



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Isabela Yasmin das Chagas Rodrigues

**Avaliação de risco ecológico do sedimento da lagoa de
Jacarepaguá- RJ**

Rio de Janeiro

2022

Isabela Yasmin das Chagas Rodrigues

Avaliação de risco ecológico do sedimento da lagoa de Jacarepaguá - RJ

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saúde Ambiental e do Trabalho.

Orientador: Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Alena Torres Netto

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

R696 Rodrigues, Isabela Yasmin das Chagas.
Avaliação de risco ecológico do sedimento da lagoa de
Jacarepaguá - RJ / Isabela Yasmin das Chagas Rodrigues. – 2022.
88f.

Orientador: André Luís de Sá Salomão.

Coorientadora: Alena Torres Netto.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Avaliação de riscos
ecológicos - Teses. 3. Sedimentos lacustres - Teses. 4. Águas
residuais nos rios, lagos, etc - Rio de Janeiro (RJ) - Teses. 5.
Testes de toxicidade - Teses. I. Silva, Elmo Rodrigues da. II.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de
Engenharia. III. Título.

CDU 628.191:628.39

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial
desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Isabela Yasmin das Chagas Rodrigues

Avaliação de risco ecológico do sedimento na lagoa de Jacarepaguá- RJ

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saúde Ambiental e do Trabalho.

Aprovado em:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão (Orientador)

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof^a. Dr^a. Alena Torres Netto (Coorientadora)

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr^a. Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Ricardo Gonçalves Cesar

Geologia, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UFRJ

Rio de Janeiro

2022

DEDICATÓRIA

À minha maior inspiração de vida, por toda sua garra, resiliência e dedicação incondicional à família, dedico esse trabalho a você, mãe.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, o autor da vida, pela dádiva de ter realizado mais esse sonho, com o auxílio da minha amorosa família e de pessoas incríveis que colocou no meu caminho.

À minha mãe, Simone, por seu exemplo de dedicação aos estudos mesmo depois de ter abdicado do seu sonho por tantos anos pela família, obrigada por ser a maior incentivadora dos meus sonhos e me fazer acreditar que sou capaz de realizar cada um deles. Ao meu pai, Anderson, por todas as vezes que fez café para que eu ficasse acordada estudando, de manhã, à noite, e madrugada adentro, seu apoio foi fundamental para mim. À Júlia, Jose, Junior, Gabriel, toda minha família, pelo apoio incondicional, torcida e ajuda das mais diversas para chegar até aqui. Aos meus amigos por toda paciência com as minhas ausências e companheirismo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. André Luís Salomão, você foi e é uma inspiração acadêmica, seu brilho nos olhos e empolgação fizeram toda a diferença, o mundo precisa de mais seres humanos assim.

À minha coorientadora Prof^a. Dr^a. Alena Torres Netto, por toda sua paciência, dedicação e ajuda nos últimos anos.

Aos amigos do PEAMB, e à equipe da ARE, pela parceria nas coletas, análises e desenvolvimento da pesquisa, em especial Priscila e Gaby sempre dispostas a ajudar.

Aos professores, pelos ensinamentos, dentro e fora da sala de aula, durante o mestrado.

A UERJ, porque sem ela não poderia ter realizado este sonho.

A todos aqueles, que embora não citados nominalmente, contribuíram direta e indiretamente para minha formação acadêmica e pessoal.

À CAPES pelo apoio financeiro.

Muito obrigada!

A natureza não é um Supermercado.

Albert Einstein

RESUMO

RODRIGUES, Isabela Yasmin das Chagas. *Avaliação de risco ecológico do sedimento na Lagoa de Jacarepaguá- RJ*. 2022. 88 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) faz parte de um complexo lagunar, formado por outras três lagoas, localizado na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro, e possui a maior área de drenagem do complexo (103 Km²). LJPA recebe constantemente a liberação clandestina de efluentes domésticos e industriais, além de contribuições difusas de drenagem de águas de diferentes fontes, com elevada carga poluidora. A Avaliação de Riscos Ecológicos (ARE) é uma importante ferramenta que possibilita uma visão mais global dos riscos para o gerenciamento de áreas contaminadas, incluindo a identificação de efeitos adversos de contaminantes ao meio ambiente. Este estudo teve como objetivo desenvolver uma ARE para LJPA, utilizando três linhas de evidências (LoE): Ecotoxicológica, Ecológica e Química. As amostras de sedimentos foram coletadas em quatro pontos de amostragem na LJPA. A LoE Ecotoxicológica foi baseada em ensaios de ecotoxicidade crônica (*Chlorella vulgaris* e *Ceriodaphnia dubia*) para estimar o Risco Ecotoxicológico, que apresentou um valor médio de 0,88 sendo classificado como muito alto. A LoE Ecológica foi baseada na análise da riqueza e abundância de espécies de algas locais para estimar o Risco Ecológico, apresentando um valor médio de 0,75 sendo classificado como muito alto. A LoE Química através dos valores de metais encontrados nas amostras de sedimentos retirados da Lagoa para estimar o Risco Químico, apresentando um valor médio de 0,69 sendo classificado como alto. O Risco Ambiental foi estimado integrando os Riscos das três LoE, apresentando um valor médio de 0,87 sendo classificado como muito alto. Os maiores índices de risco foram verificados nos pontos P2 e P3, seguidos pelos pontos P1 e P4, com os valores de 0,97, 0,97, 0,89 e 0,65, respectivamente. O atual risco ambiental da LJPA expõe a necessidade urgente de mais ações de fiscalização para evitar o lançamento de esgoto antes da completa degradação deste importante ecossistema da Cidade do Rio de Janeiro.

Palavras-chave: Lagoa costeira. Análise de risco ecológico. Linhas de evidência. Sedimentos. Efluente sanitário.

ABSTRACT

RODRIGUES, Isabela Yasmin das Chagas. *Lagoon of Jacarepaguá - RJ: An Ecological Risk Assessment in sediment*. 2022. 88 f. Dissertation (Professional MSc in Environmental Engineering) – Faculty of Engineering, Rio de Janeiro State University, Rio de Janeiro, 2022.

The Lagoon of Jacarepaguá (LJPA) is part of a lagoon complex, formed by three other lagoons, located in the west of the city of Rio de Janeiro, and has the largest drainage area of the complex (103 Km²). LJPA constantly receives the clandestine release of domestic and industrial effluents, in addition to diffuse contributions from the drainage of water from different sources, with a high pollutant load. The Ecological Risk Assessment (ERA) is an important tool that enables a more global view of risks for the management of contaminated areas, including the identification of adverse effects of contaminants on the environment. The purpose of this study is develop an ARE for LJPA, using three lines of evidence (LoE): Ecotoxicological, Ecological and Chemical. The sediment samples were collected at four sampling points in the LJPA. The Ecotoxicological LoE was based on chronic ecotoxicity assays (*Chlorella vulgaris* and *Ceriodaphnia dubia*) to estimate the Ecotoxicological Risk, which presented an average value of 0.88 and was classified as very high. The Ecological LoE was based on the analysis of the richness and abundance of local algae species for estimate the Ecological Risk, presenting an average value of 0.75, being classified as very high. The Chemical LoE through the values of metals found in the sediment samples taken from the Lagoon to estimate the Chemical Risk, presenting an average value of 0.69 being classified as high. The Environmental Risk was estimated integrating the Risks of the three LoE, presenting an average value of 0.87, being classified as very high. The highest risk indices were found at points P2 and P3, followed by points P1 and P4, with values of 0.97, 0.97, 0.89 and 0.65, respectively. The current environmental risk of the LJPA exposes the urgent need for more enforcement actions to prevent the release of sewage before the complete degradation of this important ecosystem of the City of Rio de Janeiro.

Keywords: Coastal Lagoon. Ecological Risk Analysis. Lines of Evidence. Sediments. Sanitary Effluent.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: RIOS PERENES E PONTOS DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES CONTRIBUINTES NA LAGOA DE JACAREPAGUÁ	39
FIGURA 2: COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ – RJ	40
FIGURA 3: APA 'S DO ENTORNO DOS PONTOS AMOSTRAIS	41
FIGURA 4: FITOFISIONOMIA DO ENTORNO DA LAGOA DE JACAREPAGUÁ.....	42
FIGURA 5: DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA AO LONGO DO COMPLEXO LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ	43
FIGURA 6: PONTO REFERENCIAL P0, SELECIONADO NO PARQUE ESTADUAL DA PEDRA BRANCA	44
FIGURA 7: MODELO CONCEITUAL DE ÁREA	56
FIGURA 8: TRIÂNGULO DE CLASSIFICAÇÃO TEXTURAL DE SOLOS	57
FIGURA 9: ÍNDICE DE RISCO QUÍMICO DOS PONTOS AMOSTRAIS (P1-P4).....	60
FIGURA 10: BIOENSAIO CRÔNICO COM MICROALGAS CHLORELLA VULGARIS. DENSIDADES DE MICROALGAS POR MILILITRO EXPOSTAS AS AMOSTRAS DOS QUATRO PONTOS AMOSTRAIS DE SEDIMENTO, ANALISADO SOB A FORMA DE ELUTRIATO.....	62
FIGURA 11: BIOENSAIO CRÔNICO COM MICROCRUSTÁCEO CERIODAPHNIA DÚBIA. NÚMERO MÉDIO DE NEONATOS POR FÊMEA EXPOSTAS AS AMOSTRAS DOS QUATRO PONTOS AMOSTRAIS DE SEDIMENTO, ANALISADO SOB A FORMA DE ELUTRIATO.....	63
FIGURA 12: ÍNDICE DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO DOS PONTOS AMOSTRAIS	65

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: ORIENTAÇÃO DE TOXICIDADE DO SEDIMENTO RELATIVAMENTE AOS VALORES DE EFEITO PROVÁVEL (TEL), EFEITO LIMAR (PEL), VALORES DE REFERÊNCIA ESTABELECIDOS PELO CONAMA Nº 454/12 PARA CORPOS D'ÁGUA SALOBRA CLASSE 2, PARA DETERMINADOS METAIS.....	29
TABELA 2: COORDENADAS GEOGRÁFICAS DOS PONTOS AMOSTRAIS DE SEDIMENTOS E ÁGUA SUPERFICIAL.....	44
TABELA 3: VALORES DE PONDERAÇÃO PARA O CÁLCULO DE CADA LINHA DE EVIDÊNCIA.....	54
TABELA 4: TABELA DE CLASSIFICAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DE ACORDO COM OS VALORES DE CONTAMINAÇÃO.....	55
TABELA 5: GRANULOMETRIA DOS PONTOS AMOSTRAIS COLETADOS.....	58
TABELA 6: RESULTADOS DOS METAIS NOS PONTOS AMOSTRAIS COLETADOS (EM MG/KG).....	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

LJPA	Lagoa de Jacarepaguá
ARE	Avaliação de risco ecológico
LoE	Linha de evidência
PA	Pontos de amostragem
ITUC	Instituto de Tecnologia da PUC
USEPA	United States Environmental Protection Agency
TQS	Tríade de Qualidade do Sedimento
LABIFI	Laboratório de Biorremediação e Fitotecnologias
CETEM	Centro de Tecnologia Mineral
SQT	Sediment Quality Triad

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
1. OBJETIVOS	15
1.1 OBJETIVO GERAL	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 Complexo Lagunar de Jacarepaguá	16
2.2 Lagoa de Jacarepaguá e seu contexto histórico	17
2.3 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)	19
2.4 Histórico da Avaliação de risco ecológico (ARE) no Brasil e no Mundo	22
2.5 Modelo da Tríade Holandesa	23
2.6 Sedimentos	25
2.7 Presença de metais nos sedimentos dos recursos hídricos	26
3. MATERIAIS E MÉTODOS	39
3.1 Área de estudo	39
3.2 Coleta das amostras	43
3.3 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)	45
3.3.1 Linha de evidência (LoE) química	45
3.3.1.1 Análise de metais nas amostras de sedimento	45
3.3.1.2 Cálculo do índice de risco químico	46
3.3.2 Linha de evidência (LoE) Ecotoxicológica	47
3.3.2.1 Bioensaios com microalgas	47
3.3.2.2 Bioensaio com Microcrustáceos	49
3.3.2.3 Cálculo do índice de risco ecotoxicológico	50
3.3.3 Linha de evidência (LoE) Ecológica	51
3.3.3.1 Cálculo do Índice de Risco Ecológico	53
3.3.4 Cálculo do Índice de Risco Ambiental Integrado	53
3.3.5 Modelo Conceitual da Área	55
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
4.1 Caracterização da granulometria dos sedimentos da lagoa	57
4.2 Índice de Risco Químico	58
4.3 Índice de risco Ecotoxicológico	61
4.4 Índice de risco Ecológico	65

4.5 Índice de Risco Ambiental Integrado	68
5.CONCLUSÕES	71
REFERÊNCIAS	72
APÊNDICE A - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE FITOPLÂNCTON DA LAGOA DE JACAREPAGUÁ - RJ, NO PERÍODO DE ABRIL DE 2019	88

INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos têm sido constantes alvos de degradação da qualidade ambiental nas últimas décadas, pois são largamente afetados pelo mau uso e ocupação irregular do solo no seu entorno, além das atividades antrópicas resultantes do desenvolvimento de cidades (FURLEY et al., 2018). Desta forma, práticas de monitoramento da qualidade das águas e sedimentos de rios, lagos e oceanos estão sendo consolidadas em todo o mundo (YAMAMOTO et al., 2016).

Visando um melhor controle da poluição das águas, algumas das principais ações de prevenção que devem ocorrer são: implantação de sistema de coleta e tratamento de esgoto, determinar exigências e limites legais para o lançamento de efluentes em corpos hídricos; coleta; destinação; um tratamento adequado de resíduos sólidos; regularização da utilização e ocupação do solo; fiscalização da utilização de pesticidas e fertilizantes e reutilização adequada da água (MOTA, 2008; FURLEY et al., 2018).

Um dos métodos de monitoramento e avaliação dos ambientes aquáticos utilizado em muitos países, é o de Avaliação de Risco Ecológico (ARE). Este, se apresenta como um instrumento importante para gerenciar áreas contaminadas, por conta de sua visão global dos riscos, por meio de análises químicas, físico-químicas e biológicas, identificando efeitos adversos dos contaminantes presentes em ambientes aquáticos (MENDES et al., 2017; SABINO et al., 2021).

A ARE possui como objetivo avaliar mudanças ecológicas geradas por diferentes atividades humanas em um determinado ambiente (MENDES et al., 2017; SABINO et al., 2021). A realização da avaliação de riscos de sedimentos contaminados foi desenvolvida a partir do modelo da tríade holandesa, proposta por Jensen e Mesman (2006), baseada em Linhas de Evidências (LoE), sendo elas: Química onde se avalia o risco de uma possível contaminação por meio de análises das concentrações de metais presente nos sedimentos; a Ecotoxicológica através dos bioensaios para avaliação do grau de toxicidade em determinado compartimento; e Ecológica por meio da análise da composição das comunidades de organismos locais em uma determinada matriz, com intuito de avaliar a estrutura do habitat (JENSEN e MESMAN, 2006).

A ARE associada à mistura de contaminantes é um desafio devido à heterogeneidade espacial, complexidade das fontes, transporte e destino dos múltiplos contaminantes, e interações entre eles (Heys et al., 2016). Os contaminantes uma vez dispostos na água, podem ser depositados nos sedimentos, podendo se acumular por longos períodos, formar misturas complexas e potencialmente ameaçar a integridade dos ecossistemas associados (VOLPATO, 2017).

Nos estudos investigativos de sedimentos, a distribuição dos compostos de interesse pode estar relacionada aos eventos naturais e/ou antrópicos ocorridos na bacia hidrográfica local e ainda, identificar o impacto causado pelo crescimento populacional, uso do solo e o estabelecimento de cidades (FROEHNER et al., 2010). Sendo assim, para sustentar uma avaliação de risco ambiental, é crucial a caracterização das fontes de contaminação, a identificação e composição química dos contaminantes e seu comportamento no ambiente, o entendimento do cenário de exposição e seus potenciais alvos, assim como, as vias de entrada dos contaminantes nos sistemas bióticos locais (PEJMAN et al., 2015).

A Lagoa Jacarepaguá (LJPA), localizada na Zona Oeste do Rio de Janeiro, tem sofrido sérios impactos antrópicos, fruto do crescimento urbano desordenado, induzindo ao assoreamento, eutrofização e contaminação dos sedimentos, água e biota. Esta, vem sendo a destinação final de efluentes (tratados ou não) e de resíduos sólidos urbanos, ambos com alto teor de compostos químicos, matéria orgânica e nutrientes, levando à eutrofização e à contaminação por múltiplas substâncias, além de graves problemas de saúde pública (SOUZA, 2020). As consequências já podem ser vistas com a redução dos recursos pesqueiros desta lagoa. Tais recursos pesqueiros são considerados como fonte alimentar e de renda de muitos pescadores da região. Outras consequências também podem ser vistas com a deterioração do ambiente aquático, como a restrição da área para o lazer e o turismo, devido ao desenvolvimento acelerado de algas e cianobactérias, e a constante presença de resíduos sólidos na superfície e no fundo, assim como o constante mau cheiro causado pelo lançamento de esgoto, sem o devido tratamento.

1. OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GERAL

Realizar uma Avaliação de Risco Ecológico (ARE) na matriz sedimento da Lagoa de Jacarepaguá-RJ, considerando as linhas de evidência química, ecotoxicológica e ecológica.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Calcular o risco químico, por meio da análise de metais presentes no sedimento da lagoa;
- Calcular o risco ecotoxicológico, baseado em ensaios crônicos com as espécies de microalga *Chlorella vulgaris*, e de microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*;
- Calcular o risco ecológico, com a avaliação da riqueza e abundância das espécies que compõem o fitoplâncton da lagoa, nos pontos de coleta;
- Estimar o risco ambiental integrado a partir dos riscos estimados nas três linhas de evidência, para a matriz de sedimentos da lagoa.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Complexo Lagunar de Jacarepaguá

Situada na zona oeste da Cidade do Rio de Janeiro, a Baixada de Jacarepaguá abriga o Complexo Lagunar de Jacarepaguá formado pelas lagoas da Tijuca, Jacarepaguá, Camorim e Marapendi, e é abastecido com as águas drenadas oriundas dos rios dos Maciços da Tijuca, Pedra Branca e pelo Canal da Joatinga (SOUZA & AZEVEDO, 2020).

A Lagoa de Camorim e o Canal de Marapendi são responsáveis pela comunicação das lagoas de Jacarepaguá e de Marapendi com a da Tijuca, sendo essa a única lagoa que apresenta ligação com o mar, pelo Canal da Joatinga e, por isso, a que recebe maior influência da água salgada (SOUZA, 2022).

Os ecossistemas costeiros podem ser classificados como sufocados, restritos ou vazantes de acordo com a quantidade de canais de ligação com o mar ou com corpos de água externos (KENNISH & PAERL, 2010). Kjerfve (1994) classificou as lagoas deste complexo lagunar como sufocadas, uma vez que, estas possuem somente uma comunicação com o mar, e com isso, apresentam maior tempo de residência de suas águas. A depender do balanço hidrológico, das marés, e das condições climáticas locais o nível d'água e a salinidade locais podem variar bastante (NASCIMENTO, 2022). Quanto à gênese das lagoas, estas foram formadas a partir da subida do nível do mar no Quaternário e da construção das barreiras pelas correntes marinhas (KJERFE, 1994).

A Resolução CONAMA nº357/2005, enquadra o Complexo Lagunar de Jacarepaguá como águas salobras Classe 2, e assim sendo, estabelece a permissão para recreação de contato secundário, e uso para pesca amadora (PELLEGRINI, 2016; BRASIL, 2005). Contudo, apesar de serem classificadas como Classe 2, algumas colônias de pescadores do entorno do Complexo Lagunar de Jacarepaguá utilizam a pesca nestas lagoas como fonte de renda, sendo estes usos permitidos apenas para a Classe 1 (SOUZA, 2022).

2.2 Lagoa de Jacarepaguá e seu contexto histórico

A região da lagoa sofreu intenso processo de urbanização a partir do início dos anos 70, com a abertura da Avenida Alvorada, atual Avenida Ayrton Senna, que interliga Jacarepaguá a Barra da Tijuca, e a instalação do Distrito Industrial que marcaram o processo de crescimento da cidade. Desde então, essa área tem registrado um grande crescimento socioeconômico com inúmeros condomínios residenciais, shoppings, hotéis e restaurantes (CUNHA, 2020). Contudo, o processo de urbanização era voltado para a classe média e alta se solidificando como espaço elitizado, enquanto a população de baixa renda se aglomerava no entorno de lagoas e córregos, iniciando-se o processo de favelização (LIMA JUNIOR, 2017).

Com as crescentes construções, a região administrativa da Barra da Tijuca sofreu um processo de intenso adensamento populacional sem uma infraestrutura sanitária condizente, onde passou de 5.779 residentes em 1970 para 174.353 em 2000, e 300.823, no último censo, em 2010 (IBGE, 2010).

Nesta região ocorrem importantes ecossistemas de restingas, brejos e mangues, expostos aos impactos decorrentes da intensa ocupação e do avanço desordenado da urbanização no entorno da Lagoa de Jacarepaguá. Esses impactos comprometem o meio ambiente, gerando problemas de assoreamento, destruição da vegetação, desmatamento, modificação das características ambientais, ocasionando perda da sua função natural e social, se transformando em um ambiente receptor de efluentes industriais e principalmente domésticos (CUNHA, 2020).

A Lagoa de Jacarepaguá está situada em uma área de convergência de fluxos na ampla planície costeira de Jacarepaguá, ocupando terrenos predominantemente sedimentares e alagadiços e, devido ao seu maior distanciamento com o mar, sofre maior influência dos rios e do escoamento superficial e subsuperficial em sua bacia hidrográfica (CARVALHO & SILVA, 2017). E ainda, do ponto de vista ecológico, por se tratar de um ecossistema lântico, apresenta ambientes de baixa energia e baixa hidrodinâmica, atuando como berçário para a reprodução de diversas espécies marinhas e estuarinas (NASCIMENTO, 2022).

Considerando os impactos sofridos em toda a imediação da Lagoa com construção de vias de fluxo moderado a intenso, como a Avenida Ayrton Senna, o Corredor BRT Transcarioca e a Avenida das Américas e grandes complexos como, HSBC Arena, o Parque Olímpico, Parque dos Atletas, a Arena Carioca, o Parque

Aquático Maria Lenk, o Centro Internacional SARAH e o aeroporto de Jacarepaguá, contribuíram para o processo de eutrofização do corpo hídrico (CUNHA, 2020). Tal processo consiste no enriquecimento antropogênico do corpo d'água com nutrientes, gerando um crescimento desenfreado dos produtores primários, como algas e cianobactérias que induz à redução das concentrações de oxigênio dissolvido nas águas, provocando mortandades expressivas de organismos aeróbicos como os peixes (CABRAL *et. al.*, 2019).

