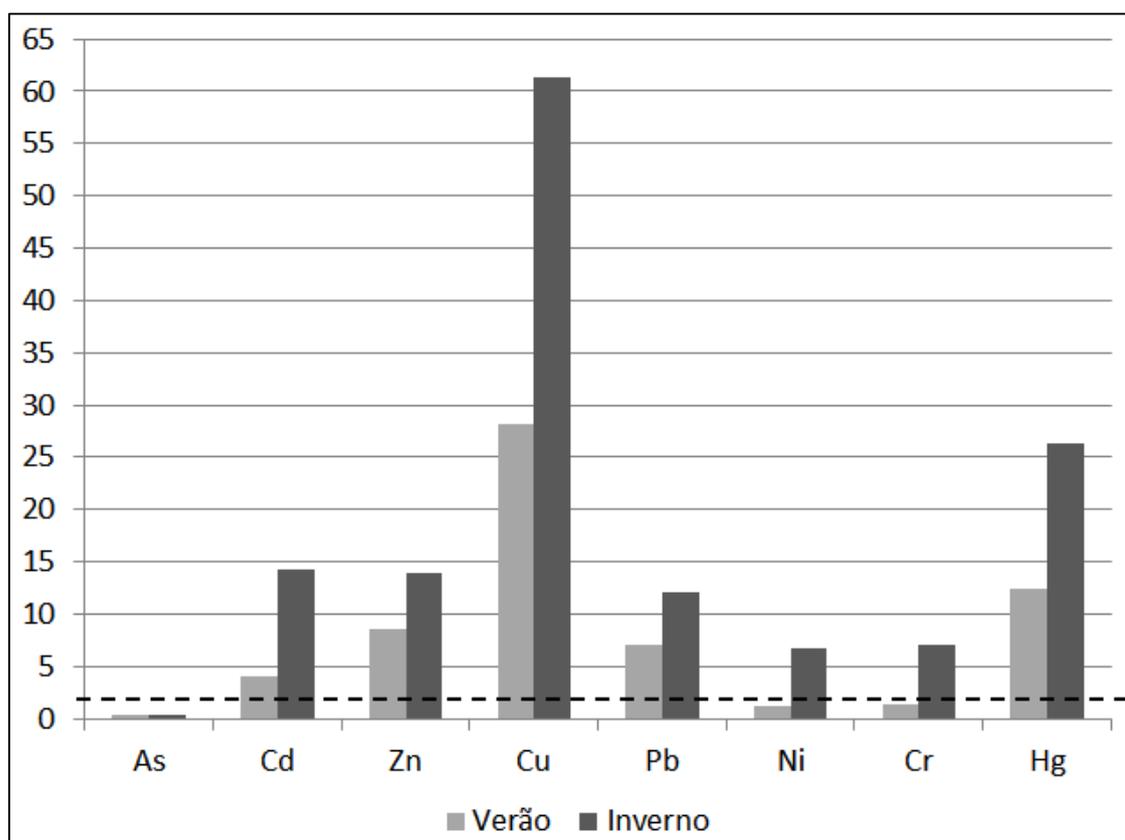


Figura 10 – Fatores de enriquecimento de metais obtidos nos sedimentos dragados no Verão e no Inverno na Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ). A linha tracejada representa o limite acima do qual as contribuições antrópicas são significativas ($FE \geq 2$).

4.3 Bioensaio agudo com minhocas (*Eisenia andrei*)

A Figura 11 apresenta os dados referentes à avaliação ecotoxicológica dos sedimentos dragados da foz do Rio Meriti, em cenário de disposição em Latossolo. Em concordância com as concentrações absolutas de metais, com os IGEO's e os FE's, o sedimento de inverno foi mais tóxico (CL = 6,64%) do que o de verão (CL50 = 12,55%). De fato, enquanto a partir da dosagem de 12% observa-se mortalidade significativa para o sedimento de verão, no sedimento de inverno a menor dose aplicada (6%) já foi capaz de provocar letalidade significativa. Não houve redução significativa da biomassa de organismos sobreviventes em nenhuma das doses de sedimento aplicadas.

