



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Priscila Maria de Oliveira Muniz Cunha

Avaliação de Risco Ecológico da Lagoa de Jacarepaguá- RJ

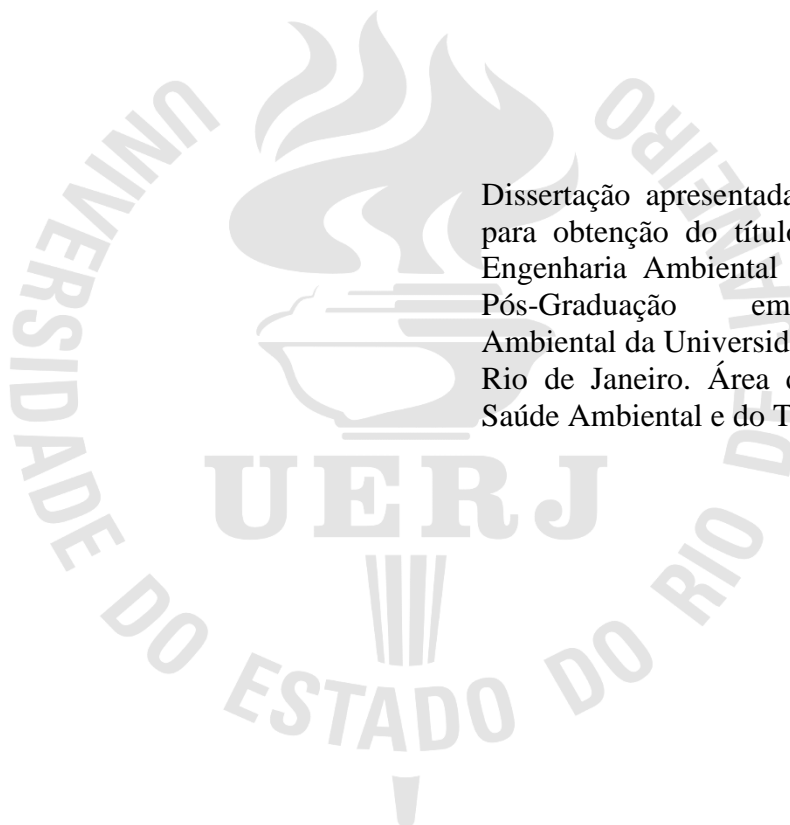
Rio de Janeiro

2020

Priscila Maria de Oliveira Muniz Cunha

Avaliação de Risco Ecológico da Lagoa de Jacarepaguá- RJ

Dissertação apresentada como requisito 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: Profª Drª Marcia Marques Gomes

Rio de Janeiro

2020

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

C972 Cunha, Priscila Maria de Oliveira Muniz.
Avaliação de risco ecológico da lagoa de Jacarepaguá - RJ / Priscila
Maria de Oliveira Muniz Cunha. – 2020.
104f.

Orientador: André Luís de Sá Salomão.
Coorientadora: Marcia Marques Gomes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Água - Poluição - Teses. 3.
Gestão ambiental - Teses. 4. Águas residuais nos rios, lagos, etc - Teses.
5. Avaliação de riscos ecológicos - Teses. I. Salomão, André Luís de Sá.
II. Gomes, Marcia Marques. III. Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 504.61

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

Priscila Maria de Oliveira Muniz Cunha

Avaliação de Risco Ecológico da Lagoa de Jacarepaguá- RJ

Dissertação apresentada como requisito 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.

Aprovada em:

Banca examinadora:

Prof. Dr. André Luís Sá Salomão (Orientador)

Faculdade de Engenharia – UERJ

Profª. Dra. Marcia Marques Gomes (Coorientadora)

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dra. Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira

Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Enrico Mendes Saggiaro

ENSP – FIOCRUZ

Rio de Janeiro

2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por sempre orientar o melhor caminho, guiar meus passos e sempre estar presente na minha vida.

À minha mãe, Maria Augusta, exemplo de superação e garra, e que sempre acreditou que conseguiríamos alcançar nossos objetivos, aos meus irmãos, Cesar e Juliana, por acreditarem e torcerem sempre por mim, muitas vezes mais do que eu mesma, ao meu pai, Julio Cesar †, tenho certeza que me protege de onde está. Ao meu marido, Luiz Junior, por compreender todas as horas que me dediquei a este trabalho, e ao Choppinho, meu companheiro de vários momentos sentada à frente do computador.

Ao melhor orientador que eu poderia ter, André Salomão, pela amizade, disponibilidade e conversas a respeito desse projeto, obrigada por tudo. À minha coorientadora Marcia Marques, pela oportunidade, exemplo de profissional e pela contribuição à ciência, obrigada pela sua dedicação. A todos os meus colegas do LABIFI, em especial, à Gaby, por estar sempre disposta a ajudar e por todas as nossas conversas que deixavam o dia mais leve; ao Rodrigo, pelas análises de cromatografia, por sempre ajudar e tirar minhas dúvidas; as IC's Grazi, Camila, Thais e Bia, obrigada por toda a ajuda que vocês deram; à Lia, por todas as conversas e dicas; à Vanda, por sempre resolver tão rápido todos os problemas que apareciam no laboratório, e à Jana, que ajudou muito na minha chegada no LABIFI.

À equipe da ARE, Carol, Ju, Isabela, Rafa, Igor, Amanda e Sr. Chico, muito obrigada pelas horas dedicadas a esse trabalho, pelas coletas e análises, pelos lanches e risadas.

À Patrícia Domingos, do IBRAG - UERJ e à equipe da Natascha Krepsky, da UNIRIO, pelas análises de microalgas e de coliformes, respectivamente. À Daiana, do laboratório OCEANUS, e à Gleidice, do CENPES, pela ajuda com os ensaios de Ceriodaphnia.

À Sônia Melo, minha amiga e orientadora da graduação, e quem me ensinou o que sei sobre Ecotoxicologia.

À UERJ, aos meus colegas de turma e aos meus professores do PEAMB, por todo carinho e dedicação ao curso de mestrado.

À InovUERJ pela bolsa, sem a qual este trabalho não teria se tornado realidade.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram para minha formação acadêmica.

Muito obrigada.

Você pode realizar muito mais do que imagina.

Gabriela Andersen

RESUMO

CUNHA, Priscila Maria de Oliveira Muniz. *Avaliação de risco ecológico da Lagoa de Jacarepaguá- RJ*. 2020. 104 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) faz parte do complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá ocupando uma área de 3,7 km², que vem sofrendo ao longo dos anos com o constante lançamento de esgoto in natura causado pelo adensamento populacional sem planejamento e a exploração imobiliária da região no entorno. Nessa área ocorrem ecossistemas de restingas, brejos e mangues, expostos aos impactos decorrentes do lançamento de esgotos. A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é uma importante ferramenta para o gerenciamento de áreas contaminadas, uma vez que inclui a identificação e avalia a gravidade dos efeitos adversos dos contaminantes no ambiente, a partir de análises físico-químicas e biológicas. O objetivo do presente trabalho foi realizar a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) na Lagoa de Jacarepaguá-RJ, em diferentes níveis de organização biológica, por meio das linhas de evidência (LoE) de qualidade da água, ecotoxicológica e ecológica. Quatro campanhas de coleta de amostras de água superficial foram realizadas ao longo do ano de 2019, em frequência bimensal, em seis pontos, sendo um de referência no açude do Camorim e cinco na LJPA (quatro próximos a margem e um na área central). A LoE de qualidade de água foi baseada na análise dos parâmetros físico-químicos para o cálculo do seu índice (IQA). A LoE ecotoxicológica foi baseada nos resultados dos ensaios de ecotoxicidade crônica realizados com a microalga *C. vulgaris* e com o microcrustáceo *C. dubia*. A LoE ecológica foi baseada nas análises de riqueza e abundância de espécies de algas em amostras de água superficial. O risco ambiental foi calculado a partir da integralização dos riscos obtidos com as três LoE. Em relação ao risco de qualidade de água, dois dos cinco pontos de coleta apresentaram os valores mais altos durante o período de monitoramento. Já para o risco ecotoxicológico, três, dos cinco pontos de coleta na lagoa, apresentaram risco muito alto em 75% de resultados, sendo o mês de junho o que apresentou o menor risco, ainda assim, variando de moderado a alto. O risco ecológico foi muito alto em dois pontos, com médias globais de 0,78 e 0,74, sendo que em junho, 40% dos resultados indicaram um risco ecológico muito alto. Com 55% dos pontos da LJPA apresentando um risco ambiental integrado classificado como muito alto durante o período de monitoramento, foi possível concluir que a LJPA encontrava-se num avançado processo de eutrofização e contaminação, demandando urgentes ações planejadas de gerenciamento e mitigação dos riscos ecológicos atuais e futuros na região. O modelo de ARE escolhido mostrou ser uma ferramenta eficaz, possibilitando uma avaliação de risco mais global e ao mesmo tempo detalhada da Lagoa de Jacarepaguá-RJ.

Palavras-chave: Lagoa costeira; Índice de qualidade de água; Risco ecotoxicológico; Risco ecológico; Riqueza de espécies; Linhas de evidência.

ABSTRACT

CUNHA, Priscila Maria de Oliveira Muniz. *Lagoon of Jacarepaguá -RJ: An Ecological Risk Assessment*. 2020. 104 f. Dissertation (Professional MSc in Environmental Engineering) – Faculty of Engineering, Rio de Janeiro State University, Rio de Janeiro, 2020.

The Jacarepaguá Lagoon (LJPA) is part of the Baixada de Jacarepaguá lagoon complex occupying an area of 3.7 km², which has suffered over the years with the constant release of untreated sewage due to the increasing population density without urban planning and increasing land speculation in the drainage basin. In this area there are ecosystems of restingas, marshlands and mangroves, which are exposed to the impacts resulting from the discharge of sewage. The Ecological Risk Assessment (ARE) is an important tool for the management of contaminated areas, since it includes the identification and assessment of the adverse effects of pollution, based on chemical, physical-chemical and biological analyzes. The objective of this study was to develop an Ecological Risk Assessment (ARE) for the Jacarepaguá Lagoon, at different levels of biological organization, through the water quality, ecotoxicological and ecological lines of evidence (LoE). Four campaigns to collect surface water samples were carried out throughout the year 2019, every two months, at six sampling points, one of which, being the reference area located in the Camorim reservoir and the other five points, located within the LJPA (four close to the margins and one in the central area). The Water Quality LoE was based on the physical-chemical parameters for calculating the Water Quality Index (AQI). The ecotoxicological LoE was based on the results of the chronic ecotoxicity tests carried out with the microalgae *C. vulgaris* and the microcrustacean *C. dubia*. The ecological LoE was based on the analysis of richness and abundance of algae species in the surface water samples. The environmental risk was calculated based on the integration of the risks obtained with all LoE. Regarding water quality risk, two points presented the highest values during the monitoring period. As for ecotoxicological risk, three points showed a very high risk in 75% of results, with the month of June having the lowest risk, even so, varying from moderate to high. The ecological risk was the highest at two sampling points with averages of 0.78 and 0.74, with 40% of the results in June indicating a very high ecological risk. With 55% of LJPA points presenting an integrated environmental risk classified as very high during the monitoring period, it was possible to conclude that LJPA was in advanced process of eutrophication and degradation, demanding urgent actions for the management and mitigation of ecological risks current and future in the region. The chosen ARE model proved to be an effective tool, enabling a more general and at the same time a detailed risk assessment of Lagoa de Jacarepaguá-RJ.

Keywords: Coastal lagoon; Water quality index; Ecotoxicological risk; Ecological risk; Biodiversity; Lines of evidence.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Estrutura de uma Avaliação de Risco Ecológico de acordo com a Agência Ambiental Americana (EPA).....	23
Figura 2- Estrutura da Avaliação de Risco Ecológico, de acordo com o modelo da Tríade holandesa proposta por Jensen e Mesman, 2006. Fonte: Adaptado de Jensen & Mesman (2006).....	26
Figura 3- Localização das lagoas pertencentes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá.....	42
Figura 4- Açude do Camorim, localizado no Parque Estadual da Pedra Branca e utilizado como ponto referência para este estudo (22°57'37" S e 43°26'41" O).	44
Figura 5- Pontos de coleta de água superficial na Lagoa de Jacarepaguá.....	45
Figura 6- Coleta de água da Lagoa de Jacarepaguá (A e B).	46
Figura 7- Sonda de campo Multiparâmetro da marca Horiba em uma das coletas realizadas na lagoa de Jacarepaguá.	48
Figura 8- Cultivo da microalga <i>C. vulgaris</i> a 25 °C e fotoperíodo de 16h luz/ 8h escuro, no LABIFI- UERJ.	52
Figura 9- Inóculo de <i>C. vulgaris</i> para crescimento e posterior uso no ensaio com amostras de água superficial da Lagoa.	51
Figura 10- Câmara de Neubauer utilizada para a contagem de células de microalgas.....	54
Figura 11- Cultivo de <i>C. dubia</i> em incubadora, mantido a 25 °C e com fotoperíodo de 16h luz/ 8h escuro.....	55
Figura 12- Modelo Conceitual da Área contaminada (MCA).....	61

LISTA DE TABELAS

	Desvio entre as linhas de evidência e nível de risco ambiental	
Tabela 1-	(RIAmb, tradução de EnvRI) aceitável ou não, conforme a ocupação do solo e recomendações.....	27
Tabela 2-	Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.....	45
Tabela 3-	Características das subamostras, de acordo com o parâmetro a ser analisado.....	46
Tabela 4-	Parâmetros de Qualidade da Água, para cálculo do IQA e seus respectivos pesos (w).....	49
Tabela 5-	Faixas do IQA e classificação da qualidade da água.....	52
Tabela 6-	Condições experimentais adotadas durante a realização dos ensaios ecotoxicológicos com <i>Chlorella vulgaris</i> , segundo ABNT-NBR:12.648:2018.....	53
Tabela 7-	Condições experimentais adotadas durante a realização dos ensaios crônicos com <i>Ceriodaphnia dubia</i>	56
Tabela 8-	Valores de ponderação para o cálculo de cada linha de evidência.....	60
Tabela 9-	Resultados dos ensaios físicos e químicos realizados com as amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ, durante as 4 coletas, nos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019.....	64
Tabela 10-	Precipitação atmosférica e condições de maré no período de coletas na Lagoa de Jacarepaguá.....	65
Tabela 11-	Valores médios do número de microalgas por mililitro (\pm DP) nos ensaios crônicos realizados com <i>C. vulgaris</i> e número médio de filhotes gerado por fêmeas de <i>C. dubia</i> (\pm DP), para avaliação dos efeito tóxico nos pontos P ₀ , P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄ e P ₅ , durante as coletas de abril, junho, agosto e outubro de 2019.....	71

LISTA DE GRÁFICOS

- Gráfico 1- Avaliação do risco de qualidade de água durante os meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019 na lagoa de Jacarepaguá, zona oeste da cidade do Rio de Janeiro..... 63
- Gráfico 2- Risco Ecotoxicológico da lagoa de Jacarepaguá referente às amostras coletadas nos pontos amostrais P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅, durante as coletas de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (coleta 1 - 4 respectivamente)..... 69
- Gráfico 3- Ensaios ecotoxicológicos realizados com *C. vulgaris*, indicando o número médio de microalgas crescidas em 96h, e com *C. dubia*, indicando o número de filhotes gerados ao longo de 7 dias, nos pontos P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅ nas amostras coletadas durante os meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (Coletas 1-4 respectivamente)..... 72
- Gráfico 4- Risco Ecológico da lagoa de Jacarepaguá referente às amostras coletadas nos pontos amostrais P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅, durante as coletas de abril, junho e agosto de 2019 (coleta 1 - 3 respectivamente)..... 74
- Gráfico 5- Proporção de Cianobactérias em relação ao número total de indivíduos de algas por mililitro e de Cianobactérias filamentosas em relação ao total de Cianobactérias, nos cinco pontos de monitoramento da lagoa de Jacarepaguá e no ponto de referência (P0) no Açude do Camorim, nas coletas 1, 2 e 3 de abril, junho e agosto de 2019..... 76
- Gráfico 6- Diversidade de microalgas avaliada a partir do Índice de Shannon-Wiener para as amostras do ponto referência (P0) e da Lagoa de Jacarepaguá, nas coletas de abril, junho e agosto de 2019..... 77

Gráfico 7- Risco Ambiental Integrado da Lagoa de Jacarepaguá referente ao período de monitoramento dos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (coleta 1 - 4 respectivamente) e nos pontos amostrais P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄ e P ₅	79
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ARE	Avaliação de Risco Ecológico
BDNAC	Banco de Dados Nacional de Áreas Contaminadas
BRICS	Building Better Global Economic
BVI	Índice de Vulnerabilidade Biológica
CE	Condutividade Elétrica
CE	Contaminante Emergente
CE ₅₀	Concentração que causa efeito em 50% dos organismos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CI ₅₀	Concentração inibitória que reduz a resposta variável em 50%
DDD	Dose Diária Definida
DE	Desreguladores Endócrinos
DES	Dietilestilbestrol
DIU	Dispositivo Intrauterino
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DZ	Diretriz
ETE	Estações de Tratamento de Esgoto
ETA	Estações de Tratamento de Água
ETDI	Estação de Tratamento de Esgoto e Efluentes Industriais
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
INEA	Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro
IQA	Índice de Qualidade da Água
LABIFI	Laboratório de Biorremediação e Fitotecnologias
LJPA	Lagoa de Jacarepaguá
LoE	Linha de Evidência
MCA	Modelo Conceitual da Área
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez

OD	Oxigênio Dissolvido
OECD	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
ORP	Potencial de Oxirredução
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PEC	Predicted Effect Concentration
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
RAI	Risco Ambiental Integrado
RC	Resolução CONAMA
RIAmb	Risco Integrado Ambiental
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento
SQI	Substância Química de Interesse
SQT	Sediment Quality Triad
SDT	Sólidos Totais Dissolvidos
UE	União Europeia
UPLC	Ultra Performance Liquid Chromatography
US EPA	United States Environmental Protection Agency
USGS	United States Geological Survey
VMP	Valores Máximos Possíveis
VTG	Vitelogenina
WoE	Weight of Evidences

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
1 OBJETIVOS	18
1.1 Objetivo Geral	18
1.2 Objetivos Específicos	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)	19
2.1.1 Avaliação de Risco Ecológico no cenário nacional.....	20
2.1.2 Modelo de ARE.....	22
2.1.3 O modelo da Tríade Holandesa.....	24
2.1.4 Avaliação de Risco Ecológico utilizando a metodologia da Tríade.....	28
2.1.4.1 Linha de Qualidade da água.....	29
2.1.4.2 Linha Ecotoxicológica.....	31
2.1.4.3 Linha Ecológica.....	32
2.2 Esgotamento sanitário	33
2.3 Contaminantes emergentes	35
2.4 Sistema lagunar	37
2.4.1 Lagoa de Jacarepaguá.....	40
3 MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.1 Área de Estudo e amostragem	42
3.1.1 Lagoa de Jacarepaguá.....	42
3.1.2 Ponto de Referência (P ₀) - Açude do Camorim.....	43
3.1.3 Ponto amostrais do estudo.....	44
3.1.4 Procedimento Amostral.....	45
3.2 Área de estudo e Modelo Conceitual da Área (MCA)	46
3.3 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)	47
3.3.1 Linha de Evidência de Qualidade da Água (LoE de Qualidade da Água).....	47
3.3.1.1 Parâmetros físicos e químicos.....	47
3.3.1.2 Análise de coliformes fecais.....	48
3.3.1.3 Índice de Qualidade da Água (IQA).....	49

3.3.1.4	Cálculo do Risco da Qualidade de água.....	50
3.3.2	Linha de Evidência de Qualidade da Água (LoE de Qualidade da Água).....	55
3.3.2	Linha de Evidência Ecotoxicológica (LoE Ecotoxicológica).....	51
3.3.2.1	Microalga dulcícola.....	51
3.3.2.2	Microcrustáceo <i>Ceriodaphnia dubia</i>	55
3.3.2.3	Cálculo do Risco Ecotoxicológico.....	56
3.3.3	Linha de Evidência Ecológica.....	57
3.3.3.1	Cálculo do Risco Ecológico.....	59
3.3.4	Risco Ecológico Integrado.....	59
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1	Modelo Conceitual da Área (MCA)	61
4.2	Risco de Qualidade da água	62
4.2.1	Condições climáticas e Parâmetros Físico-Químicos e biológicos.....	63
4.3	Risco Ecotoxicológico	68
4.3.1	Ensaio ecotoxicológico com a microalga <i>C. vulgaris</i>	70
4.3.2	Ensaio ecotoxicológico com o microcrustáceo <i>C. dubia</i>	72
4.4	Risco Ecológico	73
4.4.1	Comunidade fitoplanctônica.....	75
4.5	Risco Ambiental Integrado	79
5	CONCLUSÃO	81
6	RECOMENDAÇÕES	82
	REFERÊNCIAS	83

INTRODUÇÃO

Esgotos domésticos lançados no ambiente representam um dos problemas mais importantes associados a doenças de veiculação hídrica no Brasil e no mundo. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS, 2017), do total de esgoto gerado nos municípios atendidos com abastecimento de água, somente cerca de 43% recebiam algum tipo de tratamento e cerca de 57% de todo esgoto gerado no Brasil era lançado *in natura* em corpos hídricos (SNIS, 2017).