Além disso, a anoxia do ambiente estimula a liberação de gases tóxicos, como metano, ácido sulfídrico, amônia e óxido nitroso, e em cenários de ressuspensão de sedimentos de fundo como, entrada de frentes frias ou atividades de dragagem, a concentração desses gases, de nutrientes e de metais pode aumentar drasticamente na coluna d'água, colaborando para as mortandades de peixes e organismos planctônicos. (Vezzone *et. al.*, 2019).

Na última década, devido aos Jogos Olímpicos de 2016, a região da Barra da Tijuca passou por um novo e intenso processo de desenvolvimento urbano, uma vez que, foi um dos principais cenários dos Jogos e por isso, concentrou uma série de investimentos dos setores público e privado (NASCIMENTO, 2022). Contudo, apesar dos compromissos assumidos pela Secretaria de Estado do Ambiente (SEA) ao Comitê Olímpico Internacional para que o Rio de Janeiro pudesse sediar os Jogos o Plano de “Recuperação Ambiental do Sistema Lagunar da Barra da Tijuca e Jacarepaguá”, não foi cumprido (Rodrigues *et. al.*, 2020).

No início dos anos 2000, integrando o “Projeto LagoAmar”, que tinha o objetivo de desobstruir a Lagoa da Tijuca, foi executado a dragagem do Canal do Cortado, interligando a Lagoa de Jacarepaguá ao Canal de Sernambetiba. Contudo, o Projeto foi embargado pelo IBAMA e os planos de uma ampla dragagem no CLJ só foram retomados no contexto dos projetos para os Jogos Olímpicos Rio 2016 (NASCIMENTO, 2022). Porém, em setembro de 2016, a SEA suspendeu o contrato, por conta de uma crise financeira do Estado, e o projeto não foi executado (SOUZA, 2018).

Em vista disso, é possível afirmar que, apesar do sistema de esgotamento sanitário da Barra e Jacarepaguá já estar implantado em grande parte da região e ligado ao Emissário submarino da Barra da Tijuca, o complexo Lagunar de Jacarepaguá encontra-se em processo adiantado de degradação, em função das descargas realizadas por diversas atividades existentes naquela região (INEA, 2019).

2.3 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) possui uma enorme relevância no processo de gerenciamento de áreas contaminadas, pois por meio desse método fornece uma base mais detalhada para determinar se a remediação ou outras medidas de gerenciamento de risco são justificados (CCME, 2020). O enfoque de uma ARE está no ecossistema estudado, como a análise da diversidade de espécies no local e seus serviços ambientais, e tem como objetivo garantir a integridade e a manutenção das funções dessas mesmas espécies (SWARTJES et al., 2011).

De acordo com a United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1992) a ARE tem como intuito avaliar a probabilidade de ocorrência de determinados efeitos ecológicos, consequentes da exposição à fatores de estresse, servindo como importante ferramenta na orientação da gestão de áreas contaminadas. Esta metodologia ainda aborda a existência de micropoluentes e seus efeitos em organismos vivos, a partir de análises químicas, físicas e biológicas, para fornecer uma avaliação globalizada do nível de risco a que estão sujeitos tais ecossistemas (VERLICCHI et al., 2012).

Estudos que utilizam da metodologia da ARE em ambientes aquáticos ainda são mais escassos, pois a proposta inicial de tal metodologia indicava seu uso para o gerenciamento de solos contaminados, logo, para as análises de ecossistemas lóticos ou lênticos se faz necessário o desenvolvimento de mais pesquisas (VERLICCHI et al., 2012).

Uma avaliação de risco tem como um dos objetivos estimar a probabilidade de um acontecimento e definir a seriedade dos efeitos em relação à segurança, ecologia, saúde e/ou economia. Já a avaliação de risco ecológico (ARE) visa estimar a probabilidade relativa de determinado acontecimento ecológico e suas consequências ecológicas, tal como a redução da biodiversidade (BUCH et al., 2021). Na prática, a ARE associa quantitativa e qualitativamente a possibilidade de determinada ocorrência ecológica indesejada e assim, levanta as evidências de uma exposição aos contaminantes e suas consequências (TALLINI et al., 2012).

Segundo Parkhurst et al. (1990) a percepção de avaliação do perigo está relacionada com o elevado nível de incerteza que concerne a extensão, probabilidade e magnitude da ocorrência de determinados efeitos no ambiente. Historicamente, os possíveis efeitos adversos de contaminação ao ambiente eram analisados apenas através da avaliação de perigo.

Portanto o perigo constitui o tipo e a magnitude de determinado efeito provocado por um estressor e a avaliação de perigo é comumente realizada por métodos de identificação de efeitos biológicos relacionados à exposição de receptores a variadas concentrações de contaminantes em estudos laboratoriais (CCME, 1996). O primeiro passo para integração desses conceitos é formular o problema (perigo) e em seguida realizar uma avaliação de risco do local. A avaliação caracteriza-se por determinar a necessidade de intervenção no ambiente, nessa etapa, os procedimentos propostos por gestores possuem o intuito de amenizar a contaminação para que se possa retornar ao seu uso inicial (PARKHURST et al., 1990).

Segundo Jensen & Mesman (2006), os níveis de contaminantes permitidos e os riscos a estes associados estão diretamente relacionados ao uso e ocupação do compartimento estudado. Dessa forma, as áreas de proteção ambiental, por exemplo, estabelecem categorias em que se admite risco inexistente ou baixo risco ambiental. De modo contrário, áreas urbanas e industriais admitem concentrações de contaminantes mais elevadas.

A determinação quanto à contaminação de um ambiente se dá a partir das concentrações de substâncias ou elementos de interesse ambiental, e caso estejam acima do valor de intervenção a região é considerada contaminada. Esse valor de intervenção indica a existência de risco potencialmente adverso à saúde humana e ao ambiente, além da necessidade de intervenção imediata na área, com a adoção de medidas emergenciais que visem a minimização das vias de exposição (CASARINI et al., 2001).

Johnston et al. (2002) propõem que as evidências da exposição e seus efeitos definam os níveis de risco e estes podem ser classificados como baixo, intermediário e alto.

A análise de risco é composta por diferentes etapas que, ao seguirem um processo lógico de implementação, permitem a coleta das informações, aumento do conhecimento do problema em questão e a tomada de decisão em cada etapa. No

modelo conceitual de ARE deve haver um forte componente de análise de organismos no ambiente e de bioensaios (TALLINI et al., 2012).

A análise com organismos é de fundamental importância no processo, pois ao contrário do que ocorre quando se compara com valores de referência de agentes estressores, os ensaios de ecotoxicidade incorporam a interação entre os contaminantes e, ainda, o efeito da biodisponibilidade, possibilitando avaliação ecologicamente relevante dos efeitos derivados da exposição (NIEMEYER et al., 2007).

É importante identificar que há diferentes formas de ARE, porém dois são mais usuais. A primeira ocorre por meio de uma avaliação preditiva, realizada antes da liberação ambiental de determinada substância, comumente relacionada com a autorização e a utilização de substâncias consideradas perigosas (JENSEN & MESMAN, 2006). O outro método, utilizado nesse estudo, é indicado para análises de risco ambiental retrospectivamente, isto é, as análises são realizadas e descritas pelas mudanças das populações, sejam alterações funcionais ou estruturais, de ecossistemas em regiões poluídas (NIEMEYER et al., 2010). Ambos os métodos necessitam estar de acordo com os princípios gerais de conservação para proteção dos ecossistemas (JENSEN et al., 2001).

Com a ARE o pesquisador consegue entender a relação existente entre os causadores do estresse e as consequências que eles provocam, podendo levar a mitigação dos prováveis danos ambientais (TALLINI, 2010).

Um dos motivos para a avaliação de risco em etapas ser recomendada é por conta de seu custo-benefício. Utilizando as etapas é possível reduzir gastos desnecessários de recursos ao longo do estudo, pois é possível avaliar inconsistências ou problemas quanto aos dados em cada uma das fases, prosseguindo para a etapa seguinte com maior segurança nas informações estudadas (MENDES, 2016).

A avaliação de risco ecológico divide-se em 4 etapas. A primeira etapa, é a formulação do problema, consiste em levantar dados sobre o local que será estudado e os contaminantes a serem investigados, é nesse momento que se deve criar um modelo conceitual da área, no qual serão estabelecidas as relações entre as vias de exposição ambiental ao estressor e a cadeia de agentes receptores, deste modo, há a possibilidade de examinar previamente quais seres estão mais vulneráveis e necessitam de uma maior cautela (TALLINI, 2010). A segunda etapa é caracterizada

pela exposição ambiental estudada e a terceira é uma caracterização dos efeitos gerados por essa exposição. Na etapa final, por sua vez, é realizada a determinação do risco. De acordo com os resultados, pode ser necessário realizar uma quinta etapa para definir quais seriam os critérios de decisão para gerenciar o problema da melhor forma possível. Dividir o estudo em etapas facilita a identificação do problema e a tomada de decisões, conseqüentemente, se torna mais eficaz (RODRIGUES & RODRIGUEZ, 2012).

Segundo Gomes (2013) o estudo da Avaliação de Risco Ecológico possui extrema importância em casos em que se suspeita de degradação ambiental ou quando se deseja proteger algum componente ambiental. Essas pesquisas geram ferramentas com intuito de auxiliar nos momentos de gestão de regiões contaminadas, pois através destas é possível identificar quais os riscos para os elementos ecológicos envolvidos e afetados pelos contaminantes ambientais (RODRIGUES & RODRIGUEZ, 2012).

Estabelecer parâmetros a serem avaliados em relação aos fatores de estresse dos quais o ambiente está exposto é algo complexo, visto que, há vasta diversidade e complexidade em seus componentes vivos (GOMES, 2013). A escolha de técnicas e metodologias para interpretar as estimativas de risco ecológico deve levar em consideração a variedade e especificidade da área estudada (NIEMEYER et al., 2015).

2.4 Histórico da Avaliação de risco ecológico (ARE) no Brasil e no Mundo

A ARE é uma ferramenta muito usual em países da América do Norte e Europa, todavia em países localizados na América do Sul, tal como o Brasil, o uso desse tipo de metodologia é escasso e por conta disso os trabalhos de base relacionados diretamente à Ecotoxicologia são ainda incipientes (NIEMEYER, 2007).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 420 de 2009, foi baseada na legislação holandesa em vigor a época, posteriormente alterada para CONAMA nº460/2013 instituiu legalmente o gerenciamento de áreas contaminadas, uma vez que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas oriundas de atividades antrópicas e ainda informações

necessárias para a tomada de decisões e as formas de intervir adequadamente (BRASIL, 2009; BRASIL, 2013).

Formalizada há três décadas pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA 1992) os métodos que compõem a ARE estão em discussão contínua. Ainda hoje, os estudos relacionados a ARE no Brasil não possuem nenhum protocolo normatizado (CUNHA, 2020). Por conta disso, cada pesquisador desenvolve e apresenta seu próprio modelo de estudo, sendo esses baseados em legislações e/ou modelos internacionais. Os modelos internacionais destacam a importância da etapa do ensaio ecotoxicológico juntamente da quantificação química de possíveis contaminantes como sendo essencial para o desenvolvimento adequado do estudo de avaliação, pois essas etapas podem expor quais interações poderão ocorrer entre os contaminantes biodisponíveis e os seres que estarão expostos a eles (NIEMEYER, 2007; TALLINI, 2010).

2.5 Modelo da Tríade Holandesa

A metodologia da Tríade de Qualidade do Sedimento (TQS) foi elaborada na Holanda com intuito de realizar a avaliação de riscos de sedimentos contaminados (LONG & CHAPMAN, 1985). Nessa metodologia são analisados três componentes: a etapa química do compartimento avaliado, com objetivo de identificar a possibilidade de contaminação; os bioensaios, para analisar a toxicidade e; a análise da comunidade bentônica, que permite averiguar a estrutura do habitat. A fase de varredura da avaliação de risco ecológico de sedimentos contaminados possui esses três aspectos originais (CHAPMAN et al., 2002).

A TQS utiliza-se de três linhas de evidências (LoE) química, ecotoxicológica e ecológica, para basear o cálculo do risco final da área analisada. Na possibilidade de algum dos resultados da linha de evidência química encontrar valores de concentrações fora dos pré-estabelecidos pela lei nacional, recorre-se a literatura estrangeira pertinente a determinada substância analisada (POSTHUMA, SUTER & TRAAS, 2002).

Posteriormente, esse método foi ajustado na Holanda para que fosse possível analisar o risco em solos (JENSEN & MESMAN, 2006), foi aplicado na Inglaterra pela

British Environmental Agency (BEA), em muitos países da Europa e no Brasil (NIEMEYER et al., 2010). Esse método possibilita a investigação de efeitos negativos de produtos químicos em diversos níveis de organização biológica, seja em nível de comunidade, população ou apenas um organismo (CHAPMAN, 1990).

As linhas químicas e toxicológicas propostas para o modelo original do TQS não foram alteradas e, poucas modificações foram sugeridas às mesmas (CHAPMAN, 1996). A LoE ecológica que se restringia em analisar a fauna bentônica foi expandida com intenção de avaliar uma categoria de alteração mais ampla da comunidade residente. Todavia, Chapman & Hollert (2006), propõem variadas análises passíveis de substituir o campo da linha de evidência ecológica. Tais análises se apresentam como: *i)* testes de histopatologia de peixes; *ii)* ensaios de toxicidade *in-situ*; *iii)* estudos de colonização de substratos contaminados artificialmente em laboratório; *iv)* bioensaios com biomarcadores para genotoxicidade, desregulação endócrina, entre outros. O estudo indica a incorporação de diferentes linhas de evidências ao modelo, para que assim ele se torne tétrade, pêntade ou até hêxade, atualmente o presente modelo possui três etapas (JENSEN & MESMAN, 2006).

O uso da abordagem da Tríade vem sendo recomendada e aplicada com sucesso em avaliações de risco ecológico reunindo informações de três principais linhas de evidências, sendo elas: química, ecológica e ecotoxicológica e suas interações buscam minimizar a incerteza do diagnóstico final associado ao risco final (BUCH et al., 2021). A metodologia da Tríade holandesa prevê a aplicação do método de peso das evidências (*weight of evidence* - WoE) aos diferentes *endpoints*, observados aos níveis e as linhas de evidência, com intuito de determinar os impactos ecológicos possíveis em uma área contaminada (BATLEY et al., 2002; CHAPMAN et al., 2002; JENSEN; MESMAN, 2006; SEMENZIN et al., 2007; DAGNINO et al., 2008). O WoE atribui diferentes pesos a cada um dos componentes da tríade, para que deste modo a qualidade e a congruência dos dados adquiridos possam ser garantidos (SAMPLE et al., 2014).

2.6 Sedimentos

Os sedimentos fluviais resultam dos processos de intemperismo das rochas e erosão dos solos presentes em uma determinada bacia hidrográfica (NASCIMENTO, 2018). Contudo, processos derivados das atividades antrópicas industriais e urbanas são responsáveis pela entrada de cargas de elementos tóxicos nas águas superficiais das bacias hidrográficas e podem afetar a qualidade dos sedimentos (CHARRY et al., 2018). Alguns parâmetros físico-químicos auxiliam na determinação da qualidade dos sedimentos de fundo, como pH, condições redox, variação no teor de matéria orgânica e determinam a disponibilidade de solutos a serem transferidos dos sedimentos à coluna de água (FLORES et al., 2018).

Os sedimentos de fundo constituem-se em reservatórios de elementos-traço biodisponíveis que, consistem em metais catiônicos e oxiânions presentes naturalmente em baixas concentrações nos compartimentos, em geral esses metais estão associados com toxicidade e poluição, mesmo que alguns sejam essenciais, como Cu, Mn, Zn, e outros não, como Pb, Cd, Hg e As. Todos são classificados como elementos-traço e potencialmente tóxicos (YADA *et. al.*, 2020). Nos sedimentos, estes metais ficam aprisionados nos minerais por processos de adsorção, precipitação, oclusão e incorporação e por isso, desempenham um importante papel nos ambientes aquáticos já que são fontes de alimento e hábitat para a fauna aquática. A biodisponibilidade, portanto, está fundamentalmente atrelada à fração de uma substância/elemento disponível para interações com um organismo vivo, por diversas vias de exposição, como inalação, ingestão ou assimilação via epiderme (VOLPATO *et. al.*, 2017). Assim, sua determinação quantitativa é bastante complexa, uma vez que, depende da biologia do receptor ecológico e das vias de exposição pelas quais se dá a interação da substância com cada espécie (Vezzzone et. al., 2019).

A contaminação com elementos-traço de origem antropogênica continua sendo um problema nas sociedades contemporâneas, pois a maioria desses poluentes não-degradáveis se acumulam em espécies químicas que são, muitas vezes, mais reativas que as formas originais (FRANCO, 2021). O acúmulo desses contaminantes nos sedimentos de fundo, especialmente os metais, que não são biodegradáveis, faz com que a contaminação do ambiente e o risco ao ecossistema e à saúde humana perdure por longos períodos (CHAPMAN *et. al.*, 2002).

Internacionalmente, a avaliação da qualidade dos sedimentos pode ser definida através dos Valores-Guia de Qualidade de Sedimento (VGQS) que consistem em uma metodologia de quantificação da concentração de contaminantes individuais orgânicos e inorgânicos com base estatística. Baseia-se nas concentrações dos contaminantes em sedimentos e se fundamenta nos diversos ensaios de toxicidade com diferentes organismos-teste (OLIVEIRA et. al., 2018). Outro instrumento é a utilização dos valores de background, que consistem nos valores de concentrações de metais em ambientes considerados naturais não impactados e que possuam características similares às do ambiente estudado (RHODES, 2010).

A legislação brasileira, por meio da Resolução CONAMA nº 454/2012, estabelecem valores orientadores para sedimentos baseando-se nos índices internacionais, entre eles os índices TEL (*threshold effect level*) e PEL (*probable effect level*) que consistem em diretrizes para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional (BRASIL, 2012; OLIVEIRA et. al., 2018).

2.7 Presença de metais nos sedimentos dos recursos hídricos

A influência do processo de urbanização e de industrialização desordenado no entorno dos corpos hídricos, vem resultando no influxo de diversos poluentes no meio aquático e na degradação da vida ali presente (FERREIRA et al., 2021). Os resíduos e rejeitos despejados podem alcançar diversos compartimentos terrestres e aquáticos, e transportam elevados índices de metais, o que representa degradação ambiental, devido à forte tendência à bioacumulação e à dificuldade de eliminação desses compostos seja química ou biologicamente (PROSHAD et al., 2018).

As propriedades dos compartimentos onde os contaminantes se encontram, controlam o comportamento desses poluentes. Propriedades tais como: pH, granulometria, teor de matéria orgânica influenciam diretamente a mobilidade, pois determina o comportamento biogeoquímico e a distribuição espaço-temporal dos metais pesados no ambiente (CESAR et. al., 2014).

Geralmente, os poluentes despejados são dissolvidos na coluna d'água em pequenas frações, enquanto altas concentrações são armazenadas nos sedimentos. Portanto, os contaminantes adsorvidos ao sedimento representam uma fonte de

contaminação constante, sendo chamados de sumidouros, uma vez que o sedimento passa a ser um reservatório natural para a deposição destes metais (FERREIRA et. al., 2021). Além de serem sumidouros, os sedimentos também são considerados transportadores/transformadores de contaminantes em ambientes aquáticos, pois alguns poluentes podem ser reciclados por meio de processos biológicos e químicos, uma vez que interagem com a biota e a matéria orgânica e assim podem retornar à disponibilidade na coluna d'água e na cadeia alimentar (VOIGT et al., 2016).

Pesquisas de campo realizadas em ambientes fluviais, mostraram que grande parte dos metais tóxicos encontrados são de origem antropogênica, procedentes de esgoto industrial e sanitário, drenagem de terra, lançamentos atmosféricos, erosão do solo, resíduos urbanos, entre outros (FRIESE et al., 2010; SALEEM; IQBAL; SHAH, 2015; OLIVEIRA et al., 2018), ocasionado impactos consideráveis na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (CALMANO, 1996).

Na ausência de entradas antropogênicas os metais traços encontrados nos sedimentos são associados a silicatos e minerais primários, e deste modo, apresentam mobilidade limitada (PASSOS et al., 2010). Contudo os sedimentos que apresentam metais oriundos de fontes antropogênicas apresentam maior mobilidade e se associam a diferentes fases do sedimento, tal como, carbonatos, óxidos, hidróxidos e sulfetos (SALEEM; IQBAL; SHAH, 2015).

Diversos fatores interferem na disponibilidade de metais. A composição física e química da água, por exemplo, determina a forma como os metais serão transportados, podendo ser como particulado, coloidal, iônico dissolvido e formas complexas dissolvidas (CORINGA et.al, 2016). De forma semelhante, o material em suspensão também desempenha uma tarefa importante no transporte e no ciclo geoquímico de metais em sistemas aquáticos, pois suas características físicas e geoquímicas influenciam a capacidade de ligação com metais, auxiliando na autodepuração dos corpos d'água (YE et. al. 2015).

A mobilização dos metais, ou a ausência destes nos sedimentos dos ecossistemas aquáticos, dependem da textura e da natureza química dos sedimentos, fatores estes que determinam a quantidade e a força da ligação do metal (CORINGA et.al, 2016).

Estudos demonstram a existência de uma forte correlação entre a granulometria e a disponibilidade dos metais em sedimentos relacionando frações mais finas com maiores concentrações de metais, enquanto nas frações de maior

tamanho de partículas as concentrações de metais geralmente são menores (FERREIRA et. al, 2021). Além disso, os estudos demonstram o risco que os sedimentos enriquecidos por metais pesados representam aos recursos hídricos (HOROWITZ, 1991; MARTINEZ & POLETO 2010).

A matéria orgânica presente na composição de solos e sedimentos exerce papel crucial no comportamento geoquímico dos metais e outros contaminantes, pois é capaz de fixá-los no substrato, reduzindo sua mobilidade (CESAR et. al., 2014; VEZZONE et. al., 2019). Já o pH, indica e expressa a magnitude da acidez ou alcalinidade do substrato, onde meios mais ácidos favorecem a oxidação dos metais e os induzem a suas formas catiônicas, que tendem a ser mais solúveis e móveis no ambiente (NASCIMENTO, 2022).

O acúmulo de metais presentes no ambiente aquático se destaca por conta de seu destino incerto, os possíveis efeitos na biota, a ciclagem biogeoquímica e o comportamento que geram na cadeia alimentar (PROSHAD et. al., 2018).

