



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE ENGENHARIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA CIÊNCIAS DA TERRA
BACHARELADO EM GEOLOGIA**

MATHEUS CAVALCANTE SILVA

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO FÓSFORO SOB EVENTOS DE
RESSUSPENSÃO EM SEDIMENTOS DE ÁREAS DENSAMENTE URBANIZADAS
DA BAÍA DE GUANABARA – RJ, BRASIL**

**SANTARÉM – PA
2022**

MATHEUS CAVALCANTE SILVA

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO FÓSFORO SOB EVENTOS DE
RESSUSPENSÃO EM SEDIMENTOS DE ÁREAS DENSAMENTE URBANIZADAS
DA BAÍA DE GUANABARA – RJ, BRASIL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Engenharia e Geociências na Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), como requisito para a obtenção do grau de graduação em Bacharelado em Geologia.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Christiane do Nascimento Monte.

**SANTARÉM – PA
2022**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP) Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/ UFOPA

S586a Silva, Matheus Cavalcante
Avaliação do comportamento do fósforo sob eventos de ressuspensão em sedimentos de áreas densamente urbanizadas da Baía de Guanabara – RJ, Brasil./ Matheus Cavalcante Silva. – Santarém, 2022.
64 p.: il.
Inclui bibliografias.

Orientadora: Christiane do Nascimento Monte.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Engenharia e Geociências, Curso Bacharelado em Geologia.

1. Remobilização. 2. Fósforo na água. 3. Eutrófico. I. Monte, Christiane do Nascimento do, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 551.468 6

Bibliotecário - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

MATHEUS CAVALCANTE SILVA

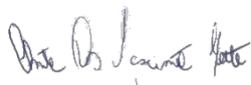
**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO FÓSFORO SOB EVENTOS DE
RESSUSPENSÃO EM SEDIMENTOS DE ÁREAS DENSAMENTE URBANIZADAS
DA BAÍA DE GUANABARA – RJ, BRASIL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Engenharia e Geociências na Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), como requisito para a obtenção do grau de graduação em Bacharelado em Geologia.

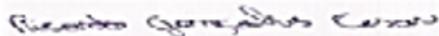
Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Christiane do Nascimento Monte.

Conceito: Aprovado

Data de Aprovação 07 / 02 / 22.



Prof^ª Dr^ª. Christiane do Nascimento Monte – Orientadora.
Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA



Prof. Dr. Ricardo Gonçalves Cesar.
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

EDINELSON SALDANHA
CORREA:52202275215

Assinado de forma digital por EDINELSON
SALDANHA CORREA:52202275215
Dados: 2022.02.10 15:06:05 -03'00'

Prof. Dr. Edinelson Saldanha Correa.
Universidade da Amazônia – UNAMA

Dedico este trabalho, com muito carinho, aos meus pais e ao meu irmão. Vocês são a

minha força! Palavras nunca serão o suficiente para expressar o tamanho da minha gratidão por tê-los em minha vida.

AGRADECIMENTOS

Me sinto muito honrado ao refletir sobre o conjunto de pessoas tão maravilhosas que participaram ativamente para a realização de mais uma conquista. A estes verdadeiros anjos aqui agradecerei:

À minha mãe, Lenir, por ser meu maior exemplo de vida e por ter acreditado em mim em todos os momentos, mesmo quando nem eu acreditei. Ao meu pai, Werley, por nunca ter medido esforços para subsidiar a realização dos meus sonhos. Ao meu irmão, Simeone, pelo afeto e pelas palavras de motivação, sempre ditas com um tom de humor único. Muito obrigado por terem me ensinado respeito, humildade, honestidade, empatia e responsabilidade. Vocês são meu alicerce! Sem vocês nada disso seria possível.

À minha querida orientadora e amiga, Prof^a. Dr^a. Christiane do Nascimento Monte, pela disposição, pelas valiosas contribuições para o meu aperfeiçoamento acadêmico e, principalmente, por ser um exemplo de ser humano e por ter me oferecido todo o suporte para a finalização dessa trajetória de maneira saudável e construtiva. Sou privilegiado por ter recebido suas orientações!

A todos os professores do curso de Geologia pelos conhecimentos repassados, em especial à Prof^a. Msc. Érica da Solidade Cabral, por ser uma exímia docente e encorajadora, pela compreensão, pelos conselhos e pela confiança. À Prof^a. Dr^a. Ana Carla dos Santos Gomes, do curso de Ciências Atmosféricas, pela oportunidade da realização do projeto de extensão e pelo aporte científico.

Aos meus amigos, em especial à Luana, Bianca, Laiene e Eva, por serem geocientistas inspiradoras! Aprendi demais com vocês e tenho muito a agradecer pelo encorajamento, pelas palavras de carinho e por tornarem os meus dias mais leves e produtivos.

Ao meu avô José Pereira (*in memoriam*), pela sua simplicidade, seu carinho, seu sorriso cativante, e seu interminável acervo de histórias sobre as aventuras vividas na floresta amazônica. Saudades eternas!

RESUMO

A Baía de Guanabara corresponde à segunda maior baía do litoral brasileiro, sendo considerada uma das mais densamente urbanizadas do mundo. Atualmente, há a intensificação de atividades de dragagem devido à ampliação de áreas portuárias. Estas atividades desencadeiam a ressuspensão de sedimentos, a qual pode alterar a biodisponibilidade de nutrientes em ecossistemas aquáticos costeiros, tornando-os passíveis de riscos à biota estuarina e à saúde humana. Desse modo, o objetivo geral deste estudo foi avaliar os efeitos da ressuspensão de sedimentos na região da Baía de Guanabara e o possível aumento da biodisponibilidade do fósforo (P). Na área de estudo foram avaliados dois pontos amostrais (Meriti e Porto do Rio), sendo realizadas três réplicas, submetidas a sete intervalos de ressuspensão (T-0, 30min, 1h, 3h, 6h, 12h e 24h). Para tanto, avaliou-se a granulometria, o fósforo na água (P na água), o fósforo total (PT), o fósforo inorgânico (PI), o fósforo orgânico (PO) e a matéria orgânica (MO). No Porto do Rio houve a transferência do P na água para o sedimento após a ressuspensão, enquanto no Meriti apresentou aumento na concentração de P na água após a ressuspensão. Apenas o Porto do Rio excedeu o determinado pela Resolução Conama 454/12 em alguns intervalos após a ressuspensão. Foi aplicado teste de Spearman nos dados, e o PT e o PI no Porto do Rio apresentaram correlação positiva $r = 0.87$; $p < 0.05$, mostrando que há relação entre os dois parâmetros. O percentual de matéria orgânica em ambos os pontos oscilou em ambos os pontos após a ressuspensão, impossibilitando traçar uma tendência. De acordo com os resultados, foi possível inferir que as principais fonte P na Baía de Guanabara é proveniente da falta de tratamento de esgoto. Apesar de ser um ambiente eutrófico, a Baía de Guanabara mostrou-se diferente na dinâmica de remobilização do P nas áreas estudadas, sugerindo que houve a influência da mineralogia nos resultados.

Palavras-chave: Remobilização. Fósforo na água. Eutrófico. Biodisponibilidade.

ABSTRACT

Guanabara Bay corresponds to the second-largest bay on the Brazilian coast, is considered one of the most densely urbanized in the world. Currently, there is an intensification of dredging activities due to the expansion of port areas. These activities trigger the resuspension of sediments, which can alter the bioavailability of nutrients in coastal aquatic ecosystems, making them susceptible to risks to the estuarine biota and human health. Thus, the general objective of this study was to evaluate the effects of sediment resuspension in the Guanabara Bay region and the possible increase in the bioavailability of phosphorus (P). Two sampling points were evaluated in the study area (Meriti and Porto do Rio), with three replicates, submitted to seven resuspension intervals (T-0, 30min, 1h, 3h, 6h, 12h, and 24h). For this, we evaluated the granulometry, phosphorus in water (P in water), total phosphorus (TP), inorganic phosphorus (IP), organic phosphorus (OP), and organic matter (OM). In Porto do Rio there was a transfer of P in the water to the sediment after resuspension, while Meriti showed an increase in the concentration of P in the water after resuspension. Only the Port of Rio exceeded what is determined by Conama Resolution 454/12 in some intervals after resuspension. Spearman's test was applied to the data, and the PT and PI in Porto do Rio showed a positive correlation $r = 0.87$; $p < 0.05$, showing that there is a relationship between the two parameters. The percentage of organic matter at both points oscillated at both points after resuspension, making it impossible to trace a trend. According to the results, it was possible to infer that the main P source in Guanabara Bay comes from the lack of sewage treatment. Despite being a eutrophic environment, Guanabara Bay showed different P remobilization dynamics in the studied areas, suggesting that mineralogy influenced the results.

Keywords: Remobilization. Phosphorus in water. Eutrophic. Bioavailability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de Localização da Área de Estudo, com ênfase na localização da Baía de Guanabara e nos pontos de coleta 01 (Meriti) e 02 (Porto do Rio).	17
Figura 2 - Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro.	17
Figura 3 - Bloco diagrama do ambiente estuarino, com ênfase na subdivisão morfodinâmica: Alto Estuário, Médio Estuário e Baixo Estuário.	22
Figura 4 - Processo de Eutrofização na Baía de Guanabara.	24
Figura 5 - Representação da função dos sedimentos em suspensão nos processos biogeoquímicos estuarinos (As caixas representam constituintes químicos e as setas, os processos físicos e biogeoquímicos responsáveis pelas transferências entre os compartimentos).	26
Figura 6 - Representação dos efeitos de ressuspensão de sedimentos sobre a variação na biodisponibilidade dos nutrientes, sendo passível de alteração na pluma de dispersão da dragagem e no local de deposição do material, devido às diferenças físico-químicas.	27
Figura 7 - Modelo conceitual temporal e espacial da pluma de sedimentos posterior à dragagem.	29
Figura 8 - Unidades de Caracterização de Dragagem (UCD).	30
Figura 9 - Ciclo Biogeoquímico do Fósforo.	31
Figura 10 - Percentuais das frações granulométricas dos pontos de coleta na Baía de Guanabara – RJ.	33
Figura 11 - Concentração de Fósforo na água (P água) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.	35
Figura 12 - Concentração de Fósforo Total (PT) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.	35
Figura 13 - Concentração de Fósforo Inorgânico (PI) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.	36
Figura 14 - Concentração de Fósforo Orgânico (PO) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.	37

Figura 15 - Percentuais de Matéria Orgânica (MO) no ponto de coleta Meriti, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.	38
Figura 16 - Percentuais de Matéria Orgânica (MO) no ponto de coleta Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.	39
Figura 17 - Plotagem da Análise dos Componentes Principais (ACP) para Meriti, Baía de Guanabara-RJ.....	39
Figura 18 - Plotagem da Análise dos Componentes Principais (ACP) para Porto do Rio, Baía de Guanabara-RJ.	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas Geográficas dos pontos de coleta na Baía de Guanabara-RJ.....	19
Tabela 2 - Concentração de P na água em sedimentos superficiais de corpos hídricos estuarinos do Brasil.....	42
Tabela 3 - Concentração de PT em sedimentos superficiais de corpos hídricos estuarinos do Brasil e do mundo.....	44
Tabela 4 - Concentração de PI em sedimentos superficiais de corpos hídricos estuarinos do Brasil.....	45
Tabela 5 - Concentração de PO em sedimentos superficiais de corpos hídricos estuarinos do Brasil.....	45
Tabela 6 - Porcentagens de MO em sedimentos superficiais de corpos hídricos estuarinos do Brasil e do mundo.....	46

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP	Análise dos Componentes Principais
BHBG	Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara
CEPA	Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola
MO	Matéria Orgânica
P	Fósforo
PI	Fósforo inorgânico
PO	Fósforo orgânico
PT	Fósforo total
UCD	Unidades de Caracterização de Dragagem

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo Geral.....	15
2.2 Objetivos Específicos	16
3. ÁREA DE ESTUDO	16
4. METODOLOGIA	18
4.1 Amostragem	18
4.2 Ensaio de Ressuspensão	19
4.3 Determinação do Fósforo na Água.....	19
4.4 Determinação do Fósforo Sedimentar.....	20
4.5 Caracterização Granulométrica	21
4.6 Determinação da Matéria Orgânica	21
4.7 Tratamento de Dados Estatísticos.....	21
5. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
5.1 Poluição dos Estuários.....	21
5.2 Eutrofização.....	23
5.3 Ressuspensão de Sedimentos.....	26
5.4 Processo de Dragagem.....	28
5.5 Fósforo em Estuários.....	31
6. RESULTADOS.....	33
6.1 Granulometria.....	33
6.2 Fósforo na Água.....	34
6.3 Fósforo Total	35
6.4 Fósforo Inorgânico.....	36
6.5 Fósforo Orgânico	37
6.6 Matéria Orgânica	38
6.7 Análises Estatísticas.....	39
7. DISCUSSÃO	41
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
REFERÊNCIAS.....	49

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de atividades industriais, agrícolas, e antrópicas em geral, juntamente ao crescimento populacional observados no último século, contribuiu para a apropriação inadequada de recursos ambientais (PINHEIRO, CORREA & MONTE, 2019), assim como possibilitou a liberação de uma série de poluentes orgânicos em ecossistemas naturais, principalmente em ecossistemas aquáticos (SROGI, 2008).

Os estuários configuram complexos ambientes transicionais, onde ocorrem interações entre os rios e o mar, sendo frequentemente caracterizados por fortes gradientes de salinidade e de condições químicas, alta variabilidade de fatores e alta produtividade biológica (WHITFIELD *et al.*, 2013; BASSET *et al.*, 2013). Nesse sentido, são considerados um dos ecossistemas mais produtivos, atuando como berçário para várias espécies, além da disponibilização de inúmeros bens e serviços ecossistêmicos, tais como a sustentação do paisagismo e da pesca costeira, a execução de atividades recreativas e culturais, e a possibilidade da prática de modalidades esportivas aquáticas (ORTEGA-CISNEROS *et al.*, 2014; SOARES-GOMES *et al.*, 2016).

Historicamente, as regiões estuarinas foram as primeiras regiões colonizadas por ocupações humanas, regiões portuárias e pela implementação de grandes complexos industriais (PALERMO & HAYS, 2014), resultando no adensamento populacional e no desenvolvimento econômico destas áreas. Embora sua expressiva importância ambiental e cultural, os estuários de todo o mundo têm sofrido mudanças radicais em relação à qualidade da água e dos sedimentos (CHEN *et al.*, 2012).

Certamente, uma das regiões costeiras mais contaminadas do Brasil é a Baía de Guanabara, que abarca o maior parque industrial do estado do Rio de Janeiro, com aproximadamente 70% das indústrias (SEIXAS FILHO *et al.*, 2020). Além de consideráveis efluentes industriais despejados em sua bacia de drenagem, são lançadas grandes quantidades de esgoto doméstico sem qualquer tratamento sanitário, agrotóxicos, e contaminantes em geral, especialmente no oeste da Baía de Guanabara, a área mais afetada (KJERFVE *et al.*, 1997).

O processo de eutrofização caracteriza um dos diversos danos ambientais observados na Baía de Guanabara (FISTAROL *et al.*, 2015). O processo de eutrofização produz mudanças na qualidade da água, incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática e da qualidade cênica (GRAY, 2002; BRANCO, 2007). Os desequilíbrios nos fluxos de macronutrientes essenciais, como o fósforo (P),

podem desencadear a eutrofização, a partir do aumento da população fitoplanctônica em ecossistemas aquáticos, tal qual em zonas estuarinas. O processo dinâmico de crescimento de fitoplânctons está correlacionado com fluxos espaciais e temporais de macronutrientes, como o P (REYNOLDS, 2006; CRUZ, 2016).

Outrossim, a Baía de Guanabara é concebida como a baía nacional que mais recebe processos de dragagens (VALENTIN *et al.*, 1999). Tais processos fazem-se indispensáveis para a manutenção periódica de canais de navegação em áreas portuárias. Os rios que sofrem assoreamento também necessitam de dragagem para manter o canal de navegação, bem como manter a vazão (MONTE, 2017). Especialmente em canais responsáveis por interligar estuários ao mar em áreas portuárias, a ação efetiva das dragagens altera a profundidade, a composição e a ressuspensão do sedimento (SOUSA, 2018).

Há uma preocupação à nível global em relação ao efeito de distúrbios físicos desencadeados pela mobilização de nutrientes e suas implicações (NIENCHESKI & JAHNKE, 2002; EGGLETON & THOMAS, 2004). Apesar disso, as investigações sobre a liberação de contaminantes para a coluna d'água e para os sedimentos que recebem a deposição do material dragado e disposto no meio aquático costeiro, ainda são escassamente discutidas no Brasil (MADDOCK *et al.*, 2007; TORRES *et al.*, 2009; URBAN *et al.*, 2010; MACHADO *et al.*, 2011).

O presente trabalho pretende contribuir para a discussão de técnicas analíticas e abordagens metodológicas focadas na avaliação da qualidade do sedimento em áreas contaminadas em virtude das ações antrópicas e industriais. Portanto, este estudo objetiva a compreensão de como a ressuspensão pode afetar a biodisponibilidade do fósforo (P) em sedimentos de áreas portuárias e ecossistemas estuarinos da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este estudo objetiva verificar a biodisponibilidade de fósforo (P), por meio de experimentos, em sedimentos de áreas portuárias e estuarinas, como estudo de caso, a fim de contribuir para o desenvolvimento de análises da qualidade de recursos hídricos diretamente afetados por intensas atividades humanas e industriais, responsáveis por influenciar a ressuspensão e a variabilidade espacial de sedimentos em áreas da zona costeira da Baía de Guanabara – Rio de Janeiro.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Caracterizar a granulometria de sedimentos de áreas estuarinas e portuárias da Baía de Guanabara.
- b) Verificar o teor de matéria orgânica (MO) encontrada em sedimentos das regiões costeiras estudadas na Baía de Guanabara.
- c) Avaliar o comportamento das concentrações de fósforo (P), em função do tempo de ressuspensão, em sedimentos do estuário do Rio Meriti e na região portuária do Rio de Janeiro.
- d) Avaliar a biodisponibilidade potencial na fase sólida do fósforo (P), por intermédio da análise de comportamento geoquímico, em função da ressuspensão de sedimentos.