Nas últimas duas décadas, uma maior conhecimento sobre os efeitos do lançamento de esgotos não tratados e o aprimoramento de técnicas analíticas resultaram na identificação e avaliação ecotoxicológica de numerosos contaminantes emergentes em ecossistemas aquáticos (FAIRBAIRN et al., 2016). Atividades agrícolas, veterinárias, residenciais, comerciais e industriais vêm contribuindo para a presença desses contaminantes nas águas superficiais em todo o mundo, incluindo as áreas mais remotas (BOXALL et al., 2004; KOLPIN et al., 2004; BENOTTI et al., 2009).

O consumo e o uso de produtos do grupo dos contaminantes emergentes, que incluem fármacos de diversas classes (ex.: analgésicos, antibióticos, anticonvulsivos, antidepressivos, ansiolíticos, reguladores lipídicos, anti-inflamatórios, hormônios naturais e sintéticos), substâncias utilizadas em produtos de limpeza e cuidados pessoal (ex: bloqueador solar, fragrâncias e desinfetantes), compostos aplicados na produção de resinas e plásticos (ex.: aditivos plásticos como Bisfenol A e seus análogos, nonilfenol e ftalatos), entre outros, têm crescido a cada ano em todo o mundo. Os termos microcontaminantes ou micropoluentes também se aplicam a tais contaminantes emergentes e derivam do fato de que tais compostos são encontrados no meio ambiente em concentrações da ordem de microgramas por litro ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nanogramas por litro (ng.L^{-1}) ou até em concentrações menores (HE et al., 2019).

Os contaminantes emergentes em parte, também podem ser classificados como desreguladores endócrinos (DE), ou seja, com ação ou interferência no sistema hormonal humano e de alguns outros organismos. Estes vêm recebendo atenção especial, devido aos distúrbios causados no sistema reprodutivo, imunológico, neurológico e no crescimento (GUILLETTE et al., 1996; KASHIWADA et al., 2002; BILA & DEZOTTI, 2007). Segundo Bila & Dezotti (2007), os DEs podem ser classificados em: (i) substâncias sintéticas (xenoestrogênios), como alquilfenóis, pesticidas, ftalatos, bifenilas policloradas (PCB), bisfenol A e agentes farmacêuticos (ex.: 17α -etinilestradiol); (ii) substâncias naturais, como os

estrogênios (ex.: estrona e 17β -estradiol), androgênios (ex.: di-hidrotestosterona) e fitoestrogênios.

Diversos fármacos e demais micropoluentes não são completamente removidos durante o tratamento de esgoto convencional ou são biotransformados em outros compostos, e várias pesquisas realizadas em diversos países demonstram a ocorrência desses micropoluentes e seus subprodutos ou metabólitos em efluentes de ETE, águas superficiais e até mesmo em águas para consumo humano (KIM et al., 2007; SODRÉ et al., 2010; TAMBOSI et al., 2010).

Lagoas urbanas são sistemas lênticos de grande importância ecológica, social e econômica (SPAULDING, 1994). As lagoas em geral são frequentemente apontadas como um dos sistemas mais produtivos do mundo, devido as altas taxas de produção primária e secundária (KNOPPERS, 1994). Diversos processos que ocorrem nesses corpos hídricos dependem do tamanho da bacia, profundidade, fluxo das águas, área de drenagem e a própria origem (gênese) do ecossistema aquático, e conseqüentemente, existe um padrão ligado ao aumento da produtividade nas áreas de contato entre ecossistemas aquáticos e terrestres (PINTO-COELHO, 2000).

A produtividade das lagoas urbanas deriva da retenção de material nesses sistemas, e essa capacidade de retenção, unida às atividades que ocorrem nas áreas próximas, resultam em grandes descargas de poluentes no sistema, resultando na degradação da qualidade da água e redução da produtividade (SPAULDING, 1994).

No Brasil, uma ampla distribuição de lagoas (urbanas ou não) ocorre ao longo da região costeira. A região de Jacarepaguá e Barra da Tijuca fazem parte do município do Rio de Janeiro e formam uma área que se mostra dinâmica em termos de ocupação e crescimento ao longo de anos (BAHIANA, 2007).

A Lagoa de Jacarepaguá (LJPA) recebe efluentes de vários condomínios residenciais localizados no seu entorno, além da presença de indústrias farmacêuticas as margens dos rios que desaguam nesta lagoa. A LJPA faz parte do complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá, formado por mais três lagoas. Nessa área ocorrem ecossistemas de restingas, brejos e mangues. Contudo, a área de entorno da Lagoa foi foco de uma intensa ocupação de condomínios e urbanização recentemente, onde somente uma parte dos condomínios apresenta tratamento primário de seus efluentes. Atualmente, o Parque Olímpico da cidade do Rio de Janeiro também se encontra situado às margens desse ecossistema. Essa ocupação acarretou em diversos impactos ambientais, como a ocupação irregular das margens e o desaparecimento de dunas e matas da faixa de restinga. A LJPA é, portanto, um ecossistemas com grande probabilidade de

contaminação por micropoluentes em função do lançamento de esgotos não tratados ou tratados inadequadamente e, provavelmente, sofre impactos decorrentes desses lançamentos, merecendo um estudo aprofundado.

Dessa forma, a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é uma importante ferramenta para o gerenciamento de áreas contaminadas como LIPA, uma vez que inclui uma visão mais global dos riscos com a identificação dos efeitos adversos dos contaminantes no ambiente, a partir de análises químicas, físico-químicas e biológicas. A *United States Environmental Protection Agency* (US EPA) classifica a ARE como o processo que avalia a probabilidade de ocorrência de efeitos ecológicos adversos como resultado da exposição a fatores de estresse (USEPA, 1992). ARE é uma metodologia científica que visa quantificar ou identificar os riscos dos efeitos adversos de contaminantes ao ambiente e tem por objetivo avaliar as alterações ecológicas ocasionadas pelas diversas atividades antropogênicas a um determinado ambiente (MINES et al., 2009).

Poucos trabalhos englobam ARE de ambientes aquáticos, visto que é uma ferramenta inicialmente proposta para gerenciar solos contaminados, portanto o estudo de ecossistemas aquáticos (lóticos e lênticos), além de abordar a presença de micropoluentes na água e os efeitos dos mesmos sobre os organismos vivos, fornece uma avaliação mais global do nível de risco a que estão sujeitos tais ecossistemas (VERLICCHI et al., 2012, 2014).

1. OBJETIVOS

1.1 Objetivo Geral

Executar uma Avaliação de Risco Ecológico (ARE) na Lagoa de Jacarepaguá-RJ, considerando as linhas de evidência de qualidade da água, ecotoxicológica e ecológica.

1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o risco de qualidade de água, por meio da análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, por meio do cálculo do índice de qualidade de água (IQA);
- Calcular o risco ecotoxicológico, baseado nos ensaios crônicos com a espécie de microalga *Chlorella vulgaris*, e a de microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*;
- Calcular o risco ecológico, por meio da coleta de fitoplâncton da lagoa, para a identificação e quantificação da abundância e riqueza das espécies de microalgas presentes nas amostras de água superficial;
- Estimar o risco integrado das linhas de evidência, para a matriz aquática da lagoa.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

A avaliação da qualidade ambiental é bastante complexa e os programas de monitoramento ambiental são aplicados para realizar essa análise. Para isso, é necessária a aplicação de instrumentos que incluam na avaliação ambiental: (i) o efeito que os agentes químicos causam na biota (TALLINI et al, 2012); (ii) as respostas dos organismos frente a presença de estressores ambientais, que são fornecidas pelos ensaios ecotoxicológicos; e (iii) a realização de um biomonitoramento, ou monitoramento biológico da biota local, que se tornou uma ferramenta capaz de avaliar as respostas das comunidades biológicas presentes no ambiente frente a ocorrência de modificações das condições ambientais originais (GOULART & CALLISTO, 2003).

A avaliação de risco estima a probabilidade de ocorrência de um determinado acontecimento e a magnitude dos efeitos adversos em termos de segurança, saúde, ecologia ou economia, enquanto a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é a probabilidade condicional de ocorrer um acontecimento ecológico específico, associado à explicação das suas consequências ecológicas, por exemplo, redução de biodiversidade, perda de recursos comerciais importantes ou instabilidade do ecossistema (TALLINI et al, 2012). Na prática, a ARE envolve a descrição, quantitativa ou qualitativa, da possibilidade de ocorrer um episódio ecológico indesejado. Dessa forma, as evidências da exposição aos contaminantes e seus efeitos definem os níveis de risco (JOHNSTON et al. (2002).

A ARE foi formalizada há quase três décadas atrás pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA 1992), seus métodos estão em discussão contínua (BOONE & ROHR, 2015). Essa ferramenta vêm sendo muito utilizada nos processos de decisão sobre a gestão de áreas contaminadas, para avaliar a sustentabilidade dos ecossistemas, e ainda permite uma análise mais precisa dos riscos reais para os receptores ecológicos potencialmente afetados (ARIAS et al., 2007; NIEMEYER et al, 2007).

De acordo com Jensen & Mesman (2006), os níveis de contaminantes permitidos e os riscos a estes associados estão diretamente relacionados a ocupação do compartimento estudado. Dessa forma, as áreas de proteção ambiental e áreas reservadas para a agricultura estabelecem categorias em que se admite risco inexistente ou baixo risco ambiental. Por outro lado, as áreas urbanas e industriais admitem concentrações de contaminantes mais elevadas. Outro fator que deve ser analisado previamente antes de se conduzir uma avaliação de risco é

a existência de alternativas, menos custosas, como por exemplo a intervenção imediata para uma possível contenção e/ou remediação da área afetada.

Existem dois tipos principais de ARE, uma trata da avaliação preditiva, geralmente associada à autorização e manuseio de substâncias perigosas, como pesticidas ou novos produtos químicos a serem lançados no mercado. Este tipo de ARE é realizada antes da liberação ambiental da substância em questão (JENSEN & MESMAN, 2006). O outro tipo de análise de risco ambiental é retrospectivo, ou seja, descreve ou avalia mudanças nas populações e nas funções e estruturas de ecossistemas em áreas já poluídas (NIEMEYER et al., 2010). Ambos devem abranger os princípios gerais de conservação para proteção ideal dos ecossistemas (JENSEN et al., 2001).

O enfoque de uma ARE inclui todo o ecossistema, com as diversas espécies, incluindo seus serviços ambientais, e para garantir a manutenção desses serviços, deve-se assegurar a integridade dos organismos responsáveis por executá-los (SWARTJES et al., 2011). No entanto, os efeitos no ecossistema não podem ser avaliados com base no somatório dos efeitos individuais de cada espécie, por essa razão, a extrapolação das observações feitas em nível de indivíduo/população para nível ecossistêmico, constitui um dos maiores desafios à avaliação de risco ecológico (MENDES, 2016).

Contudo, determinada área poderá ser considerada contaminada se as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima do valor de intervenção. Esse valor 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 (restrição do acesso de pessoas à área e suspensão do consumo de água subterrânea, por exemplo) (CASARINI et al, 2001).

2.1.1 Avaliação de Risco Ecológico no cenário nacional

No Brasil, o gerenciamento de áreas contaminadas foi legalmente instituído através da Resolução CONAMA nº420, de 28 de dezembro de 2009 (alterada pela RC 460/13), a qual adota medidas que assegurem o conhecimento acerca das características dessas áreas e dos impactos causados pela contaminação, disponibilizando os instrumentos necessários à tomada de decisão e às formas de intervenção mais adequadas (BRASIL, 2009; BRASIL, 2013). No seu art. 27 § 1º a referida Resolução estabelece critérios e valores orientadores de qualidade do solo e água subterrânea quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para

o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por tais substâncias em decorrência da atividade humana. Assim, de acordo com o referido Art. 27. § 1º:

“Nas situações em que a existência de determinada Área Contaminada sob Investigação (AI) ou Área Contaminada sob Intervenção (ACI) possa implicar em impactos significativos aos recursos ambientais, o gerenciamento do risco poderá se basear nos resultados de uma avaliação de risco ecológico, a critério do órgão ambiental competente.”

O Estado de São Paulo, por meio da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo-CETESB, foi o primeiro a estabelecer os valores orientadores para solos e água subterrânea (CETESB, 2014), aprovando em 2014 uma nova Decisão de Diretoria nº 045/2014 que revisou os valores orientadores para os solos e águas subterrâneas do estado.

Outra Decisão de Diretoria nº 103/2007 aperfeiçoou o gerenciamento de áreas contaminadas e estabeleceu uma metodologia própria, visando delimitar regiões de interesse no Estado para realizar investigações preliminares com base na identificação de áreas possivelmente contaminadas, seguidas de investigações confirmatórias e de avaliação de risco à saúde humana ou a bem de relevante interesse ambiental a ser protegido, após investigações detalhadas (CETESB, 2007). De acordo com a Política Nacional do Ambiente (Lei nº 6.938 de 1981), são considerados bens a proteger: a saúde e o bem-estar da população; a fauna e a flora; a qualidade do solo, das águas e do ar; os interesses de proteção à natureza/paisagem; a ordenação territorial e o planejamento regional e urbano; a segurança e ordem pública (BRASIL, 1981).

A abordagem de uma avaliação de risco ecológico aparece de maneira implícita, na referida Decisão de Diretoria, uma vez que os bens a proteger incluem fauna e flora e a qualidade de solos, águas e ar.

A criação do Banco de Dados Nacional de Áreas Contaminadas (BDNAC), instituída pela resolução RC 420/2009, tornou públicas as informações sobre áreas contaminadas e suas principais características a partir de dados disponibilizados por órgãos e entidades estaduais de ambiente. Porém, apenas três Estados brasileiros (Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais) apresentam relatórios anuais sobre as áreas contaminadas e dispõem de dados para consulta pública, disponíveis nos sites dos respectivos órgãos ambientais.

A análise de risco é amplamente utilizada em países da América do Norte (Estados Unidos e Canadá) e Europa (ex.: Reino Unido, Alemanha, Holanda). No entanto, em países da América do Sul, como o Brasil, estes procedimentos raramente são utilizados, tanto que todo um trabalho de base em termos da ecotoxicologia é ainda muito incipiente (NIEMEYER, 2007).

2.1.2 Modelo de ARE

O modelo da ARE é frequentemente designado como em camadas, com as camadas mais baixas representando estimativas de risco mais simples e com menos recursos (ROHR et al, 2016).

Para realizar uma ARE o modelo varia consideravelmente, mas de modo geral, é conduzido por três etapas:

1. Formulação do problema, com base em uma caracterização preliminar do local;
2. Análise de exposição e efeitos, que trata de análises de varredura (*screening*) e avaliação detalhada e;
3. Caracterização do risco, seguido pela etapa de gerenciamento do risco pelos gestores.

Contudo, antes de iniciar a primeira etapa, é necessário a realização de um planejamento oriundo de discussões entre os avaliadores de risco, os gestores de risco e demais partes interessadas. Ao finalizar as três etapas da metodologia, os resultados encontrados devem ser comunicados ao gestor de risco e partes interessadas, comunicando os resultados àqueles que requereram esta avaliação. A estrutura da avaliação de risco ecológico está apresentada na Figura 1 (RODRIGUES et al, 2011).

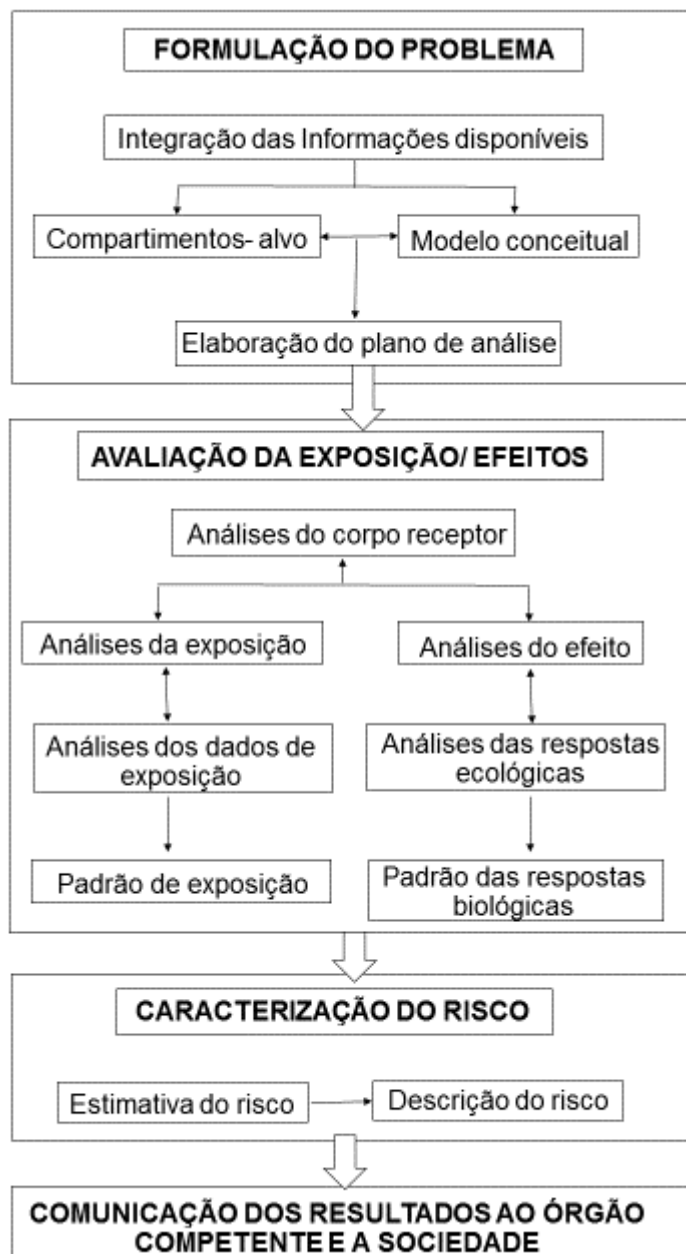
Na formulação do problema, resgata-se o histórico da contaminação da área e os dados já existentes, as metas da ARE são traçadas, desenvolve-se o Plano de Análise, os *endpoints* (parâmetros) a serem analisados são selecionados e o modelo conceitual da área é elaborado (USEPA, 1998). Nessa etapa a avaliação pode começar levando em consideração os “corpos receptores”, os contaminantes ou os efeitos ecológicos esperados. É um processo geralmente interativo e não linear (RODRIGUES et al, 2011).