Em ecossistemas aquáticos, os fitoplânctons, macrófitas e algumas bactérias representam o grupo de organismos autotróficos, sendo deste modo a base da cadeia alimentar e, portanto, são muito utilizados em ensaios ecotoxicológicos uma vez que respondem prontamente às alterações ambientais (BELLINGER & SIGEE, 2015). Sendo, esse grupo uma fonte potencial de contaminação aos consumidores primários, que por sua vez continuam o processo de contaminação para os demais elos da cadeia alimentar, ocasionando o processo de biomagnificação, evidenciado quando os últimos níveis da cadeia alimentar mostram uma concentração de metais acumulados maiores que as dos níveis mais inferiores (VOIGT et. al., 2016).

Dentre várias consequências possíveis para a presença de metais em ecossistemas aquáticos, a bioacumulação é o processo de maior relevância, pois os metais acumulam-se desde o momento em que são dispostos na água/sedimento ou de maneira progressiva através da cadeia trófica. (SHAH, 2022).

Deste modo, verifica-se que a distribuição dos poluentes em variados compartimentos do ambiente aquático (água, sedimento e organismo) pode trazer consequências significativas para a biota, sendo possível chegar ao homem por meio do processo de bioacumulação ou por ingestão de água contaminada (FREIRE et.al, 2021).

No Brasil, apesar de haver pesquisas e estudos voltados à qualidade dos sedimentos realizados pelo Programa Nacional de Geoquímica Ambiental e Geologia

Médica (PGAGEM), ainda não há a disposição de parâmetros ou padrões de qualidade de sedimentos que respeitem as peculiaridades e as condições geológicas locais (NASCIMENTO et. al., 2018).

Em consequência disso, é amplamente utilizado valores de referências internacionais, ou ainda outros métodos para análises comparativas dos resultados e aplicações de indicadores da qualidade dos sedimentos, a fim de se identificar potenciais fontes de poluição para a tomada de decisões relacionadas à remediação de áreas contaminadas (FERREIRA et. al., 2021).

O Conselho de Ministros do Meio Ambiente Canadense (CCME, 1999) desenvolveu diretrizes de qualidade de sedimentos que se dividem em: efeito limiar, conhecido como *threshold effect level* (TEL) e efeito provável, conhecido como *probable effect level* (PEL).

Os valores que se encontram abaixo do TEL são considerados como o intervalo onde os efeitos adversos raramente ocorrem. Para os valores que se encontram entre o TEL e o PEL corresponde ao intervalo onde os efeitos ocorrem ocasionalmente, já os resultados acima do PEL corresponde a faixa em que os efeitos adversos são frequentes (SILVA, 2016).

No âmbito nacional, a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº454/2012, orienta as concentrações máximas em corpos hídricos para sedimentos a serem dragados (BRASIL, 2012).

A tabela abaixo lista as diretrizes de qualidade de sedimentos existentes para alguns metais, considerados de especial interesse e/ou impacto em sedimentos.

Tabela 1: Orientação de toxicidade do sedimento relativamente aos valores de efeito provável (TEL), efeito limiar (PEL), valores de referência estabelecidos pelo CONAMA Nº 454/12 para corpos d'água Salobra Classe 2, para determinados metais.

Metal	TEL (mg/kg) *	PEL (mg/kg) *	CONAMA Nº454/12 Nível 1 (mg/kg)	CONAMA Nº454/12 Nível 2 (mg/kg)
Cd	0,7	4,2	1,2	7,2
Cu	18,7	108	34	270
Cr	52,3	160,0	81	370
Hg	0,13	0,70	0,3	1,0
Pb	30,2	112,0	46,7	218

Zn	124	271,0	150,0	410
As	7,24	41,6	19,0	70
Ni	-	-	20,9	51,6
Co	-	-	-	-
Mn	-	-	-	-

*CCME (1999), tabela 2.

PEL: Probable Effect Level (efeito provável); TEL: Threshold Effect Level (efeito limiar).

Os metais pesados são poluentes muito comuns de serem encontrados em corpos hídricos e, devido à forte antropização gerada pela crescente urbanização desordenada, são encontrados frequentemente em córregos urbanos (DE OLIVEIRA, 2019).

Quimicamente os metais pesados são considerados os metais altamente reativos e de caráter bioacumulativo, e apesar dos seres vivos necessitarem para funções vitais no organismo de pequenas quantidades de alguns desses metais, como o cobalto, cobre, manganês e zinco, níveis excessivos desses elementos podem ser extremamente prejudiciais (VIZUETE et.al., 2018).

2.6.1 Cádmio (Cd)

O cádmio é um metal pesado não essencial que pode ser encontrado na natureza por vias antrópicas ou *in natura*. É tóxico e muito persistente, e em concentrações elevadas podem prejudicar atividades agrícolas e industriais através da contaminação dos solos, da água e dos alimentos. (SHAARI, 2022).

Metais, tais como o cádmio, são encontrados de forma associada a outros poluentes, frequentemente de origem farmacológica (ARAÚJO, 2019). Todavia, a maioria dos estudos relacionados aos impactos gerados por conta da exposição a esse metal, abordam uma exposição unitária, isto é, apenas gerada pelo próprio cádmio, sem considerar as interações com demais poluentes (ALMEIDA et al., 2018).

Com efeito, ocorre uma resistência do cádmio de longa duração no solo e na água em acúmulo pelas plantas e como consequência essa acumulação interfere na

cadeia alimentar, transformando isso em uma ameaça à saúde humana e de animais (SHAARI, 2022).

O parâmetro cádmio total possui valor orientativo pela Resolução CONAMA Nº 454/2012 para águas salobras nível 1 de 1,2 mg/kg e nível 2 de: 7,2 mg/kg. Já a Resolução CONAMA Nº 357/2005 - Classe 2, estabelece o valor máximo permitido de 0,04 mg/L (BRASIL, 2005; BRASIL, 2012).

2.6.2 Chumbo (Pb)

Classificado como metal pesado o elemento chumbo é um poluente ambiental extremamente tóxico, e possui caráter de bioacumulação devido a interação de sua forma iônica com grupamentos orgânicos que causam contaminação (SILVA, 2016). Quando lançados como resíduos industriais, na água, no solo ou no ar, o chumbo presente nesses resíduos pode ser absorvido pelos vegetais e animais das proximidades, provocando graves intoxicações ao longo da cadeia alimentar, sendo responsáveis por diversas patologias (VIZUETE et al., 2018).

Para o desenvolvimento de melhores estratégias com intuito de manter os níveis de potabilidade dentro de um padrão seguro e que respeite a legislação é fundamental a prática do monitoramento das águas e sedimentos (FERRAZ; DOURADO; RODRIGUES; ROCHA, 2018). A exposição aguda a este elemento pode causar sede, sabor metálico, inflamação gastrintestinal, diarreias, vômitos e a longo prazo pode gerar problemas mais graves à saúde humana, tais como: efeitos renais, neurológicos, cardiovasculares, entre outros (CETESB, 2019).

O valor orientativo estipulado para o chumbo pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 referente às Águas Salobras - Classe 2 é de 0,210 mg/L (BRASIL, 2005). Enquanto a Resolução CONAMA Nº 454/2012 estipula o valor de chumbo para a classificação do material que deve ser dragado em águas salobras nível 1 (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos) em 46,7 mg/kg já para o nível 2 (limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos) em 218 mg/kg (BRASIL, 2012).

2.6.3 Manganês (Mn)

Considerado o 12º elemento mais abundante na crosta terrestre o manganês, é quimicamente bastante reativo e possui um importante papel em todos os organismos animais e vegetais (AFONSO, 2019). Nos vegetais, participa das enzimas que atuam no crescimento das plantas e no processo de fotossíntese, já no organismo humano possui grande importância nas dietas, sendo recomendado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) uma ingestão diária de 5 mg é ainda, essencial em vários processos metabólicos, como constituinte e cofator em processos enzimáticos, como a síntese do colesterol e da dopamina, entre outros (LISBOA et.al, 2020).

Embora necessário para o organismo humano, em elevados níveis causa diversos problemas a saúde, tais como: distúrbios de comportamento e fala, fraqueza, rigidez muscular, alucinações, e em ambientes aquáticos prejudicam os animais causando impotência (AFONSO, 2019).

É um elemento muito presente no setor siderúrgico na produção de ligas metálicas, também muito usual pelo segmento de produção de pilhas e produtos químicos, tintas, fertilizantes, fungicidas, produtos farmacêuticos, e por isso de grande importância econômica e impacto ambiental (DIAS, 2018).

De acordo com o especificado pela Nota Técnica NT-202. R-10 - Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos o valor máximo permitido para o manganês é de 1,0 mg/L (RIO DE JANEIRO, 1986).

2.6.4 Zinco (Zn)

Elemento relativamente abundante na crosta terrestre, o zinco ocorre em vários minerais e em diferentes formas, não possui toxicidade expressiva quando comparado a outros metais como chumbo por exemplo e por isso, é amplamente utilizado nas indústrias (SILVA, 2016).

Os metais pesados podem ser classificados como essenciais e não essenciais. O elemento zinco pertence a categoria dos metais essenciais ao metabolismo do

corpo humano, contudo se a sua concentração exceder a faixa ideal, levaria à condição de toxicidade no meio em que se encontra (SHAH *et.al.*, 2022).

Desde o início do século passado, o influxo de metais pesados, como Zn, Pb e Cd, de origem antropogênica em sedimentos estuarinos, fluviais e lacustres cresceu em grande quantidade. Esses metais são liberados no ecossistema aquático por meio da industrialização, erosão do solo, agricultura, mineração e descarga de águas residuais não tratadas (ILHA, 2019).

O metal zinco (Zn) possui valores orientativos da Resolução CONAMA nº 454/2012, a qual especifica o valor de 150 mg/Kg para o nível 1 e 410 mg/Kg para o nível 2. E ainda, no que se refere a águas salobras do presente parâmetro, conforme a Resolução CONAMA 357 - Classe 2 estabelece o valor máximo permitido de 0,12 mg/L.

2.6.5 Arsênio (As)

Ainda que não seja um metal, o Arsênio destaca-se por suas propriedades, e seu comportamento no meio. Trata-se de um semimetal, facilmente oxidável, abundante existente na natureza e se apresenta na forma sólida e cristalina, encontrado na atmosfera, nas águas naturais, em solos, sedimentos, rochas e organismos. É comumente despejado em corpos hídricos por várias fontes antropogênicas como mineração, fundição, produção de vidro e semicondutores, fertilizantes, pesticidas, medicamentos, o que causa desequilíbrio no ambiente e é prejudicial à saúde humana (RAHMAN & SINGH, 2019).

No entanto, grande contaminação de As também se dá por meio de algumas atividades naturais como intemperismo de rochas, colonização microbiana, e erupção vulcânica (LOPEZ *et al.*, 2012). O arsênio se encontra na natureza de variadas formas químicas, incluindo espécies orgânicas (sua forma menos tóxica) ou inorgânicas (com maior potencial tóxico) e que através das condições geoquímicas e ações de microrganismos podem sofrer alterações na sua disponibilidade no meio. Diversos estudos já registraram a ocorrência de As em águas para consumo e subterrâneas

acima do valor limite estabelecido em variados países como EUA, Argentina, Chile, México, entre outros (MEZA et al., 2004).

O arsênio entra no corpo humano através da ingestão, inalação e absorção dérmica e alguns efeitos da exposição crônica incluem cegueira noturna, hipertensão portal cirrótica, angiossarcoma hepático, diabetes mellitus, necrose cortical e neuropatia periférica (SAHA et al., 1999). O As é ainda, tóxico à biota do solo, acumulando-se no organismo de minhocas e podendo causar morte, comportamento de fuga ou prejudicar a eficiência de sua reprodução (Wang et al., 2018).

A elevada ocorrência desse elemento associada a alta toxicidade motivou a Organização Mundial da Saúde (WHO) a diminuir o valor limite de concentração de As presentes em água potáveis de 0,05 mg. L⁻¹ para 0,01 mg. L⁻¹ (COSTA et. al, 2010).

No Brasil a Resolução CONAMA Nº 357/2005, para águas salobras Classe 2 define o valor máximo permitido de 0,069 mg/L. Enquanto a Resolução CONAMA nº 454/2012, especifica o valor de 19 mg/Kg para o nível 1 e 70 mg/Kg para o nível 2 (BRASIL, 2005, BRASIL, 2012).

2.6.6 Cobalto (Co)

Considerado um metal pesado o Cobalto (Co) é crucial para atividade metabólica em baixas concentrações, contribui para a formação da vitamina B12 em animais e seres humanos e pertence ao grupo de metais essenciais. Quando as concentrações desse elemento ultrapassam um determinado limite estabelecido, produz efeitos adversos ao meio (VENTURA, 2020).

É amplamente aplicado em baterias avançadas, supercapacitores, células solares, melhoria de propriedades eletrocrômicas e nos últimos anos atraiu grande interesse devido às suas propriedades elétricas e catalíticas, além de possuir propriedades antivirais e antibacterianas (JAGANATHAN& MANI, 2021).

Comumente encontrado em rochas, solos, águas, plantas e animais em quantidades traços, e ainda em vulcões e incêndios florestais. As fontes de emissão antropogênicas são variadas, como a queima de combustíveis fósseis, uso de bio sólidos, fertilizantes fosfatados, mineração, fundição de minérios, entre outros (RAHMAN & SINGH, 2019).

O elemento Cobalto, possui valor orientador para solos de 25 mg/kg definido como Valor de Investigação, segundo CETESB - Decisão de Diretoria 256/2016/E (CETESB, 2016).

2.6.7 Cromo (Cr)

O cromo é um elemento resistente a corrosão, considerado tóxico e presente na água, no ar e no solo. Apesar de ocorrer naturalmente no ecossistema por intemperização dos solos sua concentração vem aumentando por ser amplamente utilizado em processos industriais como metalurgia e siderurgia, seus resíduos são muitas vezes depositados e carreados contaminando os solos e aquíferos (SOUSA & SANTOS, 2018).

Em ambiente natural possui dois estados de oxidação: Cr^{+3} e Cr^{+6} . Em sua forma trivalente Cr^{+3} e em níveis traços possui baixa solubilidade e mobilidade no ambiente o que resulta em baixa toxicidade para os organismos e, possivelmente benéfico aos seres humanos, animais e plantas. Em sua forma Cr^{+6} , é um ânion solúvel com forte ação tóxica e carcinogênica, e por isso os limites máximos são estabelecidos em função de sua forma hexavalente (SILVA, 2016).

Possui ainda, em sua forma trivalente, importância no metabolismo de glicose, gorduras e proteínas, contudo doses acima das concentrações adequadas podem resultar em intoxicação. Já a contaminação por Cr^{+6} resulta em diarreias, hemorragias internas, danos no fígado e no rim, problemas respiratórios, entre outros. Comumente a principal via de exposição é através da alimentação e ingestão de águas contaminadas (MARONEZI, 2019).

O Cromo tem como limite para águas salobras Classe 2, segundo Resolução CONAMA Nº 357, o valor máximo de 1,1 mg/L, ao passo que a Resolução CONAMA Nº 454/2012 para águas salobras nível 1 é: 81 mg/kg e nível 2 de: 370 mg/kg (BRASIL 2005; 2012).

2.6.8 Cobre (Cu)

Elemento abundante na crosta terrestre é também um dos principais metais presentes no corpo humano, o cobre possui importante papel funcional no sistema, sendo considerado micronutriente essencial para o funcionamento celular quando em baixas concentrações (SILVA, 2016). Todavia, a sua acumulação em ambientes aquáticos pode acarretar na contaminação de aquíferos e cursos d'água, e redução da biodiversidade, uma vez que diminui a produtividade primária e promove toxidez em diversas espécies de animais, podendo atingir o homem através do processo de biomagnificação, ao serem incorporados na cadeia alimentar (BIELMYER-FRASER et al., 2017).

A toxicidade do cobre irá variar de acordo com determinados fatores como os aspectos do ambiente estudado, sua forma química, a relação aos organismos e espécies expostas, as via de exposição e metabólicas (DE OLIVEIRA et al., 2018).

É amplamente utilizado na mineração, devido sua boa condução de eletricidade, e na indústria têxtil e fotográfica, na fabricação de pigmentos e corantes, na agricultura como fungicidas, entre outros (SILVA, 2016)

O Cobre possui como limite para águas salobras Classe 2, segundo Resolução CONAMA N° 357, o valor máximo dissolvido de 7,8 µg/L ao passo que, a Resolução CONAMA N° 454/2012 para águas salobras nível 1 é: 34 mg/kg e nível 2 de: 270 mg/kg (BRASIL 2005; 2012).

2.6.9 Mercúrio (Hg)

A maioria dos metais apesar de serem contaminantes e apresentarem riscos ao meio ambiente e aos que vivem nele, apresentam como característica a baixa solubilidade em águas, o que normalmente faz com que este esteja em baixas concentrações. Alguns metais se diferem nesse ponto, entre eles está o mercúrio, pois tem capacidade de se apresentar de forma estável em solução e assim, podendo se acumular na água atingindo concentrações mais elevadas e tóxicas (LACERDA e MALM, 2008).

Segundo WHO (2017) o Hg está entre os dez produtos químicos mais tóxicos à saúde pública, pois trata-se de um elemento teratogênico e a exposição, mesmo a

pequenas quantidades, pode levar a consequências deletérias no sistema nervoso central irreversíveis.

Järup (2003) já afirmava em seu estudo que a exposição através do Mercúrio orgânico pode levar a danos nos sistemas nervoso, digestivo e imunológico, e nos pulmões, rins, pele e olhos. O envenenamento crônico é caracterizado por determinados sintomas neurológicos e fisiológicos como por exemplo tremores; alterações de personalidade; inquietação; entre outros (CRESPO-LÓPES et al., 2021).

Dentre os metais contaminantes o Hg atinge ainda a cadeia em sua forma mais tóxica, metil mercúrio, intoxicando populações humanas através da ingestão de peixes e mariscos contaminados (CRESPO-LÓPES et al., 2021).

O Hg possui fontes de contaminação via emissões antrópicas como a mineração de ouro, a combustão de carvão, produção de cimento, uso de pesticidas e fertilizantes, resíduos de produtos contendo Hg, entre outros (AMAP/UNEP, 2013).

Em todo o mundo há locais contaminados com Hg, casos como a Doença de Minamata e de Niigata devido à liberação de metil-Hg foram duas das quatro maiores doenças de poluição no Japão, e de repercussão mundial (RAHMAN & SINGH, 2019).

Exemplificando peixes, moluscos e crustáceos foram as principais rotas de exposição do MeHg que foram lançados durante mais de 20 anos na Baía de Minamata desde o início da década de 1950, somente após mais de duas décadas e devido seu caráter de bioacumulação o efeito do envenenamento crônico por mercúrio pode ser constatado inicialmente nos peixes e depois em grande parte da população da região e que consumia o pescado.

Atualmente, mercúrio total possui o limite definido para águas salobras Nível 1, segundo Resolução CONAMA Nº 452/2012 o valor máximo de 0,3 mg/kg, e para nível 2 - 1,0 mg/kg. À medida que a CONAMA Nº 357 para águas salobras classe 2, estabelece o valor máximo de 1,8 µg/L Hg (BRASIL 2005; 2012).

2.6.10 Níquel (Ni)

Geologicamente o níquel é um metal relativamente abundante na crosta continental. Ocorre naturalmente nas rochas, mas também em vegetais, frutas e

nozes. Amplamente utilizado em indústrias devido à sua resistência a corrosão e resistência mecânica, é empregado em ligas metálicas, na produção de aço inoxidável (BOA, 2018).

O níquel está entre os metais potencialmente tóxicos mais perigosos ambientalmente, e sua transferência para organismos terrestres e aquáticos causam consequências a biodiversidade (NOGUEIRA et al., 2021). O níquel é um metal importante usado na infraestrutura moderna. Desempenha um papel em aço inoxidável, ligas metálicas, baterias elétricas e aplicações químicas.

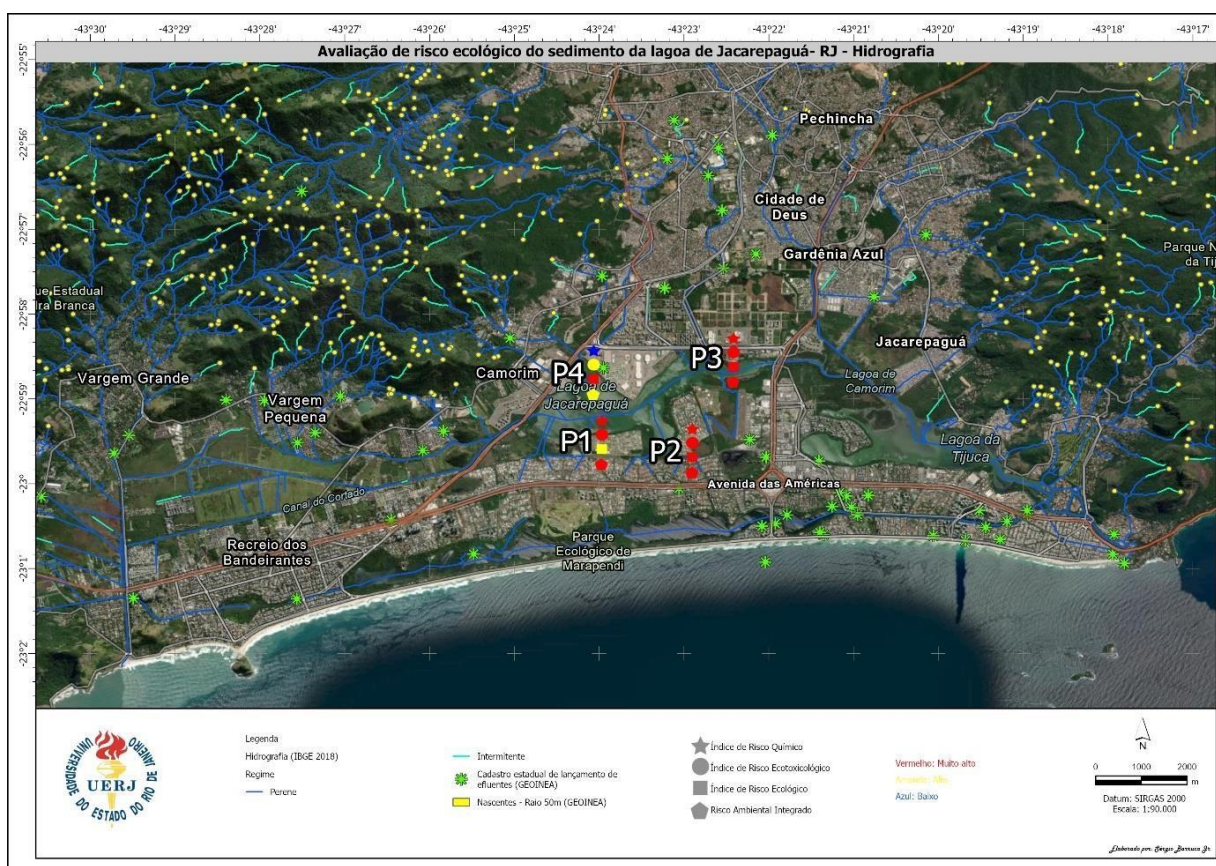
A Resolução CONAMA N° 357 indica que para águas salobras de classe II, tais como a da lagoa de Jacarepaguá, os valores não podem estar acima de 74,0 µg/L. À medida que a Resolução CONAMA N° 452/2012 possui o valor máximo de 20,9 mg/kg nível 1, e para nível 2: 51,6 mg/kg (BRASIL 2005; 2012).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica da área de influência do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, localizada na Zona Oeste da cidade do Rio de Janeiro, é composta por diversos rios perenes (Figura 1) que descem as vertentes dos Maciços da Pedra Branca e da Tijuca e deságuam nas lagoas, possuindo cerca de 280 km² de área, sendo esses maciços divisores naturais de águas da bacia de drenagem do sistema (INEA, 2010).