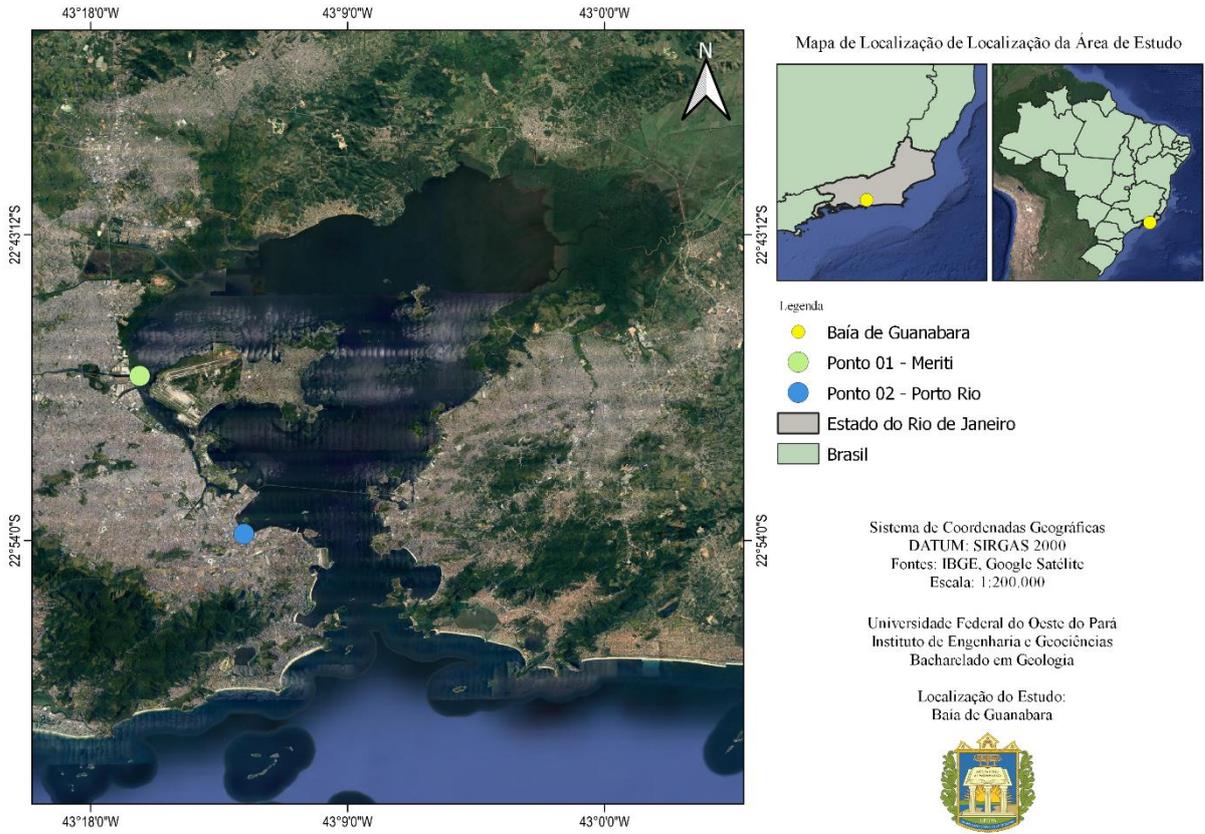
3. ÁREA DE ESTUDO

A Baía de Guanabara está situada no sudeste do Brasil, na zona costeira do oceano Atlântico do Estado do Rio de Janeiro, delimitada pelas latitudes 22°40'00" e 23°05'00" S e longitudes 43°00'00" e 43°20'00" W (PEREIRA *et al.*, 2021). Esta Baía apresenta área de 381km² e dispõe de uma bacia de drenagem de aproximadamente 481km². Trata-se da segunda maior baía brasileira, constituindo uma das baías mais densamente urbanizadas do mundo, totalizando cerca de 16 milhões de habitantes em seu entorno (FISTAROL *et al.*, 2015).

A área de estudo (Figura 1) contempla dois pontos de coleta, situados na porção oeste da Baía de Guanabara. O Porto do Rio (Ponto 01) está localizado entre as latitudes 22°53'46" S e longitudes 43°12'38" W (região portuária). O Meriti (Ponto 02) situa-se entre as latitudes 22°48'11" S e as longitudes 43°16'17" W, consistindo em uma região estuarina.

A Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara (BHBG) é classificada como Região Hidrográfica V (RH V) (Figura 2) do Estado do Rio de Janeiro, limitada ao norte pela RH IV – Piabanha, ao sul pelo oceano Atlântico, ao oeste pela RH II – Guandu, e ao leste pela RH VI – Lagos São João. A BHBG contempla 16 municípios da região metropolitana do Rio de Janeiro: Belford Roxo, Cachoeiras de Macacu, Duque de Caxias, Guapimirim, Itaboraí, Nilópolis, Niterói, Nova Iguaçu, Magé, Mesquita, Petrópolis, Rio Bonito, Rio de Janeiro, São João de Meriti, São Gonçalo e Tanguá (COOPETEC, 2014). Há por volta de 55 rios da BHBG que drenam a Baía de Guanabara, totalizando a vazão de 220,6 m³.s⁻¹ (SILVEIRA *et al.*, 2017).

Figura 1 - Mapa de Localização da Área de Estudo, com ênfase na localização da Baía de Guanabara e nos pontos de coleta 01 (Meriti) e 02 (Porto do Rio).



Fonte: autor (2022).

Figura 2 - Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: adaptado de INEA (2013).

A expansão dessas áreas urbanas é tida como um dos principais catalisadores dos efeitos negativos sobre os recursos naturais, principalmente no que tange aos recursos hídricos. Tendo em vista que 40% da população não tem esgoto, 10% não tem água encanada e 2% não tem serviços de coleta de resíduos (MDR, 2020), a ineficiência do saneamento básico na região torna-se um potencial risco para a degradação da qualidade dos corpos d'água.

Na Baía de Guanabara, o Porto do Rio de Janeiro e o polo industrial representam as principais atividades econômicas (CAMPOS, 2017). Na circunvizinhança dos ecossistemas costeiros desta Baía, há considerável eutrofização e contaminação por metais pesados, substâncias orgânicas, hidrocarbonetos de petróleo, patógenos, hormônios e fármacos (NASCIMENTO *et al.*, 2016; CORDEIRO *et al.*, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2017).

O rio Meriti tem 20.79 km de extensão e sua bacia de drenagem cerca de 650 km² de área (BARROS *et al.*, 2016), sendo responsável por 12,3% da descarga anual de água doce para a Baía de Guanabara (COELHO *et al.*, 2007). Esta região estuarina, na porção noroeste, está situada na região mais poluída da BHBG e recebeu, ao longo de muitos anos, efluentes da Panamericana, indústria de cloro-alcalino localizada no Rio Acari, o qual representa o seu principal afluente, resultando na contaminação por Hg no Meriti (BARROCAS & WASSERMAN 1993; PERIN *et al.*, 1997).

A remoção de sedimentos aquáticos contaminados por intermédio da dragagem constitui uma importante tecnologia de remediação (REIS *et al.*, 2007; FONSECA & PALMA, 2018), que visa contribuir para a avaliação dos riscos para a biota local em função da ressuspensão de sedimentos (MACHADO *et al.*, 2011).

4. METODOLOGIA

4.1 Amostragem

As coletas de sedimentos e águas superficiais para a produção desta monografia foram realizadas no ano de 2014, contemplando o fim do inverno (estação seca). A coleta foi realizada em dois locais na Baía de Guanabara. Para tanto, esta análise avaliou diferentes pontos de amostragem para verificar a susceptibilidade de remobilização do fósforo (P) em função da ressuspensão de sedimentos. As coletas foram realizadas com 3 réplicas verdadeiras de cada ponto. As datas escolhidas estão relacionadas ao fim do inverno (estação seca), que consiste no pior cenário, com

maiores concentrações de nutrientes. As coordenadas geográficas dos pontos estão dispostas na Tabela 1.

Tabela 1 - Coordenadas Geográficas dos pontos de coleta na Baía de Guanabara-RJ.

Pontos	Latitude	Longitude
<i>Meriti</i>	22°48'11"	43°16'17"
<i>Porto do Rio</i>	22°53'46"	43°12'38"

Fonte: autor (2022).

Para as coletas de amostras de água superficial utilizou-se o frasco âmbar, descontaminado previamente. As amostras foram mantidas sob refrigeração, e assim foram conservadas até a análise (SILVEIRA *et al.*, 2011; MONTE, 2014). Já as amostras de sedimento superficial, foram obtidas por meio do auxílio de um amostrador qualitativo do tipo van Veen, sendo armazenadas em sacos plásticos.

4.2 Ensaio de Ressuspensão

Para a realização de ensaios de ressuspensão em laboratório, foram pesadas 20 g de sedimento úmido homogeneizado em erlenmeyer de 125 mL, no qual foram adicionados 100 mL de água não filtrada, coletada na área do canal da Baía de Guanabara. As quantidades de sedimento e água mencionadas são resultado de uma adaptação do estudo de Morse (1994) por Machado *et al.* (2011), que forneceu suporte metodológico para a concretização deste estudo.

O ensaio de ressuspensão foi efetivado considerando seis intervalos de tempo: 30min, 1h, 3h, 6h, 12h e 24h. A escolha dos intervalos inicial e final teve como base estudos anteriores, os quais demonstraram que a primeira hora é mais passível de mudanças na biodisponibilidade (MORSE, 1994; MACHADO *et al.*, 2011; LEMOS, 2015; MONTE, 2017). O intervalo de 24 horas foi atribuído como em outras pesquisas, visando a comparação da estabilidade dos contaminantes em detrimento dos intervalos menores, bem como a simulação de eventos de ressuspensão de maior duração. Todas as amostras foram feitas em duplicatas (MONTE, 2014).

Após os ensaios de ressuspensão, a água foi filtrada e o sedimento separado por intermédio da centrifugação. Este sedimento foi seco em estufa durante 3 dias, sob temperatura moderada (< 40° C), sendo homogeneizado para posterior extração sequencial química.

4.3 Determinação do Fósforo na Água

As amostras para a determinação de Fósforo Total (PT) foram guardadas em frascos de polietileno de alta densidade, sendo refrigeradas até a chegada no

laboratório, no qual foram mantidas congeladas e no escuro até a execução da análise. O método aplicado está descrito em Grasshoff *et al.* (1999), e se fundamenta na oxidação simultânea (PT) da amostra não filtrada por persulfato de potássio P.A. ($K_2S_2O_8$) purificado (dupla recristalização do $K_2S_2O_8$) em autoclave a 1 atmosfera por 45 minutos, seguida pela determinação do nutriente.

Ao fim do processo de oxidação, parte da amostra é utilizada para a determinação do PT na forma de nutrientes inorgânicos, por meio do método colorimétrico, retratado nos estudos de Grasshoff *et al.* (1999). Este processo converte P orgânico em inorgânico. Em seguida, por diferença do inorgânico obtido sem a oxidação, estima-se o orgânico.

4.4 Determinação do Fósforo Sedimentar

A metodologia descrita por Aspila *et al.* (1976) foi tomada como base para a análise de fósforo total, inorgânico e orgânico no sedimento. O P total (orgânico + inorgânico) foi determinado através de calcinação em mufla (450 °C) em cerca de 0,5 g de sedimento seco (homogeneizado e macerado) por 2 horas. Posteriormente, foram adicionados 10 mL de HCl 1 mol.L⁻¹ por um tempo de extração de 16 horas, em mesa agitadora. Em sequência, as amostras foram centrifugadas durante 20 minutos a 2500 rpm. As alíquotas de 0,5 mL do extrato foram retiradas, sendo completadas com 9,5 mL de água deionizada (fator de diluição de 20).

Após os procedimentos descritos, a metodologia segue pela análise colorimétrica para o fósforo inorgânico dissolvido (GRASSHOFF *et al.*, 1983). O fósforo inorgânico (PI) foi determinado de acordo com o mesmo procedimento usado para o fósforo total (PT), todavia em alíquota de sedimento seco não calcinado. Ou seja, tal processo foi eximido da etapa de calcinação/queima em mufla. O fósforo orgânico (PO) foi determinado pela diferença entre o teor de fósforo total (PT) e o inorgânico (PI), conforme demonstra a equação 1 abaixo:

$$PO = PT - PI \quad (1)$$

Onde:

PO = fósforo orgânico ($\mu\text{g.g}^{-1}$);

PT = fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$);

PI = fósforo inorgânico ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

4.5 Caracterização Granulométrica

Para a caracterização granulométrica, 1,5 g de amostra de sedimento úmido foi disposta em um tubo falcon de 50 mL, e adicionados 40 mL de agente dispersante hexametofato (40 g/L), seguido por agitação por 24h. A determinação foi realizada no analisador de partículas a laser (CILAS Shimadzu 1064). Os resultados foram obtidos por meio do auxílio do programa GRADSTAT (versão 8).

4.6 Determinação da Matéria Orgânica

A matéria orgânica foi caracterizada através da aplicação do método de perda térmica, no qual foi utilizada 1g de amostra, submetida à mufla por 4 horas e meia sob temperatura de 450° C (HEIRI, LOTTER & LEMCKE, 2001).

4.7 Tratamento de Dados Estatísticos

As análises estatísticas foram realizadas pelo software *Statistica* versão 7. Primeiramente, foi aplicado o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, no qual, pela classificação de Dansey & Reidy (2006), os dados foram classificados como não-paramétricos. Devido a classificação, foi aplicada a correlação de *Spearman* nos dados obtidos. Para o melhor entendimento dos dados estatísticos, foi realizada a Análise de Componentes Principais (APC), que é uma análise multivariada utilizada para explorar, interpretar e reduzir os dados, inclusive dados ambientais, sem que haja perda de informação (SABINO, LAGE & ALMEIDA, 2014).

5. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

5.1 Poluição dos Estuários

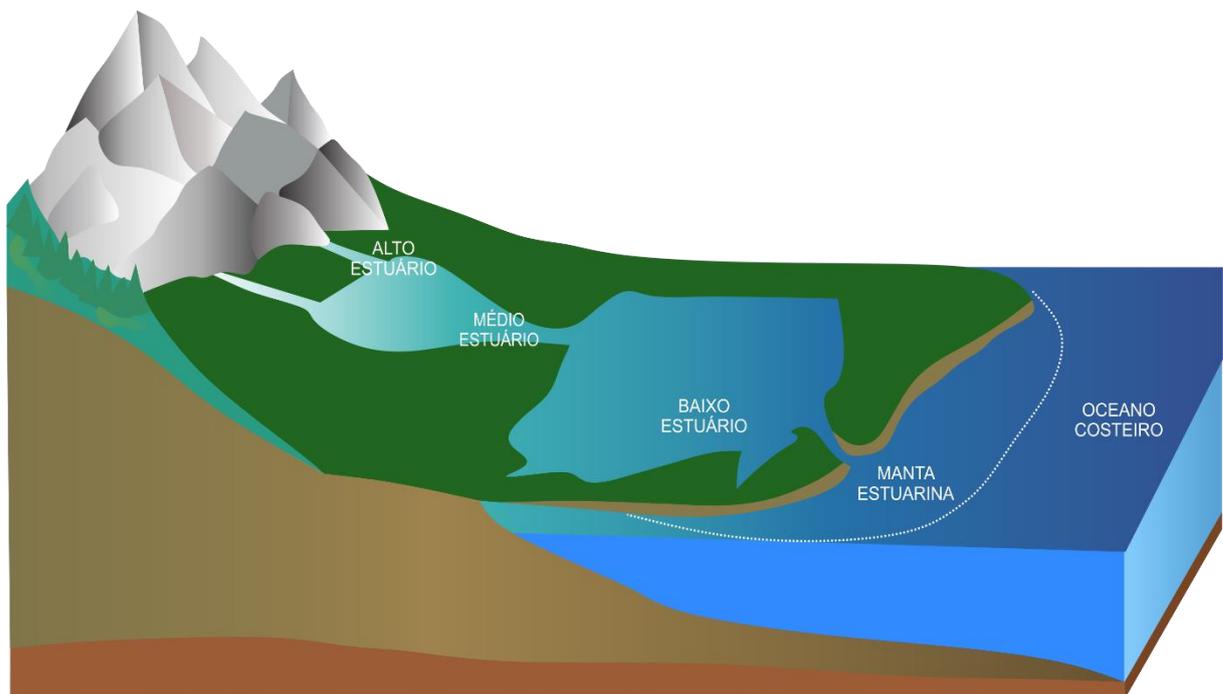
A avaliação da influência antrópica em zonas costeiras auxilia na proteção de ecossistemas e espécies mais vulneráveis (PATERSON *et al.*, 2011). À nível global, essas influências antropogênicas sem precedentes têm acelerado o processo de degradação de ambientes costeiros sensíveis (MASELLI, 2004; NICHOLS *et al.*, 2019; RABALAIS & TURNER, 2019). Nacionalmente, a degradação ambiental é uma realidade em diversos ecossistemas costeiros (BAPTISTA FILHO *et al.*, 2019; MOURÃO *et al.*, 2020).

O gerenciamento das áreas estuarinas representa um dos grandes desafios de gestão ambiental, principalmente nas últimas décadas. A ocupação humana, por intermédio de construções de barragens, represas, canais, estradas e pavimentos, e a instalação de portos, tem modificado as características ecológicas naturais de estuários (CAMPOS, 2018). Conseqüentemente, estes ecossistemas passaram a exhibir consideráveis graus de poluição e impactos pela introdução de uma vasta

variedade de contaminantes químicos (OLIVEIRA & MARTINS, 2011; SUN, WANG & HO, 2012).

Os estuários (Figura 3) são descritos como corpos d'água costeiros semifechados, nos quais a água doce derivada da drenagem continental interage livremente com o oceano adjacente, diluindo a água marinha (OLIVEIRA & MARTINS, 2011), e certificando a renovação periódica e a modificação intensa de matéria orgânica (BERTHELSEN *et al.*, 2020). Estes importantes ambientes apresentam capacidade de retenção e concentração de material oriundo de toda a sua bacia de drenagem, concebendo um considerável aporte da produção primária de biomassa e da ciclagem de nutrientes (PEREIRA FILHO, SPILLERE & SCHETTINI, 2003; JESUS *et al.*, 2020).

Figura 3 - Bloco diagrama do ambiente estuarino, com ênfase na subdivisão morfodinâmica: Alto Estuário, Médio Estuário e Baixo Estuário.



Fonte: adaptado de Perillo (1995); Miranda *et al.* (2002); Montagna, Palmer & Beseres (2013).

Os poluentes são inseridos nos estuários por meio de bueiros, descargas industriais, escoamento de áreas urbanas e industriais, efluentes de tratamento de esgoto, e por deposição atmosférica (SUN, WANG & HO, 2012). O poluente adentra por uma fonte pontual ou difusa, por meio do transporte hidrodinâmico, decorrente do encontro entre o rio e o oceano, sob a influência das marés, sendo então distribuídos entre as fases dissolvida e particulada, que são determinadas por condições ambientais. A fase particulada se associa às partículas em suspensão, que podem se depositar no fundo (FERNANDES, 2001). Desse modo, os sedimentos podem

transportar poluentes para o ambiente estuarino (CISZEWSKI & GRYGAR, 2016; RÜGNER *et al.*, 2019).

Estudos anteriores demonstram que as interações entre sólidos terrestres e formas moleculares de poluentes são influenciadas por características físico-químicas da água, como o pH e a matéria orgânica dissolvida, assim como partículas de sedimento (composição mineralógica e tamanho da partícula) (GUNAWARDANA, 2011; PENG *et al.*, 2018). O grau de poluição do ambiente estuarino depende da capacidade do fluxo de transportar poluentes através da coluna d'água, bem como dos sedimentos (WIJESIRI *et al.*, 2019). A presença de compostos com potencial acumulativo e de persistência pode variar entre bioacumulação, suspensão e deposição em sedimentos (HINOJOSA-GARRO *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2020).

Como consequência, os poluentes afetam a qualidade da água, devido às restrições de troca de água e à poluição resultante do descarte de águas residuais e de resíduos sólidos em regiões estuarinas (LI, TSE & FOK 2016; MACHADO *et al.*, 2016). Além de afetar a resiliência do ambiente, podem ocasionar efeitos deletérios para vidas aquáticas e resultar na degradação ecossistêmica de modo geral (JAHAN & STREZOV 2018; NETHAJI *et al.*, 2017; KAMALI *et al.*, 2019).

Há uma necessidade significativa na expansão de conhecimentos acerca das mudanças nas cargas de poluentes durante o transporte no meio aquático, visando compreender como a poluição terrestre resulta na degradação de ecossistemas, a exemplo de estuários (WIJESIRI *et al.*, 2019). Para tanto, os estudos espaciais e temporais com enfoque na avaliação da poluição e eutrofização em corpos hídricos, comumente baseiam-se em conhecimentos acerca da geoquímica e da sedimentologia (GARCÍA-AYLLÓN, 2017; SPAGNOLI & ANDRESINI, 2018).