Durante a fase de análise, busca-se avaliar a exposição dos receptores biológicos a fatores de estresse e a relação entre os níveis de estressores e seus efeitos ecológicos. Essa etapa pode ou não ser dividida em outras duas fases, como “varredura” e “avaliação detalhada”. Na fase de caracterização dos riscos, este é estimado utilizando a integração dos dados de exposição e dos perfis estressor-resposta, a fim de determinar a adversidade ecológica potencial para a área contaminada (USEPA, 1998).

A análise e a caracterização do risco são mostradas em diferentes fases. No entanto, alguns modelos podem combinar as análises dos dados de exposição e de efeitos com a integração desses dados, que ocorreria apenas na caracterização do risco (RODRIGUES et al, 2011).

Portanto, pode-se afirmar que uma avaliação de risco é completa quando os gestores de risco possuem informações suficientes e confiança nos resultados (RODRIGUES et al, 2011). Existem diferentes abordagens para a realização de uma avaliação de risco ecológico, as quais diferem de país para país, de maneira a obedecer às prescrições da legislação ambiental local.

Figura 1- Estrutura de uma Avaliação de Risco Ecológico de acordo com a Agência Ambiental Americana (EPA).



Fonte: Adaptado de USEPA, 1998.

2.1.3 O modelo da Tríade Holandesa

Para realizar a avaliação de riscos de sedimentos contaminados, foi desenvolvida na Holanda a metodologia *Sediment Quality Triad* (SQT) (LONG & CHAPMAN, 1985). Tal método consiste em analisar três componentes: a parte química do compartimento estudado, a fim de avaliar uma possível contaminação; os bioensaios, para a avaliação da toxicidade e; a análise da comunidade bentônica, que permite avaliar a estrutura do habitat. Com isso, estes três aspectos originais da tríade são utilizados na fase de varredura da avaliação de risco ecológico de sedimentos contaminados (CHAPMAN & MCDONALD, 2005).

Posteriormente, essa metodologia foi adaptada na Holanda para análise de risco em solos (JENSEN & MESMAN, 2006), sendo aplicada na Inglaterra pela *British Environmental Agency*, em diversos países da Europa e no Brasil (NIEMEYER et al., 2010). Este método permite investigar os possíveis efeitos negativos de produtos químicos nos diferentes níveis de organização biológica, seja a partir de um organismo único, uma população ou em nível de comunidade (CHAPMAN, 1990). A metodologia da tríade holandesa é baseada na integração de três linhas de evidência (LoE): química, ecotoxicológica e ecológica, para posteriormente calcular o risco final (ou integrado) da área estudada.

A LoE química determina a concentração das substâncias químicas de interesse (SQI) às quais o ambiente encontra-se exposto, e as compara com os valores de referência estabelecidos por lei. Caso tais valores não estejam previstos na legislação nacional ou internacional, recorre-se à literatura estrangeira pertinente à substância analisada.

A LoE ecotoxicológica avalia os efeitos dos compostos xenobióticos sobre a biota do compartimento a ser estudado, por meio de bioensaios com organismos-teste padronizados, de diferentes níveis tróficos.

A LoE ecológica, mede os efeitos da poluição sobre os receptores ecológicos por meio de observação e levantamentos em campo, a partir de índices específicos, como o índice de qualidade biológica do solo (SBQ) e o índice de Estado Trófico (IET) de águas superficiais e também por análises de função e estrutura de comunidades (riqueza-abundância, diversidade e densidade de espécies) (SANCHEZ, 2012).

De acordo com Chapman (1996), poucas alterações foram propostas para o modelo original de linhas de evidência do SQT e as linhas química e toxicológica mantiveram-se inalteradas. A terceira linha (LoE ecológica) que se restringia unicamente à análise de fauna bentônica, no entanto, foi posteriormente expandida a fim de avaliar uma ampla categoria de alterações da comunidade residente. Entretanto, Chapman & Hollert (2006) propõem uma série

de análises passíveis de substituir o estudo de campo na LoE ecológica (Chapman 1986; Chapman et al. 1987b). Dentre tais análises configuram: (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 e desregulação endócrina, entre outros. O estudo também sugere a incorporação de novas linhas de evidência ao modelo, transformando-o em tétrede, pêntade e mesmo héxade.

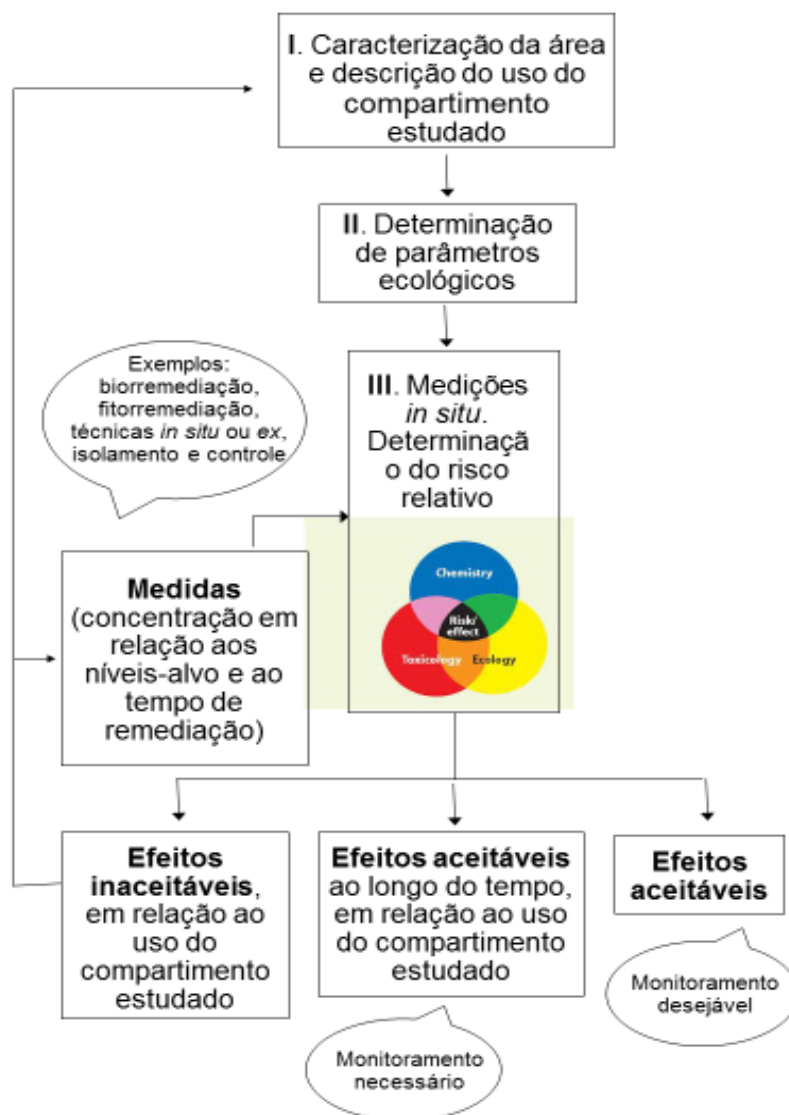
O modelo do presente estudo compreende três etapas (JENSEN & MESMAN, 2006) conforme a Figura 2:

Etapa I - Caracterização da área e descrição do uso do ambiente, definindo o uso desejado do compartimento estudado em relação ao uso para este planejado (consulta entre especialistas, gestores e consultores);

Etapa II - Determinação dos aspectos ecológicos, com sua descrição, em função do tipo de ocupação do compartimento estudado (paisagem, valor natural, funções ecológicas);

Etapa III - Avaliação em níveis da área monitorada (Tríade) que por sua vez é constituída de 4 níveis: Nível 1: Varredura simples; Nível 2: Varredura refinada; Nível 3: Avaliação detalhada e Nível 4: Avaliação final. Nessa etapa ocorre a determinação de efeitos adversos: ensaios com indicadores local-específicos e análises de diversos parâmetros (químicos, toxicológicos, ecológicos e efeitos temporais) associados aos aspectos ecológicos.

Figura 2 – Estrutura da Avaliação de Risco Ecológico, de acordo com o modelo da Tríade holandesa proposta por Jensen e Mesman, 2006. Fonte: Adaptado de Jensen & Mesman (2006).



Dessa forma, a análise de risco ecológica (ARE) deve ser executada de maneira hierárquica, na qual algumas decisões devem ser tomadas a cada etapa, a fim de se avançar no modelo e caracterizar o risco na área contaminada. O Nível 1 visa produzir uma prévia representação espacial do risco, a fim de determinar se uma área pode ou não ser excluída das análises dos níveis superiores. Essa exclusão está relacionada ao fato da área investigada representar pouco ou nenhum risco para os receptores ecológicos relevantes, ou inversamente, por indicar risco elevado, havendo necessidade imediata de medidas de remediação. Caso os resultados sejam insuficientes para a determinação do risco, deve-se prosseguir com as análises no Nível 2 (CRITTO et al., 2007). Dessa maneira, valores elevados de desvio entre as três LoEs,

indicam incongruência nos resultados químico, ecotoxicológico e ecológico. Os desvios indicam incertezas quanto ao risco encontrado, sendo sugerido prosseguir com análises mais detalhadas em níveis superiores, conforme o tipo de ocupação do ambiente (área natural, residencial, industrial) e o risco aceitável nessas áreas (Tabela 1).

Uma outra vantagem da tríade holandesa é a derivação de resultados das linhas de evidências que permitem quantificar o risco em questão, ao invés do uso de representações qualitativas, como o uso de símbolos "+" e "-", propostos por Chapman (1995). O emprego de uma escala de risco que varia de 0 a 1, corresponde a um risco mínimo e a um risco máximo, respectivamente, proporcionando uma informação a respeito da magnitude do risco em cada ponto amostral, gerando o gradiente de contaminação da área afetada. Caso o resultado de um método empregado em uma das LoEs não possa ser derivado numa escala de 0 a 1, este não é aplicável no contexto da abordagem da tríade proposta por Jensen & Mesman (2006).

Tabela 1 - Desvio entre as linhas de evidência e nível de risco ambiental (RIAmb, tradução de EnvRI) aceitável ou não, conforme a ocupação do solo e recomendações.

Desvio (D)	Nível de Risco Ambiental	Conclusão Aceitável	
		(Tipo de ocupação do solo ^a) Não aceitável	
D < 0,4	0,00<RIAmb<0,25	N, A, R, I	
	0,25<RIAmb<0,50	A, R, I	N, A (com espécies de interesse)
	0,50<RIAmb<0,75	I, (R)	N, A, R (com função agrícola/ecológica)
	0,75<RIAmb<1,00	I (solo impermeabilizado)	N, A, R, I (com função agrícola/ecológica)
D > 0,4 estudos posteriores	0,00<RIAmb<0,25	A, R, I	N, A (com espécies de interesse)
	0,25<RIAmb<0,50	I, (R)	N, A, R (com função agrícola/ecológica)
	0,50<RIAmb<1,00	I (solo impermeabilizado)	N, A, R, I (com função agrícola/ecológica)

^a N= área natural; A= área agrícola; R= área residencial; I= área industrial

Fonte: Adaptado de DAGNINO et al. (2008).

A Tríade holandesa ainda determina a aplicação do método de peso das evidências ou *weight of evidence* (WoE) aos diferentes *endpoints* analisados, aos níveis e às linhas de evidência, a fim de determinar os possíveis impactos ecológicos 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 pesos diferenciados a cada componente da tríade, com a finalidade de garantir a qualidade e a uniformidade dos dados obtidos a partir das diferentes LoE (SAMPLE et al., 2014). Essa metodologia inclui tanto os resultados de observação em campo (baseado em parâmetros ecológicos), quanto os componentes investigados em laboratório (determinações das relações toxicológicas de causa e efeito para estressores físicos e / ou químicos) (BURTON et al., 2002b).

Geralmente, os maiores valores são atribuídos aos parâmetros que analisam impactos sobre comunidades/ populações. O peso intermediário é aplicado nos bioensaios, medindo os efeitos ecotoxicológicos em nível do organismo (sobrevivência e/ou reprodução), enquanto os pesos menores são atribuídos à linha de evidência química (DAGNINO et al., 2008).

Segundo Jensen & Mesman (2006), para se aplicar o método de atribuição de peso (WoE), alguns princípios básicos devem ser analisados:

- O peso diferenciado pode ser aplicado devido as considerações ecológicas e deve ser estipulado durante o desenvolvimento do modelo conceitual da área. Isso permite uma atenção especial às espécies-chave ou espécies em extinção.
- O grau de incerteza também é contabilizado na atribuição de peso diferenciado, em testes com elevada incerteza ou com alta variabilidade de resultados pode-se atribuir peso menor.
- Em ecossistemas altamente dinâmicos, os efeitos medidos e calculados nos receptores biológicos podem diferir, não sendo fidedignos à realidade.

2.1.4 Avaliação de Risco Ecológico utilizando a metodologia da Tríade

Mendes e colaboradores (2017) utilizaram a metodologia da tríade holandesa para realizar uma ARE no solo e nas águas subterrâneas de uma área afetada por um derramamento de gasolina, localizada na região sudeste do Brasil. O estudo se baseou no Risco Ambiental Integrado (EnvRI), com base em três índices de risco: Químico, Ecotoxicológico, e Ecológico, o último, representado pelo Índice de Vulnerabilidade Biológica (BVI). Foram avaliados os hidrocarbonetos de petróleo, utilizando cromatografia gasosa (GC-MS; Perkin-Elmer, Clarus 500); a linha ecotoxicológica se baseou nos ensaios: com o microcrustáceo *Daphnia similis* (ensaio agudo), no ensaio com Microtox (ensaio agudo), que utiliza a bactéria *Aliivibrio fischeri*, no ensaio crônico com a microalga dulcícola *Desmodesmus subspicatus*; e a linha ecológica foi baseada em ensaios de genotoxicidade que avalia o aparecimento de micronúcleo em um espécie de peixe (*Oreochromis niloticus*).

Os autores Chapman e colaboradores (2006) examinaram os trabalhos com diferentes LoE, usado como parte da tríade de qualidade do sedimento (SQT) e forneceu recomendações sobre o uso futuro de vários LoE em estudos com SQT.

Niemeyer e colaboradores (2010) realizaram a primeira etapa (nível 1) de uma ARE, por meio de coleta de amostras de solo em uma área contaminada por metais, em Santo Amaro (BA, Brasil). O trabalho utilizou as três linhas de evidência. As análises para a LoE ecotoxicológica basearam-se no uso de colêmbolas (*Folsomia cándida*) e minhoca (*Eisenia andrei*) e nos ensaios agudos com *Daphnia magna* e *Microtox (V. fischeri)* enquanto para a LoE ecológica foi utilizado a respiração basal do solo e cobertura vegetal.

Outro estudo, de Dagnino e colaboradores (2008), também se baseou na metodologia da tríade (linhas química, ecotoxicológica e ecológica) para realizar uma ARE. Foi estimado o risco potencial de solos de uma área altamente antropizada em Alexandria, na Itália, principalmente dos solos afetados pela deposição de poluentes atmosféricos. Os seguintes parâmetros foram empregados: i) análise química do solo (observação da presença de substâncias potencialmente perigosas); ii) bioensaios ecotoxicológicos (uso de bioensaios que avaliam taxas de sobrevivência e reprodução); iii) biomarcadores (observação de efeitos poluentes subletais) e; iv) ecológicos (avaliação de mudanças na estrutura e funções da comunidade).

2.1.4.1 Linha de Qualidade da água

Uma grande diversidade de indicadores expressam aspectos parciais da qualidade das águas, no entanto, não existe um único indicador que condense todas as variáveis presentes em um corpo hídrico. Dessa forma, são usados indicadores para usos específicos, tais como o abastecimento doméstico, a preservação da vida aquática e a recreação de contato primário (balneabilidade) (ANA, 2012).

O IQA foi desenvolvido em 1970 pelo *National Sanitation Foundation* (NSF), dos Estados Unidos, e adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), em 1975. Nessa adequação, o parâmetro nitrato foi substituído por nitrogênio total, e o parâmetro fosfato total foi substituído por fósforo total, mantendo-se os mesmos pesos ($w = 0,10$) e as curvas de qualidade estabelecidos pela NSF (ANA, 2005). Aproximadamente 30 anos após, outros estados brasileiros adotaram esse índice como principal indicador da condição de seus corpos hídricos. Os parâmetros utilizados para avaliar a qualidade

da água e que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos.

Para cada Estado do Brasil existem diferenças com relação aos parâmetros e à fórmula de cálculo do IQA. Por exemplo, o Estado do Rio Grande do Sul retirou o parâmetro temperatura, alguns outros Estados, como Amapá, Minas Gerais e Mato Grosso, utilizam os parâmetros fosfato total e nitrato total, Estados como Bahia, Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul, utilizam o fosfato total e o nitrogênio total, e os Estados de São Paulo e Paraná utilizam o fósforo total e o nitrogênio total. Apesar dessas alterações, os valores do IQA não sofrem influência significativa das formas de nitrogênio e fósforo que pudesse impedir uma comparação.

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) avalia a condição de utilizar a água para fins de abastecimento público, portanto, nove parâmetros que compõem o IQA refletem, principalmente, a poluição causada pelo lançamento de esgotos domésticos, portanto, outros usos não são diretamente contemplados neste índice (CETESB, 2003). Entretanto, as atividades agrícolas e industriais, entre outras, também geram poluentes, que não são analisados pelo IQA. Além disso, este índice não analisa outros parâmetros importantes para o abastecimento público, tais como compostos orgânicos, com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, o potencial de formação de trihalometanos e a presença de parasitas patogênicos (CETESB, 2003).

Em virtude dessas limitações do IQA e da necessidade de avançar no uso e no desenvolvimento de novas ferramentas para o controle e o gerenciamento dos recursos hídricos, a Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo formou um grupo de trabalho com diversas instituições, tais como empresas de saneamento, universidades e institutos de pesquisa, o objetivo seria desenvolver um novo índice básico de qualidade da água. Durante esses estudos, foram analisadas informações sobre o assunto na literatura nacional e internacional, além de simulações com os dados já existentes da rede de monitoramento. O resultado desse foi a elaboração de dois novos índices: o Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP) e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) (CETESB, 2003). Atualmente, somente o Estado de São Paulo utiliza esses índices na sua rede de monitoramento. Os índices IAP e IVA envolvem análises mais específicas de parâmetros, que indicam a presença de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cobre, zinco, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio, níquel e surfactantes) e parâmetros que afetam a qualidade organoléptica da água (fenóis, ferro, manganês, alumínio,

cobre e zinco). Quanto ao IQA, atualmente, 11 estados fazem uso deste índice como indicador da condição dos corpos hídricos (Amapá, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio Grande do Sul, São Paulo), além do Distrito Federal. Essas 12 unidades da Federação representam cerca de 60% da população do país, e os dados de monitoramento englobam 7 das 12 regiões hidrográficas brasileiras (Atlântico Sul, Paraguai, Atlântico Sudeste, São Francisco, Paraná, Atlântico Leste, Amazônica) (ANA, 2012).

2.1.4.2 Linha Ecotoxicológica

A Ecotoxicologia é uma importante ferramenta utilizada no monitoramento ambiental, visto que esta ciência estuda os efeitos de produtos químicos antropogênicos sobre os diferentes níveis de organização biológica, desde o nível molecular e celular até níveis mais complexos, como ecossistemas. Os testes de toxicidade com organismos aquáticos são muito utilizados no mundo, uma vez que estes ecossistemas constituem os principais receptores de contaminantes, sejam estes lançados diretamente nos corpos d'água por meio de descargas de efluentes, ou indiretamente, por emissões atmosféricas e deposição no solo (CONNON et al, 2012).

Toda ARE deve possuir um forte componente de bioensaios, por serem fundamentais em todo o processo. Ao contrário do que ocorre em uma comparação com os valores de referência, os ensaios ecotoxicológicos demonstram a interação entre os contaminantes e as propriedades do compartimento estudado, os efeitos da mistura de contaminantes e, ainda, o efeito da biodisponibilidade, possibilitando uma avaliação ecologicamente relevante dos efeitos derivados da exposição (NIEMEYER, 2007).