A toxicidade observada nestes bioensaios está simultaneamente atrelada à presença de metais tóxicos e de sais marinhos, tendo em vista que tais sedimentos são oriundos de área estuarina. Neste sentido, vale ressaltar que a condutividade elétrica (associada à salinidade) determinada para o sedimento de verão foi menor do que o valor encontrado para o inverno. Vezzone et al. (2018), ao estudarem o papel da salinidade na toxicidade destes sedimentos dragados da foz do Rio Meriti, indicam que é provável que a salinidade exerça papel preponderante na toxicidade. No entanto, outras hipóteses não podem ser descartadas, incluindo a sinergia dos sais com metais, hormônios, hidrocarbonetos e outros xenobióticos potencialmente presentes nestes materiais.

Embora seja difícil identificar o agente tóxico preponderante na toxicidade observada nos bioensaios, fica evidenciado o risco ecológico associado à disposição terrestre destes sedimentos. Os dados ainda apontam que a dragagem deve ser preferencialmente realizada durante o verão, caso o empreendimento vislumbre a possibilidade de disposição dos materiais dragados em solo, visando minimizar danos à fauna edáfica.

A perda da biodiversidade do solo tem implicações sérias nos serviços ecossistêmicos prestados às atividades humanas por esses organismos. No caso das minhocas, estes animais

têm papel de suma relevância na porosidade, permeabilidade, densidade aparente e aeração do solo, reduzindo a susceptibilidade dos solos à erosão laminar com sérios prejuízos a práticas agrícolas. Além disso, as minhocas desempenham na ciclagem de nutrientes e seus coprólitos são essencialmente orgânicos, conferindo maior estabilidade aos agregados do solo, diminuindo processos de erosão por salpicamento (*splash*) (Van Groeningen et al. 2014).

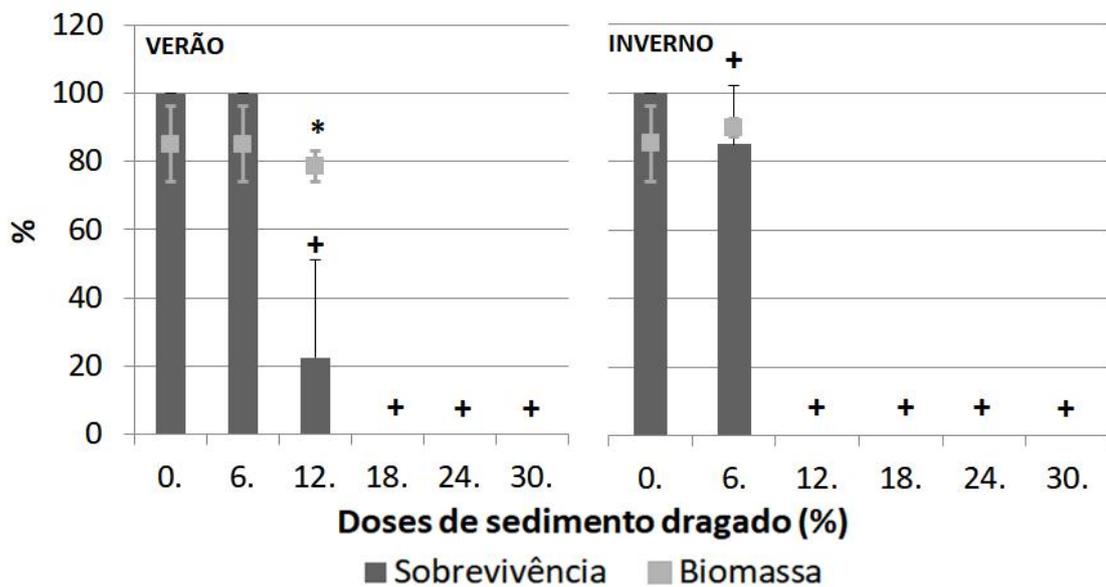


Figura 11 – Sobrevivência e variação da biomassa de minhocas (*Eisenia andrei*) após 14 dias de exposição a misturas de diferentes proporções de Latossolo com sedimentos dragados da Foz do Rio Meriti (Baía de Guanabara, RJ) coletados no verão e inverno. + = sobrevivência significativamente diferente do controle (0%). * = biomassa significativamente diferente do controle (0%).