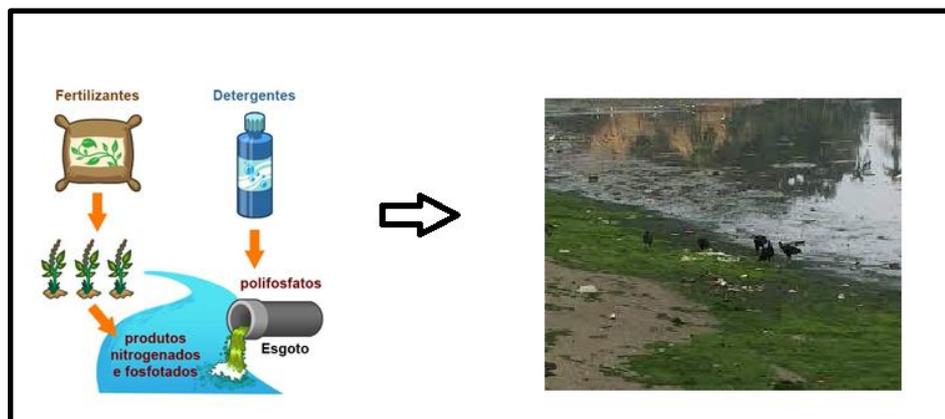
5.2 Eutrofização

A eutrofização é um dos principais problemas ambientais acometidos em ecossistemas hídricos que a humanidade enfrenta na atualidade (SCHINDLER *et al.*, 2016; PINTO & ANTUNES, 2020). Há uma preocupação iminente ao considerar o contexto hídrico da América do Sul, que no ano de 2010 enfrentava problemas de eutrofização em 41% dos corpos d'água (NYENJE *et al.*, 2010). Como agravante às gerações e atividades futuras, estima-se que, até o ano de 2058, 55% de ecossistemas aquáticos nessa porção continental estejam eutrofizados (WANG *et al.*, 2018).

O processo de eutrofização refere-se ao aumento da biomassa de organismos fotossintéticos, viabilizado pela ampliação das concentrações de nutrientes em ecossistemas aquáticos. O avanço desse processo dificulta a penetração de luz solar no corpo hídrico, ocasionando a morte de considerável parte da biomassa fotossintética, de modo que sua decomposição consuma o oxigênio dissolvido na água. Em virtude disso, há perda da biodiversidade, mortandade de peixes, comprometimento da qualidade da água, elevação da turbidez no meio, e danos em tubulações e bombas, o que demanda altos custos para o tratamento da água (JEPPESEN, SONDERGAARD & LIU, 2017; VON SPERLING, 2017; PINTO & ANTUNES, 2020; NISHIMURA, 2020).

Embora o processo de eutrofização (Figura 4) possa ocorrer de modo natural, a atividade antrópica constitui um importante intensificador deste fenômeno, principalmente, em locais a jusante de áreas de urbanização densa e instalação de atividades de agricultura. O uso inadequado de fertilizantes em práticas de agricultura, bem como o despejo de efluentes em corpos receptores representam os principais meios de entrada por fontes artificiais de nutrientes em corpos d'água (NETO & FERREIRA, 2007; DANTAS-SILVA & DANTAS, 2013).

Figura 4 - Processo de Eutrofização na Baía de Guanabara.



Fonte: adaptado de Cruz, 2016; Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola (CEPA), 2022.

As mudanças na carga de nutrientes em corpos hídricos aumentam a produção líquida do ecossistema, modificando o sistema para a autotrofia (BECKER *et al.*, 2010). As concentrações dos nutrientes em ambiente estuarino são dependentes da mistura entre os rios e as águas oceânicas dentro do estuário, a qual determina-se por características físicas, como a forma e o tamanho do estuário, volume, amplitude das marés e o influxo de água doce (SANDERSON & COADE, 2010; PLEW *et al.*, 2018).

Entre os nutrientes que influenciam a eutrofização em ecossistemas aquáticos, o Nitrogênio (N) e o Fósforo (P) são os maiores contribuintes (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2018), cujos teores são enriquecidos nos rios, durante o seu percurso até ao mar, ou por descargas diretas nestes sistemas (PINA *et al.*, 2003). Destes, o P tem sido apontado como o principal elemento a ser controlado para a contenção da eutrofização (SCHINDLER *et al.*, 2016), sendo a sua mitigação imprescindível para o controle desse processo, considerando que o P não possui fontes atmosféricas (KOHATSU *et al.*, 2020).

Além disso, Schindler *et al.* (2016) e Sondergaard *et al.* (2017) destacam que, ao reduzir a concentração de P, a relação N/P é alterada, o que fomenta a competição de outras espécies com as cianobactérias. Destaca-se, também, uma necessidade imediata no que tange à retirada ou redução das fontes externas desses nutrientes, mas essencialmente no controle do retorno do P para a coluna d'água (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Os processos de retenção e liberação de sedimentos críticos são fundamentais visando o controle e monitoramento dos processos de eutrofização (RODRIGUES, 2021). A retenção e liberação são sujeitas às características do meio, a exemplo de modificações de propriedades físico-químicas, sobretudo pH, potencial de oxirredução, teores de ferro, matéria orgânica e oxigênio dissolvido (SANTOS 2018), as quais possibilitam a circulação e a entrada do nutriente para a coluna d'água (FRANZEN *et al.*, 2010).

De acordo com a Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011 do Ministério de Saúde, as florações das cianobactérias representam o maior problema relacionado à perda da qualidade da água de lagos e reservatórios eutrofizados (BRASIL, 2011). Nesse viés, a elevação nos níveis de eutrofização pode causar problemas na capacidade de sustentabilidade do sistema, sendo passível de aumento no nível de toxicidade e conseqüente comprometimento da saúde humana. Outrossim, há possibilidade da inviabilização do uso das águas atingidas para o abastecimento público (SPRINGER, 2017).

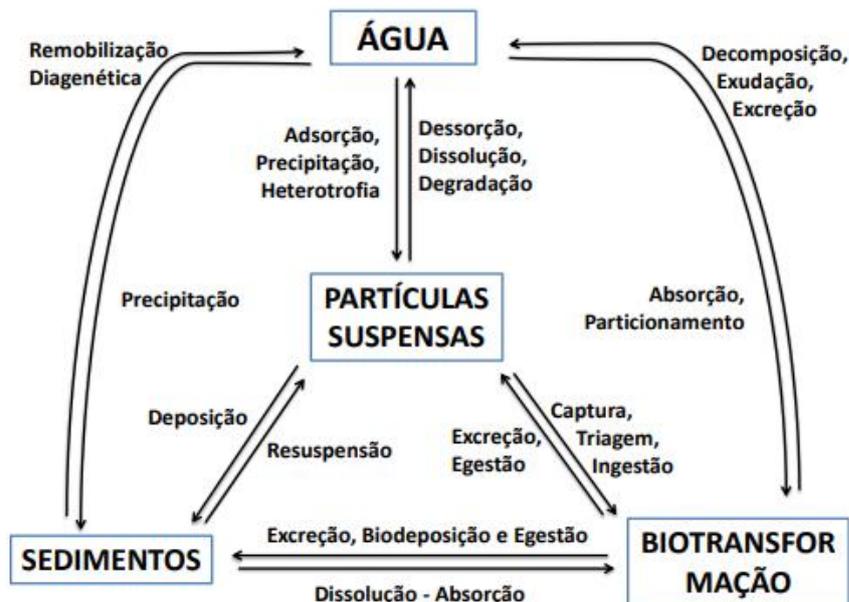
Além disso, a eutrofização pode gerar danos ambientais, tais como a alta mortalidade de espécies aquáticas. Em decorrência disso, há perdas econômicas, resultantes da alteração na fonte de renda do mercado de pescados que, por sua vez, resultam em mazelas sociais, especialmente às populações ribeirinhas. Além disso, uma grande quantidade de peixes mortos pode provocar crise sanitária, por meio da

proliferação de doenças e impactos visuais (AZEVEDO, 1998). Ademais, são prejudicados também os setores de aquicultura, turismo, entretenimento, geração de energia, e de navegação (NISHIMURA, 2020).

5.3 Ressuspensão de Sedimentos

O sedimento constitui um importante local para armazenamento de poluentes. Em contrapartida, processos de ressuspensão de sedimentos podem remobilizar poluentes para a coluna d'água. O potencial de remobilização de poluentes representa um problema complexo para os ecossistemas antropogênicos (SCHAFER *et al.*, 2006). Embora a fonte antrópica da poluição seja identificada e removida, os poluentes armazenados em sedimentos podem ser lançados na coluna d'água (Figura 5), impactando as comunidades pelágicas (BANCON-MONTIGNY *et al.*, 2019).

Figura 5 - Representação da função dos sedimentos em suspensão nos processos biogeoquímicos estuarinos (As caixas representam constituintes químicos e as setas, os processos físicos e biogeoquímicos responsáveis pelas transferências entre os compartimentos).



Fonte: adaptado de Turner & Millward (2002).

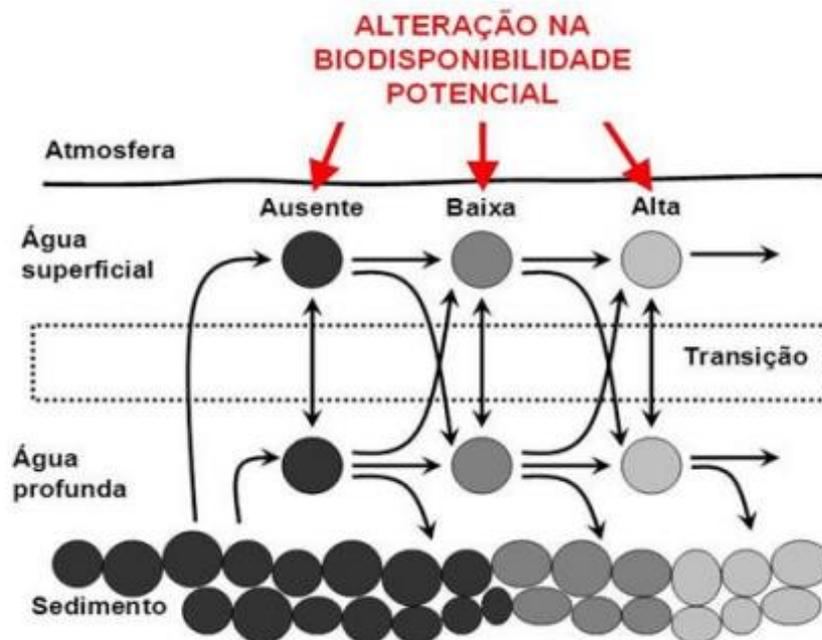
A ressuspensão de contaminantes ligados aos sedimentos é ocasionada por origens naturais, a exemplo da bioturbação (COZZOLI *et al.*, 2019), indução de ondas por ventos, tempestades de correntes de maré e cunha salina estuarina (LATIMER *et al.*, 1999; LACERDA *et al.*, 2007); ou por indução antropogênica, decorrentes de eventos de dragagem, tráfego de navios e arrastos de fundo (MONTE, 2014).

Esses fenômenos de ressuspensão sedimentar são de expressiva importância nos processos que influenciam a dinâmica de liberação ou precipitação de íons para

a coluna de água (DAPENG *et al.*, 2011; RODRIGUES, 2021). Ao adentrarem a coluna d'água, os processos geoquímicos passam a agir sobre as partículas suspensas de sedimentos, remobilizando-os para a fase dissolvida e, assim, podendo ser potencialmente biodisponíveis (CHRISTENSEN, 1998).

A intensidade da ressuspensão depende do tempo, que influencia na dinâmica das partículas suspensas, nas modificações ambientais e na quantidade de sedimento ressuspenso (EGGLETON & THOMAS, 2004). A avaliação de aspectos químicos e físicos dos sedimentos relacionados a eventos de ressuspensão, como granulometria, teor de matéria orgânica, pH, salinidade da água e condições redox, são fundamentais para a compreensão do comportamento dos poluentes ligados a esses sedimentos. Os ensaios de ressuspensão demonstram uma influência nas formas químicas dos contaminantes, que podem torná-los potencialmente biodisponíveis (COTOU *et al.*, 2005), conforme ilustrado na Figura 6.

Figura 6 - Representação dos efeitos de ressuspensão de sedimentos sobre a variação na biodisponibilidade dos nutrientes, sendo passível de alteração na pluma de dispersão da dragagem e no local de deposição do material, devido às diferenças físico-químicas.



Fonte: adaptado de Monte (2017).

A interface água-sedimento é recorrentemente perturbada pelo processo hidrodinâmico (QIN *et al.*, 2006; QIN *et al.*, 2019). A dinâmica dos processos de liberação de nutrientes das camadas de sedimentos para a coluna d'água é importante no entendimento do processo de ressuspensão no ambiente aquático, sendo essa

liberação dinâmica marcada pela indução e conseqüente ressuspensão dos sedimentos (TENGBERG, ALMROTH & HALL, 2003).

As variações temporais de contaminação de sedimentos podem ser observadas para contaminantes orgânicos em ecossistemas costeiros, tais como nutrientes (YASUI *et al.*, 2016). Nesse âmbito, diversos estudos sobre os impactos de um evento de ressuspensão de sedimentos têm focado na composição de nutrientes da água após o sedimento ressuspensão. Decerto, os fluxos de nutrientes na coluna d'água dependem fortemente das mudanças sazonais de concentração de nutrientes no sedimento (CLAVERO *et al.*, 2000; SMITH *et al.*, 2011).

No caso específico do P, a interação entre partículas e este elemento ou outros poluentes é considerada ativa em ambientes frequentemente sujeitos à ressuspensão de sedimentos, tais como estuários, canais ou lagos (YI *et al.*, 2017; TANG *et al.*, 2018). Ademais, a ressuspensão pode levar à segregação de sedimentos de acordo com o tamanho de partícula (como areia, silte ou argila), entre os quais o P pode variar em concentração. Dessa maneira, o tamanho do grão é um indicador ambiental (ZHANG *et al.*, 2019).

Em síntese, a predição dos impactos diretos e indiretos relacionados aos eventos de ressuspensão de sedimentos contaminados faz-se necessária para a avaliação conjunta de informações sobre geoquímica, aporte e distribuição de poluentes e como estes são incorporados pela biota local, a fim de gerar um diagnóstico refinado sobre o impacto dos contaminantes no ambiente (LEMOS, 2015).

5.4 Processo de Dragagem

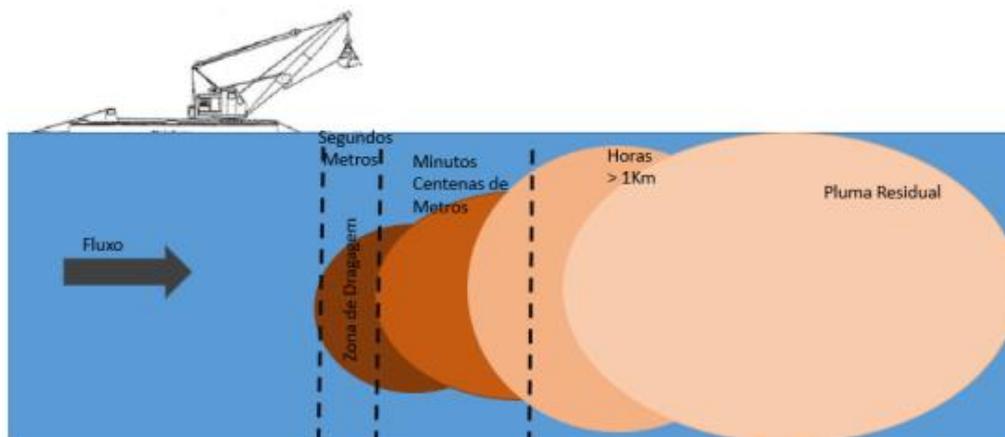
A dragagem refere-se a uma antiga e importante intervenção ambiental, utilizada desde a época dos Sumérios (5.000 a.C.) para a abertura de canais para a navegação. Os processos de dragagem podem ser subdivididos em dragagem inicial (abertura do canal artificial com material virgem), dragagem secundária (manutenção para retirada do material sedimentar), e dragagem ambiental (aplicada visando o desassoreamento e retirada de lodo em corpos d'água) (BRAY, BATES & LAND 1997; MONTE, 2017; SILVA-FILHO, 2015).

A eficácia da dragagem depende de vários fatores, como a disponibilidade tecnológica, o tempo de operação, o escopo da ação da dragagem e a profundidade desse processo (FAN *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2017). No decorrer do processo de dragagem, que tem como início a extração dos sedimentos, prosseguindo com o seu transporte e terminando por meio de sua deposição, são formadas plumas de

sedimentos, cujas características dependem das condições hidrodinâmicas do local (VAN RIJN, 2019; SITOIE *et al.*, 2021). Abaixo, a Figura 7 exibe um esquema representativo acerca da dispersão do material dragado em um determinado corpo hídrico.

A compreensão dos processos de mobilização sedimentar faz-se indispensável no que tange ao gerenciamento costeiro (LESSA, 2020). A disseminação das práticas de dragagem foi viabilizada por sua mecanização, crescente no século XIX, facilitando a construção de grandes obras de navegação, a exemplo de canais (SWAYAMPRAKASH, 2019). Dessa forma, os processos de dragagem de manutenção constituem uma fonte de impactos ambientais recorrentes, visto que para assegurar a eficiência e segurança das navegações torna-se fundamental que as vias de locomoção estejam livres, em relação a sua profundidade e a sua largura (REIS *et al.*, 2020).

Figura 7 - Modelo conceitual temporal e espacial da pluma de sedimentos posterior à dragagem.



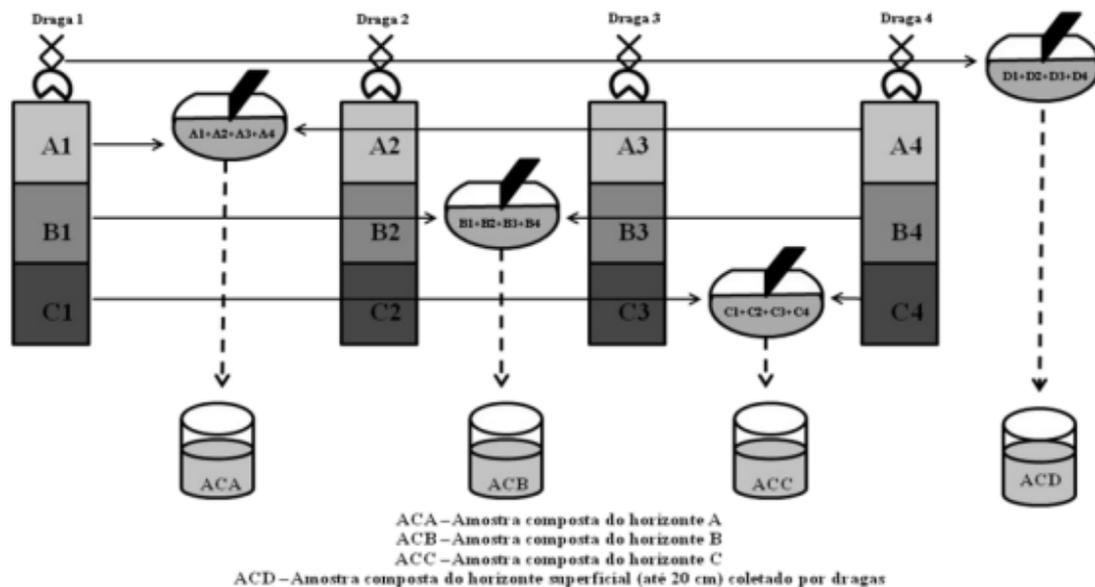
Fonte: adaptado de Monte (2017).

A manutenção dos canais de navegação estuarinos obriga à execução da dragagem, fomentando o contínuo processo de expansão portuária. Embora estudos prévios relatem que a dragagem reduz a carga total de nutrientes em curto prazo (ZHANG *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2017), há impactos no habitat aquático, nos organismos e na biodiversidade. Além disso, ocorrem alterações no padrão de circulação, poluição secundária do ambiente por substâncias tóxicas existentes em depósitos sedimentares, resuspensão, transporte de sedimentos e alterações na turbidez e na qualidade de água (GUSTAVSON *et al.*, 2008; CASTRO & ALMEIDA, 2012; SILVA & GOMES, 2012).