As espécies a serem utilizadas em ensaios ecotoxicológicos devem apresentar algumas características, tais como sensibilidade constante e elevada aos contaminantes; fácil disponibilidade e ampla abundância; uniformidade e estabilidade genética de populações; representatividade de seu nível trófico; ampla distribuição; facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório (ADAMS et al, 2000; DOMINGUES & BERTOLETTI, 2008). Além disso, devem ser utilizadas espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam bem conhecidos, a fim de facilitar a interpretação dos resultados (DOMINGUES & BERTOLETTI, 2008).

Para a avaliação de águas superficiais no monitoramento de ambientes aquáticos, várias espécies de algas são utilizadas em ensaios ecotoxicológicos uma vez que estas respondem prontamente às alterações ambientais (BELLINGER & SIGEE, 2015). A análise da

fitotoxicidade de determinada substância é um componente importante em AREs, uma vez que os produtores primários representam o nível trófico essencial em qualquer ecossistema (HOFFMAN et al., 2002). Espécies de microcrustáceos zooplancctônicos, como os Daphnídeos, também são amplamente analisadas no contexto da poluição aquática, por serem sensíveis a compostos xenobióticos presentes na coluna d'água (DOMINGUES & BERTOLETTI, 2008).

2.1.4.3 Linha Ecológica

O objetivo da LoE ecológica é analisar a resposta da comunidade ou da população, do local estudado, por meio da realização de pesquisas de campo. Na maioria dos casos, esses estudos são demorados, dispendiosos e dependem de conhecimentos ecológicos, taxonômicos e estatísticos, eles são mais frequentemente realizados em locais amplos e com uma perspectiva de remediação a longo prazo (JENSEN & MESMAN, 2006).

Nos ecossistemas de água doce, algumas pesquisas estão sendo amplamente utilizadas com relativo sucesso (JENSEN & MESMAN, 2006). A ausência de espécies em locais onde se espera que eles ocorram pode ser uma forte identificação de níveis inaceitáveis de contaminantes.

Um fator importante em uma avaliação de risco é a qualidade dos dados de referência, visto que os resultados das medições ou cálculos ecológicos do local de estudo são comparados com esses dados. Isso também é válido para informações químicas e dados ecotoxicológicos. Caso os resultados do local de referência não sejam adequados, é válido comparar com outros (JENSEN & MESMAN, 2006). Isso geralmente é adequado para determinar o grau de urgência e / ou a necessidade de correção. Neste caso, os dados de referência podem ser obtidos incluindo locais de referência (preferencialmente mais de um) no esquema de amostragem, incluindo medidas de referência na configuração experimental ou obtendo dados de referência da literatura (CHAPMAN et al., 2002).

As observações ecológicas de campo no local contaminado são comparadas ao local de referência. Desvios do local de referência, que podem ser atribuídos de maneira plausível aos níveis de contaminação, são canalizados para a Tríade, conforme Tabela 1.

O método *BKX_Triad* pode ser usado para dimensionar vários resultados de uma pesquisa ou bioensaio. Este método foi desenvolvido para quantificar resultados de observações ecológicas (SCHOUTEN et al., 1999). Os resultados podem estar em escalas de efeito muito diferentes, por exemplo, o índice de maturidade para os nemátodes apresenta valores entre 1 e 5, enquanto o número de minhocas pode estar entre 0 e 1000. Além do cálculo de observações ecológicas, também é possível usar esta fórmula para resultados ecotoxicológicos, em estudos

que necessitem combinar resultados de vários pontos finais em um número, como por exemplo, sobrevivência, reprodução e crescimento (JENSEN & MESMAN, 2006).

2.2 Esgotamento sanitário

A poluição do ecossistema aquático é, juntamente com a perda de habitat, um dos principais fatores que colocam em risco as espécies selvagens (WILCOVE et al., 1998). Um dos responsáveis por essa perda de habitat é a contaminação dos corpos d'água por lançamento de esgoto.

Historicamente, os avanços nos processos de saneamento básico foram associados ao crescimento urbano, à medida que as cidades cresceram, os espaços disponíveis para o tratamento e disposição de efluentes, foram ocupados pela expansão da população. Com isso, houve a necessidade do desenvolvimento de novas técnicas e tecnologias de tratamento e disposição dos efluentes e resíduos gerados, sob condições controladas, para compensar a ausência de espaço e a necessidade de acelerar o processo (METCALF & EDDY, 2016).

A caracterização dos compostos e componentes presentes nos efluentes permitiu a identificação dos mesmos, bem como determinar seus potenciais efeitos sobre a saúde humana e o meio ambiente. (METCALF & EDDY, 2016). Contudo, a falta de pesquisas e investimentos nos países em desenvolvimento levaram a seleção e a importação de tecnologias inapropriadas às condições destes países. Parâmetros como clima, condições físicas (topografia, geologia e facilidade de acesso) do local, além de dos recursos financeiros disponíveis para o gerenciamento e manutenção das instalações foram desconsiderados (MASSOUD et al., 2009).

No cenário mundial, cerca de 40% da população carece de saneamento básico, e essa falta de serviços adequados vem provocando a proliferação de diversas doenças de veiculação hídrica. No entanto, houve, a nível global, um aumento significativo no tratamento de esgotos, no entanto, as áreas rurais ainda possuem uma cobertura infinitamente menor, se comparadas as áreas urbanas (OMS, 2002; MASSOUD et al, 2009).

No Brasil, o marco regulatório no setor do saneamento foi definido pela implementação da Lei 11.445/2007, que estabeleceu as diretrizes nacionais para promover o saneamento básico, que engloba um conjunto de serviços, como infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (MADEIRA, 2010). Apesar dos avanços, a população brasileira ainda carece de melhorias no que tange os serviços de esgotamento sanitário, visto que menos da metade da população (43%) é atendida com coleta e

tratamento de esgotos e 27% é desprovida de qualquer atendimento, ou seja, não possui coleta nem tratamento do esgoto doméstico gerado, fazendo com que o esgoto doméstico lançado no ambiente represente um dos problemas mais graves e crônicos de saúde humana e ambiental no Brasil (SNIS, 2017). Além disso cerca de 57% de todo esgoto gerado no país é lançado *in natura* em corpos hídricos.

De acordo com o Atlas Esgotos (2017), mais de 110 mil km de extensão de rios brasileiros estão com a qualidade da água comprometida devido a elevada carga orgânica. No Brasil, diariamente são geradas 9,1 mil toneladas de DBO nos efluentes, sendo que 5,5 mil toneladas de DBO por dia são remanescentes de tratamentos ou nem sofrem qualquer tipo de tratamento. Com isso, apenas 39% da carga orgânica gerada diariamente é removida por algum tipo de tratamento de esgoto. Este índice de remoção está abaixo do que o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece para o padrão de lançamento de efluentes, que estipula 60% como o valor mínimo de remoção da carga orgânica (Lei Federal nº 430/ 2011). Essa desconformidade com os atuais padrões legais estabelecidos para o lançamento de efluentes afeta a qualidade da água dos corpos receptores, podendo assim inviabilizar o atendimento aos atuais e futuros usos dos recursos hídricos a jusante do ponto de lançamento.

Além disso, é crescente a preocupação da contaminação ambiental por micropoluentes emergentes que passam despercebidos por programas de monitoramento da qualidade da água (FURTADO & VON MÜHLEN, 2015), e podem agir como desreguladores dos sistemas endócrinos humanos e de outros organismos (SALOMÃO & MARQUES, 2014).

O sistema de esgotamento sanitário no Brasil atende a população usando predominantemente o tratamento convencional (tratamentos preliminares, primários e secundário), tanto para tratar o esgoto quanto para a água que será servida a população (MONTAGNER et al, 2017), sendo raros os casos em que são empregados sistemas de tratamentos terciários avançados.

No ano de 2009 foi inaugurada a Estação de Tratamento de Esgoto da Barra da Tijuca, com uma proposta de tratar, em quatro anos, 85% do esgoto produzido no bairro e que o efluente seria lançado em alto mar, por meio do emissário submarino (INEA, 2019). A Unidade de Tratamento de Rio, presente na desembocadura do Rio Arroio Fundo junto à Lagoa de Jacarepaguá, continua sendo implantada à rede de esgotamento sanitário e troncos coletores, contando ainda com a construção de novas elevatórias de recalque de esgoto. Segundo a CEDAE, cerca de 80% dos condomínios e residências da Barra já contam com rede coletora de esgoto, portanto, são obrigadas a se conectar. No Recreio são 70% e em Jacarepaguá 20%.

2.3 Contaminantes emergentes

Uma grande quantidade de substâncias vem sendo produzida e consumida em todo o mundo, com a intenção de melhorar a qualidade de vida humana. Isto, ocorre em nossas mais variadas atividades cotidianas, como na limpeza doméstica, produtos de cuidados pessoais, no tratamento de doenças, e vem levando ao aumento da qualidade de vida, assim como da expectativa de vida. Os resíduos ou subprodutos dessas substâncias chegam ao meio ambiente por diferentes vias, levando a contaminação de solos, águas (superficial e subterrâneas) e atmosfera (MONTAGNER et al, 2019).

A água a ser consumida pela população deve estar livre de contaminantes químicos e agentes microbianos nocivos (BENSON et al, 2017). No entanto, parte da água utilizada para abastecimento contém contaminantes antropogênicos e de ocorrência natural (MACHADO et al, 2016; BENSON et al, 2017). A presença de contaminantes químicos, oriundo das atividades antrópicas, nas águas potáveis vem sendo uma grande e constante preocupação com relação à saúde pública. Essas substâncias incluem plastificantes, pesticidas, compostos antibacterianos, hormônios, produtos farmacêuticos, drogas (ilícitas), produtos de cuidados pessoais, filtro solar /filtros UV, compostos perfluorados, nanomateriais, microplásticos etc. (DESBROW et al, 1998; MACHADO et al, 2016; RICHARDSON & KIMURA, 2016). Este fato ainda é agravado com o número de vezes que a água é reutilizada enquanto se move pela bacia hidrográfica (BENSON et al, 2017).

Alguns destes poluentes são comumente chamados de contaminantes emergentes e vêm sendo amplamente detectados, especialmente em águas superficiais, como estuários, lagos e rios, assim como na água potável, mesmo nos países desenvolvidos (VELICU & SURI, 2009; SODRÉ et al., 2010, LEUNG et al., 2013, STEWART et al., 2013). Por outro lado, nos países em desenvolvimento, a descarga de esgoto bruto ainda é uma fonte importante de contaminação, principalmente quando as águas receptoras são usadas como fontes de abastecimento da população (WALKER et al., 1996; ORT et al., 2010). Outras possíveis fontes são a deposição atmosférica, lixiviação de compostos do solo, drenagem pluvial em áreas rurais e urbanas, entre outros (SUMPTER, 2005).

De acordo com a definição dada pelo *United States Geological Survey* (USGS), contaminantes emergentes são qualquer produto químico sintético ou natural ou qualquer microrganismo que não seja comumente monitorado no ambiente, mas que tenha o potencial de entrar no meio ambiente e causar efeitos ecológicos e/ ou adversos conhecidos ou suspeitos de causar danos à saúde humana (USGS, 2017). Por não estarem incluídos em normas e/ou

legislações, não são inseridos nos monitoramentos de rotina. Todavia, podem vir a ser candidatos à futura regulação, de acordo com os dados de (eco)toxicidade, seus potenciais efeitos à saúde humana e ambiental e a sua ocorrência em diferentes compartimentos ambientais (PETROVIC et al, 2008). Os contaminantes emergentes não são, necessariamente, produtos químicos novos. Estes incluem substâncias que têm estado presentes no ambiente há alguns anos, mas cuja presença e importância somente agora estão sendo elucidadas. De fato, contaminantes microbianos, incluindo bactérias e genes de resistência a antibióticos, também são considerados contaminantes emergentes (PETRIE et al., 2015; GLASSMEYER et al., 2017).

A questão dos contaminantes emergentes (CE) ganhou atenção global e várias organizações governamentais e não-governamentais realizaram incentivos nessa área. Todavia, a contaminação por esses compostos não é um fenômeno novo, seu aumento vem sendo proporcional ao desenvolvimento das indústrias e da tecnologia (PHILIP et al, 2018). Todas as guerras que ocorreram ao longo dos anos levaram a contaminação química, nuclear e biológica do ambiente em uma extensão inimaginável. Estes fatos somados as contaminações de diferentes origens, causadas por meios intencionais ou não, vêm causando efeitos na saúde ambiental e humana ao longo de sua evolução. Todo esse processo vem ocorrendo há anos com a contaminação biológica dos corpos hídricos com excrementos e restos humanos, com a contaminação por chumbo na mineração, passando para os pesticidas e problemas com o DDT e atualmente alcança diversos produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (SAUVÉ & DESROSIERS, 2014).

Muitos poluentes não são completamente eliminados pelos processos convencionais utilizados em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e Estações de Tratamento de Água (ETA), causando efeitos sobre a vida selvagem e a saúde humana. Sendo que em muitos casos estes efeitos não são totalmente conhecidos e alguns estudos demonstraram que eles podem atuar como substâncias químicas desreguladoras endócrinas (DE), causando a feminização de peixes machos e responsáveis por alterações no sistema imunológico da vida selvagem (MACHADO et al, 2016; SALOMÃO & MARQUES, 2014). Em humanos, os possíveis efeitos incluem o aumento da incidência de câncer de mama, testículo e próstata, redução do número de espermatozoides, infertilidade e endometriose (SUMPTER & JOHNSON, 2005; GAVRILESCU et al., 2015). Embora alguns desses contaminantes possam demonstrar baixa toxicidade aguda, muitos deles são capazes de causar efeitos crônicos significativos no

metabolismo de organismos vivos, tornando ainda mais complexa e necessária a avaliação de risco ambientais e de saúde humana (MONTAGNER et al, 2017; MONTAGNER et al, 2019).

De acordo com Yang et al, 2017, estudos de monitoramento realizados em diferentes países forneceram informações importantes sobre quais compostos são mais relevantes em cada região, de acordo com seus aspectos socioeconômicos, isso permitiu elucidar cenários de contaminação e elaborar uma lista prioritária de compostos, considerando sua toxicidade, concentração e/ou frequência de detecção em cada região. Este passo deve anteceder o processo regulatório, permitindo escolher poucos indicadores em uma lista que inclui milhares de contaminantes não regulamentados que estão presentes no ambiente (VON DER OHE et al., 2011).

Embora seja tecnologicamente possível remover a maioria dos contaminantes para níveis abaixo dos limites de detecção analítica, a implantação da tecnologia de tratamento necessária para isso pode tornar a água com custo alto (BENSON et al, 2017).

Um contaminante também pode estar "emergindo" porque uma nova fonte ou um novo caminho para os seres humanos foi descoberto ou um novo método de detecção ou tecnologia de tratamento foi desenvolvido. No entanto, uma melhor compreensão dos CEs é um desafio real, pois atualmente apenas informações esparsas estão disponíveis sobre seu comportamento no ambiente e seus efeitos tóxicos na saúde humana (PHILIP et al, 2018).

Portanto, a investigação quantitativa de contaminantes emergentes representa um aspecto fundamental para a busca de possíveis efeitos dessas substâncias devido à sua ampla distribuição e mobilidade em ambientes aquáticos, bem como às lacunas existentes em relação aos possíveis efeitos toxicológicos para a biota e para a saúde humana (RODIL et al., 2012).

2.4 Sistema lagunar

Apesar da água ser um dos recursos naturais mais importantes, verifica-se que os recursos hídricos em geral, e especialmente aqueles que drenam áreas urbanas, sofrem alterações qualitativas e quantitativas por usos inadequados, como a diluição de efluentes domésticos e industriais e a poluição difusa proveniente do adensamento urbano (SAMPAIO, 2008).

As lagoas costeiras ocupam 13% das áreas costeiras em todo o mundo e são impactadas frequentemente pelas influências naturais e antropogênicas (KJEFIE, 1986). Dependendo das condições locais, as lagoas exibem salinidades que variam de completamente doces a hipersalinas (KNOPPERS et al., 1991).

As lagoas costeiras sofrem influência dos rios, vento, marés, precipitação, do equilíbrio entre evaporação e a temperatura da superfície, e respondem de maneira diferente a esses fatores (KJERFVE, 1994). O balanço da salinidade, da qualidade da água e a eutrofização dependem criticamente da capacidade de circulação da água da lagoa, principalmente da troca de água pelo canal oceânico e o tempo de residência ou descarga. O entendimento da dinâmica física, química, geológica e ecológica das lagoas é importante para o planejamento e implementação de estratégias de gestão costeira.

Os sistemas lagunares são ambientes tipicamente de deposição e sedimentação e sofrem grande influência das atividades humanas que estão concentradas nas áreas costeiras. O processo natural de sedimentação nas lagoas tem se tornado acelerado por altas taxas de material orgânico provenientes dos rios e pela disposição imprópria de esgotos na água (SAMPAIO, 2008).

As lagoas são sistemas de grande importância ecológica, social e econômica (SPAULDING, 1994), relacionadas à sua ampla distribuição na costa brasileira, e são também frequentemente apontadas como um dos sistemas mais produtivos do mundo, devido as altas taxas de produção primária e secundária (KNOPPERS, 1994). Os processos que ocorrem nesses corpos hídricos são variados e dependem do tamanho da bacia, profundidade, fluxo das águas, área de drenagem e a própria origem (gênese) do ecossistema aquático, e conseqüentemente, existe um padrão ligado ao aumento da produtividade nas áreas de contato entre ecossistemas aquáticos e terrestres (PINTO-COELHO, 2000).

O conceito mais usualmente aceito para uma lagoa costeira é de que seja um “corpo d`água interior, usualmente com orientação paralela à costa, separado do mar por barreiras, conectado ao oceano por uma ou mais comunicações restritas e possuindo profundidades que não ultrapassam a poucos metros” (KJERFVE, 1994), além de sempre apresentarem alta produtividade primária e serem valiosas pelo potencial pesqueiro. Na escala geológica apresentam curta durabilidade, eficiência de filtração e taxas relativas de trocas com o mar.

A alta produtividade das lagoas deriva da retenção de material nesses sistemas, e essa capacidade de retenção, unida à altas pressões típicas de desenvolvimento nas áreas próximas, resultam em grandes descargas de poluentes no sistema, resultando na degradação da qualidade da água e na redução da produtividade (SPAULDING, 1994).

A eutrofização é um processo natural de maturação de um ecossistema lacustre, dentro da sucessão ecológica (BRAGA et.al., 2006). O estado trófico de uma lagoa é referente a sua carga de nutrientes que está disponível e a produtividade biológica, podendo ser classificada

como eutrófico, mesotrófico e oligotrófico. A condição de eutrofização pode ser atingida por processos naturais de aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais, essa é uma condição natural e lenta, contínua e chamada de envelhecimento natural (ESTEVES, 1998).

Enquanto a eutrofização induzida pelas ações humanas é chamada de artificial ou antropogênica e consiste no envelhecimento precoce desses ambientes lagunares. Esta eutrofização antropogênica (poluição) é um processo dinâmico que resulta em modificações quali-quantitativas nas características físicas e químicas da água, bem como em toda a comunidade biótica (ESTEVES, 1998). Ocorre uma entrada de material orgânico e inorgânico muito acima da capacidade de homeostase (processos dinâmicos de automanutenção) do ambiente (RICKLEFS, 2003). Além disso, ocorre uma redução da disponibilidade de oxigênio e o aumento das concentrações de nutrientes, gerando consequências graves para os organismos aquáticos (NEWTON et al., 2003)

Dessa forma, todo esse processo implica em diversos problemas na saúde humana, no que diz respeito à descarga nas águas costeiras nas proximidades das águas balneares. Um grande problema que ocorre com as lagoas, em comparação com outros corpos d'água, é que os poluentes que entram no sistema podem residir no sistema por longos períodos devido às baixas taxas de descarga, permitindo que concentrações de contaminantes atinjam valores superiores aos da zona de mar (BARNES, 1980). É possível, no entanto, usar os produtos químicos associados a essas descargas como rastreadores, indicando caminhos de dispersão ou acumulação.