Figura 1: Rios Perenes e pontos de lançamento de efluentes contribuintes na Lagoa de Jacarepaguá.



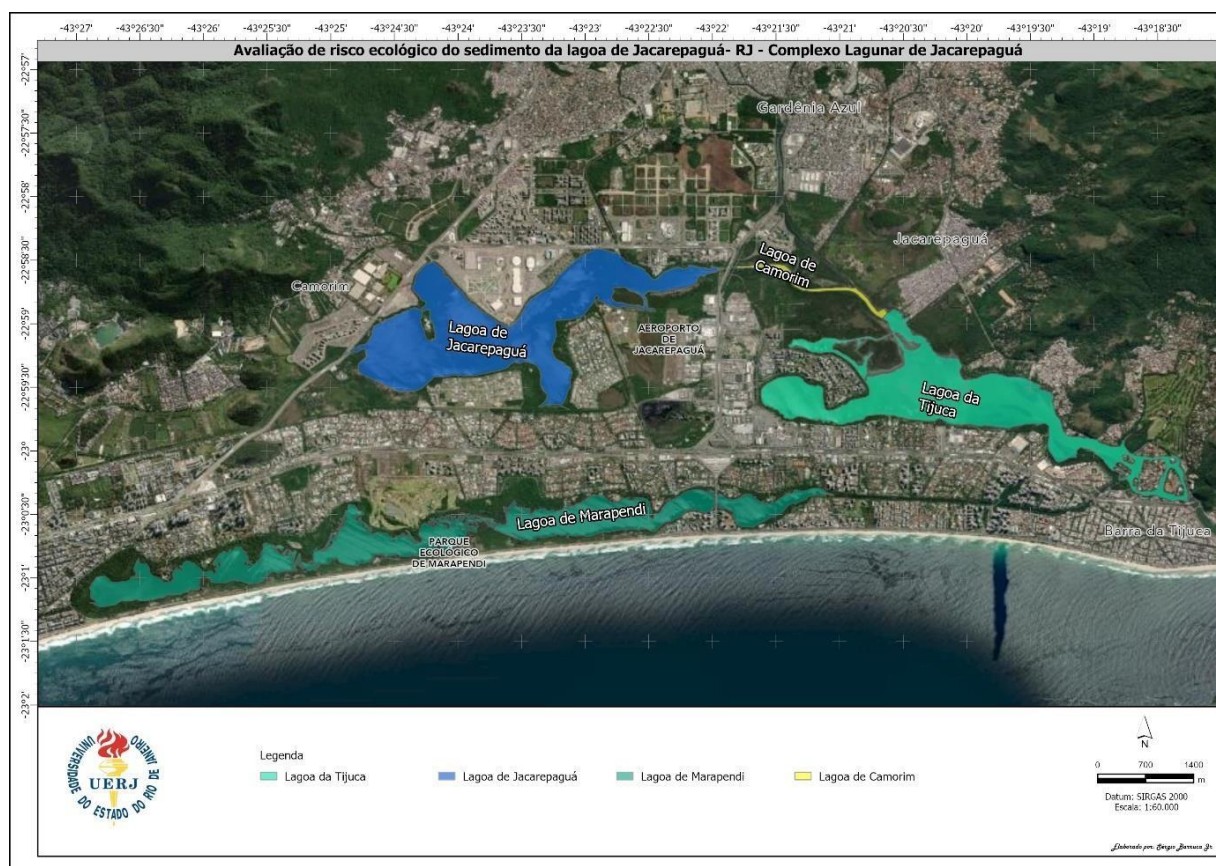
Fonte: Google Earth (Acesso em maio, 2022).

O Complexo Lagunar de Jacarepaguá é formado pelas lagoas de Jacarepaguá, Camorim, Tijuca e Marapendi, e estão interligadas e ligadas ao mar pelo canal da

Joatinga, permitindo a troca de água com o mar (Figura 2). A Baixada de Jacarepaguá é um ambiente costeiro, com 18,5 km de extensão, e caracteriza-se por praias retilíneas e um conjunto de lagunas separadas do mar por cordões arenosos resultantes das oscilações do nível relativo do mar (CALHEIROS, 2006). A Lagoa de Jacarepaguá, objeto do presente estudo, é a mais interiorizada do conjunto e possui área de 4,07 km² (COMITÊ DA GUANABARA, 2020).

Esse Complexo recebe esgotos sanitários e efluentes industriais clandestinos, resíduos sólidos descartados de forma irregular, além de contribuições difusas de águas de drenagem e circulação das massas de águas de diferentes origens, com elevada carga de poluição, ocasionando efeitos deletérios inegáveis (BARCELLOS; FERNANDES e AZEVEDO, 1988).

Figura 2: Complexo lagunar de Jacarepaguá – RJ



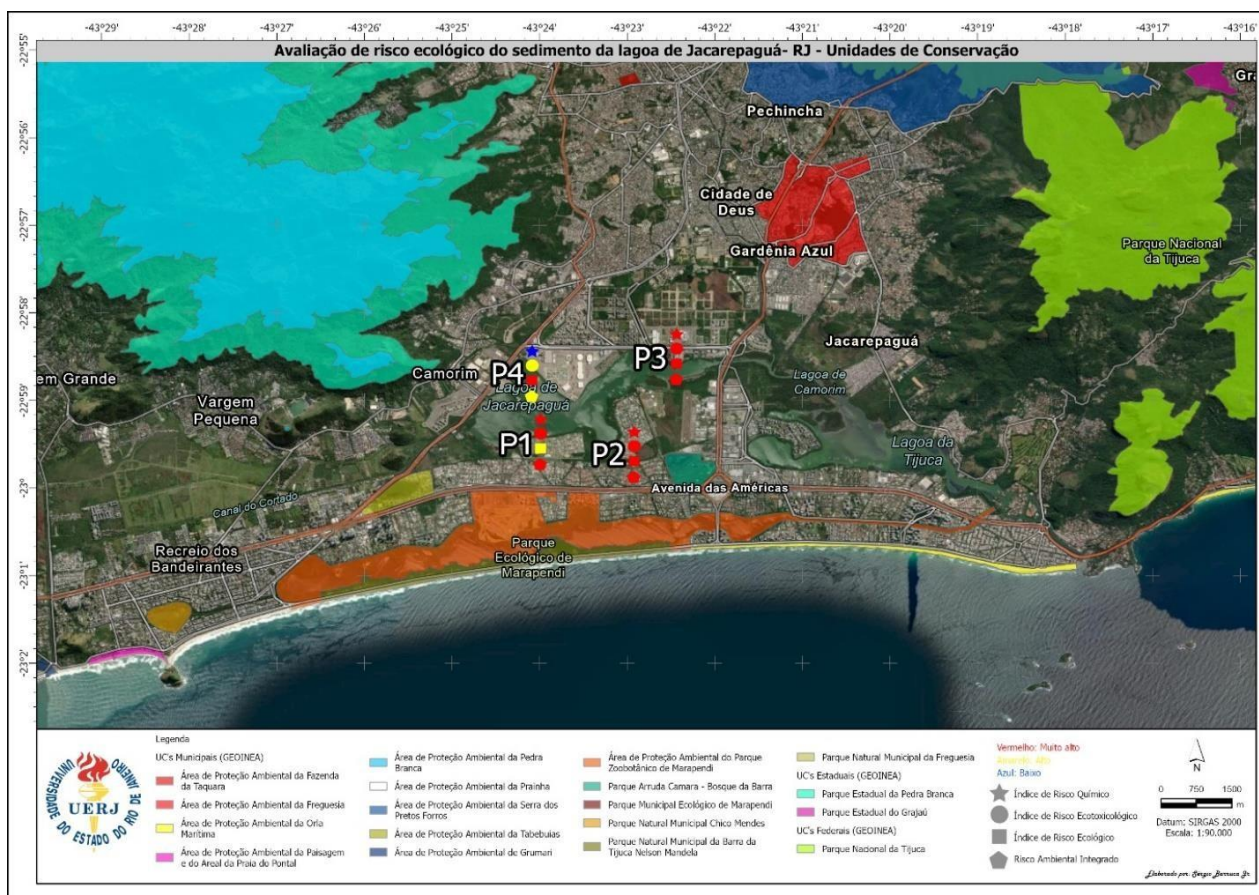
Fonte: Google Earth (maio, 2022).

Os sistemas lagunares são ambientes tipicamente de deposição e sedimentação e geralmente submetidos a forte estresse, em função das diversas

atividades humanas concentradas nas áreas costeiras. Dentre as principais atividades que geram impacto negativo, verifica-se o lançamento de despejos de origem doméstica, que vem acelerando o processo de eutrofização desses corpos d'água (INEA,2015).

A antropização do entorno da Lagoa de Jacarepaguá é bem expressiva, em contrapartida, é possível observar a presença de áreas com potencial ecológico relevante para a manutenção de serviços ecossistêmicos, as quais são especialmente protegidas por atos do poder público e classificadas como Unidades de Conservação (Figura 3).

Figura 3: APA 's do entorno dos pontos amostrais.

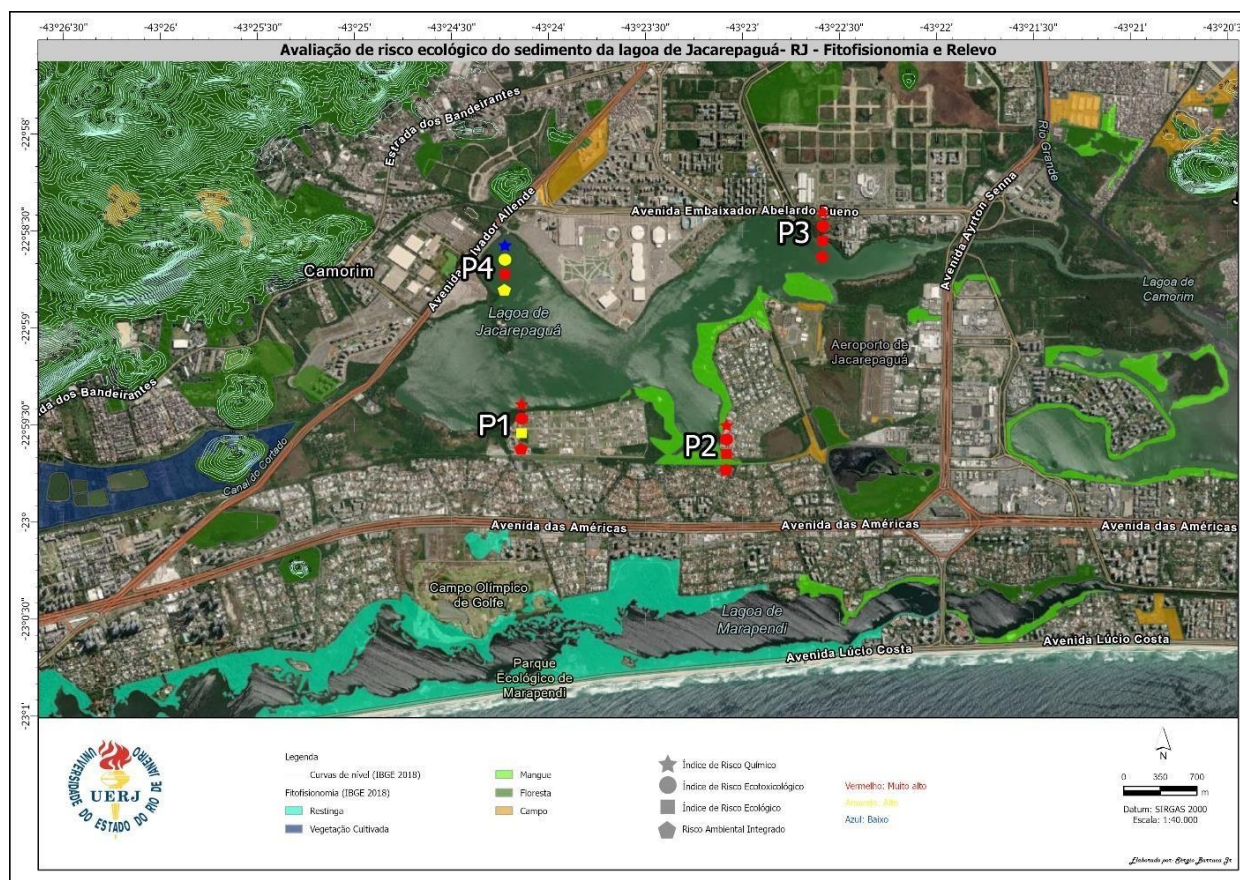


Fonte: Google Earth (Acesso em maio, 2022).

A região do CLJP possuía uma rica vegetação, porém gradualmente a cobertura vegetal primitiva foi sendo substituída por floresta secundária, após sucessivos desmatamentos. Lagoa de Jacarepaguá possui vegetação com fitofisionomia característica de áreas com influência fluviomarinha (Figura 4), haja

vista a presença de mangue nas bordas da Lagoa, segundo a Lei Federal nº 12.651 de 2012, tal vegetação compõe Área de Preservação Permanente (APP) e é muito importante a sua conservação para a manutenção da biodiversidade e de recursos naturais, bem como é importante a conservação das APP's compostas por Restingas, vegetação presente na Lagoa de Marapendi, área adjacente à Lagoa de Jacarepaguá. Os trechos úmidos das baixadas, eram ocupados por brejos, florestas aluviais, matas de restinga e mangues. A ocupação desordenada da baixada acarretou na supressão de vegetação de manguezais, restingas, de florestas de encostas, além do acúmulo de lixo, e da consequente poluição das águas, deslizamentos, e assoreamento de corpos d'água. Todos estes impactos aceleraram os processos erosivos, contribuindo para o assoreamento dos rios e lagoas da baixada de Jacarepaguá (FERRÃO-FILHO&MOSCATELLI, 2020).

Figura 4: Fitofisionomia do entorno da Lagoa de Jacarepaguá



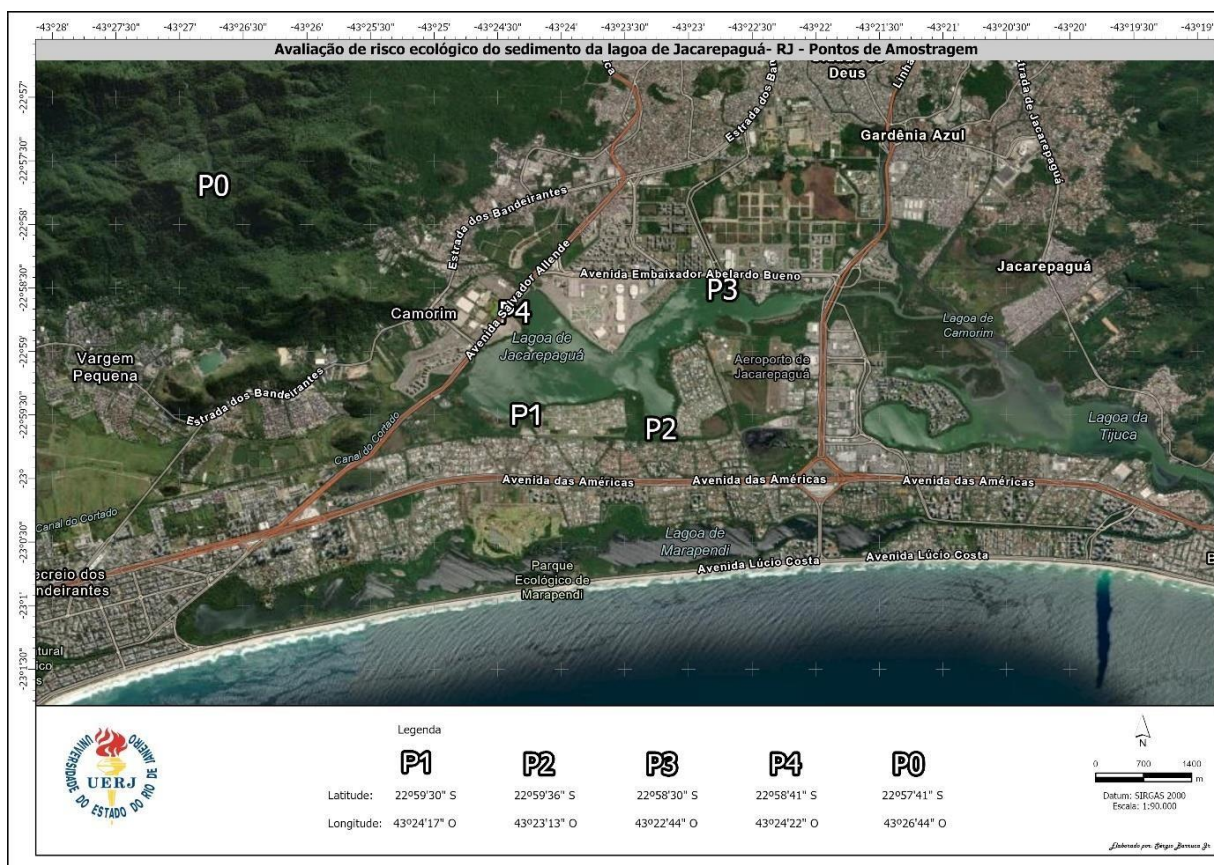
Fonte: Google Earth (Acesso em maio, 2022).

3.2 Coleta das amostras

As coletas de sedimento foram realizadas no dia 04 de abril de 2019, em quatro pontos amostrais na Lagoa de Jacarepaguá (P₁, P₂, P₃, P₄) e em um ponto de coleta numa área de referência (represa do Camorim, P₀).

A seleção dos pontos amostrais foi realizada considerando critérios como profundidade, extensão total da Lagoa, contribuição dos afluentes ao rio principal, grau de contaminação por despejos de efluentes industriais e domésticos, vias de acesso e ainda, a geomorfologia costeira local. Os pontos foram selecionados em sacos da lagoa, áreas de baixa energia, com circulação mais restrita das águas contribuindo para o acúmulo de mais poluentes, devido a maior dificuldade dos mesmos se dispersarem pela Lagoa. Os pontos estão localizados em áreas densamente urbanizadas, com interferência humana direta em lançamento de efluentes clandestinos (Figura 5 e Tabela 2).

Figura 5: Distribuição dos pontos de coleta ao longo do Complexo Lagunar de Jacarepaguá



Fonte: Google Earth (Acesso em maio, 2022)

Tabela 2: Coordenadas geográficas dos pontos amostrais de sedimentos e água superficial.

Ponto Amostral	Latitude	Longitude
P0	22°57'41" S	43°26'44" O
P1	22°59'30" S	43°24'17" O
P2	22°59'36" S	43°23'13" O
P3	22°58'30" S	43°22'44" O
P4	22°58'41" S	43°24'22" O

Fonte: A autora.

Já a represa do Camorim foi selecionada como área de referência (P₀) para a realização deste estudo, pois, está localizada a montante dos pontos de coleta na lagoa de Jacarepaguá, numa altitude de 436 metros acima do nível do mar, formando uma verdadeira bacia natural, sendo composta pelas vertentes da Serra do Quilombo, Nogueira e Sacarrão (Figura 5). Esta área foi selecionada como referência pois trata-se de um local na mesma região dos pontos de coleta, com as mesmas características, condições ambientais e climáticas dos demais pontos amostrais e que não sofre influência externa, com condições aparentes de preservação da mata do entorno.

Figura 6: Ponto referencial P0, selecionado no Parque Estadual da Pedra Branca.**Fonte:** A autora.

As coletas de sedimentos foram realizadas com auxílio de coletores de material inerte, a 1,5 metro de profundidade da superfície, onde em cada ponto amostral (P₀, P₁, P₂, P₃ e P₄) foram coletados 2 kg de sedimento. Esses pontos foram escolhidos de modo a abranger as extremidades da Lagoa, excluindo-se o centro devido à dificuldade logística da coleta, uma vez que o trecho em questão possui profundidade em torno de 10 metros.

Além da coleta de sedimentos, foram coletadas amostras de água superficial, em frascos de vidro âmbar, para a análise do fitoplânctons.

As amostras coletadas foram armazenadas e conservadas conforme o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB/ANA, 2011) e ABNT NBR 15469:2007 (ABNT, 2007).

3.3 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

Esta metodologia foi baseada na integração das linhas de evidência (LoE) de CHAPMAN (1990). Nesse trabalho foram usadas três LoE (Química, Ecotoxicológica e Ecológica) e, posteriormente, os riscos estimados em cada LoE foram integrados para o cálculo do Risco Ambiental Integrado.

3.3.1 Linha de evidência (LoE) química

3.3.1.1 Análise de metais nas amostras de sedimento

As análises granulométricas dos sedimentos foram realizadas de acordo com a Resolução CONAMA nº 454 de 2012, no laboratório comercial FUNDENOR em Campos dos Goytacazes – RJ.

O preparo das amostras para determinação e quantificação da presença de metais nas amostras de sedimento foi feito seguindo a metodologia analítica indicada na Resolução CONAMA Nº 454 (CONAMA, 2012). Os metais foram analisados na

PUC-RJ pela pesquisadora Rachel Ann Hauser Davis. A análise dos metais em sedimentos incluiu basicamente digestão e detecção por ICP-MS. As medidas de controle de qualidade foram realizadas para monitorar e garantir o bom desempenho do método.

O método utilizado para extração dos metais e semimetais foi o de ataque com ácidos minerais e aquecimento, conforme EPA SW 846: métodos 3050B (exceto Hg) e 3051A (todos os metais e semimetais), 7471B (Hg).