Um importante marco para o arcabouço legal e para a estrutura normativa no que tange aos sedimentos no contexto da qualidade ambiental é a Resolução CONAMA nº 454/2012, promulgada em 1º de novembro de 2012, a qual orienta para procedimentos referenciais no gerenciamento do material a ser dragado em corpos d'água em território nacional (BRASIL, 2012). Segundo essa Resolução, o empreendedor a realizar procedimentos de dragagem deve optar por caracterizar o material a ser dragado por meio de amostragens simples ou por meio de amostras compostas que sejam representativas de uma Unidade de Caracterização de Dragagem (UCD), de acordo com as características da coluna de sedimento a ser dragada.

A ilustração abaixo (Figura 8) demonstra uma hipótese, na qual a amostragem atinge uma coluna sedimentar com espessura de 3 metros, sendo que cada amostra composta deve ser obtida a partir de 4 amostras simples por horizonte. Desse modo, ao fim, serão geradas 3 amostras compostas. Cada amostra composta resultará da mistura de quantidades iguais de material oriundo das amostras simples. Especificamente para esses casos, recomenda-se que os ensaios ecotoxicológicos sejam realizados unicamente na amostra superficial (BRASIL, 2012).

Figura 8 - Unidades de Caracterização de Dragagem (UCD).



Fonte: BRASIL, 2012.

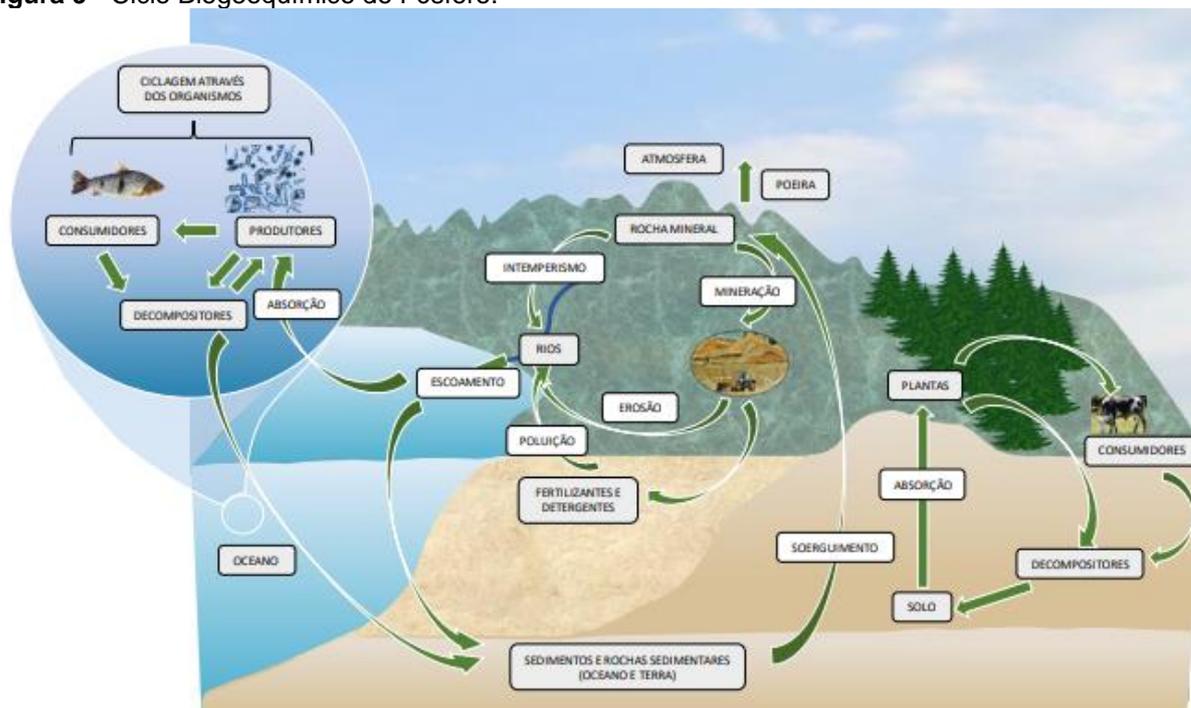
O caso ilustrativo exibido acima não é responsável pela definição dos horizontes a serem coletados a cada metro, tampouco determina se devem apresentar as mesmas espessuras. Nesse sentido, cada obra de dragagem específica deverá

estabelecer o plano de amostragem de acordo com a área e volume a serem dragados e com o equipamento de dragagem, assim como as características da região. As UCD devem dividir a área a ser dragada, em volumes de material com características granulométricas uniformes e níveis de contaminação semelhantes (BRASIL, 2012).

5.5 Fósforo em Estuários

O elemento fósforo (P) constitui o grupo de nutrientes essenciais à vida, e possui um ciclo biogeoquímico (Figura 9) de destaque em ambientes costeiros, bem como em diferentes graus de impactos induzidos pelo homem, sendo indispensável para a formação da matéria orgânica (BERBEL, 2008). A origem natural do P na água ocorre por diversas maneiras, como decomposição da matéria orgânica, intemperismo e dissolução de corpos rochosos, processos erosivos na bacia de contribuição, assoreamento, intensidade das trocas entre sedimento e coluna d'água, e processos de lixiviação do solo, apesar da relativa escassez na crosta terrestre e disponibilidade naturalmente baixa (ESTEVES, 2011; PIVELLI & KATO, 2005; VON SPERLIN, 2007).

Figura 9 - Ciclo Biogeoquímico do Fósforo.



Fonte: adaptado de Lusk (2015).

Em condições naturais, o P ocorre sob as seguintes formas: P inorgânico não apatítico, P inorgânico apatítico e P orgânico. Todas as formas ou frações de fosfato são essenciais, mas o fosfato inorgânico dissolvido (ou ortofosfato, ou fosfato reativo) é o mais importante por ser a principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos (RICKLEFS, 2010). Em ambiente aquático, os ortofosfatos podem estar

sob diferentes formas iônicas em função do pH do meio: H_3PO_4 (em condições de muita acidez), H_2PO_4^- (em condições neutras), HPO_4^{2-} (sob condições básicas ou alcalinas) e PO_4^{3-} (forma molecular mais simples de fosfato, sob condições extremamente básicas ou alcalinas) (JUN, JIANTONG & YOUNGDING 2008).

Biologicamente, o P é assimilado somente na forma de fosfato. O fosfato em ecossistemas aquáticos dispõe de origens naturais e artificiais (VAROL, 2013). O fosfato liberado naturalmente é carregado pelas águas de escoamento superficial e adentra em corpos d'água sob a forma solúvel, ou adsorvido às argilas. Evidentemente, a forma adsorvida refere-se à via mais importante de acesso de fosfato aos ecossistemas aquáticos tropicais, considerando a frequência de solos argilosos (ESTEVES, 2011). O transporte desse elemento possibilita a alteração da disponibilidade biológica e do fluxo para as áreas costeira e oceânica. De todo modo, o ciclo e a disponibilidade do P em estuários dependem de sua especiação (BIANCHI, 2007).

Estima-se que cerca de 80% do P é perdido na cadeia de abastecimento, desde a extração até o uso no setor agrícola, sendo que grande parte acaba em corpos hídricos, levando à poluição por nutrientes. Portanto, considera-se que as taxas de retorno do P ao seu ciclo biogeoquímico estejam gradativamente reduzidas em comparação com as suas perdas, ocasionando impactos na disponibilidade das suas fontes naturais e na qualidade das águas, por consequência do processo de eutrofização (CORDELL, 2017).

Muitos são os estudos relacionados às formas de P nos sedimentos aquáticos, tendo em vista que mais de 90% do P transportado pelos rios para estuários e águas costeiras está associado a sólidos em suspensão (JORDAN *et al.*, 2008). Os sedimentos são ativos nos ciclos biogeoquímicos dos nutrientes e agem na remobilização, retenção e biodisponibilidade destes em processos de oxidação da matéria orgânica, em seu teor e nos processos de adsorção, principalmente por origens ligadas ao grande crescimento populacional e industrial (MANAHAN, 2005; GASPAR *et al.*, 2013). Percorrendo os rios até o estuário, o P é geralmente dessorvido de sedimentos suspensos pelo aumento da salinidade e posterior competição de outros ânions para locais de sorção (LEBO, 1991; HOWARTH & MARINO, 2006).

A dinâmica do P está diretamente relacionada aos sedimentos aquáticos. O potencial redox (Eh) reflete a capacidade do ambiente em oxidar ou reduzir os compostos nos sedimentos, particularmente os poluentes, sendo um fator primordial

para a biodisponibilidade de P (BATURIN, 2003). Além do Eh, a retenção ou liberação a partir do sedimento estão relacionadas ao potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, atividade microbiana, concentrações de P e presença dos cátions Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+} na água intersticial. Em corpos hídricos, a concentração de fosfatos na coluna d'água é dependente de fatores, como a concentração de oxigênio dissolvido, a relação entre espécies químicas de fósforo e o par redox Fe(II)/Fe(III) (RUTTENBERG, 2014).

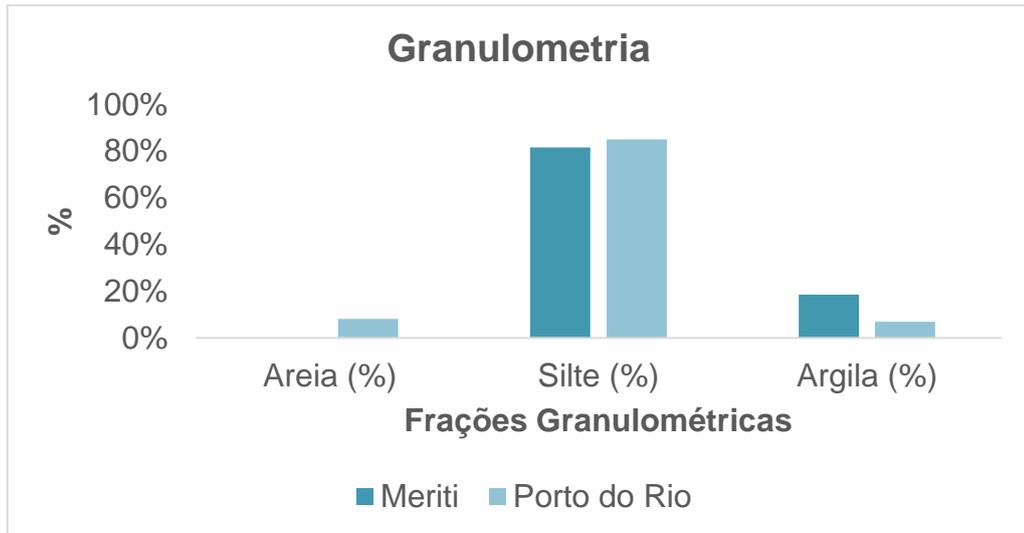
A contribuição do processo de remobilização de nutrientes dos sedimentos para a coluna d'água é muito mais representativa do que a contribuição dos esgotos domésticos (CUNHA & WASSERMAN, 2003; OLIVEIRA, 2010). Portanto, faz-se indispensável a determinação da relação entre a composição dos sedimentos e o fosfato a ele ligado, a fim de avaliar o potencial deste compartimento em liberar P para a fase aquosa (PROTAZIO, TANAKA & CAVALCANTE, 2004).

6. RESULTADOS

6.1 Granulometria

Os sedimentos são agrupados por frações granulométricas, tendo sido três frações granulométricas identificadas, areia (2mm – 0,053mm), silte (0,053mm – 0,002mm) e argila (<0,002mm). Os sedimentos analisados por este estudo são essencialmente compostos por partículas finas. Os dois pontos de coleta apresentam predominância eminente de grãos na fração silte. Entretanto, os sedimentos do Meriti são caracterizados por partículas finas, dispondo percentuais mais elevados em argila, tal como ausência de grãos na fração areia. Enquanto no Porto do Rio ocorrem partículas na fração areia, percentuais mais elevados de silte e percentuais menos elevados de argila em relação ao Meriti. As porcentagens da granulometria estão dispostas na Figura 10.

Figura 10 - Percentuais das frações granulométricas dos pontos de coleta na Baía de Guanabara – RJ.

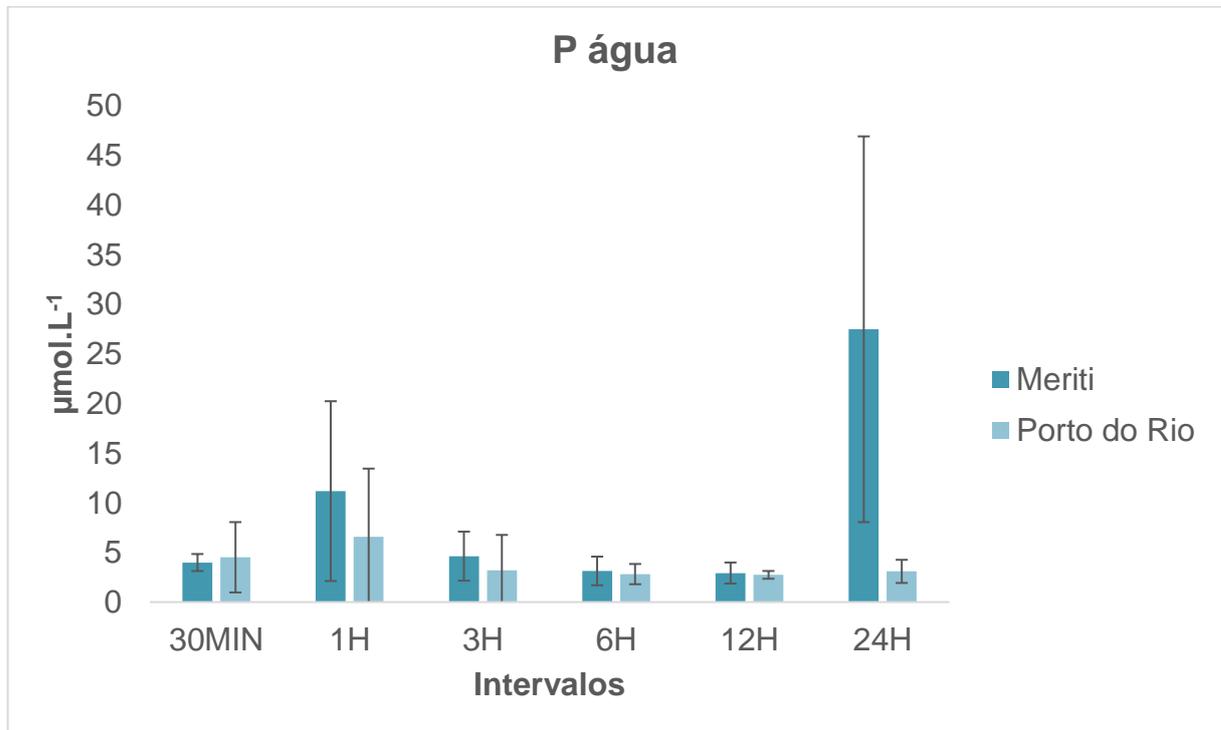


Fonte: autor (2022).

6.2 Fósforo na Água

As concentrações de P na água estão expressas em $\mu\text{mol/L}$, conforme os seis intervalos de tempo analisados (Figura 11). Para ambos os pontos de coleta não foram geradas informações sobre o tempo inicial (T-0), das condições *in natura*. Os maiores valores de P na água foram encontrados no ponto de coleta de Meriti. Este ponto apresentou tendência de aumento de 30min para 1h e, posteriormente, apresentou tendência de queda 3h e 12h, seguida de tendência de aumento nas concentrações em 24h. Já o ponto de coleta do Porto do Rio apresentou crescimento apenas de 30min para 1h, prosseguida por uma tendência de redução até 24h.

Figura 11 - Concentração de Fósforo na água (P água) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.

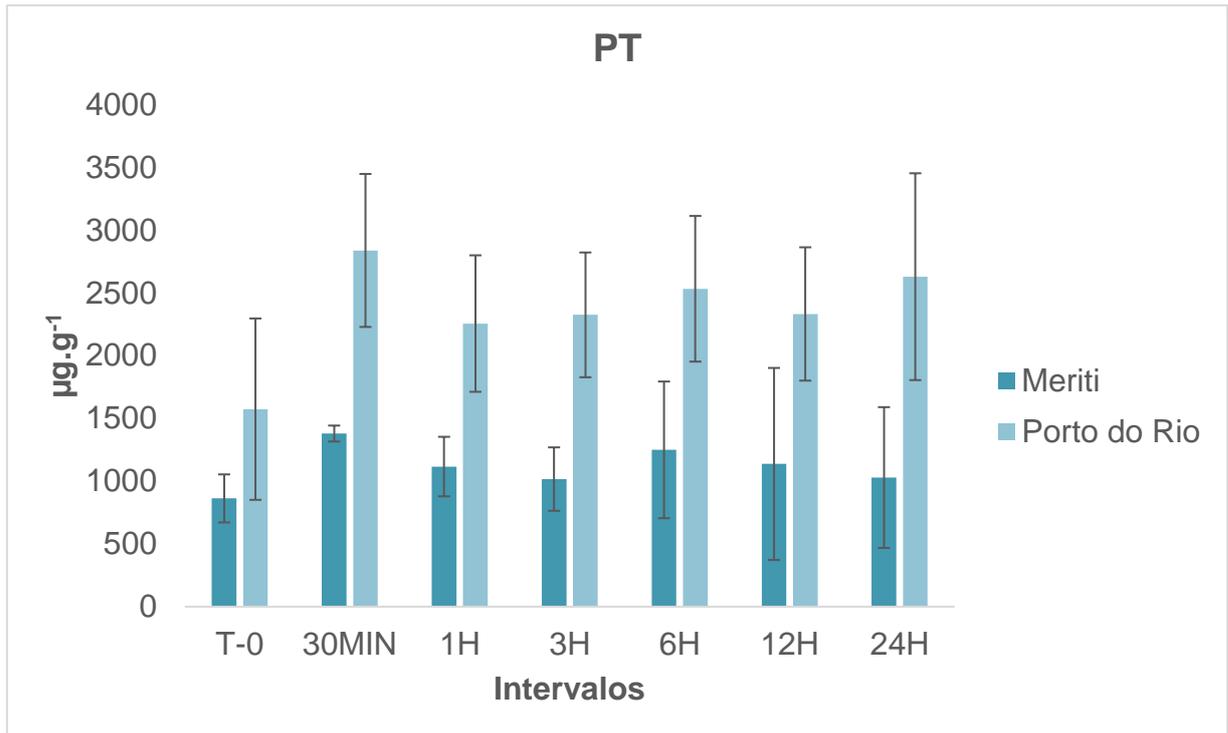


Fonte: autor (2022).

6.3 Fósforo Total

As concentrações de P total estão expressos em $\mu\text{g/g}$, de acordo com os seis intervalos de tempo avaliados e o sedimento antes da ressuspensão (Figura 12). Dentre os pontos analisados, o Porto do Rio exibiu concentrações mais elevadas em relação a Meriti. O ponto de coleta Meriti apresenta tendência de aumento do tempo inicial (T-0) para 30min, seguido de decréscimo até 3h. Após isso, há um ligeiro aumento em 6h, prosseguido de um novo decrescimento em 12h e estabilização em 24h. De modo geral, há discreta tendência de aumento após a ressuspensão, visto que em 24h a média atingida ultrapassa a média do T-0. O ponto de coleta do Porto do Rio, por sua vez, há uma tendência de aumento de T-0 para 30min e, posteriormente, ocorre relativa estabilidade entre 1h e 12h, com tendência de aumento em 24h.