2.4.1 Lagoa de Jacarepaguá

A abertura da Avenida Alvorada, atual Ayrton Senna, ligou Jacarepaguá diretamente à Barra da Tijuca, no início dos anos 70, e com isso, levou ao processo de crescimento da cidade desde a zona sul até Jacarepaguá (zona oeste). Nesse mesmo período, foi instalado o Distrito Industrial em Jacarepaguá, formado principalmente de indústrias do setor farmacêutico. Já nos anos 80, iniciou-se a construção de condomínios residenciais em Jacarepaguá, e em meados dos anos 90, teve início a construção da Linha Amarela, que causou um grande impacto na cidade do Rio de Janeiro, notavelmente, no mercado imobiliário da região (BAHIANA, 2007).

Desde então, essa área tem registrado um grande crescimento socioeconômico; a região administrativa da Barra da Tijuca passou de 5.779 residentes em 1970 para 174.353 em 2000, e 300.823 em 2010 (IBGE, 2010).

A Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Com base nessa resolução, as lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá podem ser classificadas como sendo de Águas Salobras Classe 2, e podem ser destinadas à pesca amadora e à recreação de contato secundário. Aliado a isso, a DZ-0110.R-1/1977 (INEA) classifica os corpos d'água de acordo com os usos preponderantes, assim, enquadra o complexo Lagunar de Jacarepaguá como apropriado para recreação de contato secundário, uso estético e de preservação da flora e fauna local.

Devido ao seu maior distanciamento com o mar, a Lagoa de Jacarepaguá sofre maior influência dos rios e do escoamento superficial e subsuperficial em sua bacia hidrográfica (CARVALHO & SILVA, 2017). Dessa forma, sendo uma área de convergência de fluxos na ampla planície costeira de Jacarepaguá, a lagoa ocupa terrenos predominantemente sedimentares e alagadiços (CARVALHO, 2013). Tais características fazem desta uma área rica em biodiversidade e especificidades naturais. Seu entorno possui remanescentes de restingas, mangues e florestas ombrófilas densas nas áreas mais elevadas que, nas áreas mais preservadas, integram o patrimônio paisagístico da cidade do Rio de Janeiro (BAHIANA, 2007).

Contudo, principalmente a partir de 1970, o entorno da Lagoa de Jacarepaguá, e das demais lagoas, foram foco de uma intensa ocupação e um acelerado avanço da urbanização desordenada. Com isso, os serviços ambientais do complexo lagunar perderam sua função natural e social, se transformando em um ambiente receptor de efluentes industriais e principalmente domésticos (CARVALHO, 2013a), além dos impactos negativos com a ocupação irregular das suas margens e o desaparecimento de dunas e matas da faixa de restinga.

Nas imediações da lagoa foram construídas vias, de fluxo moderado a intenso, como a Rua Salvador Allende, Rua Embaixador Abelardo Bueno, Avenida Ayrton Senna, o Corredor BRT Transcarioca e a Avenida das Américas, além de estabelecimentos como pousadas, restaurantes, academias, supermercados, shoppings, hotéis, colégios, igrejas, o HSBC Arena, o Parque Olímpico, o Parque dos Atletas, a Arena Carioca, o Parque Aquático Maria Lenk, o Centro Internacional SARAH e o aeroporto de Jacarepaguá. Algumas áreas de proteção ambiental também estão localizadas no seu entorno, e no interior da lagoa está localizada a Ilha Pombeba, onde foi construído o Hospital SARAH de reabilitação infantil. O entorno da lagoa

apresenta, ainda, áreas de alto adensamento populacional, áreas de crescimento desordenado e corpos d'água contribuintes que carregam os efluentes das comunidades e indústrias.

Segundo Kjerfve (1994), as lagoas do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, podem ser classificadas como “sufocadas” e sob estresse por apresentarem longo tempo de residência e pouca troca de massa d'água com o mar, o que acentua o processo de eutrofização.

Um estudo da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC, 2002), responsável pelo monitoramento das águas das lagoas do município do Rio de Janeiro, caracterizou o Arroio Pavuna e o Arroio Fundo como as principais fontes de poluição desse sistema lagunar. Esses canais desaguam na lagoa do Camorim, poluindo não só essa, mas também as lagoas adjacentes (Jacarepaguá e Tijuca). Há uma intensa atividade industrial na região, cujos resíduos vão desaguar na lagoa de Jacarepaguá. Cabe destacar que as lagoas do complexo se intercomunicam, distribuindo de forma mais ou menos homogênea as descargas que recebem (DOMINGOS, 2001).

Portanto, apesar do sistema de esgotamento sanitário da Barra e Jacarepaguá já estar implantado em grande parte da região e ligado ao Emissário da Barra, 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).

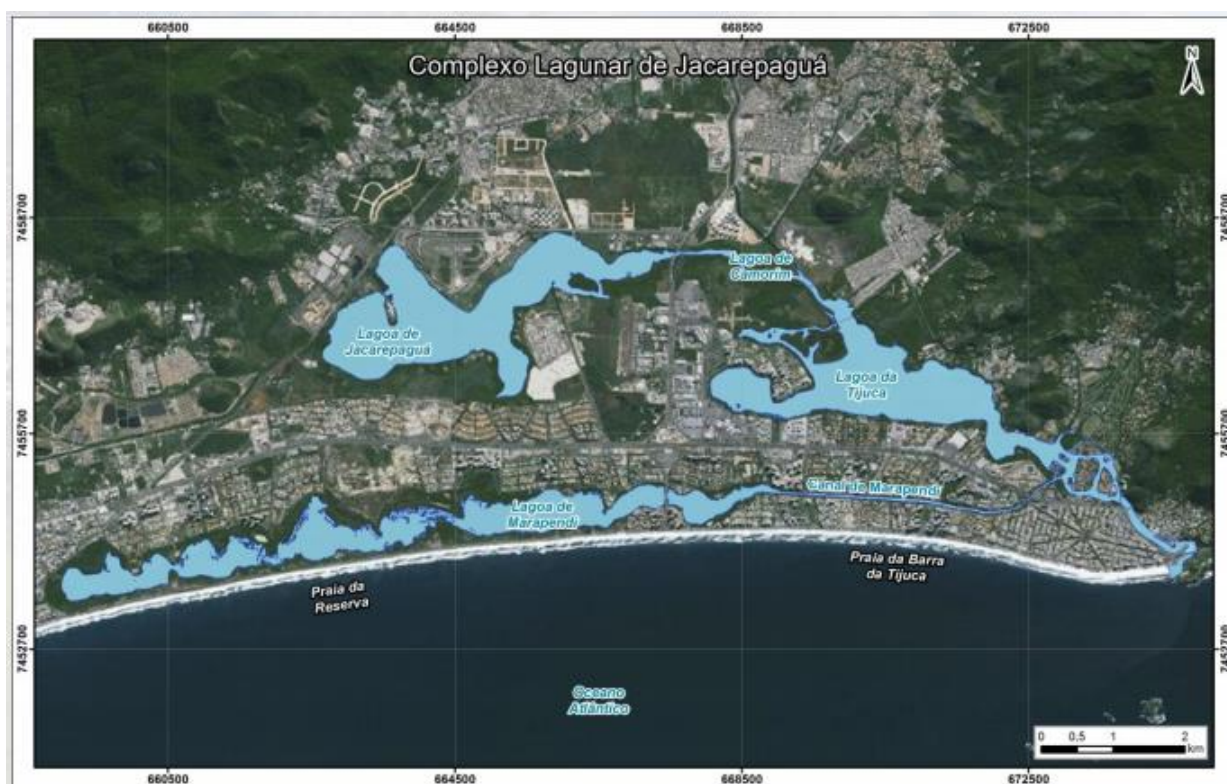
3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo e amostragem

3.1.1 Lagoa de Jacarepaguá

A Lagoa de Jacarepaguá integra um sistema de quatro lagoas urbanas. O sistema formado por essas lagoas apresenta um espelho d'água de cerca de 9,3 km² e juntas possuem uma extensão de aproximadamente 13 km (Figura 3).

Figura 3- Localização das lagoas pertencentes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá.



Fonte: RIMA 2015.

A bacia da Baixada de Jacarepaguá é formada pelos rios que se originam nos Maciços da Tijuca e da Pedra Branca, situados ao norte da baixada, e pelas lagoas Jacarepaguá, Tijuca, Camorim e Marapendi. O curso da drenagem dos rios segue para as lagoas e em seguida para o mar (SEMADS, 2001). A comunicação desse complexo de lagoas com o mar é indireta e se faz pelo canal artificial da Joatinga ou canal da Barra da Tijuca (DOMINGOS, 2001).

A bacia possui aproximadamente 300 km² de área superficial e compreende os bairros de Jacarepaguá, Anil, Gardênia Azul, Cidade de Deus, Curicica, Freguesia, Pechincha, Taquara,

Praça Seca e Tanque, todos inseridos na Região Administrativa de Jacarepaguá, e os bairros do Joá, Barra da Tijuca, Itanhangá, Camorim, Vargem Grande, Vargem Pequena, Recreio e Grumari, da Região Administrativa da Barra da Tijuca (SEMADS, 2001).

A Lagoa de Camorim liga as lagoas de Jacarepaguá e da Tijuca (SEMADS, 2001). A Lagoa de Jacarepaguá é a mais interiorizada e apresenta a maior área drenante da região, com 102,8 km², portanto, participa com a maior contribuição hídrica (equivalente a 34,3% da bacia de drenagem da Baixada). Essa lagoa possui uma área total de 3,7 km², com 17,8 km de perímetro, e diversos cursos d'água como afluentes (SEMADS, 2001; SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE, 1998). Os principais afluentes do complexo, com maior descarga de poluentes, são o rio Arroio Pavuna, o canal do Rio Centro (receptor de resíduos desse centro de convenções) e o rio Arroio Fundo, que embora desague na Lagoa de Camorim, influencia a Lagoa de Jacarepaguá nos períodos de maré alta (FERNANDES, 1993). Outros cursos d'água afluentes da Lagoa de Jacarepaguá são: rio Guerenguê, rio Monjolo, rio Arroio Pavuna, rio Areal, córrego Engenho Novo, rio Pavuninha, rio Passarinhos, rio Caçambé, rio Camorim, rio do Marinho, rio Ubaeté, rio Firmino, rio Calembá, rio Cancela, rio Vargem Pequena, canal do Portelo, rio Canudo e canal do Cortado (SEMADS, 2001).

3.1.2 Ponto de Referência (P₀) - Açude do Camorim

O Açude do Camorim (22°57'37" S e 43°26'41" O), utilizado como ponto referência neste estudo, está localizado no Parque Estadual da Pedra Branca, que foi criado pela lei estadual nº 2.377 de 28 de junho de 1974 e possui área aproximada de 12.492 hectares, na zona oeste do município do Rio de Janeiro.

O Parque possui como principais funções: (i) preservar o remanescente florestal localizado em ponto estratégico do Estado e área núcleo de biodiversidade da Mata Atlântica; (ii) preservar mananciais hídricos ameaçados pela expansão urbana; (iii) proteger paisagens naturais; (iv) proteger e revitalizar construções históricas, ruínas e sítios arqueológicos; (v) proporcionar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica e monitoramento; (vi) promover oportunidades de recreação ao ar livre; e (vii) valorizar econômica e socialmente a diversidade biológica.

O açude encontra-se inserido no bioma Mata Atlântica, há 436 m do nível do mar e localizado entre as serras do Quilombo, Nogueira e Sacarrão. Possui volume de água de 210.000 m³ e profundidade média de 18 m (Figura 4), seu principal contribuinte é o rio

Camorim (6,5 km de extensão), que desagua na Lagoa. O açude foi construído em 1908, com o objetivo de abastecer a região de Jacarepaguá.

Figura 4- Açude do Camorim, localizado no Parque Estadual da Pedra Branca e utilizado como ponto referência para este estudo (22°57'37" S e 43°26'41" O).



3.1.3 Ponto amostrais do estudo

O Ponto Zero (P0) foi considerado como de referência do estudo (Figura 5, Tabela 2) e foi utilizado posteriormente para comparação na análise de cada linha de evidência (LoE). Este ponto foi selecionado devido às condições locais, não apresentando construções e com as mesmas características, condições ambientais e climáticas da área da lagoa.

As amostras de água superficial foram coletadas em 5 pontos amostrais (P1, P2, P3, P4 e P5), distribuídos ao longo da Lagoa de Jacarepaguá (Figura 5, Tabela 2). A seleção dos pontos amostrais foi realizada considerando-se a extensão total da lagoa, contribuição dos afluentes, grau de contaminação e facilidade de acesso para coleta.

Figura 5- Pontos de coleta de água superficial na Lagoa de Jacarepaguá.

Fonte: Google Earth

Tabela 2 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.

Ponto amostral	Latitude	Longitude
P0	22°57'37" S	43°26'41" O
P1	22°59'12" S	43°24'53" O
P2	22°59'36" S	43°23'13" O
P3	22°58'30" S	43°22'44" O
P4	22°59'09" S	43°23'44" O
P5	22°58'32" S	43°24'12" O

3.1.4 Procedimento Amostral

As amostras foram coletadas de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2011) e preservadas de acordo com a ABNT NBR 15469:2007 (ABNT, 2007), que estabelece os procedimentos para preservação e preparo de amostras a serem utilizadas em ensaios ecotoxicológicos.

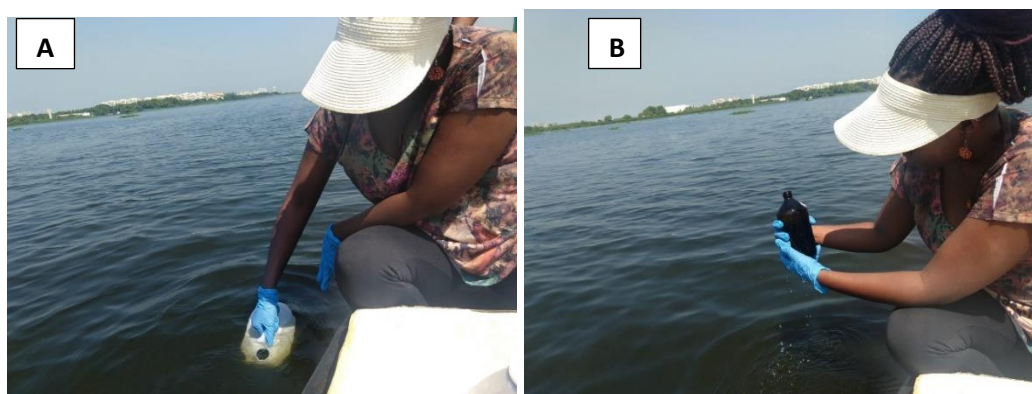
Em cada ponto, foram coletadas amostras de água superficial em frascos de material inerte de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), que foram divididas em subamostras e mantidas em conservação apropriada, dependendo do parâmetro a ser analisado (Tabela 3) (Figura 6). As subamostras coletadas foram utilizadas para a realização de ensaios

ecotoxicológicos, análises físico-químicas e inventário das espécies de microalgas. As coletas foram realizadas em quatro meses: abril, junho, agosto e outubro de 2019.

Tabela 3– Características das subamostras, de acordo com o parâmetro a ser analisado.

Finalidade	Tipo de frasco	Volume	Manutenção
Ensaio ecotoxicológicos (microalga e microcrustáceo)	PEAD	3500 mL	Congelada
Análise físico e química	PEAD	500 mL	Refrigerada a $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$
Inventário de microalgas	PEAD	500 mL	Lugol
	Frasco âmbar de vidro	500 mL	Refrigerada a $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$
Análise de coliformes	Frasco estéril de polipropileno	120 mL	Refrigerada a $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$

Figura 6- Coleta de água da Lagoa de Jacarepaguá (A) galão de 5 L de PEAD e (B) frasco âmbar de vidro de 500 mL.



3.2 Área de estudo e Modelo Conceitual da Área (MCA)

Os protocolos das análises de risco são compostos por diferentes etapas que, caso sigam um processo lógico de implementação, permitem a coleta das informações em etapas, aumento do conhecimento do problema em questão e a tomada de decisão em cada etapa (TALLINI et al, 2012). O modelo conceitual de ARE deve possuir um forte componente de análise de organismos no ambiente e de bioensaios laboratoriais. Estes dois tipos de análises são fundamentais em todo o 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).

O Modelo Conceitual da Área (MCA) foi definido a partir das propriedades físicas e químicas dos contaminantes, das possíveis rotas e mecanismos de exposição, e dos receptores biológicos potencialmente afetados na área. O MCA foi norteado pelo levantamento preliminar de dados bióticos através da amostragem da biota (fitoplâncton) e dados abióticos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, salinidade, turbidez, demanda química de oxigênio, nitrato, amônia, fósforo e série de sólidos). O modelo conceitual foi adaptado de Niemeyer et al. (2010) e aprimorado durante as incursões em campo.

3.3 Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

Esta metodologia é baseada na integração das linhas de evidência (LoE) de Chapman, 1990. Neste trabalho foram utilizadas três linhas de evidência (qualidade da água, ecotoxicológica e ecológica), posteriormente as LoE's foram integradas para o cálculo do Risco Ambiental.

3.3.1 Linha de Evidência de Qualidade da Água (LoE de Qualidade da Água)

3.3.1.1 Parâmetros físicos e químicos

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Biorremediação Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Água e Efluentes (LABIFI), localizado na Universidade do Estado do Rio de Janeiro- UERJ.

Os parâmetros físico-químicos analisados em laboratório seguiram os métodos descritos na *American Public Health Association* (APHA, 2012): Demanda Química de Oxigênio (DQO) (método 5220 D); Fósforo Total (kit de análise da marca Hach modelos TNT 843 e 844 - aprovados pela USEPA); Nitrato (NO_3^-) (método 4500- NO_3 -D); e Nitrogênio Amoniacal (NH_3) (método 4500- NH_3 -F).

Os parâmetros físico-químicos analisados em campo, no momento da coleta, foram realizados com o auxílio da Sonda Multiparâmetro Horiba – modelo U-50 (Figura 7): Potencial Hidrogeniônico (pH), Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Condutividade elétrica (CE), Turbidez, Temperatura do líquido e Potencial de Oxirredução (ORP).

A análise de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) não foi realizada. Dessa forma, para sua estimativa foi usada a relação DBO/DQO, com valor de 0,05 para P_0 e 0,2 para os demais pontos (P_1 , P_2 , P_3 , P_4 e P_5) conforme literatura (BOLLMANN & MARQUES, 2006).

Figura 7 – Sonda de campo Multiparâmetro da marca Horiba em uma das coletas realizadas na lagoa de Jacarepaguá.



Tanto nas análises de campo como nas de laboratório, foram seguidos os procedimentos previstos na ABNT NBR 9897:1987. Os valores encontrados para cada parâmetro nos pontos P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅ foram comparados aos valores obtidos para o ponto P₀, utilizado como referência, com o objetivo de verificar sua ocorrência natural e calcular o índice de qualidade de água e risco de qualidade de água para a área de acordo com as metodologias descritas a seguir.

3.3.1.2 Análise de coliformes

As amostras foram coletadas em frascos estéreis de poliprolileno de 60 mL e mantidas refrigeradas até a chegada ao laboratório. Para esta análise foram reservados 2 frascos por coleta.

As análises de coliformes totais em amostras de água superficiais utilizaram a técnica de fermentação dos tubos múltiplos, descrita detalhadamente em APHA (1992, 2005). Os resultados foram expressos em número mais provável (NMP.100 mL⁻¹), conforme norma técnica da CETESB (CETESB, 2018).

A padronização em massa para quantificação de bactérias fecais em água garantiu uma comparação apropriada entre as amostras. Foram realizadas três diluições (10⁰, 10⁻¹ e 10⁻²) de

cada amostra, e posteriormente, foram inoculadas em cinco réplicas de tubos de ensaio contendo caldo de lactose. O crescimento bacteriano (turbidez) com formação de gás foi considerado um resultado positivo.