Todos os valores encontrados para cada parâmetro nos pontos amostrados foram comparados aos valores obtidos para o ponto de referência (P0), com o objetivo de verificar sua ocorrência natural e calcular o índice de risco químico da lagoa.

3.3.1.2 Cálculo do índice de risco químico

O índice de risco químico (IR quim) foi calculado de acordo com a metodologia proposta por Jensen & Mesman (2006). O cálculo foi baseado na estimativa da pressão tóxica de cada substância quantificada, seguido da correção dos valores em relação à área de referência e do cálculo do risco integrado de diversas substâncias químicas, conforme as equações abaixo. Os resultados foram relacionados a uma escala quantitativa de 0 a 1, no qual 0 corresponde ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente.

- Cálculo da Pressão Tóxica (R_3) de cada substância

$$R_3 = 1 / (1 + (\exp^{(\log R_2 - \log R_1) / \beta}))$$

Onde:

R_3 = pressão tóxica de cada substância

R_2 = valores de referência para os contaminantes contidos na legislação utilizada

R_1 = concentração de cada substância nos pontos de coleta

β = valor padrão estabelecido por meio de ensaios ecotoxicológicos ($\beta=0,4$)

- Correção dos valores obtidos em relação à área referência

$$R4 = (R3 - R3_{ref}) / (1 - R3_{ref})$$

Onde:

Ref. = resultados obtidos no controle.

- Cálculo do índice de risco químico para n substâncias químicas

$$R5 = 1 - ((1 - R4)_1 \cdot (1 - R4)_2 \cdot (1 - R4)_3 \dots (1 - R4)_n)$$

3.3.2 Linha de evidência (LoE) Ecotoxicológica

Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados no Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Águas e efluentes (LABIFI) da UERJ, pela equipe de Ecotoxicologia.

A toxicidade das amostras de sedimentos coletados foi avaliada a partir dos bioensaios ecotoxicológicos com espécies representantes de dois níveis tróficos, sendo eles:

- ✓ Microalga *Chlorella vulgaris*: Avaliação da toxicidade crônica de acordo com NBR 12648:2018 (ABNT, 2018);
- ✓ Microcrustáceos *Ceriodaphnia dubia*: Avaliação da toxicidade crônica, de acordo com NBR 13373:2017 (ABNT, 2017).

3.3.2.1 Bioensaios com microalgas

A espécie de microalga dulcícola *Chlorella vulgaris*, utilizada nos ensaios ecotoxicológicos foi cultivada no LABIFI-UERJ. O bioensaio foi realizado em quatro etapas: preparo do inóculo, preparo do elutriato, bioensaio com as amostras em fase aquosa a partir do elutriato e contagem das algas em microscópio óptico.

✓ Preparo do inóculo

Uma alíquota dos organismos foi inoculada de 3 a 5 dias antes do bioensaio, conforme recomendado no Anexo A da NBR:ABNT 12648:2018, e foram mantidos em incubadora da marca Nova Ética B.O.D, com temperatura controlada em 25 °C e luz contínua até que fosse verificado um crescimento exponencial das algas.

✓ Preparação do elutriato

A partir de amostras homogeneizadas do sedimento coletado de cada ponto amostral (P_0 , P_1 , P_2 , P_3 e P_4) foram preparados os respectivos elutriatos. Utilizou-se uma proporção 1:4 de sedimento e meio L.C. Oligo para diluição, sendo esta misturada vigorosamente por 30 min em um agitador mecânico. Após agitação, o material foi deixado decantar por uma hora, conforme o determinado pela USEPA (1998). Para os ensaios ecotoxicológicos com *Chlorella vulgaris* foram utilizados os sobrenadantes resultantes da decantação das amostras de sedimento.

✓ Preparação da amostra

Para a realização do bioensaio, de cada ponto amostral, as algas do inóculo foram introduzidas nos Erlenmeyers de 125 mL contendo 75 mL da amostra ambiental preparada a partir de elutriato dos pontos analisados (P_0 , P_1 , P_2 , P_3 e P_4), de modo que a concentração final das algas unicelulares estivesse entre 10^3 e 10^5 cel./mL.

O ensaio foi realizado em 4 replicatas de cada ponto amostral e as soluções foram incubadas por 96 h à 25°C e mantidas em luz constante com agitação manual duas vezes ao dia. Ao final do período de exposição, o ensaio foi encerrado, preservando-se as amostras em Eppendorfs de 2,5 mL contendo 1,0 mL de amostra e uma gota de solução de lugol (<10µL), sendo um Eppendorf por replicata, para posterior contagem celular em microscópio óptico.

✓ Contagem das algas em microscópio óptico

A contagem foi realizada em microscópio óptico da marca Nikon (modelo Elipse E200), com 400x aumento e a partir de uma câmara de Neubauer. Foram contabilizadas todas as células visualizadas em cada quadrante, incluindo as das linhas laterais superior e inferior e realizada uma média dos valores dos quadrantes contabilizados. Após o cálculo da média final dos quadrantes, o valor foi multiplicado

por 2.500, correspondendo ao número total de células de microalgas presentes em cada amostra analisada. Deste valor, foi subtraído o valor de biomassa algácea inicial, ou seja, inoculada no dia em que o ensaio foi preparado. E os valores finais obtidos foram comparados aos encontrados nos ensaios controle, para verificação do efeito crônico de inibição de crescimento durante às 96 horas do ensaio.

Os resultados de efeito tóxico e não-tóxico foram obtidos aplicando-se análise estatística de acordo com a Norma ABNT – NBR: 12648:2011 (ABNT, 2011).

3.3.2.2 Bioensaio com Microcrustáceos

O bioensaio foi realizado de acordo com a Norma da ABNT–NBR: 13.373:2017, a fim de se verificar os efeitos de toxicidade crônica em microcrustáceos da espécie *Ceriodaphnia dubia*, e avaliar a sobrevivência e reprodução dos organismos quando em contato com a amostra (ABNT, 2017).

Inicialmente preparou-se os elutriatos de cada ponto amostral (P_0 , P_1 , P_2 , P_3 e P_4) conforme determinado pela USEPA (1998), seguindo o método *Standard Elutriate Test* (SET). Utilizou-se uma proporção 1:4 de amostras homogêneas de sedimento e meio de cultivo, sendo esta misturada vigorosamente por 30 min em um agitador mecânico. Após a agitação, o material foi deixado decantar por uma hora. Para ensaio com *C. dubia* foram utilizados os sobrenadantes resultantes da decantação das amostras de sedimento.

Foram realizados bioensaios de exposição nos elutriatos das amostras ambientais de sedimentos dos pontos amostrais, em um período de 7 dias. Os organismos utilizados foram cultivados no LABIFI-UERJ, de acordo com as condições estipuladas no Anexo A da Norma da ABNT – NBR: 13.373:2017 (ABNT, 2017).

Os organismos foram cultivados em água mineral da marca Bioleve, com os ajustes necessários de pH (6,0 – 7,0) e dureza (40 - 48 mg CaCO_3/L). Os ensaios foram realizados com dez replicatas de cada ponto amostral, e mais dez replicatas para o controle do ensaio (apenas com a água mole de cultivo).

Os ensaios foram realizados em frascos de acrílico cilíndrico (em material inerte) de 20 mL. Cada frasco continha uma fêmea de 6 a 24 h de vida e 15 mL da amostra ambiental (sem diluição).

Diariamente foi feita a limpeza dos frascos, tanto para a retirada de sujeira quanto para a retirada dos neonatos por partenogênese. Os organismos foram alimentados a cada dois dias com cultura algácea, e os parâmetros físico-químicos foram monitorados a cada troca de água e ao final do ensaio. Os dados de reprodução e sobrevivência das fêmeas foram contabilizados e posteriormente os neonatos descartados.

Ao final dos 7 dias, os resultados de efeito tóxico e não-tóxico foram obtidos aplicando-se análise estatística de variância amostral de acordo com a Norma ABNT – NBR: 13.373:2017 (ABNT, 2017), onde foi aplicado o método de ANOVA *one-way* seguida pelo teste de comparação múltipla *Dunnnett'* entre as amostras (P₁, P₂, P₃ e P₄) e o controle P₀, com auxílio do software TOXSTAT v.3.5.

3.3.2.3 Cálculo do índice de risco ecotoxicológico

O índice de risco ecotoxicológico (IR ecotox.) para as amostras ambientais de sedimentos foi calculado seguindo a metodologia proposta por Jensen & Mesman (2006), composta por três passos. Os resultados foram relacionados a uma escala quantitativa de 0 a 1, no qual 0 corresponde ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente.

- Divisão dos valores X (expressos em porcentagem) por 100 (R1):

$$R1 = X/100$$

- Correção dos valores obtidos em relação à área referência:

$$R2 = (R1 - \text{Ref}) / (1 - \text{Ref})$$

Sendo:

R1 = valores obtidos na etapa 1;

Ref. = resultados obtidos na área considerada referência;

- Aplica-se a fórmula do Risco:

$$R3 = \log(R2-1)$$

Para o cálculo do risco ecotoxicológico integrado, foram realizados mais dois cálculos:

- Cálculo da média aritmética dos valores obtidos na etapa 3 – (R4).

$$R4 = (R3_1 + \dots + R3_n) / n$$

- Integra-se os resultados dos ensaios através do cálculo de R5:

$$R5 = 1 - (10^{-R4})$$

Sendo:

R5 = risco integrado da linha ecotoxicológica.

3.3.3 Linha de evidência (LoE) Ecológica

Em relação à análise ecológica, para o cálculo do índice de risco ecológico (IR eco), utilizou-se a coleta de água superficial, para determinar a diversidade de espécies do fitoplâncton dos locais amostrados, comparando o resultado obtido com o da área de referência. Sendo assim, seguindo o padrão de coleta, preservação e preparo de amostras especificado pela ABNT NBR 15469:2015, coletou-se amostras de água superficial em garrafas de vidro âmbar, a uma profundidade de aproximada de 10 cm na coluna d'água, dos pontos georreferenciados na tabela 6 (ABNT, 2015).

Uma das hipóteses para se calcular a diversidade é a utilização da riqueza e abundância de espécies, que consiste na estimativa do número de espécies existentes em uma determinada área de interesse e o número de indivíduos por espécie. Outro modo de quantificação é o uso de índices de diversidade como o índice de Shannon- Wiener.

Para a realização das análises de identificação fitoplanctônica uma parte das amostras foi fixada com lugol, de acordo com a metodologia proposta por Lund, Kipling & Le Cren (1958) na razão de 0,5 mL para cada 100 mL de amostra.

Em seguida, as amostras foram submetidas ao processo de sedimentação em tubos e os organismos presentes se sedimentaram por ação da gravidade. Ao preencher os tubos com amostras é preciso evitar a formação de bolhas de ar nas câmaras de sedimentação para que não haja diminuição da densidade do material e para garantir uma distribuição aleatória dos organismos fitoplanctônicos nas câmaras. Durante o processo de sedimentação, as amostras ficam abrigadas da luz e em temperatura ambiente.

Neste trabalho foram sedimentados 2 mL de cada amostra. Os organismos sedimentados foram transferidos para a câmara de contagem no microscópio invertido ao final do tempo de sedimentação. A quantificação dos organismos fitoplanctônicos foi realizada por meio da contagem de 15 a 20 campos aleatórios na câmara de contagem. Os campos da câmara de contagem foram quantificados em relação a espécies novas. Quando o número de espécies novas era estabilizado, eram quantificados mais 5 campos para que as espécies menos frequentes fossem incluídas na composição fitoplanctônica. Essa quantificação foi feita em microscópio invertido Zeiss Axiovert 10.

No presente estudo foram calculadas para cada ponto amostral, a riqueza e a abundância relativa por Classes Taxonômicas, sendo a riqueza representada pelo número de táxons identificados e a abundância relativa pela porcentagem do número de indivíduos encontrados em cada classe taxonômica em relação ao total de indivíduos quantificados.

Para o cálculo da diversidade de táxons foi utilizado o Índice de Shannon-Wiener, e a análise estatística foi realizada pelo programa PAST v 2.16. Tal índice foi escolhido por ser muito estudado e amplamente aplicado para o levantamento da diversidade ecológica da comunidade. O cálculo do índice de Shannon se dá conforme demonstrado a seguir:

$$H' = - \sum p_i \cdot (\ln p_i)$$

Onde: p_i = abundância relativa (proporção) da espécie i na amostra

$p_i = n_i/N$

n_i = número de indivíduos da espécie i ; N = Número de indivíduos total da amostra

O índice é derivado da informação teórica. Dependendo da base logarítmica, H' é expresso em bits/indivíduo (base 2), nats/indivíduo (base natural) ou déficits/indivíduo (base 10); o uso não segue um padrão específico, e o sinal negativo antes do símbolo somatório é necessário para que o valor da diversidade H' seja positivo.

3.3.3.1 Cálculo do Índice de Risco Ecológico

Para execução dos cálculos, a metodologia utilizada foi baseada na fórmula do BKX Triad (escalonamento dos parâmetros ecológicos avaliados em um único valor) (JENSEN & MESMAN, 2006). Os resultados foram relacionados a uma escala quantitativa de 0 a 1, no qual 0 corresponde ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente.

$$\text{Risco} = 1 - 10^{(-\sum |\log x_n|) / n}$$

Onde:

x_n = resultado da divisão do valor da amostra pelo valor de referência.

3.3.4 Cálculo do Índice de Risco Ambiental Integrado

Após o cálculo dos índices de risco específico de cada uma das três LoE, foi calculado o índice de risco ambiental integrado para cada ponto amostral do presente estudo e o índice de risco global da lagoa. Seguindo método proposto por Mendes et al (2017) o cálculo foi realizado em duas etapas:

(1) Cálculo dos valores de $R1$;

$$R1 = (1 - \log X)$$

(2) Cálculo das médias aritméticas ponderadas $R2$.

$$R2 = \frac{(R1 \text{ Quím} * A) + (R1 \text{ Ecotox} * B) + (R1 \text{ Ecológica} * C)}{A + B + C}$$

Onde:

X = o valor de risco associado à cada LoE

A = Peso da LoE Química

B = Peso da LoE Ecotoxicológica

C = Peso da LoE Ecológica

Os pesos (A, B, C) aplicados aos índices de risco específicos de cada LoE foram apresentados na Tabela 6. Estes foram aplicados aos cálculos para a integração dos Riscos específicos de cada LoE para estimar o Índice de Risco Ambiental Integrado da Lagoa de Jacarepaguá, essa variação se dá em função do grau de comprometimento que determinado contaminante oferece ao sistema. Os valores de ponderação atribuídos as diferentes Linhas de Evidências têm por objetivo obter uma estimativa de risco ambiental integrado o mais fiel possível ao ecossistema analisado (CUNHA, 2020; SOUSA 2022). Os resultados foram relacionados a uma escala numérica, ou seja, um índice de risco (Tabela 4), proposta por Jensen e Mesman (2006).

Tabela 3: Valores de ponderação para o cálculo de cada linha de evidência.

Índice	Parâmetro	Fator de ponderação	Fatores de Valores Wf
Monitoramento químico (A)	QuímicoRI	Wf Quím	1.0
Ensaio ecotoxicológicos (B)	EcotoxRI	Wf Ecotox	1.5
Monitoramento ecológico (C)	EcoRI	Wf Eco	2.0

Fonte: A autora.

Tabela 4: Tabela de Classificação de risco ambiental de acordo com os valores de contaminação.

Valor de contaminação	Classificação do risco
0,00-0,25	Risco baixo
0,25-0,50	Risco moderado
0,50-0,75	Risco alto
> 0,75	Risco muito alto

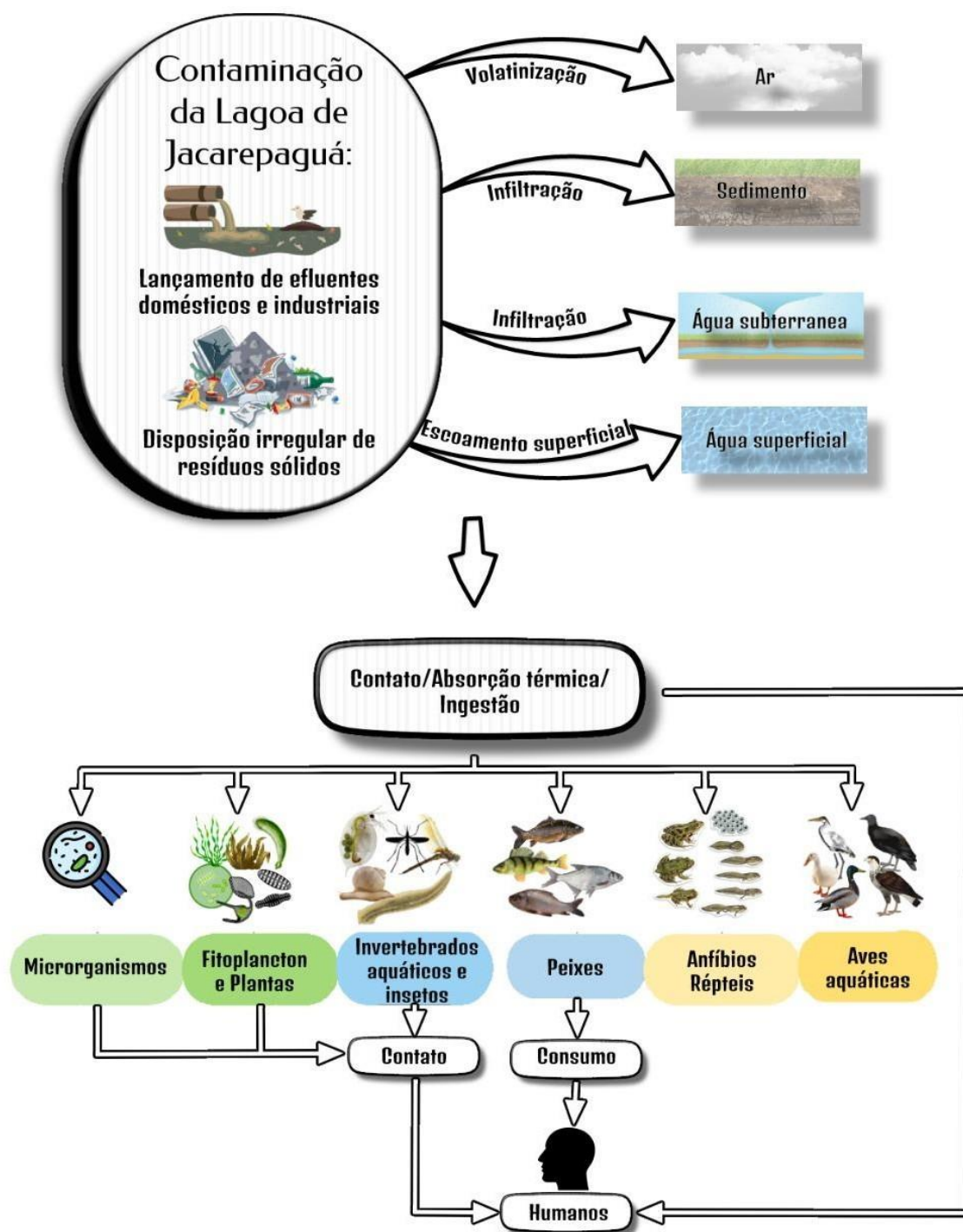
Fonte: Jensen e Mesman (2006)

3.3.5 Modelo Conceitual da Área

Com a finalidade de auxiliar na compreensão dos possíveis efeitos e impactos ambientais deletérios ocasionados pela presença de metais em sedimentos, oriundo de lançamentos de efluentes clandestinos sobre a biota da região foi elaborado um Modelo Conceitual da Área (MCA) da Lagoa de Jacarepaguá. Para isso, foram pesquisados dados em publicações científicas referentes à fauna e flora local, além de levantamentos sobre o clima, o relevo e os aspectos hidrogeológicos da região.

Na figura 7 estão representados as principais vias de exposição primárias e secundárias e os indivíduos expostos aos poluentes presentes na Lagoa de Jacarepaguá contaminada com efluentes domésticos e industriais.

Figura 7: Modelo Conceitual de Área



Fonte: A autora (2022).

4.RESULTADOS E DISCUSSÃO

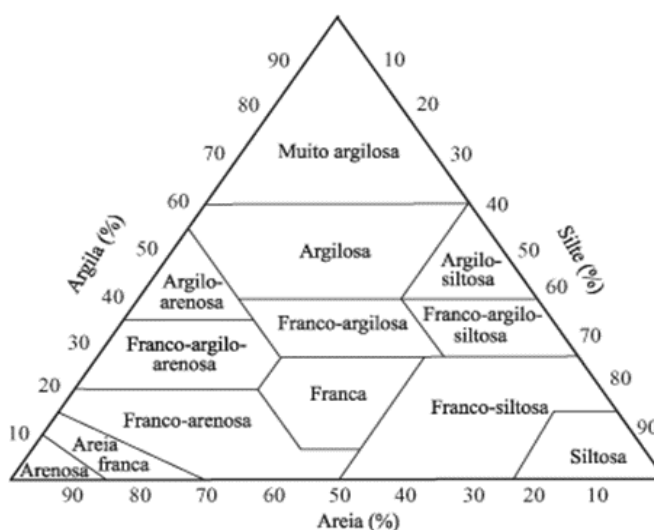
4.1 Caracterização da granulometria dos sedimentos da lagoa

A granulometria constitui a base para a descrição precisa dos sedimentos, a partir desta pode-se obter informações sobre os processos físicos atuantes como inferência do potencial de compactação, disponibilidade de água, aeração, infiltração e redistribuição de água nos sedimentos em questão (AMUI, 2020). A fração granulométrica de maior importância na retenção de espécies metálicas nos sedimentos é a correspondente ao silte-argila, devido a sua grande área superficial e capacidade adsorptiva (SAWER et al., 2003).

A granulometria influencia ainda na associação dos sedimentos com poluentes, seu transporte, dissolução e reação na água (SANTOS et al., 2017). A agregação de poluentes em sedimentos de granulometria fina está relacionada à carga elétrica e ao incremento da área superficial nas partículas de menor tamanho (MARTINEZ, 2010).

Os resultados da análise granulométrica relativa aos sedimentos dos pontos amostrais coletados foram classificados segundo a classificação textural de Lemos & Santos (1984) (Figura 8) e discriminados na tabela 5, a seguir:

Figura 8: Triângulo de classificação textural de solos



Fonte: Lemos & Santos, 1984.

Tabela 5: Granulometria dos Pontos Amostrais coletados.

Pontos amostrais	Classe textural	Textura
P0	Areia Franca	Grosseira
P1	Franco Arenoso	Moderadamente grosseira
P2	Areia Franca	Grosseira
P3	Arenoso	Grosseira
P4	Arenoso	Grosseira

Fonte: A autora.