Figura 12 - Concentração de Fósforo Total (PT) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.

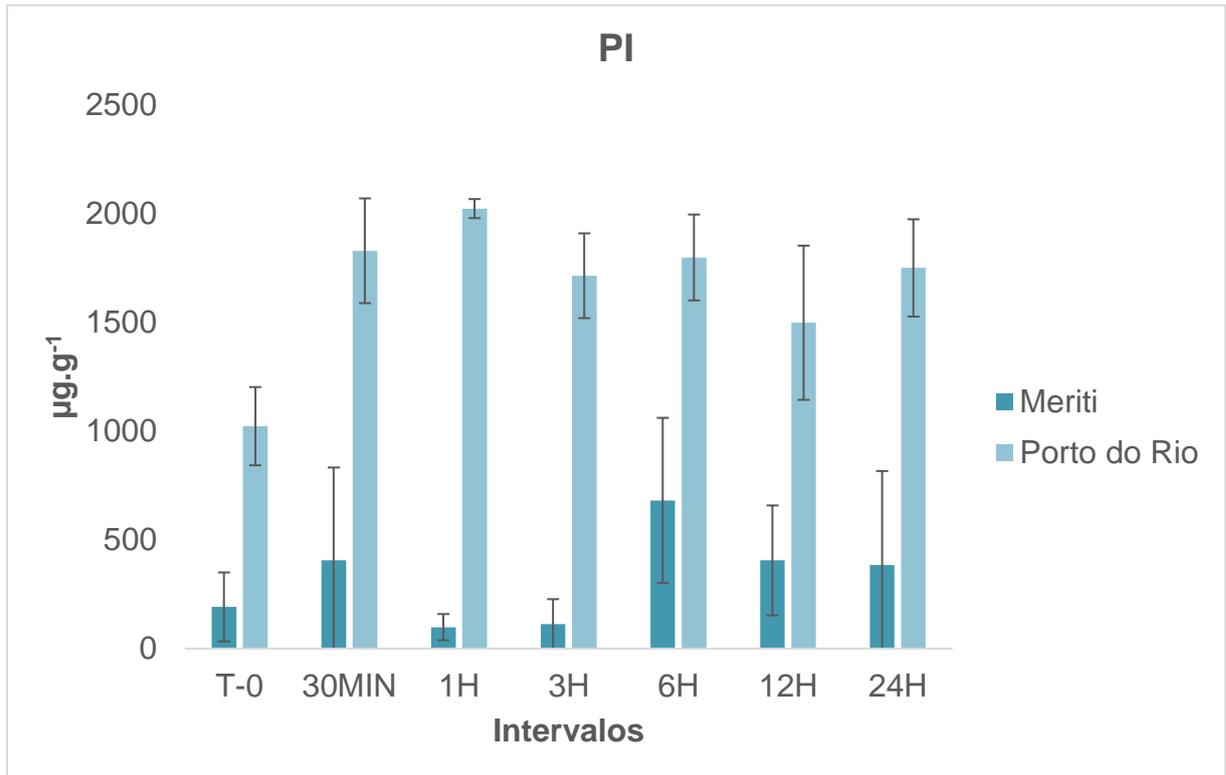


Fonte: autor (2022).

6.4 Fósforo Inorgânico

Os valores de P inorgânico estão expressos em $\mu\text{g/g}$, conforme os sete intervalos de tempo (Figura 13). As concentrações encontradas em Porto do Rio são bem mais expressivas das que foram identificadas em Meriti. O ponto de coleta de Meriti apresenta tendência de aumento nas concentrações entre T-0 e 30min, seguido de decréscimo nas concentrações em 1h e estabilização em 3h. Em geral, este ponto apresenta oscilação nas concentrações com tendência de um discreto aumento após a ressuspensão. No o ponto de coleta do Porto do Rio, apresenta uma tendência de aumento em 30min e atinge o ápice em 1h. Após isso, ocorre oscilação entre 3h e 12h, finalizando com tendência de aumento em 24h em relação a antes da ressuspensão.

Figura 13 - Concentração de Fósforo Inorgânico (PI) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.

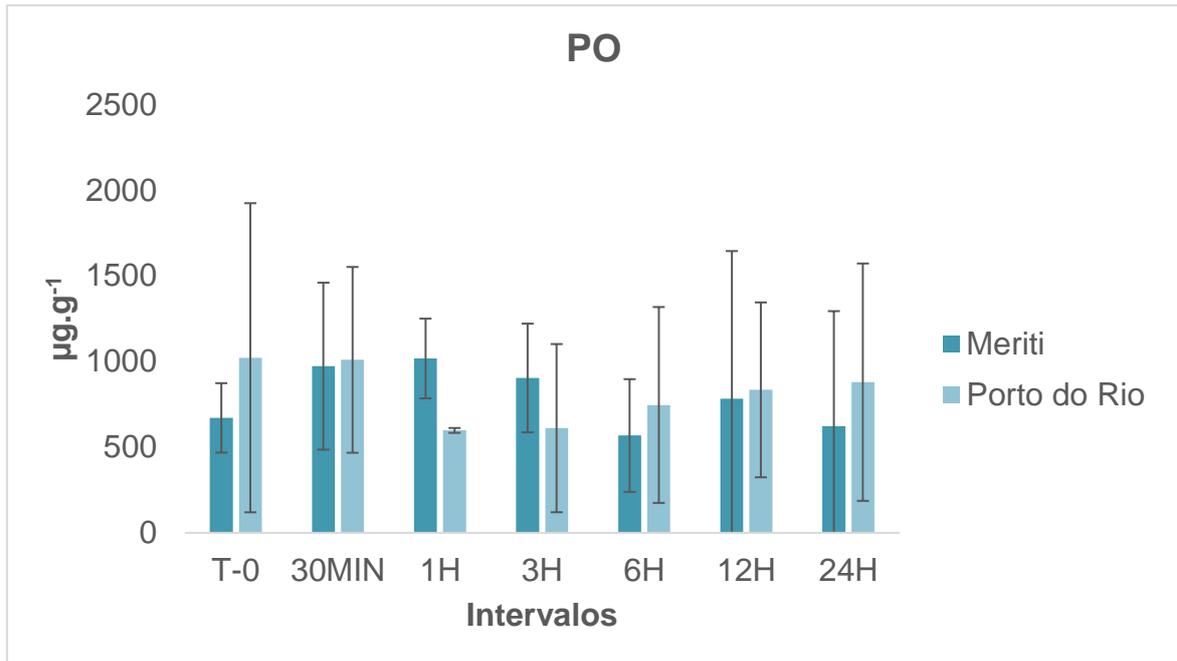


Fonte: autor (2022).

6.5 Fósforo Orgânico

As concentrações de P orgânico estão expressas em $\mu\text{g/g}$, analisadas conforme os sete intervalos temporais (Figura 14). Em relação aos pontos, o Porto do Rio apresentou concentrações maiores do que o Meriti antes e após a ressuspensão. O Meriti apresentou tendência de aumento nas concentrações de T-0 a 1h, entretanto nos outros intervalos houve oscilação nas concentrações, com tendência de decréscimo após 24 horas de ressuspensão. No Porto do Rio, ocorre relativa estabilidade de T-0 para 30min, com posterior decréscimo em 1h e estabilidade em 3h. Apesar de relativo crescimento em 6h e 12h, há tendência de redução em 24h.

Figura 14 - Concentração de Fósforo Orgânico (PO) nos pontos de coleta Meriti e Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.

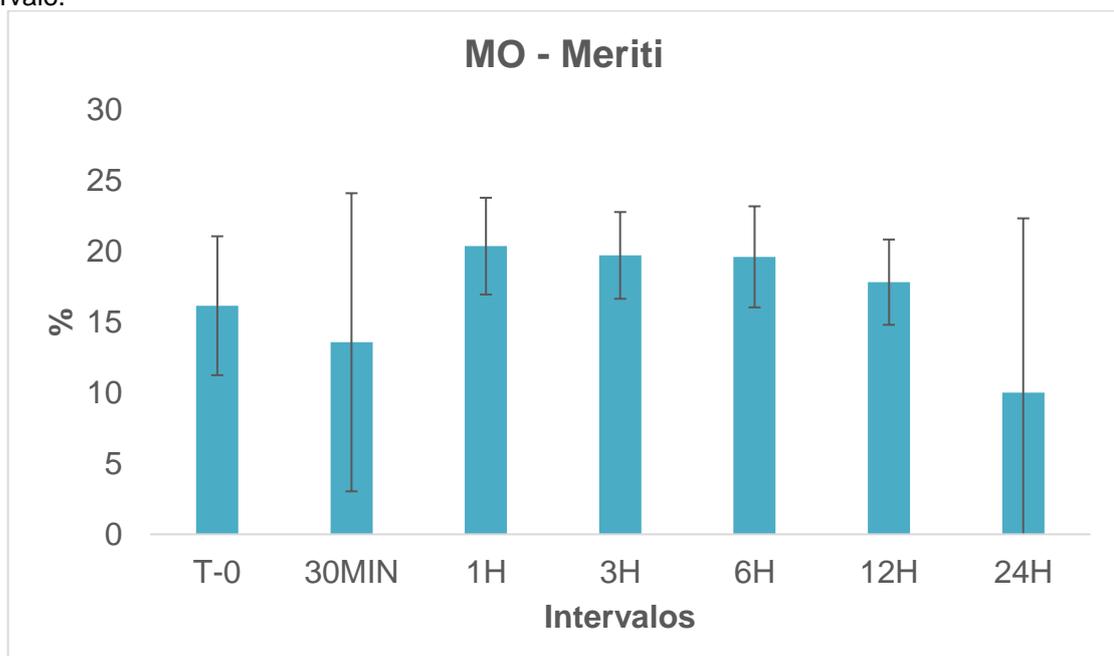


Fonte: autor (2022).

6.6 Matéria Orgânica

A matéria orgânica (MO) do ponto de coleta de Meriti apresenta tendência de redução nas concentrações de T-0 para 30min. Em seguida, ocorre crescimento para 1h. Desse intervalo até 6h há relativa estabilização, até um decréscimo considerável em 12h, finalizando com tendência de redução em 24h. As porcentagens de MO de Meriti estão dispostas na Figura 15.

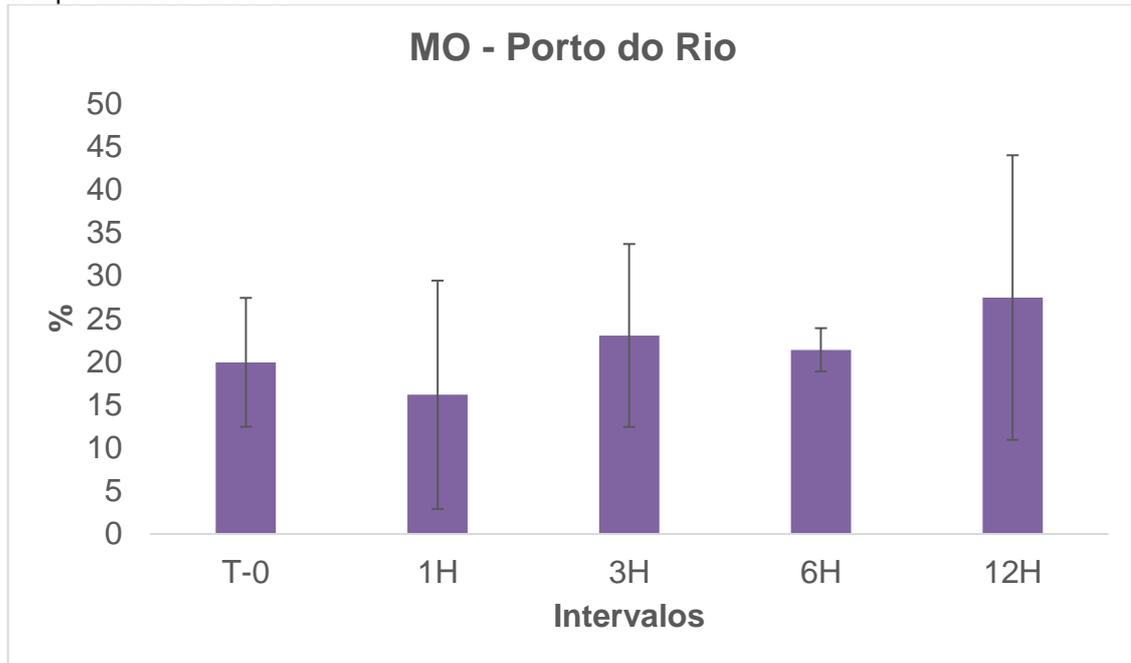
Figura 15 - Percentuais de Matéria Orgânica (MO) no ponto de coleta Meriti, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.



Fonte: autor (2022).

No Porto do Rio não foi possível gerar dados de MO para os intervalos de 30min e 24h, devido à intercorrências no laboratório. Há uma tendência de queda de T-0 para 1h. Posteriormente, uma tendência de aumento para 3h e uma nova tendência de queda em 6h, finalizando com tendência de aumento nas concentrações em 12h. As porcentagens de MO do Porto do Rio estão dispostas na Figura 16.

Figura 16 - Percentuais de Matéria Orgânica (MO) no ponto de coleta Porto do Rio, na Baía de Guanabara-RJ. As barras principais representam a média e as barras de erro representam o erro padrão para cada intervalo.



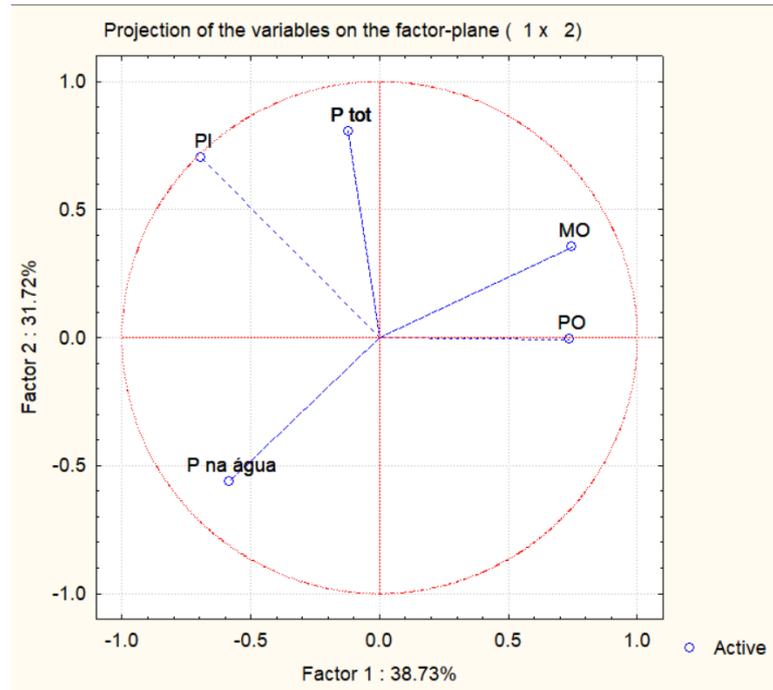
Fonte: autor (2022).

6.7 Análises Estatísticas

Foi calculado coeficiente de correlação de Spearman, atribuído para avaliar a relação monotônica existente entre duas variáveis contínuas. Para o ponto de coleta de Meriti não foi possível identificar nenhuma correlação significativa. Entretanto no Porto do Rio, verificou-se forte correlação entre P na água e PI ($R= 0,86$), indicando que a ressuspensão provocou o aumento do PI a partir da captura do P na água.

Além disso, foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP), utilizada para reduzir a dimensionalidade de um conjunto de dados interrelacionados com um grande número de variáveis. A ACP para o ponto de coleta de Meriti está disposta na Figura 17. O plot mostra que os fatores 1 e 2 são responsáveis por mais 60% dos resultados da análise, indicando parâmetros mais dispersos, sugerindo pequena relação entre MO e PO, assim como entre PT e PI.

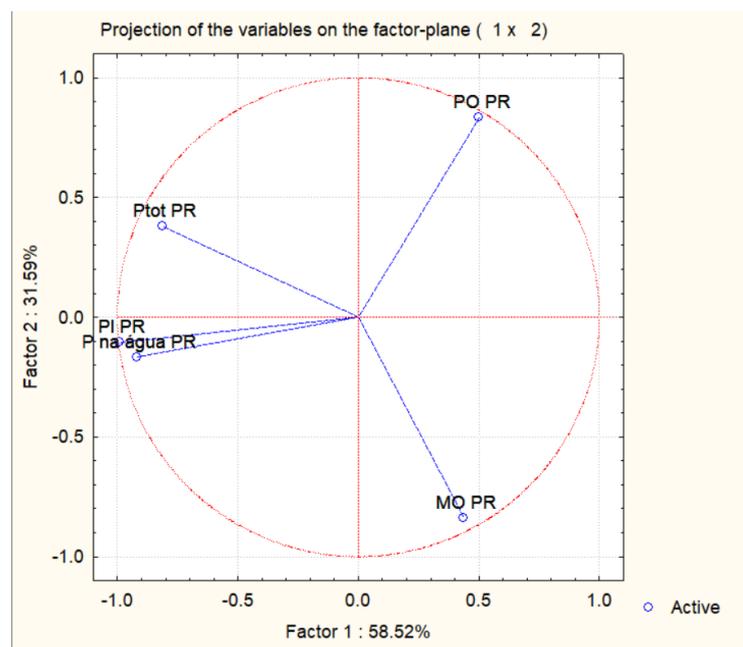
Figura 17 - Plotagem da Análise dos Componentes Principais (ACP) para Meriti, Baía de Guanabara-RJ.



Fonte: autor (2022).

Na Figura 18, encontra-se disposto a ACP para o ponto de Porto do Rio. Na plotagem, os fatores 1 e 2 são responsáveis por mais de 90% dos resultados, indicando que há relação entre os parâmetros P na água e PI, os quais apresentam comportamentos semelhantes. Enquanto os demais parâmetros apresentam dispersão.

Figura 18 - Plotagem da Análise dos Componentes Principais (ACP) para Porto do Rio, Baía de Guanabara-RJ.



Fonte: autor (2022).

7. DISCUSSÃO

O presente estudo demonstrou que no Meriti há uma tendência de aumento de P na água e PT no sedimento. A maior contribuição do PT provém do PI, o qual sugere que há captura do P liberado no meio aquoso. O inverso ocorre no PO, que apresentou tendência de redução e, conseqüentemente, menor contribuição, ou seja, a ressuspensão provocou aumento nas concentrações de P na água, o que sugere o aumento da biodisponibilidade de P.

O Porto do Rio apresenta tendência de aumento das concentrações de PT, com maior contribuição do PI e tendência de redução em PO, assim como o P na água há redução após a ressuspensão. Nesse caso a ressuspensão, sugere uma suposta “melhora” nos padrões da água em relação à biodisponibilidade do P. O que pode estar relacionado à granulometria do sedimento e à matéria orgânica disponível.

Segundo o estudo realizado por Muniz (2020) em áreas da Baía de Guanabara, identificou tendência de aumento crescente em concentrações de PT e de PI em todos os locais de coleta, incluindo as águas superficiais (com exceção de águas mais próximas ao mar) e sedimentos de fundo, que representaram fonte de nutrientes para a coluna d'água.

De acordo com Marino (2011), a Baía de Guanabara dispõe uma grande diversidade de classes granulométricas, contudo a região mais interna e, conseqüentemente, protegida da ação das ondas e correntes de marés, abriga sedimentos muito finos, predominando os sedimentos compostos por silte e argila. De modo geral, a granulometria dos pontos de coleta de Meriti e Porto do Rio apresentam predominância em frações finas, com percentuais de silte acima de 80% em ambos os pontos. Concomitantemente, os estudos de Nascimento (2018), realizados na Baía de Guanabara, também exibiram grãos predominantemente finos, com destaque para a fração silte.