Apenas resultados estatisticamente significativos com $p > 0,05$ foram considerados. As análises foram realizadas utilizando o *software* GraphPad Prism versão 8.3.0. Os testes de Shapiro Wilk e Kolmogorov-Smirnov avaliaram a distribuição paramétrica dos dados. As diferenças entre as densidades de coliformes fecais (CT e TEC) das amostras foram testadas pelo teste ANOVA.

3.3.1.3 Índice de Qualidade da Água (IQA)

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi criado em 1970, pela *National Sanitation Foundation*, nos Estados Unidos, e em 1975 passou a ser utilizado pela CETESB. Os demais Estados brasileiros adotaram o IQA nas décadas que se sucederam, e atualmente, é o principal índice de qualidade da água utilizado no país (ANA, 2005).

A metodologia adotada para o cálculo do IQA seguiu o método proposto pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2005). Os parâmetros utilizados para o cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos. Este é composto por nove parâmetros, e seus respectivos pesos (w), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água (Tabela 4).

Tabela 4- Parâmetros de Qualidade da Água, para cálculo do IQA e seus respectivos pesos (w).

Parâmetros de Qualidade da Água	Peso (w)
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17
Coliformes termotolerantes (CTE)	0,15
Potencial hidrogeniônico (pH)	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais Suspensos	0,08

Fonte: Adaptado de ANA (2005)

O cálculo do IQA foi realizado por meio do produtório ponderado dos nove parâmetros, de acordo com a equação abaixo:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Equação 1

Onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas (0 a 100);

q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro. (0 a 100). Obtido pela concentração ou medida (resultado da análise);

w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade (0 a 100). De forma que:

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1$$

Equação 2

Sendo n o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Os valores do IQA são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros. Na Tabela 5 foi estabelecida a classificação para o Estado do Rio de Janeiro.

Tabela 5- Faixas do IQA e classificação da qualidade da água.

Faixas de IQA	Avaliação da Qualidade da Água
91-100	Ótima
71-90	Boa
51-70	Razoável
26-50	Ruim
0-25	Péssima

Fonte: Adaptado de ANA (2005)

3.3.1.4 Cálculo do Risco da Qualidade de água

O risco da qualidade de água foi calculado utilizando o valor de IQA. Os resultados obtidos foram traduzidos de forma quantitativa, em escalas que variaram de 0 a 1, onde 0 correspondeu ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente,

utilizando para isso, uma regressão linear, para enquadrar os resultados na mesma escala de risco das demais linhas.

a. Aplicação da regressão linear:

$$R1 = (-0,01 * IQA) + 1 \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

R1 = Risco de Qualidade da água

IQA = Índice de Qualidade da Água

3.3.2 Linha de Evidência Ecotoxicológica (LoE Ecotoxicológica)

A LoE Ecotoxicológica consistiu no biomonitoramento em condições laboratoriais (biomonitoramento passivo), realizado através de testes crônicos com organismos-teste padronizados de diferentes níveis tróficos (TALLINI, 2010; MENDES, 2016).

Os ensaios ecotoxicológicos foram:

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

3.3.2.1 Microalga dulcícola

A espécie de microalga unicelular fotossintética *C. vulgaris*, foi cultivada no LABIFI-UERJ. Todos os ensaios foram realizados em três etapas: preparo do inóculo, preparo do ensaio com as amostras e contagem das algas em microscópio óptico.

a. Cultivo da microalga

As microalgas foram cultivadas em frascos do tipo balão de fundo chato de 250 mL, contendo meio L.C. Oligo, preparado conforme Anexo A da NBR: ABNT 12648: 2018, e mantidas em incubadora (marca Nova Ética B.O.D) com temperatura controlada (25 °C), fotoperíodo de 16h luz/ 8h escuro e com agitação manual (Figura 8). Todo mês um novo repique foi realizado, para manter a espécie.

Figura 8- Cultivo da microalga *C. vulgaris* a 25 °C e fotoperíodo de 16h luz/ 8h escuro, no LABIFI- UERJ.



b. Preparo do inóculo

Uma alíquota do cultivo da microalga foi inoculada em frascos do tipo Becker de 250 mL, devidamente lavados e esterilizados, contendo 150 mL de meio L.C. Oligo, e foram mantidas em incubadora (marca Nova Ética B.O.D 411D) com temperatura controlada (25 °C), luz contínua e aeração, durante 5 dias ou até que fosse verificado um crescimento exponencial das algas (Figura 9).

Figura 9- Inóculo de *C. vulgaris* para crescimento e posterior uso no ensaio com amostras de água superficial da Lagoa.



c. Realização dos ensaios

As amostras foram preservadas congeladas a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, logo após a coleta e a chegada das amostras ao laboratório. Os ensaios crônicos estáticos foram realizados em quadruplicata ($n=4$) sem diluição e em frascos Erlenmeyer de 125 mL para cada ponto amostral. Um controle negativo foi conduzido nas mesmas condições que as amostras, contendo apenas meio de cultivo e algas.

As algas do inóculo foram introduzidas nos frascos Erlenmeyer, contendo 75 mL de cada amostra (P₀, P₁, P₂, P₃, P₄, P₅) e no controle negativo, de forma que a densidade final das algas fosse de 10^5 cel.mL^{-1} .

As amostras foram incubadas por 96 h, segundo as condições previstas na ABNT-NBR:12.648 (2018) (Tabela 6). Ao final do período de exposição, 1 mL de cada amostra foi coletada e preservada em tubos Eppendorfs de 2,5 mL contendo uma gota de solução de lugol, para posterior contagem celular em microscópio óptico.

Tabela 6 – Condições experimentais adotadas durante a realização dos ensaios ecotoxicológicos com *Chlorella vulgaris*, segundo ABNT-NBR:12.648:2018.

Requisitos	Condições
Ensaio	Estático
Inóculo	Cultivo em fase exponencial de crescimento
Replicatas por amostra	Quatro
Temperatura	$25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$
Iluminação	Constante a 5.000 lux
Agitação	Manual
Efeito observado	Inibição de crescimento
Expressão dos resultados	Tóxico e Não-tóxico Aumento no número de algas

Fonte: Adaptada de ABNT – NBR 12.648:2018

d. Contagem das algas em microscópio óptico

A contagem de células foi realizada em microscópio óptico da marca Nikon (modelo Elipse E200) em aumento de 400x, utilizando-se a câmara de Neubauer (Figura 12).

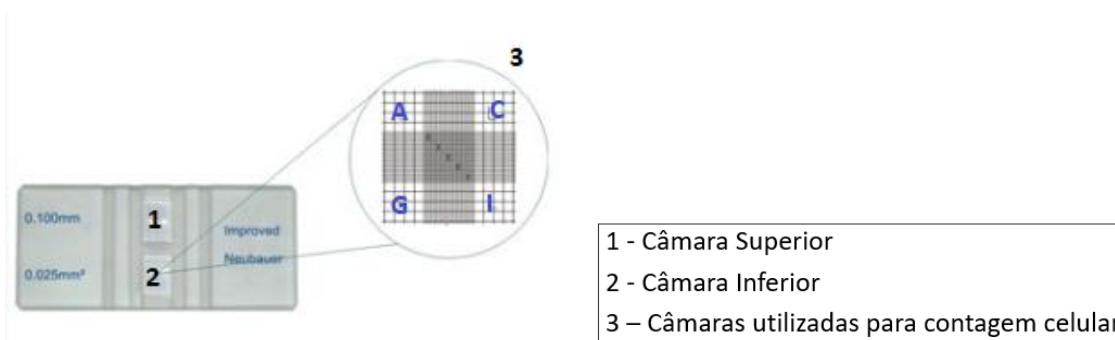
A câmara de Neubauer é dividida em 2 câmaras, uma superior (1) e outra inferior (2), onde cada uma contém 9 quadrantes, e cada quadrante é subdividido em 16 quadrantes de

1/25mm² (Figura 10). As algas unicelulares foram contadas até que fosse atingido um número mínimo de 400 indivíduos ou até que fossem lidos os quadrantes A, C, G e I. Essa contagem ocorreu tanto na câmara superior quanto na inferior. Posteriormente o cálculo foi realizado para obter o número total de algas por 1 mL.

O número de algas obtido em cada contagem das amostras foi subtraído do número inicial do ensaio, ou seja, o número de algas inoculada no dia que o ensaio foi preparado. O resultado final foi comparado aos valores obtidos no ensaio controle negativo, para verificação do efeito crônico de inibição de crescimento de biomassa ao longo das 96 h de ensaio.

Os resultados de efeito tóxico e não-tóxico foram obtidos aplicando-se análise estatística de acordo com a Norma ABNT – NBR: ABNT 12648: 2018, onde foi aplicada *ANOVA one-way* seguido pelo teste *Dunnett's Multiple Comparison Test* de comparação entre as amostras e o controle negativo e entre os pontos amostras (P₁, P₂, P₃, P₄, P₅) e o ponto de referência (P₀), com auxílio do software *GraphPad Prism v.5*.

Figura 10- Câmara de Neubauer utilizada para a contagem de células de microalgas.



Fonte: (Adaptado de www.casalab.com)

3.3.2.2 Microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*

O cultivo e os ensaios de toxicidade crônica semiestática com o microcrustáceo *C. dubia* foi realizado em incubadora com temperatura e fotoperíodo controlados (Figura 11), e segundo as Normas ISO 20665 (2008) e ABNT NBR: 13.373 (2017). O efeito crônico avaliado foi a taxa de reprodução dos organismos, quando em contato com as amostras, em um período de 7 dias (168 h). As fêmeas utilizadas foram cultivadas no LABIFI-UERJ, de acordo com as condições estipuladas no Anexo A da Norma ABNT – NBR: 13.373 (2017).

Os organismos foram cultivados em água mineral (marca Bioleve) acrescida de água de uma mina de água natural (localizada no município de Angra dos Reis), para ajuste da dureza (valor ideal entre 40 - 48 mg CaCO₃.L⁻¹). O ajuste do pH foi realizado, quando necessário, utilizando uma solução de ácido clorídrico (HCl) (pH 6,0 – 7,0).

Figura 11 – Cultivo de *C. dubia* em incubadora, mantido a 25 °C e com fotoperíodo de 16h luz/ 8h escuro.



Os ensaios foram realizados em béqueres de 30 mL mantidos em incubadora com temperatura e fotoperíodo controlados (marca Nova Ética B.O.D. 411 D), segundo as condições experimentais descritas na Tabela 7. Cada ponto amostral foi analisado sem diluição e com dez replicatas (n=10). Em paralelo e nas mesmas condições do ensaio foi preparado o ensaio controle negativo (n=10), contendo apenas água de cultivo. Cada réplica continha uma fêmea de 6 a 24 h de vida e 15 mL da amostra ou água de cultivo (controle negativo).

Diariamente os organismos foram alimentados com cultura de algas, foi realizada a limpeza dos frascos e a retirada dos filhotes gerados (neonatos) por partenogênese. Durante o período de exposição o ensaio foi renovado 2 vezes e os dados de reprodução e sobrevivência das fêmeas foram contabilizados.

Tabela 7– Condições experimentais adotadas durante a realização dos ensaios crônicos com *Ceriodaphnia dubia*.

Requisitos	Condições
Sistema de ensaio	Semiestático
Idade	6 h a 24 h
Período de exposição	Sete a oito dias
Volume soluções-teste/recipientes	15 mL
Número de replicatas/soluções- teste	10
Número de organismos por recipiente	Uma fêmea
Alimentação	Cultura de algas
Temperatura	23°C a 27°C
Fotoperíodo	16 h de luz
Renovação da solução-teste	Duas renovações
Efeito observado	Reprodução
Expressão dos resultados	Tóxico e Não-tóxico Número total de filhotes

Fonte: Adaptada de ABNT – NBR 13.373:2017

Ao final do período de exposição o ensaio foi validado caso a letalidade dos organismos adultos no controle negativo fosse $\leq 20\%$ e o número médio de neonatos produzidos por fêmea no controle fosse ≥ 15 . Ao final foram comparados o número médio de fêmeas sobreviventes e o número médio de filhotes gerados em cada amostra, com o número observado no controle negativo.

Os ensaios crônicos com *C. dubia* utilizaram a análise de variância amostral pelo método de ANOVA, seguido pelo teste de comparação múltipla de *Dunnnett*, para estimar o efeito da toxicidade, com o auxílio do software TOXSTAT v.3.5.

3.3.2.3 Cálculo do Risco Ecotoxicológico

O cálculo do Risco Ecotoxicológico foi realizado com base nos resultados de ensaios crônicos realizados, considerando os controles negativo de cada ensaio, conforme metodologia proposta por Jensen & Mesman (2006) e Dagnino et al. (2008) e modificada por Mendes et al. (2017). Os resultados do P_0 não foram utilizados como referência. Os resultados obtidos foram traduzidos de forma quantitativa, em escalas que variaram de 0 a 1, onde 0 correspondeu ao risco mínimo e 1 ao risco máximo observado para determinado componente.

Essa metodologia foi composta por três passos:

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

$$R1 = X/100 \quad \text{Equação 4}$$

- b) Correção dos valores obtidos em relação ao controle:

$$R2 = (R1-Ref) / (1-Ref) \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

R1 = valores obtidos na etapa 1 – Equação 8;

Ref. = resultados obtidos no controle.

- c) Aplica-se a fórmula risco:

$$R3 = \log (R2-1) \quad \text{Equação 6}$$

- d) Para o cálculo do risco ecotoxicológico integrado, foram realizados mais dois passos.

Calcula-se a média aritmética dos valores obtidos na etapa 3 – Equação 10:

$$R4 = (R3_1+\dots R3_n)/n \quad \text{Equação 7}$$

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

$$R5 = 1 - (10^{R4}) \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

R5 = risco integrado da linha ecotoxicológica.

3.3.3 Linha de Evidência Ecológica

A LoE Ecológica consistiu no biomonitoramento em condições reais de campo *in-situ* (biomonitoramento ativo), realizado através da medição dos efeitos da poluição sobre os receptores ecológicos através da observação e levantamento de dados em campo, e por análises de função e estrutura de comunidades (riqueza-abundância, diversidade e densidade de espécies).

Para realizar o procedimento da densidade fitoplanctônica (cel.L^{-1}) as amostras foram fixadas em lugol, de acordo com Lund et al (1958), utilizando a razão de 0,5 ml para cada 100 ml de amostra e a identificação fitoplanctônica foi realizada com organismos fixados em microscópio invertido (UTERMÖHL, 1958). Os indivíduos foram contados em campos

aleatórios (UHERLINGER, 1964) até que fosse alcançado ao menos 100 indivíduos (colônias, filamentos, células) da espécie dominante (LUND et al., 1958). Os valores de densidade celular foram transformados em biomassa ($\mu\text{g.C.m}^{-2}$) com base nos modelos geométricos propostos por Hillebrand et al. (1999) e a equação sugerida por Montagnes et al. (1994). Os indicadores de diversidade da comunidade foram calculados de acordo com o Índice de diversidade biológica de Shannon-Weaver (SHANNON, 1948), realizado no laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton da UERJ, coordenado pela Professora Patrícia Domingos.

a. Índices de Diversidade

A análise da diversidade das espécies em uma área contribui para a compreensão da sua qualidade ambiental e otimiza seu gerenciamento em relação a atividades de exploração de baixo impacto, conservação de recursos naturais ou recuperação de ecossistemas degradados (MELO, 2008). Uma forma pela qual podemos medir diversidade é o uso de índices de diversidade, que utiliza a combinação de dois atributos de uma comunidade: riqueza de espécies e equabilidade (PEET, 1974). Equabilidade pode ser definida como a distribuição do número de indivíduos encontrados numa amostra em relação ao total de táxons identificadas ou uniformidade da distribuição dos indivíduos entre os táxons determinados (PIELOU, 1966).

Para o presente estudo foram calculadas 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.

Foi utilizado o Índice de Shannon para o cálculo da diversidade de táxons. A análise estatística foi realizada pelo programa PAST v2.16 (HAMMER et al, 2001). Tal índice foi escolhido por ser robusto e amplamente aplicado no levantamento da diversidade ecológica de comunidade.

b. Índices de Diversidade de Shannon (H')

O Índice de Diversidade de Shannon provém da teoria da informação (LUDWIG & REYNOLDS, 1988) e baseia-se no grau de incerteza em prever qual seria a espécie se um indivíduo da população fosse retirado aleatoriamente. Quanto maior o valor de H' , maior a diversidade na área em estudo. Ele é calculado conforme equação a seguir:

Equação 9

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

Onde:

Ln = logaritmo Neperiano;

n_i = número de indivíduos amostrados para a *i-ésima* espécie;

N = número total de indivíduos amostrados.

3.3.3.1 Cálculo do 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):

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

Onde:

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

3.3.4 Risco Ecológico Integrado

O cálculo de risco integrado para cada ponto de coleta foi realizado com os valores de risco encontrados para cada linha de evidência estudada. Esse cálculo foi realizado em duas etapas, seguindo método proposto por Mendes et al (2017): (1) Cálculo dos valores de R1; (2) Cálculo das médias aritméticas ponderadas R2.

$$R1 = (1 - \log X) \quad \text{Equação 11}$$

$$R2 = \frac{(R1 \text{ Quím} * A) + (R1 \text{ Ecotox} * B) + (R1 \text{ Ecológica} * C) + (R1 \text{ Qualid} * D)}{A + B + C + D} \quad \text{Equação 12}$$

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

D = Peso da LoE da Qualidade da água

Os resultados finais dos índices de risco foram traduzidos a partir da escala numérica proposta por Jensen e Mesman (2006), onde: 0,00 – 0,25 = risco baixo; 0,25 – 0,50 = risco moderado; 0,50 – 0,75 = risco alto; > 0,75 – risco muito alto.

Os valores utilizados para ponderar (grau) os diferentes índices calculados a partir da integração dos resultados obtidos com as diferentes linhas de evidência foram apresentados na tabela 8.

Tabela 8- Valores de ponderação para o cálculo de cada linha de evidência.