O estudo granulométrico é importante instrumento para auxiliar a avaliar quais pontos estão mais vulneráveis a reter elementos nocivos nas estruturas dos minerais, pois evidenciam a relação entre a granulometria dos sedimentos e a capacidade de adsorção de elementos químicos. Os pontos P3 e P4 apresentam a granulometria mais grosseira, seguidos dos pontos P0, P2 e P1 respectivamente, contudo, é importante ressaltar que ações antrópicas podem alterar a hidrodinâmica fluvial, e influenciar na relação granulometria x adsorção.

4.2 Índice de Risco Químico

O cálculo do risco químico foi feito a partir da quantificação das concentrações de metais nos pontos amostrais e sua relação com as concentrações obtidas no ponto de referência (P0). As concentrações foram obtidas por meio das análises realizadas em parceria com o laboratório da PUC-RJ. Utilizou-se valores da CONAMA 454/2012 como norteadores e legislações canadenses (índices TEL e PEL) para avaliar os limites máximos permitidos para as amostras coletadas na Lagoa de Jacarepaguá (BRASIL, 2012). Ressalta-se que, não existem limites nacionais definidos quanto a concentração de metais em sedimentos.

O elemento Cádmio (Cd) apresentou no P3 um elevado valor de 2,156 mg/kg, acima dos limites estabelecidos pela Conama 454/12 nível 1 (1,2 mg/kg) (BRASIL, 2012) e pelo índice de TEL (0,7 mg/kg) e ainda no P2 apresentou o valor de 0,902 mg/kg excedendo o estabelecido pela norma internacional no índice TEL.

O elemento Cobre (Cu) apresentou um valor extremamente elevado no P2 de 184,676 mg/kg o que representa um resultado quase 10 vezes acima dos limites estabelecidos pelo índice de TEL (18,7 mg/kg). Os pontos P3 e P1 também excederam os limites com resultados de 73,469 mg/kg e 32,910 mg/kg respectivamente.

Os pontos P2 (1,116 mg/kg) e P3 (0,371 mg/kg) respectivamente apresentaram os maiores valores de Mercúrio (Hg) acima dos limites estabelecidos pela CONAMA 454/12 Nível 1 (0,3 mg/kg) e pelo índice de TEL (0,13 mg/kg).

Para o elemento Chumbo (Pb) os pontos P2 (39,353mg/kg) e P3 (34,642 mg/kg) apresentaram os maiores valores de Pb acima dos limites estabelecidos pelo índice de TEL (30,2 mg/kg).

Os pontos P2 (760,573 mg/kg) e P3 (357,856 mg/kg) respectivamente apresentaram os maiores valores de Zinco (Zn) acima dos limites estabelecidos pela Conama 454/12 Nível 1 (150,0 mg/kg) e pelo índice de TEL (124,0 mg/kg).

Os valores obtidos para os elementos Cromo, Arsênio e Níquel não excederam o estabelecido nas legislações vigentes e, para os elementos Cobalto e Manganês não existem legislações que norteiem o limite.

Apesar dos sedimentos de menor granulometria (mais finos) possuírem a maior capacidade adsorptiva em relação a granulometria mais grosseira, os sedimentos coletados apresentaram uma maior granulometria e retiveram elevadas concentrações de metais acima das normas vigentes. Um dos fatores de influência deve-se a localização dos pontos amostrados, o P2 está localizado na área mais confinada da lagoa, com menor circulação de água e alta presença de condomínio de casas e prédios nas suas proximidades, e por sua vez, o P3 está localizado próximo a área de lançamento do Arroio Pavuna, e também sofre grande impacto de condomínios e indústrias na proximidade.

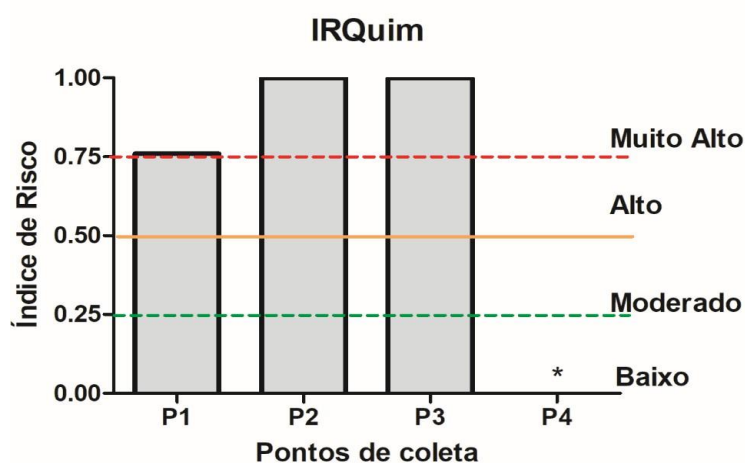
O estudo de Freitas et al., (2017) ressalta que apesar de alguns elementos metálicos estarem dentro dos limites de concentrações permitidas como o Cu, Zn e Cr, observou-se impactos nas raízes expostas aos sedimentos das lagoas analisadas. Salienta ainda que, corpos lânticos possuem maior potencial de bioacumulação em organismos vivos e, demonstra que, mesmo em baixas concentrações, metais pesados podem danificar a biota, possivelmente devido a efeitos sinérgicos.

Tabela 6: Resultados dos metais nos pontos amostrais coletados (em mg/kg).

Pontos	Pb	Mn	Cd	Zn	As	Co	Cr	Cu	Hg	Ni
P0	4,740	69,652	0,106	52,030	0,387	3,943	6,196	5,987	0,002	5,902
P1	5,293	69,360	0,260	90,424	0,836	1,613	5,585	32,910	0,068	3,211
P2	39,353	194,560	0,902	760,573	2,391	2,733	20,298	184,676	1,116	10,518
P3	34,642	181,287	2,156	357,856	1,460	3,866	21,591	73,469	0,371	10,191
P4	0,452	1,563	0,096	3,236	0,059	0,024	0,333	1,063	-0,008	0,260
mg/kg	Pb	Mn	Cd	Zn	As	Co	Cr	Cu	Hg	Ni
LD	0,012	0,006	0,007	0,247	0,017	0,003	0,055	0,095	0,011	0,023
LQ	0,039	0,019	0,025	0,824	0,058	0,010	0,183	0,318	0,038	0,078
>LQ			>1,2	>150						

Fonte: A autora.

O ponto quatro apresentou índice de risco químico baixo (<0,25), enquanto os demais pontos na lagoa apresentaram índice de risco químico de muito alto, sendo de 0,76 para o P1, 0,99 para o P2 e 1,00 para o P3. O ponto P0, usado como área de referência no cálculo do índice de risco para este estudo, apresentou os parâmetros físico-químicos dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (água salobra classe 2).

Figura 9: Índice de Risco Químico dos pontos amostrais (P1-P4).

Fonte: A autora.

O estudo de Silva et al. (2021) ressalta ainda que águas de sistema estuarino se caracterizam por grande dinamismo e sofrem significativa influência na maré, e destaca que os estuários são ambientes de transição que retêm material particulado e em suspensão incluindo poluentes. Portanto, a avaliação de parâmetros físico-

químicos como temperatura, pH, condutividade, influenciam na disponibilidade de metais no ambiente aquático.

Tabela 7: Parâmetros físico-químicos analisados do P0-P4.

Pontos de Coleta	CTE (NMP/100mL)	pH	DBO (mg/L)	Turbidez (NTU)	NT (mg/L)	Fósforo (mg/L)	ΔTemp. (°C)	STD (mg/L)	OD (%)
P0	7,8	8,37	2,4	3,6	1,40	0,020	0,00	33	131,7
P1	1100	5,47	227,3	40,8	3,78	0,134	0,00	226	159,9
P2	54000	8,13	282,3	21,5	5,10	0,146	0,00	852	158,3
P3	4900	7,72	237,3	37,7	3,80	0,131	0,00	503	233,3
P4	22000	8,73	145,7	29,7	4,74	0,047	0,00	715	187,1

Nota 1: Valores em negrito estão acima dos limites estabelecidos pela CONAMA nº 357/2005, segundo classificação de cada corpo hídrico (BRASIL, 2005).

Nota 2: A classificação foi realizada segundo a ANA. *DBO foi estimada a partir da relação DBO/DQO, com valor de 0,05 para P0 e 0,20 para os demais pontos (P1 a P5) (BOLLMANN & MARQUES, 2006).

Os pontos P2, P3 e P4 apresentaram colimetria acima do permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 para água salobra classe 2, com os maiores valores observados no P2, o que pode ser explicado pela sua localização na lagoa, próxima de áreas urbanas. Os coliformes são indicadores de poluição por esgoto *in natura* (BRASIL, 2005).

Os valores de pH variaram de neutro para alcalino em todos os pontos, com exceção do P1 que apresentou pH mais ácido do que os demais.

Nenhum dos pontos amostrados apresentou valores acima do permitido pela Resolução Conama para água salobra classe 2 para o parâmetro fósforo. Contudo, para o parâmetro nitrogênio total, os pontos P1, P3 e P4 apresentaram valores acima do permitido. Em concentrações elevadas, tanto fósforo quanto o nitrogênio, podem afetar a riqueza de espécies, já que estimulam a dominância de uma ou mais espécies na comunidade fitoplanctônica.

4.3 Índice de risco Ecotoxicológico

Os resultados obtidos na tabela 8 e os figura 10 e 11 representam os resultados dos bioensaios crônicos realizados nas amostras de sedimento (analisado como

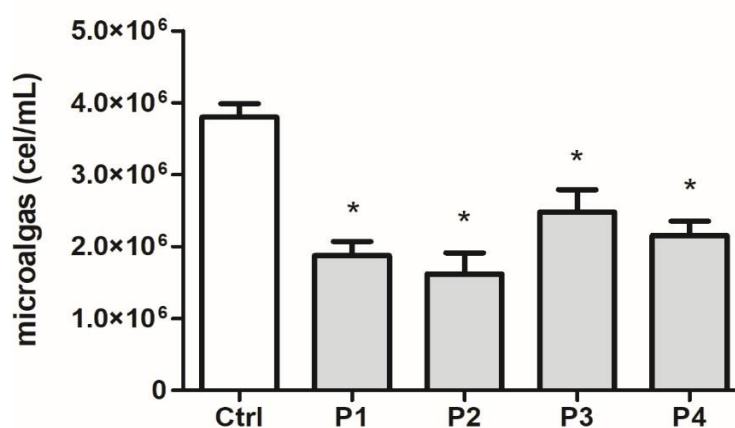
elutriato) dos pontos de coleta na Lagoa de Jacarepaguá (P1, P2, P3 e P4) e da área de referência (P0), em organismos-teste, microalga *Chlorella vulgaris* e o microcrustáceos *Ceriodaphnia dubia*.

Tabela 8: Número médio de indivíduos de *Chlorella vulgaris* por mL e de neonatos (filhotes) por fêmeas de *Ceriodaphnia dubia* em função dos efeitos tóxicos de exposição ($p < 0,05$) as amostras de sedimento coletados na Lagoa de Jacarepaguá, analisadas sob a forma de elutriato.

Pontos de coleta	<i>C. vulgaris</i>		<i>C. dubia</i>		
	Nº de células	Toxicidade	Média filhotes	Toxicidade	Mortalidade
BR	3825000	-	15,4	-	-
P0	380000	Crônica	0	Crônica	$p < 0,05$
P1	1875000	Crônica	0	Crônica	$p < 0,05$
P2	1620000	Crônica	0,4	Crônica	$p < 0,05$
P3	2475000	Crônica	0	Crônica	$p < 0,05$
P4	2150000	Crônica	3,1	Crônica	-

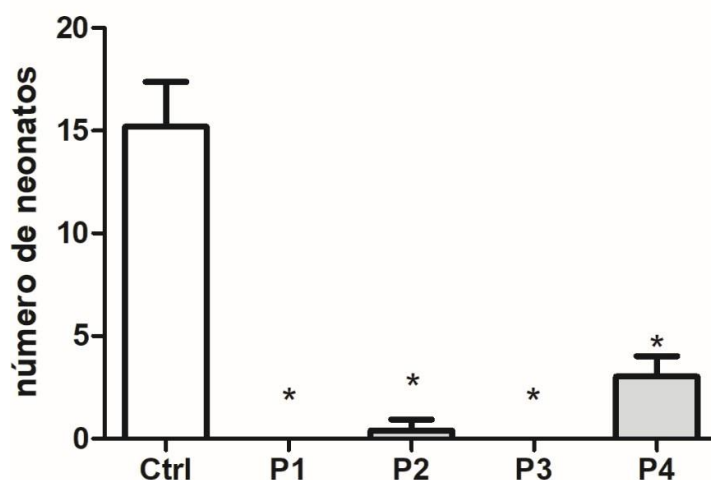
Fonte: A autora.

Figura 10: Bioensaio crônico com microalgas *Chlorella vulgaris*. Densidades de microalgas por mililitro expostas as amostras dos quatro pontos amostrais de sedimento, analisado sob a forma de elutriato.



Fonte: A autora.

Figura 11: Bioensaio crônico com microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*. Número médio de neonatos por fêmea expostas as amostras dos quatro pontos amostrais de sedimento, analisado sob a forma de elutriato.



Fonte: A autora.

Na figura 10 observa-se o efeito crônico de inibição de crescimento no número de *C. vulgaris* expostas em todas as amostras dos pontos amostrais. Um dos possíveis fatores que explica essa inibição de crescimento é a baixa variação de maré, isso traz uma dificuldade no processo de renovação da água na lagoa, e tem como consequência o acúmulo de poluentes, como metais, que podem afetar o crescimento de microalgas. Geiger (2016) salienta como a variação de alguns parâmetros físico-químicos, como pH e matérias em suspensão, podem aumentar a toxicidade crônica de compostos químicos. Além disso, os organismos em seu habitat natural são expostos contínua e simultaneamente a uma variedade de compostos (produtos químicos, sua transformação e seus metabólitos, nos vários compartimentos ambientais) e, portanto, é provável que ocorram efeitos crônicos nos organismos aquáticos.

Yang et al. (2013) ressaltam que algas e cianobactérias, desempenham uma importante função como base da cadeia alimentar nos ecossistemas aquáticos, e qualquer alteração na comunidade de organismos foto autotróficos pode levar a efeitos graves nos organismos de níveis tróficos superiores.

No estudo de Ajitha et al. (2021), observou-se os efeitos adversos dos elementos metálicos zinco (concentração máxima de 167,25 mg/L) e mercúrio (104,2 mg/L) nas alterações morfológicas em *C. vulgaris*, onde estas apresentaram várias

transformações físicas em tamanho e estrutura da célula em comparação com o controle. No presente estudo o P2 apresentou concentração de zinco quase 5 vezes maior (760,573 mg/kg) que o encontrado pelos autores.

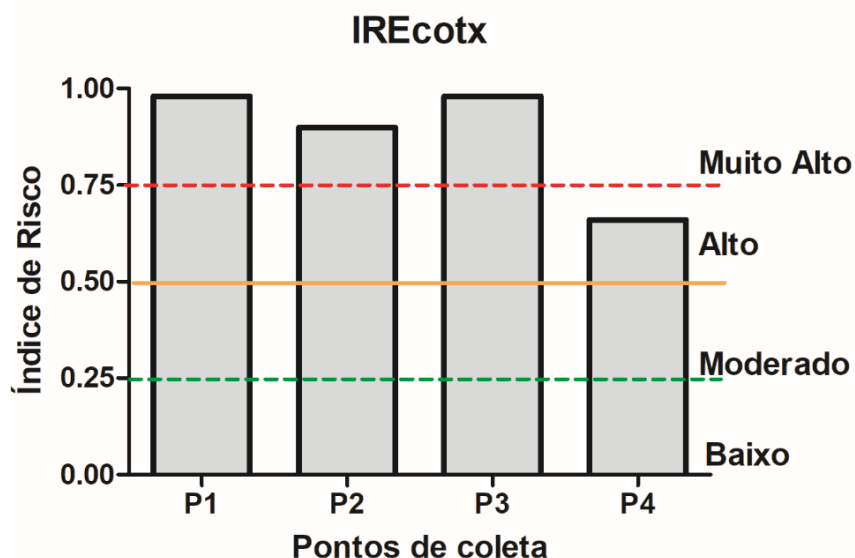
Na figura 11, observa-se que os ensaios realizados com *C. dubia*, também apresentam toxicidade crônica para todos os pontos avaliados. No entanto, no P4 não foi observada uma diferença significativa para a mortalidade, se comparada com a do controle do bioensaio. Segundo o estudo de Carvalho et al., (2017), mesmo em concentrações relativamente baixas, alguns metais como o zinco (0,18 mg. L⁻¹) e o cádmio (0,001 mg. L⁻¹) podem apresentar toxicidade crônica, sendo verificada uma alteração no padrão reprodutivo dos invertebrados de água doce. Ainda segundo os autores, tal fato pode comprometer o ecossistema aquático e sua futura capacidade de recuperação. Salienta-se que o presente estudo obteve concentrações muito elevadas de zinco (760,173 mg/kg) e cádmio (2,156 mg/kg), estando estas acima das normativas permitidas.

O influxo de metais no ambiente aquático é uma ameaça aos ecossistemas naturais, devido à sua ação direta nos organismos. A exposição a metais pode promover diferentes efeitos, como, anomalias reprodutivas, desenvolvimento desordenado de células, efeito teratogênico, comprometendo as gerações seguintes. A toxicidade de metais já foi relatada em diversos estudos anteriores (RAND & PETROCELLI, 1985; BILA & DEZOTTI, 2007; ARAÚJO, 2019; SHAARI, 2022).

De acordo com Cunha (2020) a variação da qualidade da água é um dos fatores relevantes no impacto de espécies sensíveis às alterações. Os estudos ecotoxicológicos também possuem grande eficiência para avaliar a periculosidade de um efluente liberado em um corpo hídrico, pois expõe diversos efeitos gerados pela interação entre os contaminantes desse efluente que podem influenciar os efeitos tóxicos e causar assim, efeitos tóxicos e até letais em concentrações mais baixas do que o apresentado na literatura (SOUSA, 2022).

Ao avaliar o risco ecotoxicológico notou-se que os pontos P1, P2, e P3 apresentaram valores classificados como muito altos e o P4 como alto (Figura 12).

Figura 12: Índice de Risco Ecotoxicológico dos pontos amostrais.



Fonte: A autora.

4.4 Índice de risco Ecológico

Para estimar a diversidade da comunidade fitoplanctônica utilizou-se o Índice de Shannon-Wiener que considera o total de táxons presentes, para calcular a composição fitoplanctônica a partir das contribuições relativas (%) dos diferentes morfotipos de cianobactérias (coloniais, unicelulares e filamentosas) e demais indivíduos presentes, conforme levantado e tabulado no APÊNDICE A- Resultados das análises de fitoplâncton da Lagoa de Jacarepaguá-RJ, no período de abril de 2019.

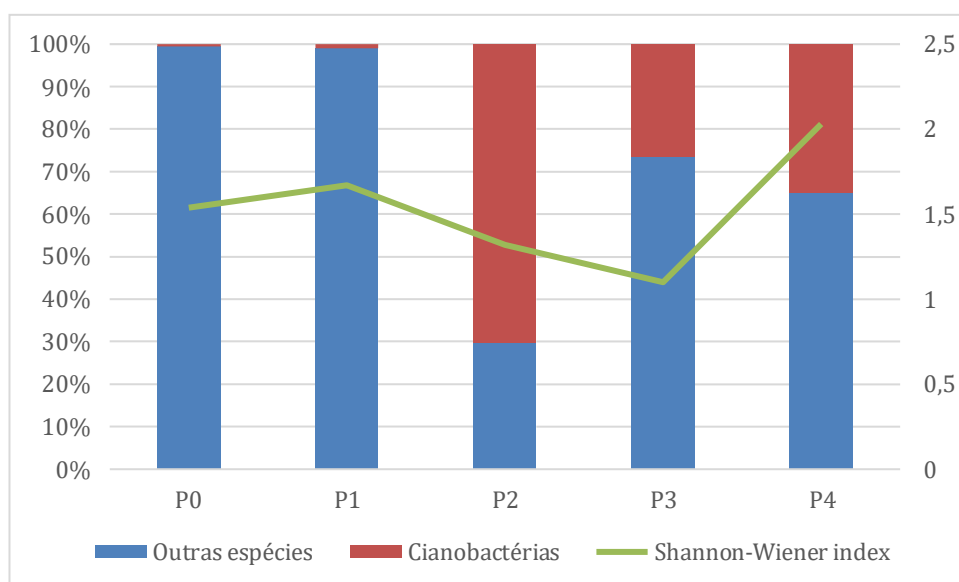
Em todos os pontos de coleta de água superficial da Lagoa de Jacarepaguá foi identificada a presença de cianobactérias. Ressalta-se que a dominância de cianobactérias na lagoa já foi observada em estudos anteriores. Tal fato, classifica estes ambientes aquáticos como ambientes eutrofizados, com florações que podem comprometer ou deteriorar a qualidade da água, intoxicando humanos e os organismos da região (DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009).

Apesar da Resolução CONAMA 357/2005, estabelecer para as classes I e II de ambientes de água doce, destinadas ao contato primário, a concentração permitida e

densidade de cianobactérias, não contempla a concentração permitida de cianobactérias em águas salobras, tampouco a Resolução CONAMA 274/2000, que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Entretanto, a CONAMA 274/2000 considera os trechos em que ocorram a toxicidade ou formação de nata decorrente de floração de algas nocivas ou outros organismos como passíveis de interdição, pelo órgão de controle ambiental competente.

Quanto à composição das cianobactérias, o morfotipo colonial foi monitorado nessa pesquisa, em virtude da produção de cianotoxinas por esse grupo. O gênero colonial *Microcystis* é o mais encontrado na Lagoa de Jacarepaguá (FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009), levando a efeitos nocivos na comunidade aquática, devido à presença de cianotoxinas e à bioacumulação destas ao longo da cadeia trófica (FERRÃO-FILHO et al., 2002). O ponto P2 apresentou a maior contribuição relativa de cianobactérias filamentosas de todo o estudo (Figura 13). Esse morfotipo é favorecido, em relação aos demais, em condições de turbidez da água, uma vez que oferece maior superfície de exposição à luminosidade (KRUK et al., 2010).

Figura 13: Composição Fitoplantônica: total de indivíduos fitoplanctônicos em relação ao total de cianobactérias nos pontos amostrados na Lagoa de Jacarepaguá.



Fonte: A autora.