Entretanto, o Porto do Rio apresentou percentual de areia, que segundo Baptista-Neto *et al.* (2006) é atribuído a ação hidrodinâmica das ondas e marés, indicadas pelas ondas de areia, produzidas pelas encostas mais íngremes voltadas para a baía, o que mostra a progressão das ondas, transportando areia para a baía. O transporte das ondas se dá pelas ondas conhecidas como *Sweel* e pelas correntes de marés. As ondas estão associadas a eventos meteorológicos como as tempestades (BAPTISTA-NETO *et al.*, 2006).

O P na água em Meriti apresentou grande variação após a ressuspensão, com valores entre 2,9 e 27,49 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, enquanto no Porto do Rio os valores mantiveram-se relativamente estáveis, entre 2,82 e 6,6 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. De acordo com a resolução Conama 357, que não contempla atividades de dragagem, o valor máximo permitido para a concentração do P na água em corpos hídricos com influência salina é de 0,062 mg.L^{-1} (ou 5,48 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) (BRASIL, 2005). Desse modo, se usasse a Resolução 357/05 como parâmetro para água após a ressuspensão, a média de P no Porto do Rio estaria em conformidade com a norma (4,71 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), contudo no Meriti a média ultrapassaria o valor recomendado após a ressuspensão.

Ao analisar o estuário do Rio Jaguaribe, Eschrique (2007) encontrou valores de P na água até o valor máximo de 6,6 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Na pesquisa de Coelho (2011), executada no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, os valores obtidos atingiram o valor máximo de 12,5 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. No estudo de Travassos (2011), no estuário do rio Botafogo, foram encontradas concentrações variando entre 0,25 e 5,68 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. O estudo de Motta (2018), no estuário do rio Itamambuca, relatou valores entre 2,23 e 5,49 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Em comum, são estuários que recebem aporte de esgoto doméstico, que é uma das principais fontes de P na água da Baía de Guanabara. De acordo com Chen. (2019), houve aumento de P na água após os processos ressuspensão.

No Porto do Rio, o decréscimo nas concentrações após a ressuspensão indica que há a remoção para o sedimento, o que diminui a biodisponibilidade, sugerindo que a granulometria, a mineralogia e o percentual de matéria orgânica podem influenciar nessa captura. De acordo com Bostrom *et al.* (1988), um dos mecanismos responsáveis pela transferência do P da coluna d'água para o sedimento seria a sedimentação do P detrítico proveniente da coluna d'água, como feldspato. Esse mecanismo pode ter atuado durante o processo de ressuspensão.

No Meriti houve aumento de P na água após a ressuspensão, indicando que há transferência de P no sedimento para a água, na qual há biodisponibilidade e o possível risco à biota. Essa transferência pode estar relacionada aos processos de dessorção e mineralização (BERBEL, 2008). Os dados acerca do P na água em outros ambientes estuarinos encontram-se sistematizados na Tabela 2.

Tabela 2 - Concentração de P na água em sedimentos superficiais de corpos hídricos estuarinos do Brasil.

Autor	Localização	Concentração ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)
--------------	--------------------	---

Eschrique (2007)	Estuário do Rio Jaguaribe	máximo de 6,6
Coelho (2011)	Complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape	máximo de 12,5
Travassos (2011)	Estuário do rio Botafogo	entre 0,25 e 5,68
Motta (2018)	Estuário do rio Itamambuca	entre 2,23 e 5,49
Autor (2022)	Estuário da Baía de Guanabara	entre 2,9 e 27,49 (Meriti) entre 2,82 e 6,6 (Porto do Rio)

Fonte: autor (2022).

Além disso, os estudos de Forte Neto *et al.* (2014) no Porto de Aratú, na Baía de Todos os Santos, avaliaram o comportamento do P na água quando submetido a processos de dragagem. As concentrações indicadas pelo estudo foram de 1,41 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (pré-dragagem), 3,97 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (durante a dragagem) e 3,44 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (após a dragagem), comportamento semelhante ao encontrado no Meriti.

O PT no Meriti variou entre 862,1 e 1378 $\mu\text{g.g}^{-1}$, enquanto o Porto do Rio apresentou concentrações mais elevadas, com variação entre 1573 e 2837 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Segundo a Conama 454/12 para materiais dragados, a concentração máxima permitida para PT é de 2000 mg/kg (BRASIL, 2012). Considerando esta resolução, alguns pontos do Porto do Rio excedem a concentração máxima recomendada.

De acordo com Abreu (2004), os sedimentos superficiais do estuário do rio Jaguaribe apresentaram concentrações de PT que não ultrapassavam 150 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Também na baía de Guanabara, no canal do Mangue, próximo ao local deste estudo, Arruda Rangel *et al.* (2016) encontraram valores entre 44 e 709 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Massari (2018), no seu estudo, apresentou entre 48 e 889 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em sedimentos estuarinos do rio Piauí. Enquanto no estuário do rio Amazonas, Souza *et al.* (2021) identificaram concentrações entre 100 e 370 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Esses autores relataram que a principal fonte de poluição dessas áreas é o desenvolvimento urbano e expansão urbana, que fomentam o despejo de efluentes sem o devido tratamento.

Superando as concentrações identificadas neste estudo, valores ainda mais expressivos foram descritos na pesquisa de Quinelato *et al.* (2021) no estuário do rio

Caraíba, cujas concentrações atingiram até 5990 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Esses autores relatam fontes diversificadas de poluição, com destaque ao lançamento de efluentes domésticos sem tratamento e a expansão da agricultura regional, que apresentou crescimento de 68,20% dentre os anos analisados.

Os estudos em estuários apresentaram grandes concentrações de PT em sedimentos. De acordo com Spetter (2006), as concentrações variaram entre 500 e 1200 $\mu\text{g.g}^{-1}$, no estuário de Bahía Blanca (Argentina). Na Baía de Bengala (Índia), Mohanty *et al.* (2018) relataram concentrações entre 469 e 1219 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Watson *et al.* (2018) constataram valores que variaram entre 601 e 1366 $\mu\text{g.g}^{-1}$, no estuário do rio Columbia (EUA). Os autores relatam que são muitas as fontes antrópicas de poluição, como a agricultura, lançamento de esgoto doméstico e a existência de portos.

Segundo Chen (2019), a dragagem feita por dragas, e não por sucção, foi capaz de liberar PT na água, enquanto a dragagem feita por sucção foi capaz de incorporar o P ao sedimento em condições de vento. Os dados comparativos estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Concentração de PT em sedimentos superficiais in natura de corpos hídricos estuarinos do Brasil e do mundo.

Autor	Localização	Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
Abreu (2004)	Estuário do rio Jaguaribe	máximo de 150
Massari (2018)	Estuário do rio Piauí	entre 48 e 889
Souza et al. (2021)	Estuário do rio Amazonas	entre 100 e 370
Quinelato et al. (2021)	Estuário do rio Caraíba	máximo de 5990
Spetter (2006)	Estuário de Bahía Blanca (Argentina)	entre 500 e 1200
Mohanty et al. (2018)	Baía de Bengala (Índia)	entre 469 e 1219
Watson et al. (2018)	Estuário do rio Columbia (USA)	entre 601 e 1366
Autor (2022)	Estuário da Baía de Guanabara	entre 862,1 e 1378 (Meriti) entre 1573 e 2837 (Porto do Rio)

Fonte: autor (2022).

As concentrações de PI variaram entre 98,5 e 680,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$, no Meriti, e entre 1021 e 2021 $\mu\text{g.g}^{-1}$, no Porto do Rio. Foram identificadas concentrações entre 25,49 e 58,07 $\mu\text{g.g}^{-1}$ por Paula Filho (2004), no estuário do rio Jaguaribe. Estudos de Marins, Paula Filho & Rocha (2007), também realizadas no estuário do rio Jaguaribe, apresentaram concentrações entre 43 e 124,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Para o estuário do rio São Francisco, Santos (2007) relatou concentrações entre 68 e 296 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Na baía de Babitonga, Fontana (2008) encontrou concentrações entre 68,47 e 297,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Os autores relatam que os esgotos urbanos, a agricultura e a pecuária são as principais fontes de P. Na tabela 4 estão expressos os dados sistematizados.

Tabela 4 - Concentração de PI em sedimentos superficiais in natura de corpos hídricos estuarinos do Brasil.

Autor	Localização	Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
<i>Paula Filho (2004)</i>	Estuário do rio Jaguaribe	entre 25,49 e 58,07
<i>Marins, Paula Filho & Rocha (2007)</i>	Estuário do rio Jaguaribe	entre 43 e 124,8
<i>Santos (2007)</i>	Estuário do rio São Francisco	entre 68 e 296
<i>Fontana (2008)</i>	Baía de Babitonga	68,47 e 297,5
<i>Autor (2022)</i>	Estuário da Baía de Guanabara	entre 98,5 e 680,8 (Meriti) entre 1021 e 2021 (Porto do Rio)

Fonte: autor (2022).

O PO apresentou variações nas concentrações entre 568,1 e 1017 $\mu\text{g.g}^{-1}$, em Meriti, e entre 597,7 e 1021 $\mu\text{g.g}^{-1}$, no Porto do Rio. Foram identificadas concentrações entre 57,5 e 68,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$ por Paula Filho (2004), no estuário do rio Jaguaribe. A pesquisa de Marins, Paula Filho & Rocha (2007), também no estuário do rio Jaguaribe, constatou concentrações entre 25,5 e 58,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Nos estudos de Santos (2007), foram descritas concentrações entre 5 e 255 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Na baía de Babitonga, Fontana (2008) identificou concentrações entre 3,70 e 251,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Essas informações encontram-se sistematizadas abaixo, na Tabela 5.

Tabela 5 - Concentração de PO em sedimentos superficiais in natura de corpos hídricos estuarinos do Brasil.

Autor	Localização	Concentração ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
<i>Paula Filho (2004)</i>	Estuário do rio Jaguaribe	entre 57,5 e 68,12

Marins, Paula Filho & Rocha (2007)	Estuário do rio Jaguaribe	entre 25,5 e 58,1
Santos (2007)	Estuário do rio São Francisco	entre 5 e 255
Fontana (2008)	Baía de Babitonga	entre 3,70 e 251,6
Autor (2022)	Estuário da Baía de Guanabara	entre 568,1 e 1017 (Meriti) entre 597,7 e 1021 (Porto do Rio)

Fonte: autor (2022).

Além disso, importantes constatações foram feitas em estudos realizados previamente acerca do comportamento do fósforo submetido a eventos de ressuspensão sedimentar, considerando a biodisponibilidade de P para a floração de algas (DAPENG *et al.*, 2011); as modificações das concentrações de P em relação à profundidade (NI, WANG & WANG 2016; LI *et al.*, 2019; WU *et al.*, 2020; LAN *et al.*, 2021); e os processos de adsorção e dessorção de P a partir da ressuspensão de sedimentos (WANG *et al.*, 2021).

Em um canal, a pesquisa de Dapeng *et al.* (2011) concluiu que o P disponível para as algas apresentou aumento sob condições de ressuspensão dos sedimentos em relação às condições estáticas. Além disso, ocorreu aumento do P dissolvido após os eventos de ressuspensão.

O estudo realizado por Li *et al.* (2019), em cinco lagos rasos na China, constatou que houve troca de P entre os sedimentos e a coluna d'água, bem como os teores de PT, o PI e o PO reduziram gradativamente de acordo com o aumento da profundidade dos sedimentos. Além disso, foi inferido que o PT está positivamente correlacionado com o P na água. A percepção dessa correlação também foi relatada estudos de Ni, Wang & Wang (2016), assim como os dados presentes neste estudo para o Porto do Rio.

Wu *et al.* (2020) mostraram que os detritos de P constituíram a maior forma de P, apesar de que o PO representa 51% do P biodisponível no estuário do rio Changjiang (China), em estudos sobre ressuspensão de sedimentos induzida por tempestade. No estuário do rio Pearl, Lan *et al.* (2021) constataram que o P reativo particulado suspenso é mais expressivo em zonas superficiais em relação à parte inferior a montante, e o inverso ocorre na jusante. Já Wang *et al.* (2021), em estudos

no estuário do rio DuLiuJiangHe (China), notaram que a quantidade relativa de P absorvido diminuiu com o aumento da ressuspensão dos sedimentos, enquanto a quantidade de P dessorvido aumentou linearmente com a concentração de sedimentos em suspensão.

Grandes concentrações de MO são mais significativas em sedimentos com predominância de frações finas, tais como os encontrados em estuário médio, pois o tamanho desses grãos é típico desse ambiente de deposição (ESCHRIQUE, 2007). Os teores de sedimentos finos, bem como de MO são parâmetros ambientais que apresentam afinidade com as frações de P (LIMA *et al.*, 2019). Desse modo, percebeu-se uma relação inversamente proporcional entre as concentrações de MO e P no sedimento.

Nos pontos de amostragem, os percentuais de MO de Meriti oscilaram entre 10 e 20,4%, enquanto no Porto do Rio os percentuais oscilaram entre 16,2 e 27,5%, que está de acordo com estudos prévios feitos na Baía de Guanabara (COVELLI *et al.*, 2012; MONTE *et al.*, 2019). O estudo de Eschrique (2007), no estuário do rio Jaguaribe, constatou percentuais entre 0,0 a 0,4%. Coelho (2011) apresentou em seu estudo, que as concentrações de MO variaram entre 0,10 e 16,20%. Para o estuário do Capibaribe, foram descritos percentuais entre 3,58 e 23,24% por Resende (2015). No estuário de Bahía Blanca (Argentina), Spetter *et al.* (2020) relataram percentuais entre 10,96 e 15,61%. Esses autores relatam que esgotos não tratados e o despejo de hidrocarbonetos derivados do petróleo, do carvão e da biomassa vegetal têm contribuído para o aumento de MO.

Em relação à ressuspensão não houve uma tendência definida, seja de aumento, seja de decréscimo nas concentrações. Sugerindo que a ressuspensão não capaz de modificar a MO, o que pode estar ligado ao ambiente eutrofizado que é a Baía de Guanabara. Os dados comparativos estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 - Porcentagens de MO em sedimentos superficiais in natura de corpos hídricos estuarinos do Brasil e do mundo.

Autor	Localização	Percentuais (%)
Eschrique (2007)	Estuário do rio Jaguaribe	entre 0,0 e 0,4
Coelho (2011)	Complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape	entre 0,10 e 16,20
Resende (2015)	Estuário do Capibaribe	entre 3,58 e 23,24

Spetter et al. (2020)	Estuário de Bahía Blanca (Argentina)	entre 10,96 e 15,61
Autor (2022)	Estuário da Baía de Guanabara	entre 10 e 20,4 (Meriti) entre 16,2 e 27,5 (Porto do Rio)

Fonte: autor (2022).

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise temporal da mobilidade do P entre o sedimento e a coluna d'água se demonstrou uma boa ferramenta para a avaliação de riscos ambientais associados ao macronutriente P em áreas estuarinas e portuárias da Baía de Guanabara. Os dois pontos amostrais apresentaram tendência de aumento no PT, com maiores contribuições de PI. O P na água exibiu tendência de crescimento no Meriti, tornando o elemento mais biodisponível no meio, tornando-o passível de processos de eutrofização e conseqüente perda de bens ecossistêmicos.

Apesar de ambos os pontos de amostragem se localizarem na Baía de Guanabara, a dinâmica do P na coluna d'água e no sedimento se mostraram diferentes, indicando que a composição mineralógica e granulométrica do sedimento pode ter influência na biodisponibilidade do P após a ressuspensão em ambientes eutróficos. Além disso, os teores de MO submetidos a eventos de ressuspensão não apresentaram tendência definida, sugerindo que a ressuspensão não foi capaz de oxigenar o ambiente eutrofizado e modificar a MO.

A gestão da água residual de dragagem é muito importante na predição do risco à biota, visto que a ressuspensão foi capaz de aumentar as concentrações de P na água. Apesar dos dados conclusivos, são necessários estudos mais complexos acerca dos ensaios de ressuspensão, incluindo o uso de outros parâmetros, como o estudo sobre a dinâmica de outros nutrientes, orgânicos, etc. Além disso, deve-se ampliar o estudo sobre a relação dos seus possíveis efeitos à exposição da biota, os processos envolvidos, e possíveis remediações.

REFERÊNCIAS

- ABREU I.M. **Distribuição geoquímica de carbono, nitrogênio e fósforo em sedimentos estuarinos do Rio Jaguaribe, CE.** Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal do Ceará, 86p. 2004.
- AMADOR, E.S. **Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais e ecossistemas.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, p. 406, 2012.
- ARRUDA RANGEL, C.M.; BAPTISTA NETO, J.A.; SOARES DE OLIVEIRA, P.; GOMES LIMA, L; MONTEIRO DA FONSECA, E. **Assessment of human effects through phosphorus partitioning in sediments from two catchment basins around Guanabara Bay, SE Brazil.** Environmental Earth Science 75, p. 1215, 2016.
- ASPILA, K.I.; AGEMIAN, H.; CHAU, A.S.Y. **A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments.** Analyst, v. 101, p. 187- 197, 1976.
- AZEVEDO, S.M.F.O. **Toxinas de Cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública.** Medicina online, 1, n. 3, 1998.
- BANCON-MONTIGNY, C. et al. **Seasonal changes of chemical contamination in coastal waters during sediment resuspension.** Chemosphere, 235, 651-661p., 2019.
- BAPTISTA FILHO, L. S.; BAPTISTA NETO, J. A.; ALVES MARTINS, M. V.; GERALDES, M. C. **Sources of pollutants in the northern/ northeast area of Guanabara Bay (SE, Brazil) since the late nineteenth century using lead isotopes and metals concentrations.** Journal of Sedimentary Environments, 4(3), 332–349p., 2019.
- BAPTISTA NETO, J.; GINGELE, F.; LEIPE, T.; BREHME, I. **Spatial Distribution of Heavy Metals in Surficial Sediments from Guanabara Bay.** Environ Geol 49:1051-1063, 2006.
- BARROCAS P.R.; WASSERMAN J.C. **O mercúrio na Baía de Guanabara: uma revisão histórica.** Programa de Pós graduação em Geoquímica, UFF, Niterói, RJ, p. 115-127, 1993.
- BASSET, A.; BARBONE, E.; ELLIOTT, M.; LI, B-L.; JORGENSEN, S. E.; LUCENA-MOYA, P.; PARDO, I.; MOUILLLOT, D. **A unifying approach to understanding transitional waters: fundamental properties emerging from ecotone ecosystems.** Estuarine Coastal and Shelf Science, 132: p. 5–16, 2013.