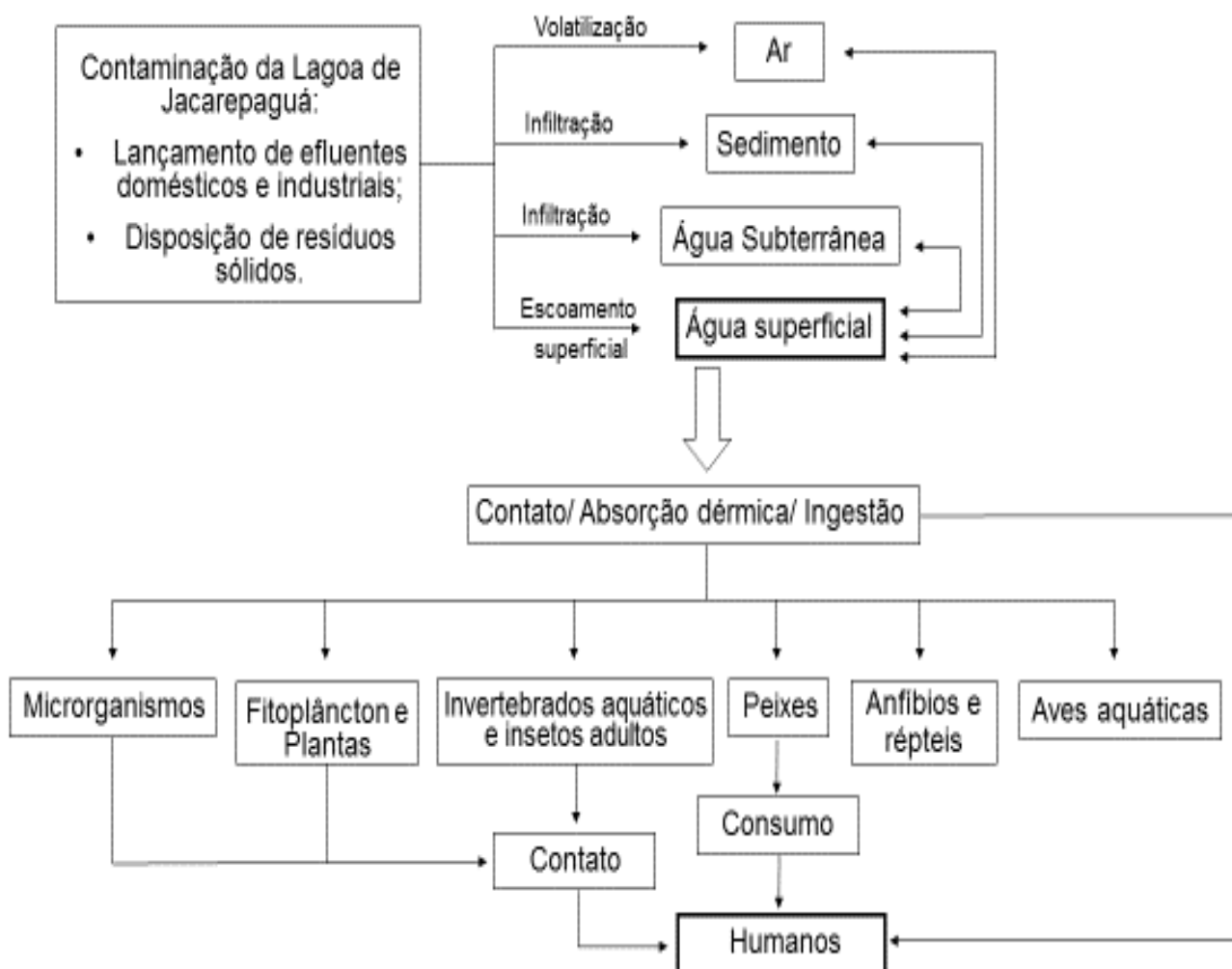
Índice	Parâmetro	Fator de ponderação	Padrão de valores Wf
QualidRI	Monitoramento da qualidade da água	Wf_{QUALID}	1.0
EcotoxRI	Ensaio ecotoxicológicos	Wf_{ECOTOX}	1.5
EcoRI	Monitoramento ecológico	Wf_{ECO}	2.0

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Modelo Conceitual da Área (MCA)

No presente trabalho o Modelo Conceitual da Área incluiu: o compartimento analisado; os mecanismos de transporte de contaminantes; as vias de exposição e os receptores ecológicos potencialmente afetados (Figura 12).

Figura 12- Modelo Conceitual da Área contaminada (MCA), contemplando diferentes matrizes ambientais e organismos de diferentes níveis tróficos, tendo os humanos como um dos aceptores finais.



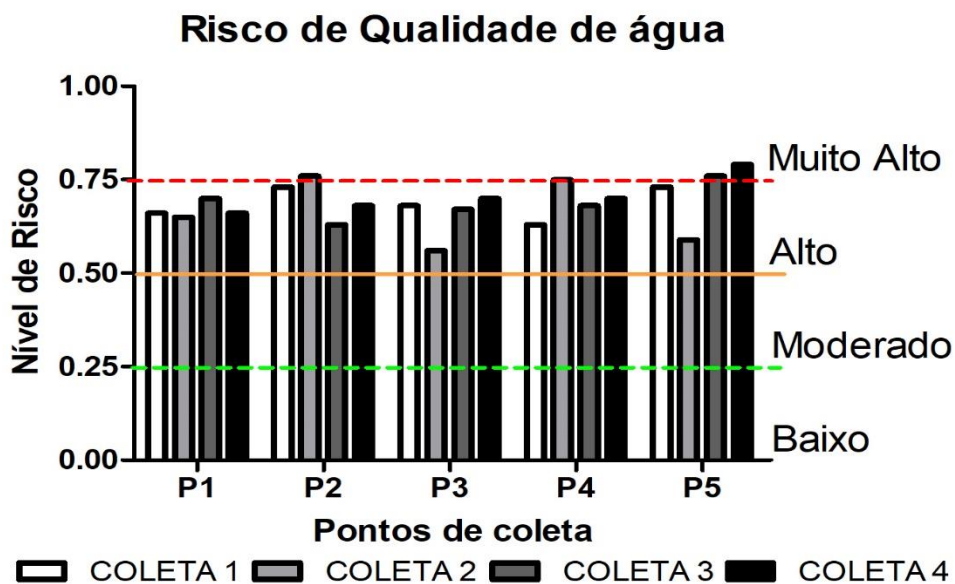
4.2 Risco de Qualidade de água

De acordo com cálculo do Índice de Qualidade de Água a partir da LoE de Qualidade de Água, baseada nas análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, ao longo das quatro campanhas para os cinco pontos de monitoramento, o risco variou de alto a muito alto (Gráfico 1). O maior risco foi verificado para o P₅ nas coletas 3 (agosto) e 4 (outubro) atingindo 0,79 e 0,76. Esses resultados estão de acordo com as condições verificadas durante a coleta através das análises e a visualização em campo. Este ponto esteve próximo a chegada de um rio com alto grau de contaminação e odor característico de contaminação por esgotos. Por outro lado, o menor risco foi verificado no P₃, coleta 2 (junho) (0,56), sendo este ponto localizado numa área de constante troca de água com as outras lagoas do complexo.

Segundo os Boletins de qualidade ambiental do INEA (2019), a Lagoa de Jacarepaguá apresentou, no ano de 2019, uma média do Índice de Qualidade da Água (IQA) de 26, sendo este equivalente a 0,74 de Risco de Qualidade de Água (risco alto) no presente estudo. A classificação alcançada de acordo com o IQA utilizado pelo INEA foi “Ruim”, ou seja, de águas impróprias para tratamento convencional visando abastecimento, sendo necessários tratamentos avançados. Este resultado corroborou com os riscos calculados no presente trabalho durante todo o período de monitoramento (Gráfico 1).

No estudo de Sanchez (2012), a linha de evidência de análise de qualidade da água do reservatório da bacia do Lobo (SP), apresentou risco alto nos meses de abril e julho (2010) (risco = 0,97) e ausência de risco no mês de outubro (2010) (risco = 0,01). No presente trabalho não foi verificado nenhum risco moderado nem baixo. Para o mesmo mês de abril, foi observado risco alto para a LJPA.

Gráfico 1 – Avaliação do risco de qualidade de água durante os meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (coleta 1 - 4 respectivamente) na lagoa de Jacarepaguá, zona oeste da cidade do Rio de Janeiro.



4.2.1 Condições climáticas e Parâmetros Físico-Químicos e biológicos

Por se tratar de uma lagoa com uma área de drenagem extensa, qual seja, aproximadamente 102,8 km² (equivalente a 34,3% da bacia de drenagem de toda a Baixada de Jacarepaguá) e por estar conectada a outras lagoas que possuem ligação com o mar, foram considerados o índice pluviométrico e a condição da maré durante o período de monitoramento na avaliação dos resultados das LoEs.

Os maiores índices pluviométricos registrados durante as coletas ocorreram nos meses de abril e junho de 2019, com o registro do volume total de chuvas de 149,6 mm e 136,4 mm, respectivamente. Entretanto, no período de 96 h que antecederam as coletas a maior precipitação registrada foi no mês de agosto com 3,6 mm (Tabela 9).

A influência do nível do mar durante o período de monitoramento nas diferentes LoEs pode ser verificada devido a amplitude de condições marés baixas e altas na hora da coleta (10 h da manhã). Essa influência, somada ao regime de chuvas, está possivelmente relacionada a renovação das águas e uma possível diluição da complexa mistura de compostos químicos presentes. No entanto, será discutida mais à frente nas LoEs Ecotoxicológica e Ecológica.

Tabela 9 – Resultados dos ensaios físicos e químicos realizados com as amostras de água coletada na Lagoa de Jacarepaguá - RJ, durante as 4 coletas, nos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019.

Pontos Coleta	pH	OD (mg/L)	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Turbidez (NTU)	Temp. líq. ($^{\circ}\text{C}$)	ORP (mV)	STD (g/L)	Salinidade	DQO (mg/L)	DBO* (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	CT (NMP/100 mL)	CTE (NMP/100 mL)	IQA	Classificação	
Coleta 1	P0	8,37	10,0	3,600	3,6	26,50	144	0,033	0,0	121,3	6,1	0,020	0,45	0,95	7,8	7,8	78,8	Bom
	P1	5,47	12,3	0,394	40,8	28,61	287	0,23	2,0	454,7	90,9	0,134	2,19	1,59	400	1100	34	Ruim
	P2	8,13	12,0	1,330	21,5	29,44	79	0,85	2,0	564,7	112,9	0,146	3,21	1,89	17000	54000	27	Ruim
	P3	7,72	17,5	0,856	37,7	30,21	91	0,50	2,0	474,7	94,9	0,131	1,86	1,94	2300	4900	32,3	Ruim
	P4	9,00	22,5	1,040	16,0	31,43	79	0,66	1,0	324,7	64,9	0,121	2,11	1,72	0	200	37,2	Ruim
P5	8,73	13,8	1,120	29,7	31,36	69	0,71	1,0	291,3	58,3	0,047	3,27	1,47	3300	22000	26,7	Ruim	
Coleta 2	P0	8,27	11,1	0,057	4,6	21,20	20	0,04	0,0	460,5	23,0	0,086	0,00	1,07	1600	20	62,8	Razoável
	P1	4,90	8,89	0,781	53,4	24,88	308	0,45	1,0	663,8	132,8	0,171	3,47	2,80	7000	180	35,5	Ruim
	P2	8,88	13,0	1,370	101,0	26,20	72	0,81	2,0	728,8	145,8	0,225	2,55	3,26	14000	4900	24,1	Péssimo
	P3	7,68	13,8	0,886	81,5	27,15	14	0,50	2,0	523,8	104,8	0,173	3,23	3,02	>160000	0	44,5	Ruim
	P4	7,08	16,2	1,010	72,7	29,00	36	0,58	2,0	617,2	123,4	0,174	3,42	2,55	>160000	92000	25,2	Péssimo
P5	7,58	8,59	0,468	59,2	28,75	69	0,27	0,0	475,5	95,1	0,177	5,58	1,43	1600	>1600	40,6	Ruim	
Coleta 3	P0	8,37	11,2	0,069	3,4	19,70	123	0,04	1,0	27,4	1,4	0,082	0,04	1,03	2	2	84,4	Bom
	P1	3,99	8,7	4,480	0,4	22,10	287	2,87	3,0	265,2	53,0	0,206	3,18	5,05	450	450	29,9	Ruim
	P2	6,83	7,49	6,470	40,7	22,35	169	4,01	4,0	343,0	68,6	0,209	3,00	6,64	200	450	36,7	Ruim
	P3	8,60	5,76	7,390	78,4	22,47	72	4,65	3,0	358,6	71,7	0,212	3,18	6,48	200	400	32,7	Ruim
	P4	8,70	5,06	6,990	79,2	22,91	71	4,42	4,0	349,7	69,9	0,207	3,17	5,88	2200	370	32,3	Ruim
P5	8,42	4,77	5,450	80,6	22,79	-48	3,47	1,0	286,3	57,3	0,247	5,08	4,69	79000	35000	24,4	Péssimo	
Coleta 4	P0	8,08	10,0	0,071	8,9	25,00	38	0,046	0,0	298,9	14,9	0,085	0,00	3,01	-	-	68	Razoável
	P1	6,28	11,5	3,120	89,5	27,27	281	1,940	1,0	682,2	136,4	0,192	0,10	0,56	-	-	34	Ruim
	P2	9,55	6,76	5,240	104,0	29,17	91	3,270	3,0	537,8	107,6	0,130	0,09	0,43	-	-	32,3	Ruim
	P3	8,22	2,38	2,430	67,7	29,91	-171	1,650	0,0	485,6	97,1	0,337	6,45	1,20	-	-	30,2	Ruim
	P4	8,79	2,32	3,390	89,2	29,71	-89	2,090	3,0	516,7	103,3	0,151	0,12	0,48	-	-	30,0	Ruim
P5	8,97	2,50	2,920	82,6	29,35	-98	1,960	0,0	438,9	87,8	0,347	6,95	1,58	-	-	21,5	Péssimo	

Nota 1: Para a classificação dos corpos hídricos abrangidos neste trabalho, foi levado em consideração a Resolução CONAMA 357/05. O P0, localizado no Açude do Camorim, foi classificado como água doce classe 2, e os demais pontos da Lagoa de Jacarepaguá (P1 a P5) como água salobra de classe 2.

Nota 2: Os valores em negrito encontram-se acima dos limites previstos na Resolução CONAMA 357/05, de acordo com a classificação de cada corpo hídrico (BRASIL, 2005).

Nota 3: A Classificação foi dada de acordo com a ANA (Agência Nacional de Águas).

*DBO estimada a partir da relação DBO/DQO, com valor de 0,05 para P0 e 0,2 para os demais pontos (P1 a P5) (Bollmann e Marques, 2006).

Tabela 10- Precipitação atmosférica e condições de maré no período de coletas na Lagoa de Jacarepaguá.

Meses (2019)	Coletas	Estação climática	Chuva (mm)		Dados de maré	
			30 dias	96h	(m)	Classificação
Abril	Coleta 1	Outono	149,6	0,0	0,4	Baixa
Junho	Coleta 2	Outono	136,4	0,2	1,2	Alta
Agosto	Coleta 3	Inverno	91,2	3,6	0,2	Baixa
Outubro	Coleta 4	Primavera	65,4	2,4	0,5	Baixa

Condição de maré no momento das coletas (10 h da manhã).

Fonte: www.sistema-alerta-rio.com.br (Acessado em 20/02/2020. meteorológica de Barra/ Riocentro).

Os parâmetros físico-químicos das amostras de água superficial da Lagoa de JPA, analisados no período de abril a outubro de 2019, encontram-se na Tabela 9. O pH das amostras variou entre 3,99 (AGO- P1) e 9,55 (OUT- P2), porém, foi verificado uma maior concentração dos resultados numa faixa neutra e alcalina. A existência de condições alcalinas pode estar associada à sobrecarga de material orgânico, proveniente do lançamento de esgoto (tratado ou não) e da presença de resíduos sólidos orgânicos. Segundo dados disponibilizados pelo INEA, desde 2001 esse corpo hídrico apresenta pH básico (alcalino). Apesar dos altos valores de DQO verificados nos pontos amostrais, os valores de OD permaneceram altos, o que teve influência nos altos valores de Nitrato encontrados e, conseqüentemente, nos menores valores de amônia. Uma das razões possíveis para explicar o aumento nas concentrações de OD foi a grande área de superfície da lagoa que permite a troca de gases com a atmosfera e a alta densidade de algas verificada nos pontos amostrais durante todo o período analisado (ESTEVEZ, 1998). Somada a altas densidades de algas (*boom* de microalgas), foi verificada a grande presença de macrófitas aquáticas (aguapés), num ambiente de *wetland* natural. A constante presença de algas e das plantas aquáticas flutuantes e nas margens possivelmente vêm promovendo a biodegradação de parte da matéria orgânica lançada irregularmente na lagoa, num processo de autodepuração. No entanto, cabe ressaltar que ainda que a autodepuração possa estar ocorrendo, esta não é suficiente para atender o grande e constante aporte de carga orgânica, onde se não fosse a constante troca de águas com as lagoas vizinhas e o mar como destino final, essa lagoa provavelmente estaria totalmente eutrofizada e altamente degradada.

O P₀ manteve níveis altos de OD, que permaneceram dentro dos limites legais previstos (5 mg/L) pela Resolução CONAMA (RC) 357/05 (BRASIL, 2005), durante as 4 coletas. Somente os pontos P₅ (coleta AGO) e P₃, P₄ e P₅ (coleta OUT) apresentaram valores de OD abaixo dos parâmetros regulados pela legislação. O nitrato ultrapassou o valor orientador da

RC 357/05 ($<0,7 \text{ mg.L}^{-1}$) (BRASIL, 2005) nas coletas 1, 2 e 3 (ABR, JUN e AGO), em todos os pontos da lagoa. As menores concentrações de nitrato foram observadas na coleta 4 (OUT).

Os valores de DQO não possuem limite estabelecido pela RC 357/05 (BRASIL, 2005). Entretanto, a faixa típica encontrada em efluentes domésticos brutos que chegam às ETEs varia de $200\text{-}800 \text{ mg.L}^{-1}$ (VON SPERLING, 2005). Os valores encontrados em todas as amostras da lagoa (P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅), de todas as coletas, ficaram acima do valor mínimo para essa faixa típica (média de 469 mg.L^{-1} , máx. 728 mg.L^{-1} e mín. 265 mg.L^{-1}), mesmo se tratando de um corpo hídrico, o que confirma a hipótese de lançamento de esgoto sem tratamento prévio.

Nos pontos amostrais da lagoa, foram detectados teores de amônia que variaram entre $0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ a $6,95 \text{ mg.L}^{-1}$, ambos na coleta 4 (OUT). Essas altas concentrações foram verificadas provavelmente em função dos constantes lançamentos de efluentes domésticos *in natura* na lagoa. A presença da amônia nos corpos hídricos é natural, e ocorrem devido à degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes no solo e na água; à excreção dos organismos aquáticos; à transformação do nitrogênio gasoso por microrganismos e trocas gasosas com a atmosfera (REIS & MENDONÇA, 2009). No entanto, a amônia pode ser introduzida nos corpos hídricos por fontes antrópicas, sendo normalmente encontrada em efluentes industriais e sanitários. Em efluentes sanitários a presença de amônia ocorre com a degradação biológica de aminoácidos e pela hidrólise da ureia e de outros compostos nitrogenados, fato que explica os valores acima do padrão estipulado pela RC 357/05 (BRASIL, 2005), em todos os pontos da lagoa, nas coletas 1, 2 e 3.

Segundo os padrões de qualidade da água propostos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2010), ambientes poluídos apresentam valores de condutividade superiores a $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$, o que caracteriza águas com alto poder corrosivo. Assim, em geral, quanto maior o grau de poluição de um ambiente, maior sua condutividade elétrica. As amostras da LJPA permaneceram abaixo desse limite.

A RC 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece que substâncias que produzam turbidez devem estar virtualmente ausentes. A turbidez variou de $0,4 \text{ NTU}$ (AGO- P₁) a $104,0 \text{ NTU}$ (OUT- P₂), apresentando valores elevados, em todos os pontos e todas as coletas na LJPA. As maiores concentrações foram observadas no P₂, sendo $>100 \text{ NTU}$ em alguns casos.

A temperatura da água da LJPA foi maior nos meses de abril (média = 30,2°C), e outubro (média = 29,3°C), sendo as estações do outono e primavera, respectivamente. No inverno foi verificada uma menor temperatura de 22,0°C (Tabela 9).

A presença de sólidos dissolvidos (STD) nos corpos hídricos está diretamente relacionada à condutividade elétrica e à presença de carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, nitrato de cálcio, magnésio e potássio (GASPAROTTO, 2011), incluindo todos os sais e componentes não iônicos (PIRATOBA et al, 2017), podendo indicar a carga de poluentes que chegam aos ambientes aquáticos. As maiores concentrações de STD foram verificadas na coleta 3 (AGO) e as menores, durante a coleta 2 (JUN). A presença desse material pode ser explicada pelo lançamento irregular de efluentes na lagoa e da ocupação das suas margens, que retira a mata ciliar e conseqüentemente expõe o solo aos processos de erosão.

Os limites de fósforo ultrapassaram os valores estabelecidos pela RC 357/05 ($< 0,186 \text{ mg.L}^{-1}$) (BRASIL, 2005), em todos os pontos da coleta da LJPA de agosto. As concentrações no P_5 variaram de $0,047 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,347 \text{ mg.L}^{-1}$, nas coletas 1 e 4, respectivamente. No entanto, durante o período de monitoramento o P_0 variou entre 0,020 e $0,086 \text{ mg.L}^{-1}$. O fósforo é o principal nutriente que desencadeia processos de eutrofização e seu lançamento nos corpos hídricos pode ocorrer, dentre outras fontes, por meio do lançamento de efluentes domésticos (CHAO, 2006). Entretanto, também pode ter origem na deposição atmosférica ou ainda nos processos de decomposição das rochas presentes na bacia de drenagem. As regiões no entorno da lagoa e dos rios que desaguam nela são densamente ocupadas por condomínios residenciais e indústrias farmacêuticas.