Baixos valores do Índice de Shannon-Wiener ratifica a baixa diversidade fitoplanctônica, ou seja, significa que durante o período da coleta, a Lagoa de Jacarepaguá apresentava baixa equitabilidade, o que corresponde a ambientes com

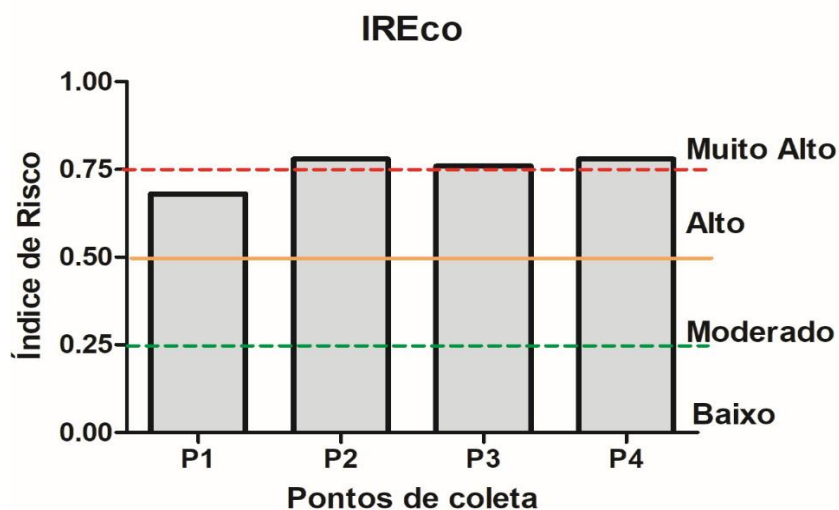
pouca estabilidade ecológica (SOUSA, 2022). É possível que a baixa diversidade tenha relação com a presença de metais pesados, mas outros fatores ambientais como excesso de nutrientes, temperaturas acima de 20 °C, pH alcalino, turbidez, também influenciam o estabelecimento e a dominância de cianobactérias (DOMINGOS, 2001; FERRÃO-FILHO et al., 2009). O ambiente natural possui inúmeras interações entre fatores que não conseguem ser mensurados em amostras e tendem a influenciar a ocorrência, distribuição, abundância e diversidade de peixes tropicais estuarinos. Além disso, as cianobactérias apresentam alta tolerância às variações ambientais e ampla diversidade morfológica e fisiológica (DOMINGOS, 2001).

Apesar da presença de cianobactérias, todas as amostras apresentaram fitoplâncton composto por outros organismos. O P4 apresentou o maior valor do Índice de Shannon-Wiener (valor máximo de 2,03 bits/ind), isso demonstra que a contribuição relativa de cianobactérias foi menor dentro da comunidade fitoplanctônica, permitindo maior riqueza de espécies e equitabilidade entre essas espécies nesse ponto amostral do que nos demais. O ponto P0 da coleta apresentou uma condição razoável de diversidade de organismos fitoplanctônicos para o Índice de Shannon-Wiener (1,54 bits/ind).

As cianobactérias estiveram presentes ao longo de todos os pontos, demonstrando que esses organismos são frequentes na composição fitoplanctônica da Lagoa de Jacarepaguá. Em relação ao Índice de Shannon-Wiener, os pontos P2 e P3 apresentaram valores abaixo de 1,5, podendo ser classificados como um ecossistema ecologicamente desequilibrado, com elevada dominância de cianobactérias ao longo dos pontos, com baixa riqueza de espécies e baixa equitabilidade.

Com base em análises de águas superficiais, determinou-se o índice de risco ecológico (Figura 14) para os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4. Sendo assim, o P₁ foi o único ponto que apresentou um índice estimado de risco ecológico alto (0,68), já os outros pontos (P2, P3 e P4) apresentaram um índice estimado de risco muito alto (0,78; 0,76; 0,78, respectivamente).

Figura 14: Índice de Risco Ecológico dos pontos amostrais.



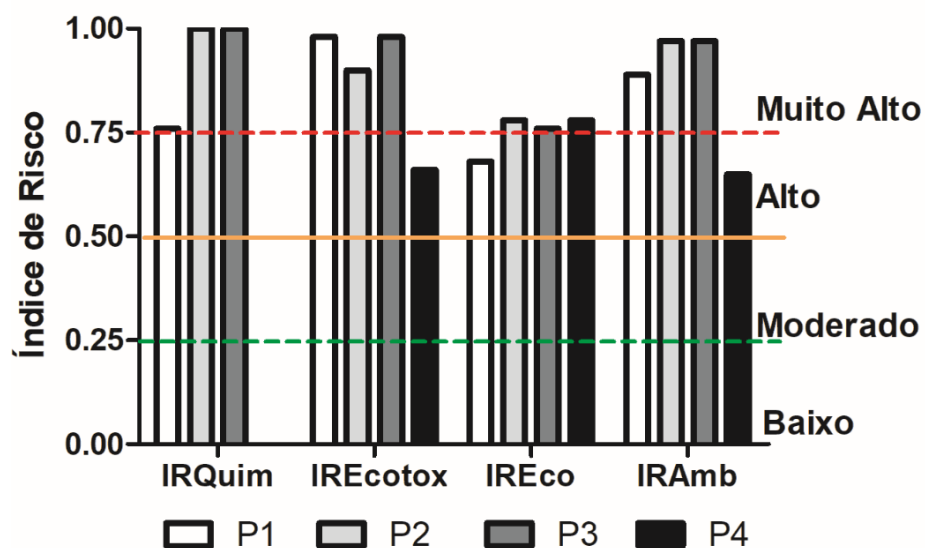
Fonte: A autora.

4.5 Índice de Risco Ambiental Integrado

A partir dos resultados dos índices de risco das linhas de evidência (LoE) química, ecotoxicológica e ecológica, calculou-se o risco ambiental integrado (Figura 15 e 16). Para cada risco, de cada linha de evidência, foram aplicados diferentes pesos, conforme descrito na metodologia (Tabela 3). A Lagoa de Jacarepaguá apresentou um índice global de risco ambiental integrado muito alto (0,87). As alterações dos parâmetros físico-químicos da água, assim como os efeitos ecotoxicológicos e a composição fitoplanctônica, tipicamente dominada por cianobactérias foram consideradas como características determinantes de ambientes eutrofizados. Tais fatores ainda foram agravados devido aos lançamentos de esgotos não tratados ou tratados de forma parcial (FERRÃO-FILHO et al., 2002; GOMES et. al., 2009). Para além da eutrofização com danos significativos à biodiversidade, estas contaminações comprometem uma série de serviços ecossistêmicos prestados pelas lagunas às atividades humanas, incluindo práticas econômicas e tradicionais atreladas à navegação, pesca, aquicultura, ecoturismo e prática de esportes aquáticos (Newton et. al., 2018).

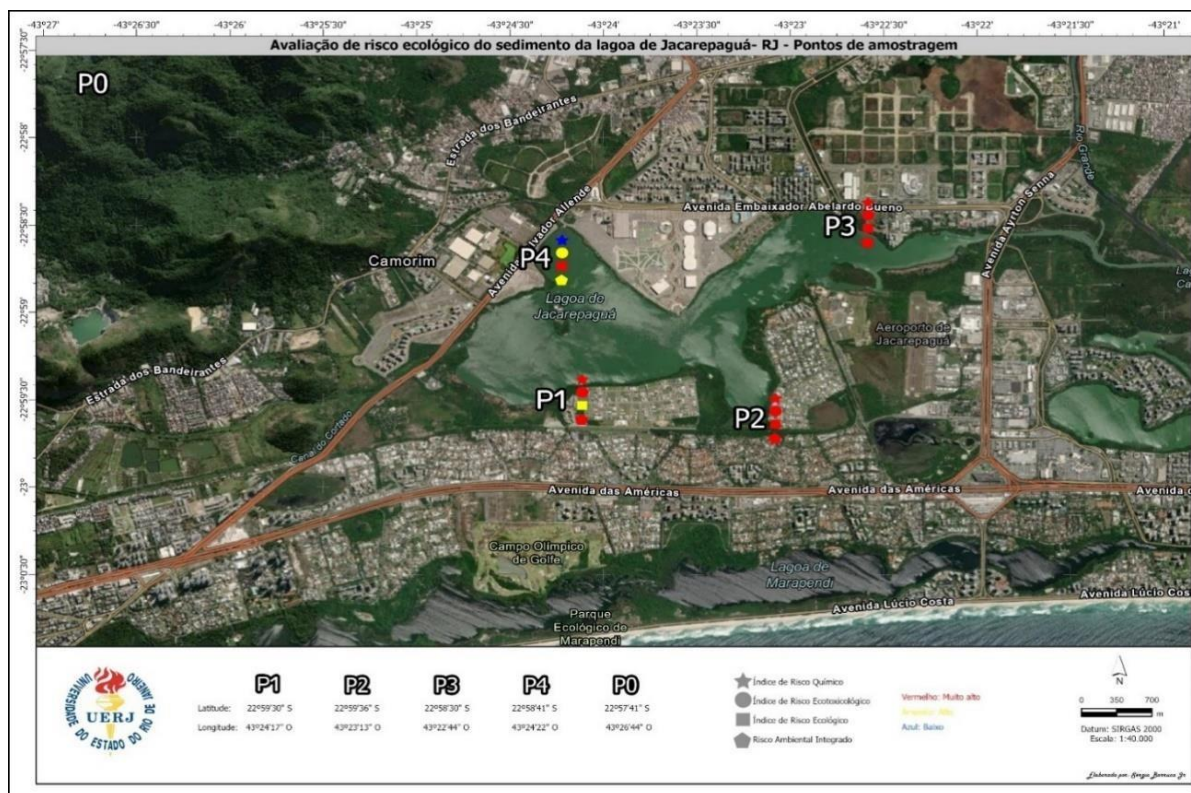
Os pontos P1, P2, P3 e P4 estiveram localizados próximos aos condomínios residenciais, indústrias, e ao redor de diversos empreendimentos de grande impacto, como o Parque Olímpico, Aeroporto de Jacarepaguá, HSBC Arena, Parque Aquático Maria Lenk, o Centro Internacional SARAH, o Corredor BRT e vias como as Avenidas Ayrton Senna e Américas, entre outros.

Figura 15: Índice Ambiental integrado por ponto amostral.



Fonte: A autora.

Figura 16: Índice de risco ambiental integrado e sua classificação



Fonte: Google Earth, acesso em maio de 2022.

A intensa atividade humana no entorno da Lagoa de Jacarepaguá, contribuiu para a elevação dos riscos estimados no presente estudo. Tais fatores foram determinantes para a deterioração da qualidade da água, presença de metais e dominância de cianobactérias, resultantes do lançamento de esgotos, além do processo de sinergia com diferentes poluentes como microplásticos, hormônios, fármacos, agroquímicos, dentre outros. A Lagoa de Jacarepaguá possui um processo intenso e avançado de eutrofização e de contaminação por diversos tipos e classes de contaminantes, incluindo os metais, e vêm resultando na deterioração da qualidade de suas águas e na alteração da comunidade fitoplanctônica, além de causar efeitos adversos de desregulação endócrina nos organismos que possuem contato com a lagoa, impactando em toda a cadeia alimentar.

5.CONCLUSÕES

A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) demonstrou que a Lagoa de Jacarepaguá apresentou avançado processo de contaminação e estava sob risco muito alto (0,87), trata-se de uma área de grande interesse social, econômico e ecológico. Portanto, conclui-se que se faz imprescindível ação de fiscalização ambiental, bem como tratamentos adequados do esgoto lançado nos corpos hídricos e ações de remediação no local, numa tentativa de proteger a integridade desse ecossistema. O nível de risco atingido deve-se também à intensa ocupação da região, sem um adequado planejamento urbano e sistemas de coleta ou tratamento de esgotos.

Com os resultados de risco ambiental nos diferentes pontos da Lagoa obtidos a partir da aplicação da metodologia de ARE espera-se contribuir com ferramentas e informações para pesquisas aprofundadas no assunto, objetivando uma discussão mais ampla sobre ações de gerenciamento e mitigação dos riscos ecológicos presentes e futuros na região, bem como fornecer subsídios importantes ao estabelecimento de políticas voltadas à saúde pública e ao saneamento básico, incluindo a definição das alternativas mais sustentáveis de remediação, a identificação de áreas críticas de poluição, a gestão dos custos ambientais com atribuição de responsabilidades de acordo com a fonte de poluição.

REFERÊNCIAS

- AFONSO, J.C. *Manganês no Brasil: Descoberta, extração, consumo e comercialização numa perspectiva histórica*. Química Nova [online]. 2019, v. 42, n. 10 [Acessado 7 março 2022], pp. 1172-1183. Disponível em: <<https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170435>>. Epub 14 fev. 2020. ISSN 1678-7064. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170435>.
- AJITHA, V. et al. *Efeitos do zinco e do mercúrio em deficiências fisiológicas induzidas por estresse oxidativo mediado por ROS e respostas antioxidantes na microalga Chlorella vulgaris*. Pesquisa em Ciência Ambiental e Poluição, v. 28, n. 25, pág. 32475-32492, 2021.
- ALMEIDA, Â. et al. *Effects of single and combined exposure of pharmaceutical drugs (carbamazepine and cetirizine) and a metal (cadmium) on the biochemical responses of R. philippinarum*. Aquatic Toxicology, v. 198, p. 10–19, 2018.
- AMAP/UNEP, 2013. *Relatório Técnico de Base para a Avaliação Global do Mercúrio, 2013*. Programa de Monitoramento e Avaliação do Ártico, Oslo, Noruega/UNEP Chemicals Branch, Genebra, Suíça. vi + 263 pp.
- AMUI C. DE O. *Análise granulométrica de sedimentos fluviais na bacia do Rio da Almas, Goiás*. 2020. 28f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Escola de Ciências Agrárias e Biológicas da Pontifícia Universidade Católica, Goiás, 2020.
- ARAUJO, G. DE F. *Avaliação do estresse oxidativo de exposições unitárias e combinadas de carbamazepina, acetamiprida e cádmio em peixes Danio rerio*. 2019. 108 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2019.
- BARBIÉRE, E.B & KRONENBERGER, D.M. P. *Climatologia do Litoral Sul Sudeste do Estado do Rio de Janeiro*. Cad. Geoc., Rio de Janeiro. 12: 57-73. 1994.
- BADDOO, N.R. *Stainless steel in construction: A review of research, applications, challenges and opportunities*. Journal of Constructional Steel Research, v. 64, p. 1199-1206, 2008.

BARTH, K.E.; ORBISON, J.G.; NUKALA, R. *Behavior of steel tension members subjected to uniaxial loading*. Journal of Constructional Steel Research, v. 58, p. 1103-1120, 2002.

BATLEY, G. E. et al. *Uncertainties in Sediment Quality Weight-of- Evidence (WOE) Assessments*. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, p. 1517–1547, 2002.

BAUMARD, P.; BUDZINSKI, H.; MICHON, Q.; GARRIGUES, P.; BURGEOT, T. *Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussel and Sediment Record*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. v. 47, p. 77–90, 1998.

BELLINGER, E.; SIGEE, D. *Freshwater Algae: Identification, Enumeration and Use as Bioindicators*, 2nd Edition. Wiley-Blackwell, v.2, p.2, 2015.

BIELMYER-FRASER, G.K. et al. *Assessment of metal contamination in the biota of four rivers experiencing varying degrees of human impact*. Environmental Monitoring and Assessment, v.189, n.1, p.23, 2017.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. *Desreguladores endócrinos no ambiente: efeitos e consequências*. Química Nova, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007.

BOA, T. M. R. F. *Níquel e Cobalto*. Recursos Minerais de Minas Gerais, p.2, 2018.

BOLLMANN, H. A. & MARQUES, M. *Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária*. Engenharia Sanitária e Ambiental, 11: 175-184, 2006.

BOUCHAÏR, A.; AVERSENG, J.; ABIDELAH, A. *Analysis of the behavior of stainless-steel bolted connections*. Journal of Constructional Steel Research, v. 64, p. 1264-1274, 2008.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 01 nov. 2012, p. 66. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasil.pdf. Acesso em: 06 FEV 2020.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. 1981.

BRASIL. Lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 23/09/2020.

Brasil. Ministério da Saúde. (2017, 3 de outubro). Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 – ANEXO XX. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil (seção 1, p. 360), Brasília.

BRASIL- Resolução CONAMA nº 420, 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. 2009.

BRASIL- Resolução CONAMA nº 460, 30 de dezembro de 2013. Altera a Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA 2013.

BURTON JR., G.A., CHAPMAN, P.M.; SMITH, E. P. *Weight of evidence approaches for assessing ecosystem impairment*. Human and Ecological Risk Assessment, v.8 p. 1657-73, 2002.

CABRAL, A.; BERCOVICH, M.V.; FONSECA, A. *Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon*. Regional Studies in Marine Science, v. 29, p. 100672., 2019.

CALHEIROS, A.L.S. *Variação do nível relativo do mar nos últimos 7.000 anos a.p. na planície costeira de Jacarepaguá – Rio de Janeiro*. 113f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CALMANO, W. *Metals in sediments: Remobilization and environment hazards*. In: MUNAWAR, M; DAVE, G., eds. Development and Progress in Sediment Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques & Strategies. p. 1-13, 1996.

CARVALHO, M. M. et al. *Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre Ceriodaphnia dubia, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes*. Engenharia Sanitária e Ambiental [online], v. 22, n. 05 [Acessado 21 maio 2022], pp. 961-968, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522017158722>>. Epub 03 ago. 2017. ISSN 1809-4457. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017158722>.

CARVALHO, R. P. B.; SILVA, A. J. O. *Análise multitemporal da qualidade da água da Lagoa de Jacarepaguá (município do Rio de Janeiro, RJ)*. Revista Uniabeu, v.10, n. 24, p.4, 2017.

CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L.; LEMOS, M. M. G. *Relatório de estabelecimento e Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, p.10, 2001.

CCME. CANADIAN COUNCIL OF MINISTRIES OF THE ENVIRONMENT. *A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: General Guidance*, p.10, 1996.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life* (CCME EPC-98E). p. 35, 1999.

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

CHAPMAN, P. M.; MCDONALD, B. G.; LAWRENCE, G. S. *Weight-of- Evidence Issues and Frameworks for Sediment Quality (And Other) Assessments*. Human And Ecological Risk Assessment: An International Journal, [s.l.], v. 8, n. 7, p.1489-1515, out. 2002.

CHAPMAN, P.M.; HO, K.T.; MUNNS, W.R.; SOLOMON, K. & Weinstein, M.P. *Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment*. Marine Pollution Bulletin, 44(4): 271– 278, 2002.

CHAPMAN, P. M. & HOLLERT, H. *Should the Sediment Quality Triad Become a Tetrad, a Pentad, or Possibly even a Hexad?* Journal of Soils and Sediments, v. 6, n. 1, p. 4–8, 2006.

CHARRY, M.P., KEESING, V., COSTELLO, M. and TREMBLAY, L.A., 2018. *Assessment of the ecotoxicity of urban estuarine sediment using benthic and pelagic copepod bioassays*. Peer J, vol. 6, no. 1, pp. 4936. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.4936> PMID:29868297. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.4936>.

MONTEIROO-NETO C.; TUBINO R.A.; MORAES L.E.S.; MENDONÇA-NETO J.P.; ESTEVES G. V.; FORTES W. L. *Associações de peixes na região costeira de Itaipu*. Niterói, RJ, Iheringia. Série Zool. 98, 50–59, 2008.

COMITÊ DA GUANABARA. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Qualidadedaaua/Lagoas/SistemaLagunardeJacarepagua/PrincipalSLJ/index.htm>> Acessado em: 8 de abril de 2020 às 10 h 13 min.

CORINGA, J. do E. S. et al. *Distribuição geoquímica e biodisponibilidade de metais traço em sedimentos no Rio Bento Gomes, Poconé - MT, Brasil*. Acta Amazônica [online]. 2016, v. 46, n. 2 [Acessado 13 março 2022], pp. 161-174. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1809-4392201502215>>. ISSN 1809-4392.

COSTA, A. T. et al. *Análise estratigráfica e distribuição do arsênio em depósitos sedimentares quaternários da porção sudeste do Quadrilátero Ferrífero, Bacia do Ribeirão do Carmo, MG*. Rem: Revista Escola de Minas [online], v. 63, n. 4, p.2, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0370-44672010000400017>>. Epub 14 Dez 2010. ISSN 1807-0353. [Acessado 20 fevereiro 2022].

CRESPO-LOPEZ, M. E. et al. *What can we learn from the Amazon?* Environment International, 146, e.106223, p. 2, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Apêndice E-Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. 2019. Ficha de Informação Toxicológica – Chumbo e seus compostos. São Paulo, p.2, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/chumbo.pdf>>.

CUNHA, P. M. de O. M. *Avaliação de risco ecológico da lagoa de Jacarepaguá - RJ*, 2020. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Rio de Janeiro, 2020.

DAGNINO, A. et al. A “Weight-of-Evidence” Approach for the Integration of Environmental “Triad” Data to Assess Ecological Risk and Biological Vulnerability. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 4, n. 3, p. 314–326, 2008.

OLIVEIRA, S. C. et. al. *Avaliação toxicológica dos efeitos do cobre na espécie Carassius auratus*. *Revista gestão & sustentabilidade ambiental*, 7(2), 260-275, 2018.

SOUSA, V. F. de O.; DOS SANTOS, G. *Elemento cromo na nutrição mineral de plantas*. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde*, v. 16, n. 2, p.2, 2018.

DIAS, T. G.; CAXITO, F. *Manganês*. Recursos Minerais de Minas Gerais, Ministério das Minas e Energia: Brasília, p.16, 2018.

DOMINGOS, P. *Dominância de cianobactérias produtoras de microcistinas na lagoa de Jacarepaguá (RJ)*. Tese de doutorado. Área de Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.108. 2001.

FERRÃO-FILHO, A. S. *Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos*. *Oecologia Australis*, 13: 272-312, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. & MOSCATELLI, M. *Risco recreacional associado à presença de cianobactérias no estuário do Complexo Lagunar da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro*. Scielo, p.3, 2020.

FERRAZ, L.; DOURADO, A.; RODRIGUES, A.; ROCHA, F. A. *Análise da presença de metais pesados na água em diferentes reservatórios subterrâneos no município de Vitória Da Conquista-Ba*. *Agrarian Academy*, 5, n. 09, p.2, 2018.

FERREIRA, K. de S.; RANI-BORGES, B.; SANTOS, G. L. M.; CARDOSO-SILVA, S.; SÁ, L. R. M.; POMPEO, M. *Metais nos Sedimentos em Reservatórios: há Toxicidade Potencial?* *Sociedade & Natureza*, [S. l.], v. 33, p.2, 2021. DOI: 10.14393/SN-v33-2021-58794.

Disponível

em:

<https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/58794>. Acesso em: 5 mar. 2022.

FLORES, F. D.; DELGADO M.; FACETTI J. F.M. *Sedimentos de fundo nos córregos Tapiracuai e Cuarepotí*. Revista da Sociedade Científica do Paraguai vol.23, nº 2, p. 251-262, 2018.