- BATURIN, G. N. **Phosphorus cycle in the ocean**. *Lithology and Mineral Resources.*, v. 38, n. 2, p. 101-119, 2003.
- BECKER, V. et al. **Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir**. *Water Research*, v. 44, n. 11, 3345-3354 p., 2010.
- BERBEL, G. B. B. **Estudo do fósforo sedimentar e de suas especiações químicas em dois sistemas costeiros e Plataforma Continental Sudeste (Brasil) e Baía do Almirante (região antártica) considerando suas relações biogeoquímicas**. Tese (Doutorado em Ciências, área de oceanografia química e biológica). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2008.
- BERTHELSEN, A. et al. **Relationships in ecological health between connected stream and estuary ecosystems**. *Ecological Indicators*, [s.l.], v. 115, p. 1-13p., 2020.
- BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford. 706 p., 2007.
- BRANCO, C. W. C. **Estratificação térmica em reservatórios de hidrelétricas**. Relatório Técnico, UNIRIO, Rio de Janeiro, 2007.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n. 2.914**. Brasília: Ministério da Saúde, 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispões sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 mar. 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Resolução CONAMA nº 454, de 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Diário Oficial da União Federativa do Brasil, Brasília, DF, 8 nov. 2012. Seção 1, p. 66.
- BRAY, R. N.; BATES, A. D.; LAND, J. M. **Dredging, a Handbook for Engineers**, 2 ed. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1997.
- CAMPOS, B. G. **Avaliação do risco ecológico de metais em sedimentos da Baía de Guanabara (RJ), através de um método escalonado baseado em múltiplas linhas de evidências**. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, 88p., 2017.
- BOSQUILHA, G. E. **Estudo da distribuição de surfactantes aniônicos e de polifosfatos no Sistema Estuarino de Santos/São Vicente e Baía de Santos (SP,**

- Brasil) e avaliação das metodologias aplicadas.** Dissertação (Mestrado), Instituto Oceanográfico - Universidade de São Paulo, 179p., 2002.
- BÖSTROM,B; ANDERSEN,M.J;FLEISCHER,S; JASSON,M. **Exchange of phosphorus across the sediment-water interface.** Hydrobiologia, 170, 229-244, 1988
- CAMPOS, M.C. **Desenvolvimento de técnica para detecção de poluentes em estuários utilizando microscopia analítica em testas de foraminíferos.** Tese (Doutorado), Pós-Graduação em Geologia do Instituto de Geociências – UFBA, 103p., 2018.
- CASTRO, S.M.; ALMEIDA, J.R. **Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão.** Sociedade & Natureza, v. 24 n. 3, p. 519- 534, 2012.
- CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA - CEPA/SC. Disponível em: <<https://cepa.epagri.sc.gov.br>>. Acesso em 20 jan. 2022.
- CHEN, Y.; LIU, R.; SUN, C.; ZHANG, P.; FENG, C.; SHEN, Z. **Spatial and temporal variations in nitrogen and phosphorus nutrients in the Yangtze River Estuary.** Marine Pollution Bulletin, 64: p. 2083–2089, 2012.
- CHRISTENSEN, E. R. **Metals, acid-volatile sulfides, organics, and particles distributions of contaminated sediments.** Water Science Technology, v. 37, 149–156p., 1998.
- CISZEWSKI, D.; GRYGAR, T.M. **A review of flood-related storage and remobilization of heavy metal pollutants in river systems.** Water, Air, & Soil Pollution, 227 (7), 2019.
- CLAVERO, V.; IZQUIERDO, J.J.; FERNANDEZ, J.A.; NIELL, F.X. **Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain).** Marine Ecology Progress Series, 198, 51-60 p., 2000.
- COELHO, L.H.F. **Estudo biogeoquímico do fósforo no Complexo Estuarino-Lagunar De Cananéia-Iguape (Sp): Influência do valo grande e fluxo bêntico.** Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 153p., 2011.
- COELHO, V. M. B. **Baia de Guanabara – Uma História de Agressão Ambiental.** Rio de Janeiro: Casa da palavra, 278p., 2007.

- COOPETEC, F. C. D. P. P. E. E. T. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 125p. 2014.**
- CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W.; MOREIRA, L. S.; FREIRE, A. S.; BRAZ, B. F.; RIZZINI-ANSARI, N.; BIDONE, E. D.; MENICONI, M. F. G. **Biogeochemical factors controlling arsenic distribution in a densely populated tropical estuary (Guanabara Bay, RJ, Brazil).** Environmental Earth Sciences, v.76, p. 1, 2017.
- CORDELL, D. **Global Phosphorus scarcity: A food secure future?** Journal of Nutrition & Intermediary Metabolism, v. 8, p. 61-62, 2017.
- COTOU, E.; GREMARE, A.; CHARLES, F.; HATZIANESTIS, I. **Potential toxicity of resuspended particulate matter and sediments: Environmental samples from the Bay of Banyuls-sur-Mer and Thermaikos Gulf.** Environmental International, n. 25, 2521 -2532p., 2005.
- COVELLI S.; PROTOPSALTI I.; ACQUAVITA A.; SPERLE M.; BONARDI M.; EMILI A. **Spatial variation, speciation and sedimentary records of mercury in the Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil).** Continental Shelf Research, 35, p. 29–42, 2012.
- COZZOLI, F. et al. **A process based model of cohesive sediment resuspension under bioturbators' influence.** Science of the total environment, 670, 18-30p., 2019.
- CRUZ, A. A. A. D. **Eutrofização antropogênica da Baía de Guanabara.** Dissertação (Mestrado), Universidade de Lisboa, 58p., 2016.
- CUNHA, L. C. D.; WASSERMAN, J. C. **Relationships between nutrients and macroalgal biomass in a brazilian coastal lagoon: The impact of a lock construction.** Chemistry and Ecology, v. 19, n. 4, p. 283– 298, 2003.
- DANCEY, C.P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática: para psicologia usando SPSS para Windows.** Artmed, ed.3, 608p., 2006.
- DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, E. W. **Zooplâncton e a eutrofização em reservatórios do Nordeste brasileiro.** Oecologia Australis v. 17, n.2, 53-58p., 2013.
- DAPENG, L.; YONG, H.; CHENGXIN, F.; YAN Y. **Contributions of phosphorus on sedimentary phosphorus bioavailability under sediment resuspension conditions.** Chemical Engineering Journal, 168(3):1049–1054p., 2011.

- EGGLETON, J.; THOMAS, K. **A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events.** Environmental International, v.30, p. 973–980, 2004.
- ESCHRIQUE, S. A. **Hidroquímica do Fósforo no Estuário do Jaguaribe (CE).** Dissertação (Mestrado) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 99p., 2007.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 826 p., 2011.
- FAN, C.; ZHANG, L.; QIN, L. B. Q.; WANG, S. M.; HU, W. P. **Estimation on dynamic release of phosphorus from wind-induced suspended particulate matter in Lake Taihu.** Science in China Series D, v. 47, n. 8, 710–719p., 2004.
- FERNANDES, L.D.F. **Transporte de poluentes em estuários.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação) - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2001.
- FISTAROL, G.; COUTINHO, F.H.; MOREIRA, A.P.B.; CÂNOVAS, A; PAULA Jr, S.E.M.; COUTINHO, R.; MOURA, R.L.; VALENTIN, J.L.; TENENBAUM, D. R.; PARANHOS, R.; VALLE, R. A. B.; VICENTE, A. C. P.; PEREIRA, R.C.; KRUGER, R.; REZENDE, C.E.; THOMPSON, C.C.; SALOMON, P.S.; THOMPSON, F. L. **Environmental and Sanitary Conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro.** Frontiers in microbiology, n. 6, p.1232- 1242, 2015.
- FONSECA, R. M.; PALMA, C. **Problemas ambientais relacionados com a dragagem de sedimentos poluídos.** 5ª Jornada de Engenharia Hidrográfica. Lisboa, 4p., 2018.
- FONTANA, J.F. **Determinação de fósforo em amostras superficiais de sedimentos das regiões portuárias do estado de Santa Catarina, Brasil.** Monografia (Graduação em Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, 49p., 2008.
- FORTE NETO, J.B.; BERETTA, M.; FERREIRA, A.N.; SOUZA, C.S.; MAFALDA JÚNIOR, P.O. **A Variabilidade da biomassa planctônica sob influência da sazonalidade e da dragagem do Porto De Aratú, Baía de Todos os Santos, Brasil.** Tropical Oceanography Online, v.42, n.2, p. 230-242, 2014.
- FRANZEN, M.; CYBIS, L. F.; MERTEN, G. H.; DUARTE, M. M. M. B.; LIMA, E. A. M.; MOURA, H. L.; CAVALCANTE, D. A. S.; SILVA, V. L. **Geoquímica dos sedimentos orgânicos superficiais de fundo no reservatório Divisa, Rio Grande do Sul, Brasil.** Estudos Geológicos, v. 20, n. 1, p. 69-80, 2010.

- GARCÍA-AYLLÓN, S. **Diagnosis of complex coastal ecological systems: environmental GIS analysis of a highly stressed Mediterranean lagoon through spatiotemporal indicators.** *Ecological Indicators*, 83, 451–462p., 2017.
- GASPAR, F. L.; FLORES-MONTES, M.J.; NASCIMENTO-FILHO, G.A; LINS, I.C.; PAULO, J.G.; LONGO, P.F.A. **Spatial and seasonal sediment phosphorus species and its relation with granulometry, organic matter and CaCO₃ in a tropical estuary.** *Journal of Coastal Research*, v. 2, p. 1134-1139, 2013.
- GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of Seawater Analysis.** 2. ed. Weinheim: Verlag Chemie, 1983.
- GRASSHOFF K.; KREMLING K.; EHRHARDT M. (eds.). **Methods of Seawater Analysis.** 3 ed. Weinheim: Verlag Chemie, 419 p., 1999.
- GRAY, J.S. **Biomagnification in Marine Systems: The Perspective of an Ecologist.** *Marine Pollution Bulletin*, 45, p. 46-52, 2002.
- GUNAWARDANA, C. T. K. **Influence of physical and chemical properties of solids on heavy metal adsorption.** PhD thesis, Queensland University of Technology, 365p., 2011.
- GUSTAVSON, K. E.; BURTON, G. A.; FRANCINGUES, N. R.; REIBLE, D. D.; VORHEES, D. J.; WOLFE, J. R. **Evaluating the effectiveness of contaminated-sediment dredging.** *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 14, p. 5042–5047, 2008.
- HEIRI O.; LOTTER A.F.; LEMCKE G. **Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results.** *Journal Paleolimnology.*, n. 25, p.101–110, 2001.
- HINOJOSA-GARRO, D. et al. **Banded tetra (Astyanax aeneus) as bioindicator of trace metals in aquatic ecosystems of the Yucatan Peninsula, Mexico: experimental biomarkers validation and wild populations biomonitoring.** *Ecotoxicology And Environmental Safety*, [s.l.], v. 195, n. 1, p. 1-10p., 2020.
- HOWARTH R.W.; MARINO, R. **Nitrogen is the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades.** *Limnology and Oceanography* 51: p. 364–376, 2006.
- JAHAN, S.; STREZOV, V. **Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metals in the sediments of seaports of NSW, Australia.** *Marine Pollution Bulletin*, 128, 295–306p., 2018.

- JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; LIU, Z. **Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction.** *Water*, v. 9, n. 2, 2017.
- JESUS, M.S.S.; FRONTALINI, F.; BOUCHET, V.M.P.; YAMASHITA, C.; SARTORETTO, J.R.; FIGUEIRA, R.C.L; SOUSA, S.H.M. **Reconstruction of the palaeo-ecological quality status in an impacted estuary using benthic foraminifera: the Santos estuary (São Paulo state, se Brazil).** *Marine Environmental Research*, 162: 105- 121p., 2020.
- JORDAN, T. E.; CORNWELL, J. C.; BOYNTON, W. R.; ANDERSON, J. T. **Changes in phosphorus biogeochemistry along an estuarine salinity gradient: Te iron conveyer belt.** *Limnology and Oceanography* 53(1), p. 172–184, 2008.
- JUN; JIANTONG, L.; YONGDING, L. **Phosphorus in suspended matter and sediments of a hypertrophic lake. A case study: Lake Dianchi, China.** *Environmental Geology*, v. 58, n. 4, p. 833-841, 2008.
- KAMALI, M. et al. **Sustainability considerations in membrane-based technologies for industrial effluents treatment.** *Chemical Engineering Journal*, [s.l.], v. 368, p. 474-494p., 2019.
- KJERFVE, B.; RIBEIRO, C.H.A.; DIAS, G.T.M.; FILIPPO, A.M.; QUARESMA, V.S. **Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil.** *Continental Shelf Research*, n. 17, p. 1609- 1643, 1997.
- KOHATSU, M. Y., MACHADO, G., HARADA, J., & JESUS, T. A. de. **Emprego da nanoargila na remoção de ortofosfato em ensaios de bancada: contribuição para a mitigação do processo de eutrofização.** *Revista Brasileira De Ciência, Tecnologia E Inovação*, 5 (1), 46–56p., 2021.
- LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; MOLISANI, M. M.; BERNARDES, M.C. **Transporte de Materiais na Interface Continente-Mar na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.** *Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, Florianópolis. Anais...* Florianópolis, 2007.
- LAN, F.; ZHANG, Y.; HE, L.; YIN, K. **Effects of Suspended Particulate Reactive Phosphorus on Phosphorus Cycle in the Pearl River Estuary.** *Estuarine and Coasts*, p. 1-10, 2021.
- LATIMER, J. S.; DAVIS, W. R.; KEITH, D. J. **Mobilization of PAHs and PCBs from inplace contaminated marine sediments during simulated resuspension events.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 49, 577–595p., 1999.

- LEBO, M.E. **Particle-bound phosphorus along an urbanized coastal plain estuary.** *Marine Chemistry* 34: p. 225–246, 1991.
- LEMOS, A. P. **Biodisponibilidade de metais em perfis sedimentares da Baía de Sepetiba, Rj: Variabilidade espacial e ensaios de ressuspensão.** Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense, 79p., 2015.
- LESSA, G. **Aspectos Básicos da Circulação Estuarina e sua relação com o Ambiente Costeiro.** In: MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F. M.; PINHEIRO, L.S. (orgs.) *Geografia Marinha: Oceanos e Costas na Perspectiva de Geógrafos.* – Rio de Janeiro: PGGM, 2020.
- LI, X.; GUO, M.; DUAN, X.; ZHAO, J.; HUA, Y.; ZHOU, Y.; LIU, G.; DIONYSIOU, D.D. **Distribution of organic phosphorus species in sediment profiles of shallow lakes and its effect on photo-release of phosphate during sediment resuspension.** *Environmental International*, 130, p. 1-9, 2019.
- LI, W.C.; TSE, H.F.; FOK, L. **Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects.** *Science of the Total Environment*, 566–567, 333–349p., 2016.
- LIMA, S.R.M.; FAUSTINO, M.G.; SANTOS, E. B.; SILVA, T.B.S.C.; PIRES, M.A.F.; COTRIM, M.E.B. **Caracterização das frações de fósforo no sedimento superficial dos rios Aracaí, Carambeí e Guaçu na cidade de São Roque/SP.** In: MACHADO, F. S.; MOURA, A.S. (org.). **Educação, Meio Ambiente e Território 3.** Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. v. 3, cap. 12. p. 123-136.
- LIU, X. Y.; WANG, C. H.; YU, C. R.; WEN, L.; DUAN, P. Y. **Characteristics of sediments and nutrient release under different flow velocity.** *Acta Scientiae Circumstantiae*, v. 37, p. 2862–2869, 2017.
- LIU, J. et al. **Interannual variation, ecological risk and human health risk of heavy metals in oyster-cultured sediments in the Maowei Estuary, China, from 2011 to 2018.** *Marine Pollution Bulletin*, [s.l.], v. 154, 2020.
- LUSK, R. **The Phosphorus Cycle.** 2015. Disponível em: < <https://www.thinglink.com/scene/592019421187276801> >. Acesso em: 25 de Novembro de 2021.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações.** *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 36, n. 2, 149-163p., 2018.

- MACHADO, A.A.S., SPENCER, K., KLOAS, W., TOFFOLON, M., ZARFL, C. **Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity.** Science of Total Environment, 541, 268–281p., 2016.
- MACHADO, W.; RODRIGUES, A.P.C.; BIDONE, E.D.; SELLA, S.M.; SANTELLI, R.E. **Evaluation of Cu potential bioavailability changes upon coastal sediment resuspension: an example on how to improve the assessment of sediment dredging environmental risks.** Environmental Science and pollution research, n.18, p.1033-1036, 2011.
- MADDOCK, J.E.L.; CARVALHO, M.F.; SANTELLI, R.E.; MACHADO, W. **Contaminant Metal Behavior During Re-suspension of Sulphidic Estuarine Sediments.** Water, Air and Soil Pollution, n. 181, p. 193-200, 2007.
- MANAHAN, S.E. **Environmental Chemistry.** 8. ed. New York: CRC Press, 2005.
- MARINO, I.K. **Caracterização do Registro Sedimentar Quaternário da Baía de Guanabara.** Monografia (Graduação em Geofísica), Universidade Federal Fluminense, 2011.
- MARINS, R.V.; PAULA FILHO, F.J.; ROCHA, C.A.S. **Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe - Costa nordeste oriental brasileira.** Química Nova, v.30, n.5, p. 1208-1214, 2007.
- MASELLI, F. **Monitoring Forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data.** Remote Sensing of Environment, 89, 423–433p., 2004.
- MASSARI, M.L. **Distribuição geoquímica de Carbono, Nitrogênio e Fósforo em perfis de sedimento estuarino do Rio Parnaíba - PI, Nordeste do Brasil.** Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Ceará, 46p., 2018.
- MDR - Ministério do Desenvolvimento Regional. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: SNIS – aplicativo série histórica.** 2020. Acesso em: <SNIS - Série Histórica (mdr.gov.br)>. Acesso em: 22 de Novembro de 2021.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários.** EDUSP - Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil, 424p., 2002.
- MOHANTY, A.K.; BRAHMA, S.N.; SATPATHY, K.K.; PADHI, R.K.; PANIGRAHI, S.N.; SAMANTARA, M.K.; BARATH KUMAR, S.; SARKAR, S.K.; PRASAD, M.V.R. **Geochemical distribution of forms of phosphorus in marine sediment of Bay of**

- Bengal, southeast coast of India.** Indian Journal of Geo Marine Sciences 47 (06), p. 1132-1141, 2018.
- MONTAGNA, P.A.; PALMER, T.A.; BESERES POLLACK, J. **Conceptual model of estuary ecosystems.** In: Hydrological changes and estuarine dynamics. SpringerBriefs in Environmental Science, v. 8, 2013.
- MONTE, C. N.; RODRIGUES, A.P.C.; FREITAS, A.R.; FREIRE, A. S.; SANTELLI, R. E.; BRAZ, B. F.; MACHADO, W. **Dredging impact on trace metal behavior in a polluted estuary: a discussion about sampling design.** Brazilian Journal of Oceanography, 67, 2019.
- MONTE, C.N. **Comportamento de contaminantes metálicos em eventos de ressuspensão de sedimentos portuários e estaurinos.** Tese (Doutorado), Universidade Federal Fluminense, 139p., 2017.
- MONTE, C.N. **Análise da biodisponibilidade de metais a partir de ensaio de ressuspensão de sedimentos da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.** Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense, 99p., 2014.
- MORSE, J.W. **Interactions of trace metals with authigenic sulfide minerals: implications for their bioavailability.** Marine Chemistry, n. 46, p.1-6, 1994.
- MOTTA, V. O. **Distribuição de macrófitas aquáticas no estuário do rio Itamambuca em Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo.** Monografia (Graduação em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 29p., 2018.
- MOURÃO, F. V.; ROSA DE SOUSA, A. C. S.; MENDES, R. M. L.; CASTRO, K. M.; COSTA DA SILVA, A.; EL-ROBRINI, M.; SALOMÃO, U. O.; PEREIRA, J. A. R.; SOUZA SANTOS, M. L. **Water quality and eutrophication in the Curuçá estuary in northern Brazil.** Regional Studies in Marine Science, 39, 2020.
- MUNIZ, J.S.E. **Avaliação da variação espacial e temporal da qualidade da água e da acumulação de nutrientes na Baía De Guanabara – Rj (Brasil).** Dissertação (Mestrado) - Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal Fluminense, 80p., 2020.
- NASCIMENTO, L.B. **Reconstituição da Paleoprodutividade da Baía de Guanabara dos últimos 2700 anos.** Monografia (Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente), Universidade Federal Fluminense, 50p., 2018.