Por fim, é importante salientar a formação potencial de solos tecnogênicos (Antropossolos) associados à disposição de materiais dragados sobre o continente. Segundo Vezzone et al. (2018), Antropossolos oriundos da deposição terrestre de tais materiais podem ser formados sob dois contextos principais: (i) quando o material dragado funciona como material parental para um novo solo e (ii) quando misturas de solo com sedimento dragado (caso específico do presente trabalho) geram horizonte A antrópico. A biota edáfica adaptada a esta nova pedologia tende a ser fortemente alterada, conforme os dados ecotoxicológicos sugerem, com reflexos importantes à ecologia do solo e aos serviços ecossistêmicos.

5 CONCLUSÕES

Os sedimentos dragados da foz do Rio Meriti são tóxicos às minhocas em cenário de disposição em Latossolo. O sedimento de inverno (CL50 = 6,64%) é mais tóxico se comparado ao sedimento de verão (CL50 = 12,55%), devido à precipitação maior de metais e sais para os sedimentos de fundo durante o inverno. A toxicidade observada é provavelmente decorrente da presença de metais, sais e outros xenobióticos que atuam em sinergia sobre os organismos, sendo de difícil determinação o agente tóxico preponderante. Dentre os metais analisados, vale destacar o Cu, pelos elevadíssimos valores de FE e de classe de IGEO, bem como o Hg, por sua reconhecida alta toxicidade.

Para trabalhos futuros, sugere-se a execução de testes ecotoxicológicos com outros invertebrados de solos (por exemplo, colêmbolos), visando prognosticar de forma mais ampla os efeitos tóxicos dos sedimentos dragados sobre a fauna do solo. Recomenda-se, ainda, a determinação de outros xenobióticos nesses materiais, tais como hidrocarbonetos, hormônios e microplásticos, de forma a elucidar a identificação de outros possíveis agentes de toxicidade. Por fim, a fim de consolidar os dados e as tendências sazonais encontradas neste trabalho, é de extrema importância a realização de mais monitoramentos, ou seja, coletas em mais verões e invernos.

Referências bibliográficas

BAPTISTA-NETO, J., PEIXOTO, T., SMITH, B., MCALISTER, J., PATCHINEELAM, S., SAMBASIVA P., FONSECA, E. Geochronology and heavy metal flux to Guanabara bay, Rio de Janeiro state: a preliminary study. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 4, p. 1317-1327, 2013

BARROS, M., OLIVEIRA, R., SILVA, J. Degradação Ambiental do Rio Pavuna-Meriti. In: XX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, 2016, São José dos Campos. **Anais eletrônicos do XX INIC**. São José dos Campos: UNIVAP, 2016. Disponível em: <http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2016/anais/arquivos/0677_1006_01>. Acessado em: 08 de janeiro de 2020

CASTILHOS, Z., RODRIGUES-FILHO, R., CESAR, R., RODRIGUES, A. P., VILLAS-BÔAS, R., DE JESUS, I., LIMA, M., FAIAL, K., MIRANDA, A., BRABO, E., BEINHOFF, C., SANTOS E. Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 22, p. 11255-11264, 2015

CESAR, R.; CASTILHOS, Z.; RODRIGUES, A.; BIDONE, E.; EGLER, S.; POLIVANOV, H. **(Eco)toxicologia de Metais em Solos: Conceitos, Métodos e Interface com a Geoquímica Ambiental**. 1.ed. Rio de Janeiro: CETEM: Série Tecnologia Ambiental, 2014. v. 1. 100p.