FRANCO, N. S; BENITEZ, J.; LOPEZ, T. *Metales pesados contenidos en los sedimentos de fondo y en la columna de agua del arroyo San Lorenzo, Departamento Central, Paraguay*. Rev. Soc. cient. Paraguai, Asunción, v. 26, n. 1, p. 100-114, 2021. Disponível em <http://scielo.iics.una.py/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2617-47312021000100100&lng=pt&nrm=iso>. acessado em 13 mar. 2022.

FRANZ, C.; MARESCHIN, F.; WEIB, H.; LORZ, C. *Geochemical signature and properties of sediment sources and alluvial sediments within the Lago Paraná catchment, Brasília DF: A study on anthropogenic introduced chemical elements in an urban river basin*. Science of the Total Environment, v. 452, p. 411-420, 2013.

FREIRE, E. S. et al. *Metal Distribution in the Environmental Compartments of Manguaba Lagoon (Alagoas State, Brazil)*. Journal of the Brazilian Chemical Society v. 32, n. 3, pp. 684-693, 2021. [Accessed 13 March 2022]. Available from: <<https://doi.org/10.21577/0103-5053.20200214>>. Epub 01 Mar 2021. ISSN 1678-4790.

FREITAS, L. A. et al. *Coal extraction causes sediment toxicity in aquatic environments in Santa Catarina, Brazil*. Revista Ambiente & Água, v. 12, n. 4, pp. 591-604, 2017. [Accessed 26 May 2022]. Available from: <<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2036>>. Epub Jul-Aug 2017. ISSN 1980-993X.

FRIESE, K.; SCHMIDT, G.; LENA, J.C; NALINI, J. HA; ZACHMANN, D.W. *Influência antropogênica na degradação de um lago urbano - O reservatório da Pampulha em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil*. Limnologica - Ecologia e Gestão das Águas Interiores, v. 40, n. 2, pág. 114-125, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2009.12.001>.

FROEHNER, S.; PICCIONI W.; MACHADO, K.S.; AISSE, M.M. *Removal Capacity of Caffeine, Hormones, and Bisphenol by Aerobic and Anaerobic Sewage Treatment*. Water, Air, & Soil Pollution v. 216, n.1-4, p.463–471, 2010.

GEIGER, E., HORNEK-GAUSTERER, R., & SAÇAN, M. T. *Single and mixture toxicity of pharmaceuticals and chlorophenols to freshwater algae Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicology and environmental safety*, v.129, p.189-198, 2016.

GOMES, A. M. A.; SAMPAIO, P. L.; FERRÃO-FILHO, A. S.; MAGALHÃES, V. F.; MARINHO, M. M.; OLIVEIRA, A. C. P.; SANTOS, V. B.; DOMINGOS, P. & AZEVEDO, S. M. F. O. *Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro - RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana*. *Oecologia Brasiliensis*, nº 13, p. 329-345, 2009.

GOMES, J. K. N. *Avaliação quantitativa de risco ecológico inerente a derramamentos de hidrocarbonetos no arquipélago de Fernando de Noronha*. 2013. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

HEYS, K.A.; SHORE, R.F.; PEREIRA, M.G.; JONES, K.C. & MARTIN, F.L. *Risk assessment of environmental mixture effects*. *RSC Adv.*, 6(53), p.47844–47857, 2016.

HOROWITZ, A. J. *A primer on sediment-trace element chemistry*. 2 ed. Chelsea, EUA: Lewis Publishers. p.36, 1991.

ILHA, J. G. *Avaliação do Impacto Ambiental em Duas Drenagens na Região de Candiota* – 2019. 155 f. Trabalho de Conclusão de Curso de Geologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. p. 29.

INEA- INSTITUTO ESTADUAL AMBIENTAL- *Relatório de Impacto ambiental das obras de prolongamento do enrocamento (molhe) existente na entrada do canal da Joatinga e as melhorias da circulação hídrica do Complexo Lagunar de Jacarepaguá*, 2015. Masterplan, Rio de Janeiro, p. 35.

JAGANATHAN, S. K.; MANI, M. P. *Investigation of attributes of bourbon oil and cobalt nitrate constituted electrospun nanoscaffolds for blood compatibility and in vitro bone formation*. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. v. 93, n. 4, p.2, 2021. [Accessed 20 march 2022], e20201140. Available from: <<https://doi.org/10.1590/0001-3765202120201140>>. Epub 22 Oct 2021. ISSN 1678-2690.

JARUP, L. *Hazards of heavy metal contamination*. *British Medical Bulletin*, nº 68, p. 167-182, 2003.

JENSEN, J; MESMAN, M; BIERKENS, J; RUTGERS, M. *Principle and Concepts in Ecological risk assessment in brief*. Chapter 1 p. 11–18, 2001.

JENSEN, J. & MESMAN, M. *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land*, RIMV, p.42, 2006.

JOHNSTON, R. K.; MUNNS, W. R.; TYLER, P. L.; MARAJHWHITTEMORE, P.; FINKELSTEIN, K.; MUNNEY, K.; SHORT, F. T.; MELVILLE, A.; HAHN, S. P. *Weighing the evidence of ecological risk from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the Portsmouth Naval Shipyard, Kittery, Maine, USA*. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 21: p. 182-194. 2002.

KENNISH, M. J. & PAERL, H. W. *Coastal lagoons – critical habitats of environmental change*. CRC Press, Taylor & Francis Group, p.18, 2010.

KJERFVE, B. *Coastal lagoons*. pp. 1–8, In: B. Kjerfve (ed.), Coastal lagoon processes. Amsterdam: Elsevier, 1994.

KRUK, C.; HUSZAR, V. L. M.; PEETERS, E. H. M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LURLING, M.; REYNOLDS, C. S. & SCHEFFER, M. *A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton*. Freshwater Biology, vol. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.

LACERDA, L. D. de, & MALM, O. *Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas*. Estudos Avançados, 22 (63), p. 173-190. 2008. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10299>.

LAMBERSON, J.O.; DEWITT, T.H. & SWARTZ, R.C. *Assessment of sediment toxicity to marine benthos*. In: Sediment toxicity assessment. BURTON, Jr., G.A. (ed) Lewis Publishers, Inc., Chelsea. p. 183-211, 1992.

LEOTSINIDIS, M. & Sazakli, E. *Evaluating contamination of dredges and disposal criteria in Greek coastal areas*. Chemosphere, 72(5): p. 811–818, 2008.

LIMA JUNIOR E. F. *O saneamento básico da área de planejamento 4 (AP 4): um estudo sobre a precariedade do serviço de coleta e tratamento de esgoto*. Trabalho de Conclusão de Curso Bacharelado em Administração pública – Universidade Federal Fluminense, p. 2017.

LINNIK, P.M.; ZUBENKO, I.B. *Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds*. Lakes Reser.: Res. Manag., Japão, v. 5, n. 1, p. 11-21, 2000.

LISBOA, T. P. et al. *Evaluation of Chromium and Manganese levels in sports supplements using graphite furnace atomic absorption spectrometry*. Revista de Nutrição [online] v. 33, p.3, 2020. [Accessed 16 March 2022], e190141. Available from: <<https://doi.org/10.1590/1678-9865202033e190141>>. Epub 17 Apr 2020. ISSN 1678-9865.

LONG, E. R. & CHAPMAN, P. M. *A Sediment Quality Triad: Measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound*. Marine Pollution Bulletin, v. 16, n. 10, p. 405–415, 1985.

LÓPEZ, D. L., et. al. *Arsenic in volcanic geothermal fluids of Latin America*. Science of the Total Environment, 429, 57–75, 2012.

MANOJ, K. & PADHY, P.K. *Distribution, Enrichment and Ecological Risk Assessment of Six Elements in Bed Sediments of a Tropical River, Chottanagpur Plateau: A Spatial and Temporal Appraisal*. Journal of Environmental Protection, 5 (November): p.1419–1434, 2014.

MARONEZI, V. et. al. *Mecanismos de remoção de Cromo (VI) do solo pela interação entre matéria orgânica e Ferro (III)*. Revista do Instituto Geológico, v. 40, n. 2, p. 17-33, 2019.

MARTINEZ, L.L.G. *Distribuição de poluição difusa por sedimentos urbanos em áreas impermeáveis em Porto Alegre*. 2010. 95f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 11, 2010.

MENDES, M. P. *Avaliação de risco ecológico em área alagada contaminada por gasolina*. 2016. 178 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.47, 2016.

MEZA, M.M., KOPPLIN M. J., BURGESS J. L., GANDOLFI P. J. *Arsenic drinking water exposure and urinary excretion among adults in the Yaki Valley, Sonora, México*. Environment Research, v. 96, p. 119-126, 2004.

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. *Heavy metals in natural waters*. Springer-Verlag. p. 205-261, 1984.

MOTA, S. *Gestão ambiental de recursos hídricos*. 3. Ed. Rio de Janeiro: ABES p. 344, 2008.

MÜLLER, G. *Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River*. *Geojournal*, v. 2, n. 3, p. 108-118. 1969.

NASCIMENTO, L. P. et. al. *Avaliação geoquímica de metais em sistemas fluviais afetados por atividades antrópicas no Quadrilátero Ferrífero*. *Engenharia Sanitária e Ambiental* [online], v. 23, n. 04, pp. 767-778, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522018165852>>. ISSN 1809-4457. [Acessado 5 março 2022].

NEWTON, A.; BRITO, A.; ICELY, J.; DEROLEZ, V.; CLARA, I.; ANGUS, S.; SCHERNEWSKI, G.; INACIO, M. LILEBO, A.; SOUSA, A.; BEJAOU, B.; SOLIDORO, C.; TOSIC, M.; CANEDO-ARGUELLES, M.; YAMAMURO, M.; REIZOPOULOU, S.; TSENG, H.C.; CANU, D.; KHOKHLOV, V. *Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons*. *Journal for Nature Conservation*, v. 44, p. 50-65, 2018.

NIEMEYER, J. C.; SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. *Desenvolvimento de um Esquema para Avaliação de Risco Ecológico em Ambientes Tropicais: Estudo de Caso da Contaminação por Metais em Santo Amaro da Purificação, Bahia, Brasil*. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 2, p. 263–267, 2007.

NIEMEYER, J. C. et. al. *Environmental risk assessment of a metal contaminated area in the Tropics*. Tier I: Screening phase. *Journal of Soils and Sediments*, v. 10, n. 8, p. 1557–1571, 2010.

NOGUEIRA, P. F.; CABRAL, J. B. P.; CAMARA, M. A. B. *Avaliação qualitativa do risco de poluição por metais potencialmente tóxicos nos sedimentos do empreendimento hidrelétrico de Foz do Rio Claro*. *Revista do Departamento de Geografia*, [S. l.], v. 41, n. 1, p. e172916, 2021. DOI: 10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2021.172916. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/172916>. Acesso em: 3 abr. 2022.

OLIVEIRA, G. M. T. S. et. al. *Concentrações de metais pesados nos sedimentos do lago Água Preta (Pará, Brasil)*. Engenharia Sanitaria e Ambiental [online] v. 23, n. 03, pp. 599-605, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522018152875>>. [Acessado 13 março 2022]. ISSN 1809-4457. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018152875>.

PEJMAN, A.; NABI B. G.; ARDESTANI, M.; SAEEDI, M.; BAGHVAND, A. *A new index for assessing heavy metals contaminaton in sediments: A case study*. Ecological Indicators, v.58, p.365–373, 2015.

PELLEGRINI, A. B. S. *Estudo comparativo entre o crescimento populacional da Barra da Tijuca e a degradação do Complexo Lagunar de Jacarepaguá nos últimos 30 anos*. 2016. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica & Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de janeiro, p. 4, 2016.

POSTHUMA, L.; SUTER, G. W. & TRAAS, T. P. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publisher, 2002.

PROSHAD, R.; KORMOKER, T.; MURSHEED, N.; ISLAM, M.; BHUYAN, I.; ISLAM, S.; MITHU, T. N. *Heavy metal toxicity in agricultural soil due to rapid industrialization in Bangladesh: a review*. International Journal of Advanced Geosciences, [S.l.], v.6(1), p. 83-88, 2018. <http://dx.doi.org/10.14419/ijag.v6i1.9174>.

RAHMAN, Z., & SINGH, V. P. *The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview*. Environmental Monitoring and Assessment, 191:419, p. 7, 2019. Doi:10.1007/s10661-019-7528-7.

RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and application*. Washington, USA: Hemisphere Publishing. p. 666, 1985.

REINFELDER, J. R.; FISHER, N. S.; LUOMA, S. N.; NICHOLS, J. W.; WANG, W. X. *Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach*. The Science of the Total Environment. V.219. p. 117-135, 1998.

RESOLUÇÃO CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. *Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional*. Publicado no D.O.U. 2005.

RHODES, V. P. *Distribuição de mercúrio e arsênio nos sedimentos da área afetada por garimpo de ouro- Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG.* p. 53, 2010. ISSN: 85-230-0108-6.

RODRIGUES, M. S.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T. M. *Análise de risco ecológico com o uso do bioindicador Lolium multiflorum.* Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, [s.l.], v. 7, n. 1, p.9-13, 7, 2012.

RODRIGUES, I.Y.D.C., CAMPOS, J.D.C., CAVALCANTE, R.M., COUTINHO, A.C., NETTO, A.T., SALOMÃO, A.L.D.S. *Ecological Risk Assessment in Sediments from the Urbanized Lagoon of the Olympic Park.* Iranian (Iranica) Journal of Energy & Environment, v. 11, n. 4, p. 287-291, 2020.

RODRIGUES, L. A. S. *Efeitos da exposição ao arsênio na saúde humana.* Revista Saúde.Com, 4(2), p.148-159, 2008. Disponível em: <https://periodicos2.uesb.br/index.php/rsc/article/view/133>

ROEKENS, Z.K.; GRIELI, V.R. *Analysis of Rainwater by Differential Pulse Stripping Voltammetry in Nitric Acid Medium.* Acta, v.204, p.179-187, 1988.

SABINO, J. A. *Avaliação de risco ecológico decorrente da presença de micropoluentes na sub bacia hidrográfica urbanizada do Rio João Mendes, Niterói – RJ.* Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Rio de Janeiro. 120f. p.17, 2018.

SAHA, J. C., et. al. *A review of arsenic poisoning and its effects on human health.* Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29, p. 281–313, 1999.

SALEEM, M.; IQBAL, J.; SHAH, M.H. *Geochemical speciation, anthropogenic contamination, risk assessment and source identification of selected metals in freshwater sediments—A case study from Mangla Lake, Pakistan.* Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, v. 4, p. 27-36, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2015.02.002>.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. *Metals in the hydrocycle.* Springer-Verlag. 349p, 1984.

SAMPLE, B. E. et al. *Recommendations to improve wildlife exposure estimation for development of soil screening and cleanup values*. Integrated Environmental Assessment and Management, v. 10, n. 3, p. 372–87, 2014.

SANTOS, C. M. de S. M. dos, et. al. *Caracterização e avaliação da distribuição de sedimentos em superfícies urbanas*. Holos Environment, v. 17, n.1, p. 15–34, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v17i1.11646>.

SAWER C.N.; MCCARTY P.L.; PARKIN G.F. *Chemistry for Environmental Engineering and Science*. 5. ed. New York: MacGraw-Hill. p. 768, 2003.

SEMADS- Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. *Bacias Hidrográficas e Rios Fluminenses - Síntese Informativa por Macrorregião Ambiental. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. Projeto PLANÁGUA/SEMADS/GTZ*. Rio de Janeiro. p. 73, 2001.

SHAARI, N. E. M. et. al. *Sintomas de toxicidade de cádmio e mecanismo de absorção em plantas: uma revisão*. Brazilian Journal of Biology [online]. v. 84, e252143, p 1-11, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1519-6984.252143>>. ISSN 1678-4375. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.252143>. [Acessado 7 março 2022].

SHAH, M. et. al. *Bioaccumulation of heavy metals in the tissues of Schizothorax plagiosomus at River Swat*. Brazilian Journal of Biology [online], v. 82, e243633, p. 2, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1519-6984.243633>>. ISSN 1678-4375. Acessado em 13 de março de 2022.

SILVA, D. B. *Qualidade de água e sedimento em reservatório*. 2016. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas energéticas e nucleares, 2016.

SNIS- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO- *Diagnóstico anual de águas e esgotos*. 2017.

SOUSA, J. S. D. *Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá - RJ*. 2022. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2022.

SOUZA, F.P. & AZEVEDO, J.P.S. *Panorama das lagoas urbanas no Rio de Janeiro: aspectos relevantes na gestão das Lagoas Rodrigo de Freitas, Araruama e Complexo*

Lagunar de Jacarepaguá. Engenharia Sanitária e Ambiental [online]. 2020, v. 25, n. 1 [Acessado 15 junho 2021], pp. 197-204. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522020147571>>. Epub 16 Mar 2020. ISSN 1809-4457.

SOUZA, J.F. “*Comportamento ambiental e geotécnico da disposição de sedimento de dragagem em sistema geotêxtil fechado*”. Tese de Doutorado (Ciências em Engenharia Civil), COPPE/UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2018.

SUBCOMITÊ DE JACAREPAGUÁ. Subcomitê de Bacia da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara – *Sistema Lagunar de Jacarepaguá*. Disponível em: <http://www.comitebaiadeguanabara.org.br/sc-jacarepagua/>.

SWARTJES, F. A.; BREURE, A. M. & BEAULIEU, M. *Dealing with Contaminated Sites*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011.

TALLINI, K. et al. *Estabelecimento de protocolo de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático tendo o programa de monitoramento do rio Jacuí, São Jerônimo (RS)*. Journal of the Brazilian society of ecotoxicology, [s.l.], v. 7, n. 1, p.55-63, 2012.

VENTURA, R. A., et. al. *Deficiência de cobalto em bovinos: Revisão*. PUBVET, p. 1-4, 2020.

VERLICCHI, P., AL AUKIDY, M., ZAMBELLO, E. *Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review*. Sci. Total Environ. 429, p. 123–155, 2012.

VEZZONE, M.; CESAR, R.; ABESSA, D.M.; SERRANO, A.; LOURENÇO, R.; CASTILHOS, Z.; RODRIGUES, A.P.; PERINA, F.C.; POLIVANOV, H. *Metal pollution in surface sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): Toxic effects on marine organisms*. Environmental pollution, v. 252, p. 270-280, 2019.

VIZUETE, J., et. al. *Mercúrio (Hg), Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Selênio (Se) e Arsênico (As) no Fígado, Rim e Penas de Gaivota: uma revisão*. Revisões de contaminação ambiental e toxicologia, 247(1), 85-146, 2018.

VOIGT, C. L.; SILVA, C. P. da; CAMPOS, S. X. de. *Avaliação da bioacumulação de metais em Cyprinus carpio pela interação com sedimento e água de reservatório*.

Química Nova, 39(2), p. 180-188, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20160014>.

VOLPATO, S. B., M., et. al. *Recuperação ambiental de ecossistemas aquáticos em regiões estuarinas: estudos aplicados para o tratamento de sedimentos contaminados pela drenagem ácida de mina na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina*. Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]. 2017, v. 22, n. 02 [Acessado 13 março 2022], pp. 313-316. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522016126487>>. Epub 27 Out 2016. ISSN 1809-4457.

WANG, T.; WU, Y.; CAVANAGH, J.; YIMING, A.; WANG, X.; GAO, W.; MATTHEW, C.; QIU, J.; LI, Y. *Toxicity of arsenite to earthworms and subsequent effects on soil properties*. Soil Biology and Biochemistry, v. 117, p. 36-47, 2018.

WENTWORTH, C. K. *Uma escala de termos de grau e classe para sedimentos clásticos*. O Jornal de Geologia, 30 (5), p. 377-392, 1922.

WHO - World Health Organization. *Mercury and health*. 2017. Disponível em: <https://www.who.int/pt/publications/i/item/9789240023567>. Acesso em: 05 Fev 2022.

YAMAMOTO, F. Y.; et. al. *Bioavailability of pollutants sets risk of exposure to biota and human population in reservoirs from Iguaçu River (Southern Brazil)*. Environmental Science and Pollution Research International v. 23, p. 1-18, 2016.

YADA, M. M., MELO, W. J., MELO V. P. *Elementos-traço no solo, na planta e no grão de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto por 16 anos*. Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]. 2020, v. 25, n. 02 [Acessado 15 março 2022], pp. 371-379. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522020150124>>. ISSN 1809-4457.

YE, H.; ZANG, S.; XIAO, H.; ZHANG, L. *Speciation and ecological risk of heavy metals and metalloid in the sediments of Zhalong Wetland in China*. International Journal Environment. Science Technology, 12:115-124, 2015.

APÊNDICE A- RESULTADOS DAS ANÁLISES DE FITOPLÂNCTON DA LAGOA DE JACAREPAGUÁ-RJ, NO PERÍODO DE ABRIL DE 2019

Densidade total					
ind/ml	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
	2553.1	33423.2	35324.5	62805	55637.4
cells/ml	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
	5663	93340	700581	71126	115555

Indivíduos/ml					
MORFOTIPOS CYANOBACTÉRIAS	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
unicelular	0	0	2332	16483	18036.3
colonial	0	0	79.5	0	305.7
filamentoso	12.1	305.7	22419	212	1019
VALOR RELATIVO PERCENTUAL	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
unicelular	0.0	0.0	9.4	98.7	91.7
colonial	0.0	0.0	0.3	0.0	1.6
filamentoso	100.0	100.0	90.4	1.3	5.2

Células/ml					
MORFOTIPOS CYANOBACTÉRIAS	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
unicelular	0	0	2332	16483	18036.3
colonial	0	0	3047.5	0	917.1
filamentoso	242	12228	672305	4240	20380
VALOR RELATIVO PERCENTUAL (%)	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
unicelular	0.0	0.0	0.3	79.5	45.9
colonial	0.0	0.0	0.4	0.0	2.3
filamentoso	100.0	100.0	99.2	20.5	51.8

Biovolume em mm³/L					
MORFOTIPOS CYANOBACTÉRIAS	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
unicelular	0.00	0.00	0.08	0.54	0.60
colonial	0.00	0.00	0.18	0.00	0.05
filamentoso	0.02	0.90	49.48	0.31	1.50
VALOR RELATIVO PERCENTUAL (%)	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
unicelular	0.00	0.00	0.15	63.54	27.69
colonial	0.00	0.00	0.36	0.00	2.53
filamentoso	100.00	100.00	99.48	36.46	69.78

SCORES_PAST (Shannon)					
	C1P0	C1P1	C1P2	C1P3	C1P4
n° de taxons	19	18	25	14	31
Shannon	1.54	1.67	1.32	1.10	2.03