- NASCIMENTO, R. J.; SABADINI-SANTOS, E.; CARVALHO, C.; KEUNECKE, K. A.; CESAR, R.; BIDONE, E. D. **Bioaccumulation of heavy metals by shrimp (*Litopenaeus schimitii*): A dose-response approach for coastal resources management.** *Marine Pollution Bulletin*, v. 114, p. 1001-1007, 2016.
- NETHAJI, S., KALAIVANAN, R., VISWAM, A., JAYAPRAKASH, M. **Geochemical assessment of heavy metals pollution in surface sediments of Vellar and Coleroon estuaries, southeast coast of India.** *Marine Pollution Bulletin*, 115, 469–479p., 2017.
- NETO, M. L. F.; FERREIRA, A. P. **Perspectivas da Sustentabilidade Ambiental Diante da Contaminação Química da Água: Desafios Normativos.** *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente - v.2, n.4, Seção 1*, 2007.
- NI, Z.; WANG, S.; WANG, Y. **Characteristics of bioavailable organic phosphorus in sediment and its contribution to lake eutrophication in China.** *Environmental Pollution*, v. 219, p. 537-544, 2016.
- NICHOLS, C. R., ZINNERT, J., & YOUNG, D. **Degradation of coastal ecosystems: causes, impacts and mitigation efforts.** In L. D. Wright & C. R. Nichols (Eds.) *Tomorrow's coasts: complex and impermanent.* Springer Nature, 119–136p., 2019.
- NIENCHESKI, L.F.; JAHNKE, R. A. **Benthic Respiration and Inorganic Nutrient Fluxes in the Estuarine Region of Patos Lagoon (Brazil).** *Aquatic Geochemistry*, n.8, p. 135–152, 2002.
- NISHIMURA, A.S. **Avaliação da remoção dos macronutrientes nitrogênio e fósforo de efluente de abatedouro por fitorremediação.** Trabalho de conclusão de curso – Universidade Federal de Uberlândia, 52p., 2020.
- NYENJE P. M.; FOPPEN J. W.; UHLENBROOK S.; KULABAKO R.; MUWANGA A. **Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa - A review.** *Science of the Total Environment*, v. 408, n. 3, p. 447-455 p., 2010.
- OLIVEIRA, C. S. P.; FONSECA, A. S.; DÍAZ, C. A.; SANTOS, W. P. **Reflexões sobre o desafio ambiental: níveis de eutrofização e floração de cianobactérias na Bacia Apodi-Mossoró.** *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.11, n.5, p.519-530, 2020.
- OLIVEIRA, P. S. D. **The dynamics of nutrients in water and its influence on the process of eutrophication of the mangrove channel.** *Espaço de diálogos e práticas - Associação dos Geógrafos Brasileiros*, v. 16, p. 1-11, 2010.

- OLIVEIRA, R. C. B.; MARTINS, R. V. **Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão.** Revista. Virtual Química, V.3, n.2, p.88-102. 2011.
- ORTEGA-CISNEROS, K.; SCHARLER, U.M.; WHITFIELD, A. K. **Inlet mouth phase influences density, variability and standing stocks of plankton assemblages in temporarily open/closed estuaries.** Estuarine Coast Shelf Science, 136: p. 139–148, 2014.
- PALERMO, M.; HAYS, D. **Sediment Dredging, Treatment and Disposal.** In D.D. Reible (ed.), Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. Springer Science + Business Media New York., p. 365-391, 2014.
- PATERSON, D. M.; HANLEY, N. D.; BLACK, K.; DEFEW, E. C.; SOLAN, M. **Biodiversity, ecosystems and coastal zone management: linking science and policy.** Marine Ecology Progress Series, 434, 2011.
- PAULA FILHO, F.J. **Distribuição e partição geoquímica de fósforo em sedimentos estuarinos do rio Jaguaribe/Ce.** Dissertação (Mestrado), Instituto de Ciências do Mar – Universidade Federal do Ceará, 88p., 2004.
- PENG, L.; LIU, P.; FENG, X.; WANG, Z.; CHENG, T.; LIANG, Y.; LIN, Z.; SHI, Z. **Kinetics of heavy metal adsorption and desorption in soil: developing a unified model based on chemical speciation.** Geochimica et Cosmochimica Acta 224, 282-300p., 2018.
- PEREIRA FILHO, J., SPILLERE, L.C. & SCHETTINI, C.A.F. **Dinâmica de nutrientes na região portuária do rio Itajaí-Açu, SC.** Atlântica, Rio Grande, 25(1): 11-20p., 2003.
- PERILLO, G. M. E. **Definitions and Geomorphologic Classification of Estuaries.** In: Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Chapter 2. Developments in Sedimentology, v. 53, p. 17-47, 1995.
- PERIN, G.; FABRIS, R.; MANENTE, S.; WAGENER, A. R.; HAMACHER, C.; SCOTTO, S. **A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation.** Water research, v. 31, p. 3017-3028, 1997.
- PINA, P. et al. **A importância dos Processos Físicos no controlo da Eutrofização em Estuários.** Newsletter Global IGBP CHANGE: Lisboa, n. 4, 4p., 2003.

- PINHEIRO, D. C.; CORREA, E. S.; MONTE, C. N. **Trophic state index and provenance of phosphorus and chlorophyll-a in different seasons of an Amazonian watershed.** *Ibero-American Journal of Environmental Sciences*, 10 (5), 2019.
- PINTO, J. F., ANTUNES, S. C. **Biomanipulação para o controlo da eutrofização.** *Revista Ciência Elementar*, v.8, (01), 1-5p., 2020.
- PIVELLI, R.P; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** 1 ed. São Paulo: ABES, 2005.
- PLEW, D.R., J.R. ZELDIS, U. SHANKAR, A.H. ELLIOTT. **Using simple dilution models to predict New Zealand estuarine water quality.** *Estuaries and Coasts* 41: 1643–1659p., 2018.
- PROTAZIO, L.; TANAKA, S. M. C. N.; CAVALCANTE, P. R. S. **Avaliação de procedimentos de extração sequencial de fósforo em sedimentos.** *Revista Analytica*, v. 8, p. 35-42, 2004.
- QIN, B. et al. Why Lake Taihu continues to be plagued with cyanobacterial blooms through 10 years (2007–2017) efforts. *Science Bulletin*, v. 64, 6, p. 354-356, 2019.
- QIN, B. et al. **Estimation of internal nutrient release in large shallow Lake Taihu, China.** *Science in China Series D*, 49, p. 38–50, 2006.
- QUINELATO, R, V.; OKUMURA, A.T.R.; BIFANO, R.B.A.; FARIAS, E.S.; BRITO, J.M.S.; FERREIRA, C.S.V.A.; SILVA, J.B.L.; BERNARDES, M.E.C.; SILVA, A.G. **Determinação da qualidade da água superficial e sua compatibilidade com os múltiplos usos: estudo de caso do estuário do rio Caraíva.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.1, p. 37-57, 2021.
- RABALAIS, N. N., & TURNER, R. E. **Gulf of Mexico hypoxia: past, present, and future.** *Limnology and Oceanography Bulletin*, 28(4), 117–124p., 2019.
- REIS, E.; LODOLO, A.; MIERTUS, S. **Survey of sediment remediation technologies.** International Centre for Science and High Technology. 124p., 2007.
- REIS, F. B.; LIMA, L.; FONSECA, E. M.; BELÉM, A. **Atividade de dragagem e circulação de massas de águas oceânicas: Possíveis influências nas características físico-químicas na plataforma continental interna adjacente à Baía de Guanabara (Rj).** *Arquivos de Ciências do Mar*, 53, 52-60p., 2020.
- RESENDE, J.S.S. **Caracterização de fontes e distribuição de matéria orgânica no sedimento do estuário do Capirabibe (Pernambuco, Brasil) através de marcadores elementares, isotópicos e moleculares.** Dissertação (Mestrado),

- Programa de Pós-Graduação em Oceanografia – Universidade Federal de Pernambuco, 102p., 2015.
- REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton**, 524 p., 2006.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6 ed. 424p., 2010.
- RODRIGUES, C. M. **Fracionamento de fósforo em sedimento de reservatórios rasos do semiárido brasileiro**. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal da Paraíba. Areia, 35p., 2021.
- RODRIGUES, S. K.; ABESSA, D. M. S.; RODRIGUES, A. P. C.; SOARES-GOMES, A.; FREITAS, C. B.; SANTELLI, R. E.; FREIRE, A. S.; MACHADO, W. **Sediment quality in a metal-contaminated tropical bay assessed with a multiple lines of evidence approach**. *Environmental Pollution*, v. 228, 265-276p., 2017.
- RÜGNER, H., SCHWIENSTEK, M., MILACIC, R., ZULIANI, T., VIDMAR, J., PAUNOVIC, M., LASCHOU, S., KALOGIANNI, E., SKOULIKIDIS, N.T., DIAMANTINI, E., MAJONE, B., BELLIN, A., CHIOGNA, G., MARTINEZ, E., LOPEZ DE ALDA, M., DÍAZ-CRUZ, M.S., GRATHWOHL, P. **Particle bound pollutants in rivers: results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins**. *Science of the Total Environment*, 647, 645-652p., 2019.
- RUTTENBERG, K. C. **The Global Phosphorus Cycle**. In: (Ed.). *Treatise on Geochemistry* 2, p.499-558, 2014.
- SABINO, C.V.S.; LAGE, L.V.; ALMEIDA, K.C.B. **Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental**. *Engenharia Sanitária Ambiental*, 87-94, 2014.
- SANDERSON, B.G.; COADE, G. **Scaling the potential for eutrophication and ecosystem state in lagoons**. *Environmental Modelling & Software* 25: 724–736p., 2010.
- SANTOS, E. S. **Aplicação de marcadores geoquímicos para a avaliação dos impactos das barragens nos sedimentos do estuário do Rio São Francisco (Al/Se)**. Tese (Doutorado), Pós-Graduação em Geociências – Universidade Federal Fluminense, 151p., 2007.
- SANTOS, T.T.L. **Distribuição e partição geoquímica de metais em sedimentos de estuário de Macromaré, Maranhão, Brasil**. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Maranhão. São Luís, 116p., 2018.
- SCHAFER, J.; BLANC, G.; AUDRY, S.; COSSA, D.; BOSSY, C. **Mercury in the Lot-Garonne River system (France): Sources, fluxes and anthropogenic component**. *Applied Geochemistry*, v. 21, 3, 515-527p., 2006.

- SCHINDLER, D. W. S. R.; CARPENTER, S. C.; CHAPRA, R. E.; HECKY, D. M.; ORIHEL. **Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success.** *Environmental Science & Technology*, v. 50, n.17, p. 8923–8929p., 2016.
- SEIXAS FILHO, J.T.; MELLO, S.C.R.P.; FARIA, A.S.; SOUZA, L.L. **Análise socioambiental da poluição por esgoto da Baía de Guanabara do Rio de Janeiro.** *Revista Valore*, e-5022, 2020.
- SILVA-FILHO, L. C. R. **Análise da gestão costeira em baías: o caso da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro, 2015. Dissertação (Mestrado no Programa de Planejamento Energético) COPPE- UFRJ, 2015.
- SILVA, O. R.; GOMES, M.B.M. **Impactos das atividades portuárias no sistema estuarino de Santos.** *Revista Metropolitana de Sustentabilidade*, v. 2, n. 2, 2012.
- SILVEIRA, A.E.F.; NASCIMENTO, J.R.; SABADINI-SANTOS, E.; BIDONE, E.D. **Screening-level risk assessment applied to dredging of polluted sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil.** *Marine Pollution Bulletin*, v. 118, n. 1-2, p. 368-375, 2017.
- SILVEIRA, R.P.; RODRIGUES, A.P.C.; SANTELLI, R.E.; CORDEIRO, R.C.; BIDONE, E.D. **Mass balance in the monitoring of pollutants in tidal rivers of the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil.** *Environmental Monitoring. and Assessement*, n. 181, p. 165-173, 2011.
- SITOE, N. et al. **Dinâmica da pluma de sedimentos oriundos de atividades de dragagens no estuário da beira – Moçambique.** 15º Congresso da Água, 4p., 2021.
- SMITH, L., WATZIN, M.C., DRUSCHEL, G. **Relating sediment phosphorus mobility to seasonal and diel redox fluctuations at the sediment-water interface in a eutrophic freshwater lake.** *Limnology and Oceanography*, 56, 2251-2264 p., 2011.
- SPETTER, C.V. **Ciclo biogeoquímico de los nutrientes inorgánicos de nitrógeno en los humedales del estuario de Bahía Blanca.** Tese (Doutorado) - Universidad Nacional del Sur, 2006.
- SPETTER, C.V.; FERNANDEZ, E.M.; ABASTO, B.; PÉREZ, A.C.; CUADRADO, D.G.; FREIJE, R.H. **Primer estudio sobre fraccionamiento de fósforo en sedimentos supramareales del estuario de Bahía Blanca (Argentina).** *Revista del museo de la Plata*, v.5, n.2, p. 486-499, 2020.
- SOARES-GOMES, A.; DA GAMA, B.A.P.; BAPTISTA NETO, J.A.; FREIRE, D.G.; CORDEIRO, R.C.; MACHADO, W.; BERNARDES, M.C.; COUTINHO, R.;

- THOMPSON, F.L.; PEREIRA, R.C. **Na environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro**. Elsevier, v.8, p. 319-330, 2016.
- SONDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T., L.; JOHANSON, L. S.; JEPPESEN, E. **Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover**. Hydrobiologia, v. 795, n. 1, p. 35-48, 2017.
- SOUSA, L.K.S. **Efeito da atividade de dragagem sobre a macrofauna bêntica do complexo portuário de São Luís, Maranhão**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Maranhão, 82p., 2018.
- SOUZA, L.J.A.; FELIX NETO, J.C.; FURTADO, R.N.; CUNHA, H.F.A.; TAVARES-DIAS, M.; CUNHA, A.C. **Qualidade da água e hidrodinâmica como parâmetros ambientais na piscicultura de tanques-rede no estuário do Rio Amazonas**. Revista Brasileira de Geografia Física, v.14, n.4, p. 2338 – 2351, 2021.
- SPAGNOLI, F.; ANDRESINI, A. **Biogeochemistry and sedimentology of Lago di Lesina (Italy)**. Science of the Total Environment, 643(2018), 868–883p., 2018.
- SPRINGER, N. P. **Physical, technical, and economic accessibility of resources and reserves need to be distinguished by grade: Application to the case of phosphorus**. Science of the Total Environment, v. 577, 319-328p., 2017.
- SROGI, K. **Developments in the determination of trace elements by atomic spectroscopic techniques**. Anal Lett 41:677–724p., 2008.
- SUN, J., WANG, M., HO, Y. **A historical review and bibliometric analysis of research on estuary pollution**. Marine Pollution Bulletin, 64, 14-21p., 2012.
- SWAYAMPRAKASH, R. **Dredge a river, make a nation great: Shipping, commerce, and territoriality in the Detroit River, 1870-1905**. Michigan Historical Review, 45(1), 27–46p., 2019.
- TANG, X., WU, M., LI, R. **Distribution, sedimentation, and bioavailability of particulate phosphorus in the mainstream of the Three Gorges Reservoir**. Water Research, 140, 44–55p., 2018.
- TENGBERG, A.; ALMROTH, E.; HALL, P. **Resuspension and its effects on organic carbon recycling and nutrient exchange in coastal sediments: in situ measurements using new experimental technology**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 285-286, 119-142p., 2003.
- TORRES, R.J.; ABESSA, D.M.S.; SANTOS F.C; MARANHO, L.A.; DAVANSO, M.B.; NASCIMENTO, M.R.L.; MOZETO, A.A. **Effects of dredging operations on sediment**

quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, n. 9, p. 420–43, 2009.

TRAVASSOS, R.K. **Análise da qualidade ambiental no estuário do rio Botafogo: Determinação do índice trófico e componentes do fósforo na coluna da água.** Dissertação (Mestrado), Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 94p., 2011.

TURNER, A.; MILLWARD, G. E. **Suspended Particles: Their Role in Estuarine Biogeochemical Cycles.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 55, p. 857-883, 2002.

URBAN, S. R.; CORRÊA, A. X.R.; SCHETTINI, C.A. F.; SCHWINGEL, P. R.; SPERB, R. M.; RADETSKI, C.M. **Physicochemical and ecotoxicological evaluation of estuarine water quality during a dredging operation.** *Journal of Soils and Sediments*, n. 10, p. 65-76, 2010.

VALENTIN, J. L.; TENENBAUM, D. R.; BONECKER, A. C.; BONECKER, S. L. C.; NOGUEIRA, C.; VILLAC, M. C. **O Sistema Planctônico da Baía de Guanabara: Síntese do Conhecimento.** *Ecologia dos Ambientes Costeiros do Estado do Rio de Janeiro. Series Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, v. VII, p. 35-39, 1999.

VAROL, M. **Temporal and spatial dynamics of nitrogen and phosphorus in surface water and sediments of a transboundary river located in the semi-arid region of Turkey.** *Catena*, v. 100, p. 1-9, 2013.

VON RIJN, L. C. **Turbidity due to dredging and dumping of sediments.** Disponível em: <10 (leovanrijn-sediment.com)>. Acesso em: 22 de novembro de 2021. 52p., 2019.

VON SPERLING, M. **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte, MG. Ed. UFMG. 588p., 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v. 1, 4 ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 452p., 2017.

WANG, S.; LI, J.; ZHANG, B.; SPYRAKOS, E.; SHEN, Q.; LEHMANN, K. et al. **Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS-derived Forel-Ule index.** *Remote Sensing of Environment*, v. 217, 444-460 p., 2018.

WANG, S.; VOGT, R.D.; CARSTENSEN, J.; LIN, Y.; FENG, J.; LU, X. **Riverine flux of dissolved phosphorus to the coastal sea may be overestimated, especially in**

estuaries of gated rivers: Implications of phosphorus adsorption/desorption on suspended sediments. Chemosphere, 31p., 2021.

WATSON, S.J.; CADE-MENUN, B.J.; NEEDOBA, J.A.; PETERSON, T.D. **Phosphorus Forms in Sediments of a River-Dominated Estuary.** Frontiers in Marine Sciences 5, p. 1-11, 2018.

WHITFIELD, A.K.; ELLIOTT, M.; BASSET, A.; BLABER, S.J.M.; WEST, R.J. **Paradigms in estuarine ecology—a review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries.** Estuarine Coast Shelf Sci 97: p. 78–90, 2013.

WIJESIRI, B.; LIU, A.; HE, B.; YANG, B. ZHAO, X.; AYOKO, G.; GOONETILLEKE, A. **Behaviour of metals in an urban river and the pollution of estuarine environment.** Water Research, 164, 11p., 2019.

WU, M.E.; YANG, F.; YAO, Q.; BOUWMAN, L.; WANG, P. **Storm-induced sediment resuspension in the Changjiang River Estuary leads to alleviation of phosphorus limitation.** Marine Pollution Bulletin, 160, p. 1-9, 2020.

YASUI, S., KANDA, J., USUI, T., OGAWA, H. **Seasonal variations of dissolved organic matter and nutrients in sediment pore water in the inner part of Tokyo Bay.** Journal of Oceanography, 72, 851-866 p., 2016.

YI, Q., CHEN, Q., SHI, W., LIN, Y., HU, L. **Sieved transport and redistribution of bioavailable phosphorus from watershed with complex river networks to lake.** Environmental Science and Technology, 51 (18), 10379–10386 p., 2017.

YU, J.; DING, S.; ZHONG, J. et al. **Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface.** Science of the Total Environment, v. 592, p. 662–673, 2017.

ZHANG, J.; FAN, C.; ZHONG, J. et al. **Effects of sediment dredging on nitrogen cycling in Lake Taihu, China: insight from mass balance based on a 2-year field study.** Environmental Science and Pollution Research, v. 23, n. 4, p. 3871–3883, 2016.

ZHANG, S. et al. **Enrichment of bioavailable phosphorus in fine particles when sediment resuspension hinders the ecological restoration of shallow eutrophic lakes.** Science of the total environment, 42p., 2019.