CESAR, R., COLONESE, J., BIDONE, E., CASTILHOS, Z., EGLER, S., POLIVANOV, H. Disposição continental de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação do risco ecológico de metais baseada em bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, p. 181-189, 2015

CESAR, R. G. **Disposição de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação de risco ecológico com base em indicadores pedogeoquímicos e ecotoxicológicos**. 2014. Tese (Doutorado em Geociências - Geoquímica Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Geociências (Geoquímica), Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

CESAR, R.; RODRIGUES, A.; ROCHA, B.; CAMPOS, T.; MONTE, C.; DEALTRY, S.; CASTILHOS, Z.; MACHADO, W. Ecotoxicological assessment of dredged sediments from Guanabara and Sepetiba bays (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms. In: ARAUJO, C.; SHINN, C. (Org.). **Ecotoxicology in Latin America**. 1.ed. New York: Nova Publishers, 2017, v. 1, p. 309-324.

CESAR, R., SILVA, M., COLONESE, J., BIDONE, E., EGLER, S., CASTILHOS, Z., POLIVANOV, H. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, p. 2281-2292, 2012

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2009. **Resolução 420**. Acesso em: 03 de novembro de 2019, <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2012. **Resolução 454**. Acesso em: 03 de novembro de 2019, <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>

ECKSTEIN, V., SERRANO, A., TEIXEIRA, M. A Ecotoxicidade associada ao descarte terrestre de sedimentos dragados da foz do Rio Iguaçu, Baía de Guanabara (RJ): uma avaliação fundamentada em Bioensaios agudos com minhocas. In: VIII Semana de Integração Acadêmica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017, Rio de Janeiro.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análises de solo. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

ERGIN M., SAYDAM C., BASTÜRK Ö., ERDEM E., YÖRÜK R. Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horne Estuary and Izmit Bay) of the north-eastern Sea of Marmara. **Chemical Geology**, v. 91, n. 3, p. 269–285, 1991

FONSECA, E. M., BAPTISTA NETO, J. A., FERNANDEZ, M. A., MCALISTER, J., SMITH, B. Geochemical behavior of heavy metals in different environments in Rodrigo de Freitas lagoon – RJ/Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n.2, p. 457-469, 2011

FÖRSTNER, U. AND WITTMANN, G. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2.ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981, 486p.

GARCIA, M. **Effects of pesticides on soil fauna**: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. Gottingen: Cuvillier Verlag (Ecology and Development Series), 2004. v. 19, 282 p.

GHREFAT, H., ABU-RUKAH, Y., ROSEN, M. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafraïn Dam, Jordan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 178, n. 1, p. 95-109, 2011

GROENIGEN, J., LUBBERS, I., VOS, H., BROWN, G., DE DEYN, G., GROENIGEN, K. Earthworms increase plant production: a meta-analysis. **Scientific Reports**, v. 4, n. 6365, 2014

GROUSSET, F., QUETEL, C., THOMAS, B., DONARD, O., LAMBERT, C., QUILLARD, F., MONACO, A. Anthropogenic vs. lithogenic origins of trace elements (As, Cd, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Zn) in water column particles: northwestern Mediterranean sea. **Marine Chemistry**, v. 48, p. 291-310, 1995

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality** — Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) — Part 2: Determination of effects on reproduction. ISO 1268–2. Geneve, Switzerland: ISO, 1998

KARAGEORGIS, A., SIOULAS, A., KRASAKOPOULOU, E., ANAGNOSTOU, C., HATIRIS, G., KYRIAKIDOU, H., VASILOPOULOS, K. Geochemistry of surface sediments and heavy metal contamination assessment: Massolonghi lagoon complex, Greece. **Environmental Earth Sciences**, v. 65, n. 6, p. 1619-1629, 2012

KEMP, A., THOMAS, R. Impact of man's activities on the chemical composition in the sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 5, p. 469-490, 1976

MATSCHULLAT, J. Arsenic in the geosphere - a review. **Science of The Total Environment**, v. 249, p. 297-312, 2000

MONTE, C., CESAR, R., RODRIGUES, A. P., SIQUEIRA, D., SERRANO, A., ABREU, L., TEIXEIRA, M., VEZZONE, M., POLIVANOV, H., CASTILHOS, Z., DE CAMPOS, T., MACHADO, G., SOUZA, W., MACHADO, W. Spatial variability and seasonal toxicity of dredged sediments from Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil): acute effects on earthworms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 34496-34509, 2018.

MONTE, C., RODRIGUES, A. P., CORDEIRO, R., FREIRE, A., SANTELLI, R., MACHADO, W. Changes in Cd and Zn bioavailability upon an experimental resuspension of highly contaminated coastal sediments from a tropical estuary. **Sustainable Water Resources Management**, v. 2, p. 335–342, 2015.

MONTEIRO, F., CORDEIRO R., SANTELLI R., MACHADO W., EVANGELISTA H., VILLAR L., VIANA L., BIDONE E. Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil) environmental quality. **Environmental Earth Sciences**, v. 65, n. 6, p. 1661– 1669, 2011

MÜLLER, G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit. **Umschau**, v. 24, p. 778-783, 1979

NATAL-DA-LUZ, T., TIDONA, S., JESUS, B., MORAIS, P. V., SOUSA, J. P. The use of sewage sludge as soil amendment: The need for an ecotoxicological evaluation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 9, p. 246–260, 2009

NEUHAUSER, E. F.; CUKIC, Z. V.; MALECKI, M. R.; LOEHR, R. C.; DURKIN, P. R. Bioconcentration and biokinetics of heavy metals in the earthworm. **Environmental Pollution**, v. 89, p. 293-301, 1995

OLIVATTO, G., MARTINS, M. C., MONTAGNER, C., HENRY, C., CARREIRA, R. Microplastic contamination in surface Waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution**, v. 39, p. 157-162, 2019

PEREIRA, E., BAPTISTA-NETO, J. A., SMITH, B. J., MCALLISTER, J. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments – Rio de Janeiro/Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 79, n.4, p. 739-750, 2007

SILVA, C., FIGUEIREDO, B., DE CAPITANI, E. Geologia Médica no Brasil. In: SILVA, C., FIGUEIREDO, B., CAPITANI, E., CUNHA, F. (Org.) **Geologia Médica no Brasil: Efeitos dos materiais e fatores geológicos na saúde humana e meio ambiente**. Rio de Janeiro: CPRM, 2006, v. 1, p. 6-15

SILVA, T., AZEVEDO, D., AQUINO-NETO, F. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and waters from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Brazilian Chemical Society**, v. 18. n.3, p. 628-637, 2007.

SIQUEIRA, D. **Avaliação sazonal dos teores de metais pesados e da ecotoxicidade associada à disposição terrestre de sedimentos dragados dos portos do Rio de Janeiro e de Niterói (RJ)**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geologia) – Curso de Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SUTHAR, S., SINGH, S. Bioconcentrations of metals (Fe, Cu, Zn, Pb) in earthworms (*Eisenia fetida*), inoculated in Municipal sewage sludge: do earthworms pose a possible risk of terrestrial food chain contamination? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 24, n. 1, p. 25-32, 2008

SZAFER, P., SZAFER, K., GLASBY, G., PEMPKOWIAK, J., KALISZAN, R. Heavy-metal pollution in surficial sediments from the Southern Baltic sea off Poland. **Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology**, v. 31, n. 10, p. 2723-2754, 1996

U.S.EPA – United States Environmental Protection Agency. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for ecological risk assessment**. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 1998

VEZZONE, M., CESAR, R., POLIVANOV, H., SERRANO, A., SIQUEIRA, D., ABREU, L., BIANCHI, M., CORREIA, M. E., CASTILHOS, Z., DE CAMPOS, T. Ecotoxicological evaluation of dredged sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro State, Brazil) using bioassays with earthworms and collembolans. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 743-9, 2018