Os coliformes termotolerantes representam um grande grupo de microrganismos que em grande parte não apresentam perigo à saúde, porém indicam a presença de outros organismos patogênicos como *Escherichia coli*, que geralmente chegam aos corpos hídricos através de despejos de esgoto *in natura*. Os coliformes termotolerantes (CTE) apresentaram valores acima do que a RC 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece, em vários pontos da lagoa ($< 1000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$). Durante o período amostral a média de CTE na LJPA ficou em $4000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados durante o período de monitoramento no ponto referência (P_0) mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela RC 357/05 (BRASIL, 2005) para: pH, OD, turbidez, STD, amônia, nitrato e coliformes. Entretanto, o fósforo, apresentou valores superiores ao da referida resolução (limite de 0,03

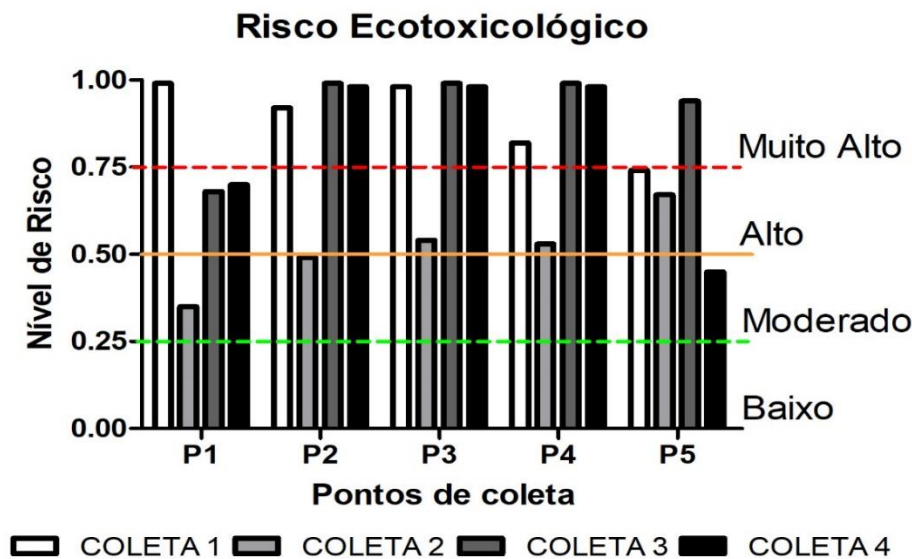
mg.L⁻¹), variando de 0,02 mg.L⁻¹ (ABR) a 0,086 mg.L⁻¹ (JUN). O monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água torna-se um instrumento eficaz para assegurar que os recursos hídricos estejam dentro dos padrões aceitáveis estabelecidos pela resolução e que os impactos ambientais e quando detectados, poderão ser corrigidos, de forma a restabelecer o equilíbrio natural dos corpos hídricos (VON SPERLING, 2005).

Foi observada uma redução dos coliformes termotolerantes (CTE) durante a coleta de maior maré (coleta 2: junho), bem como de STD, que pode ter sido causado pela entrada de água nova na lagoa. Já na coleta 3 (agosto), que apresentou maior índice pluviométrico, foi observada uma leve redução da DQO e um aumento dos STD, este em virtude do maior aporte de material em suspensão, assim como o OD, ocasionado pela redução da transparência da água. Essa redução de STD e OD também foram observadas por Sanchez (2012), quando monitorava a bacia hidrográfica do Lobo (SP), em período chuvoso. Assim, são evidenciadas diferenças de acordo com os aspectos climatológicos de cada coleta.

4.3 Risco Ecotoxicológico

O risco ecotoxicológico foi calculado com base nos resultados obtidos nos ensaios com a microalga *C. vulgaris* e com o microcrustáceo *C. dubia* e dos controles negativos de cada ensaio (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Risco Ecotoxicológico da lagoa de Jacarepaguá referente às amostras coletadas nos pontos amostrais P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅, durante as coletas de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (coleta 1 - 4 respectivamente).



Os menores riscos ecotoxicológicos foram verificados em todos os pontos da coleta 2 (Gráfico 2). Já os maiores riscos foram verificados nas coletas 1, 3 e 4. Um dos fatores que pode estar relacionado à variação nos valores de risco, é a condição de maré alta ou baixa durante as coletas, onde na coleta 2 foi alta (1, 2 m, mais alta do dia) e nas coletas 1, 3 e 4 foi baixa ($\leq 0,5$ m). Somente P1 (coleta 2: junho) e P5 (coleta 4: outubro) apresentaram risco moderado.

Em relação aos pontos amostrais, P₂, P₃ e P₄ foram os que apresentaram maiores riscos durante o período de monitoramento. O P1 apresentou o maior e o menor valor de risco, e o P5 os valores intermediários. Os valores de risco ecotoxicológico por ponto podem também estar relacionados as condições de maré. No entanto, a localização na lagoa e a influência dos rios que desaguam próximo aos pontos de coleta podem apresentar uma relação mais direta nessa questão mais pontual. Onde o P₁, P₂, P₃ e P₅ estão próximos aos pontos de desagüe de rios altamente impactados pela presença de esgotos. O P₄ está localizado na área central da lagoa.

No geral, é possível afirmar que em todos os pontos coletados na Lagoa, em pelo menos uma coleta foi verificado risco muito alto. Em 55% do total de análises dos pontos, o risco foi classificado como muito alto, em 30% como alto e 15% como risco moderado.

No estudo de Sabino (2018) o menor risco ecotoxicológico observado foi de 0,80 e o maior atingiu 0,96, sendo todos os riscos classificados como extremo. O trabalho realizou

ensaios com a espécie de microalga *Raphidocelis subcapitata* e com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*, utilizando amostras do rio João Mendes, localizado na região metropolitana do Estado do Rio de Janeiro. Enquanto o estudo de Sanchez (2012) analisou amostras de água do reservatório da bacia hidrográfica do Lobo (SP), e observou riscos baixos, que variaram de 0,31 (janeiro/ 2011) e mínimo de 0,23 (em julho/ 2010). Para a avaliação ecotoxicológica foram realizados bioensaios de toxicidade aguda e crônica das amostras de água e sedimento, utilizando como organismos-teste os microcrustáceos aquáticos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, a microalga *Raphidocelis subcapitata* e o peixe *Danio rerio*.

4.3.1 Ensaios ecotoxicológicos com a microalga *C. vulgaris*

Os ensaios realizados com *C. vulgaris* apresentaram efeitos tóxicos de inibição de crescimento nas coletas 1 e 3 para todos os pontos P₁ - P₅ (Tabela 11). Na coleta 2 o P₃ foi o único a apresentar efeito tóxico. Por outro lado, na coleta 4 o ponto P₃ não apresentou efeito tóxico e os pontos P₁, P₂, P₄ e P₅ apresentaram efeito de estímulo ao crescimento das microalgas (aumento no número de indivíduos.mL⁻¹) (Gráfico 3). O efeito de estímulo de crescimento das algas, observado nas amostras da coleta 4, em parte pode ser explicado pelo excesso de nutrientes e matéria orgânica presentes na lagoa, sendo provavelmente de lançamento irregular de esgotos. O nitrato, juntamente com o íon amônio, são as principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos produtores primários (ESTEVES, 1998), e ambos se mantiveram altos durante as coletas. Entretanto, a análise isolada de um ou dois compostos não pode justificar os efeitos crônicos em amostras ambientais, visto que, a presença ou a ausência de algum composto ou mistura de compostos, durante o mesmo período, podem estar fora do grupo de substâncias analisadas neste trabalho.

Outro nutriente essencial para os produtores primários é o fósforo. Além de ser um dos compostos limitantes para a produtividade primária, ele ainda está associado ao armazenamento de energia na forma de ATP, por exemplo, além de fazer parte da composição química de ácidos nucleicos, fosfolipídios, fosfoproteínas, dentre outros (ESTEVES, 1998). Por isso, sua presença em concentrações mais elevadas em corpos hídricos propicia o desenvolvimento da biomassa de algas. O fósforo apresentou concentrações altas em todos os pontos das coletas 3 e 4.

Algas e cianobactérias, por serem produtores primários, desempenham uma função importante como base da cadeia alimentar nos ecossistemas aquáticos (YANG et al., 2013), além da participação das bactérias na fixação de nitrogênio. Qualquer alteração na comunidade de organismos fotoautotróficos pode levar a efeitos graves nos organismos de níveis tróficos

superiores (NIE et al., 2013; BINH et al., 2018). Portanto, a avaliação da toxicidade para espécies não-alvo é importante para entender os efeitos dos antibióticos no ecossistema e a exposição em que humanos e a biota estão suscetíveis (SAÇAN & BALCIOGLU, 2006).

As cianobactérias são bactérias, portanto são sensíveis a antibióticos (GONZALEZ PLEITER et al., 2013). O modo de ação dos antibióticos contra estes microrganismos (procariontes) são muito conhecidos e explicam alguns efeitos dessas substâncias nas cianobactérias. Embora as algas verdes sejam eucariontes e seu mecanismo de toxicidade seja diferente, os antibióticos podem causar efeitos adversos às algas verdes, isso pode ocorrer devido à origem procariótica de organelas semiautônomas, como cloroplastos e mitocôndrias (NIE et al., 2013). Assim, os efeitos tóxicos dos antibióticos nas algas verdes estão relacionados à inibição dos metabolismos dos cloroplastos, como a síntese de proteínas e a fotossíntese, afetando o crescimento celular (LIU et al., 2011; NIE et al., 2013).

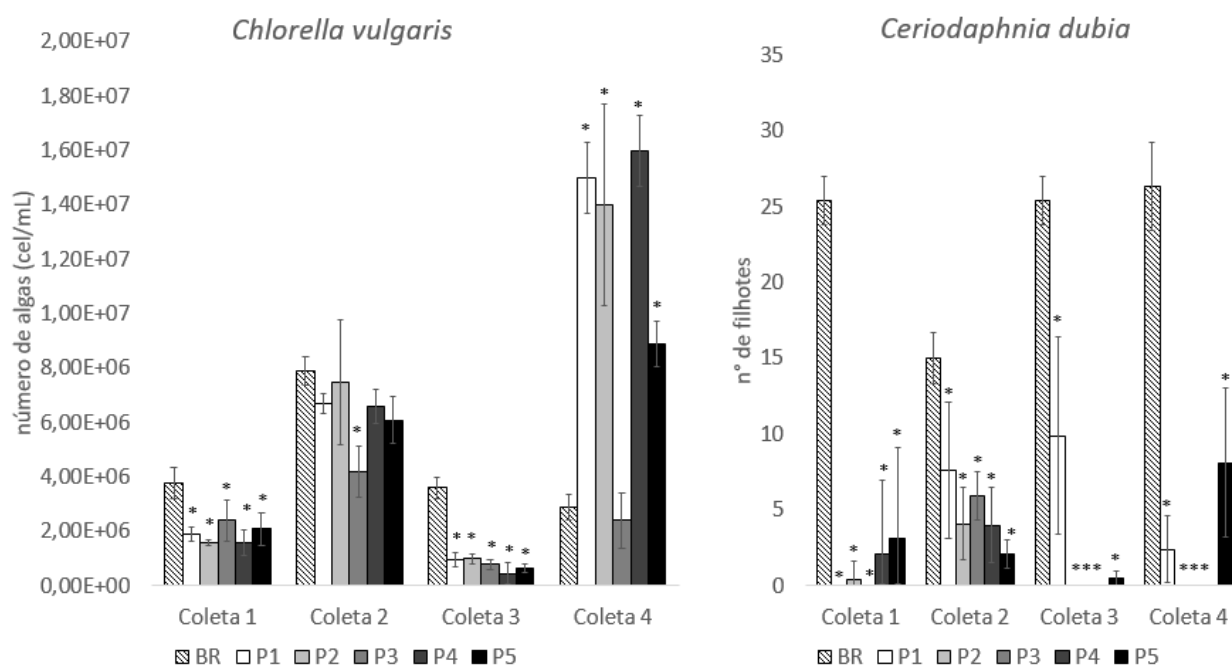
Tabela 11: Valores médios do número de microalgas por mL (\pm DP) nos ensaios crônicos com *C. vulgaris* e número médio de filhotes por fêmeas de *C. dubia* (\pm DP). Avaliação dos efeito tóxico ($p < 0,05$), pontos P₀, P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅. Coletas de abril, junho, agosto e outubro de 2019.

Pontos de coleta	<i>C. vulgaris</i>			<i>C. dubia</i>		
	n° algas	Toxicidade	Média filhotes	Toxicidade	Mortalidade	
Coleta 1	BR	$3.8 \cdot 10^6 \pm 5.7 \cdot 10^5$	-	25,4 \pm 1,6	-	-
	P1	$1.9 \cdot 10^6 \pm 2.6 \cdot 10^5$	Tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P2	$1.6 \cdot 10^6 \pm 1.0 \cdot 10^5$	Tóxico	0,4 \pm 1,2	Tóxico	Tóxico
	P3	$2.4 \cdot 10^6 \pm 7.6 \cdot 10^5$	Tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P4	$1.6 \cdot 10^6 \pm 4.6 \cdot 10^5$	Tóxico	2,1 \pm 4,9	Tóxico	Tóxico
	P5	$2.1 \cdot 10^6 \pm 6.0 \cdot 10^5$	Tóxico	3,1 \pm 6,0	Tóxico	Não tóxico
Coleta 2	BR	$7.9 \cdot 10^6 \pm 5.2 \cdot 10^5$	-	15 \pm 1,7	-	-
	P1	$6,7 \cdot 10^6 \pm 3,8 \cdot 10^5$	Não tóxico	7,6 \pm 4,5	Tóxico	Não tóxico
	P2	$7,5 \cdot 10^6 \pm 23 \cdot 10^6$	Não tóxico	4,1 \pm 2,4	Tóxico	Não tóxico
	P3	$4.2 \cdot 10^6 \pm 9.6 \cdot 10^5$	Tóxico	5,9 \pm 1,6	Tóxico	Não tóxico
	P4	$6.6 \cdot 10^6 \pm 6.1 \cdot 10^5$	Não tóxico	4 \pm 2,5	Tóxico	Não tóxico
	P5	$6.1 \cdot 10^6 \pm 8.5 \cdot 10^5$	Não tóxico	2,1 \pm 0,9	Tóxico	Não tóxico
Coleta 3	BR	$3.6 \cdot 10^6 \pm 3.7 \cdot 10^5$	-	25,4 \pm 1,6	-	-
	P1	$9.6 \cdot 10^5 \pm 2.4 \cdot 10^5$	Tóxico	9,9 \pm 6,5	Tóxico	Não tóxico
	P2	$1.0 \cdot 10^6 \pm 1.8 \cdot 10^5$	Tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P3	$7.8 \cdot 10^5 \pm 1.8 \cdot 10^5$	Tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P4	$4.6 \cdot 10^5 \pm 3.8 \cdot 10^5$	Tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P5	$6.3 \cdot 10^5 \pm 1.6 \cdot 10^5$	Tóxico	0,5 \pm 1,0	Tóxico	Não tóxico
Coleta 4	BR	$2.9 \cdot 10^6 \pm 4.8 \cdot 10^5$	-	26,3 \pm 2,9	-	-
	P1	$1.5 \cdot 10^7 \pm 1.3 \cdot 10^6$	Não tóxico	2,4 \pm 2,2	Tóxico	Tóxico
	P2	$1.4 \cdot 10^7 \pm 3.7 \cdot 10^6$	Não tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P3	$2.4 \cdot 10^6 \pm 1.0 \cdot 10^6$	Não tóxico	0	Tóxico	Tóxico
	P4	$1.6 \cdot 10^7 \pm 1.3 \cdot 10^6$	Não tóxico	0	Tóxico	Tóxico

P5	$8.9 \cdot 10^6 \pm 8.2 \cdot 10^5$	Não tóxico	$8,1 \pm 4,9$	Tóxico	Não tóxico
----	-------------------------------------	------------	---------------	--------	------------

*DP: Desvio Padrão

Gráfico 3: Ensaios ecotoxicológicos realizados com *C. vulgaris*, indicando o número médio de microalgas crescidas em 96h, e com *C. dubia*, indicando o número de filhotes gerados ao longo de 7 dias, nos pontos P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅ nas amostras coletadas durante os meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (Coletas 1-4 respectivamente).



4.3.2 Ensaios ecotoxicológicos com o microcrustáceo *C. dubia*

Os ensaios com *C. dubia* apresentaram efeito tóxico para todos os pontos amostrais (P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅) durante o período de monitoramento (Gráfico 3 e Tabela 11). Embora o resultado avaliado no ensaio seja o efeito das amostras sobre a reprodução dos organismos, alguns pontos amostrais foi verificado letalidade nas fêmeas expostas (efeito tóxico agudo). Esse fato ocorreu em quase todos os pontos da coleta 1 (exceção do P₅), da coleta 3 (exceção do P₁ e P₅) e na coleta 4 (exceção do P₅).

Resultados similares foram obtidos por Schroder e colaboradores (1991) em que avaliaram os efeitos tóxicos de efluentes municipais utilizando como bioindicadores duas espécies de microcrustáceos (*C. dubia* e *Daphnia magna*), nesse trabalho foi observado 100% de mortalidade em *C. dubia*, enquanto *D. magna* se mostrou menos sensível à amostra

analisada, indicando que em um ambiente natural, *C. dubia* poderia ser mais facilmente afetada por menores alterações nas condições físico-químicas, assim como outras espécies tão ou mais sensíveis.

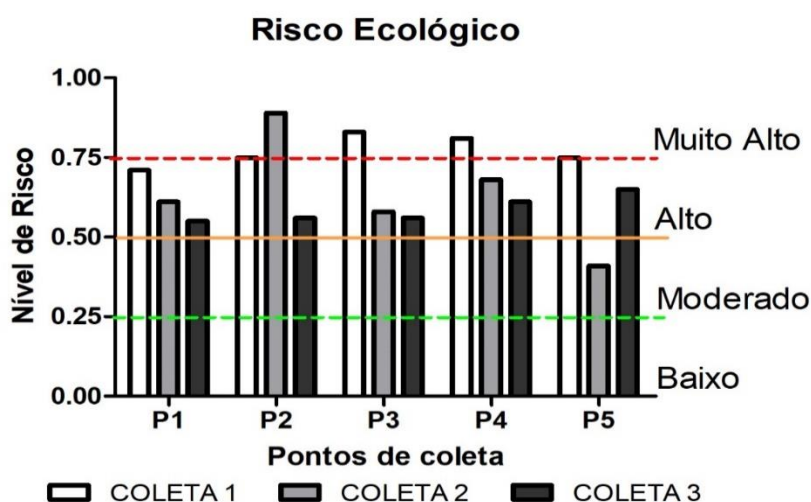
A variação de alguns parâmetros físico-químicos, como pH e matérias em suspensão, podem aumentar a toxicidade crônica de compostos químicos. Além disso, os organismos no ambiente são expostos continuamente a baixas concentrações de uma variedade de compostos simultaneamente (produtos químicos, sua transformação e seus metabólitos, nos vários compartimentos ambientais) e, portanto, é provável que ocorram efeitos crônicos em organismos aquáticos (GEIGER 2016). Produtos farmacêuticos presentes em misturas, podem desencadear efeitos crônicos e sinérgicos ou antagônicos. O efeito tóxico de múltiplos compostos em concentrações abaixo da LOEC ou NOEC pode produzir efeitos significativos nas gerações seguintes (PARROTT & BENNIE, 2009).

A presença de produtos farmacêuticos nas águas superficiais do córrego Kalpani, rio Cabul e rio Indus foi confirmada pelo estudo de Khan et al (2018). Um dos fármacos encontrados em altas concentrações foi o ibuprofeno (variação de 5 a 200 ng.L⁻¹), com potencial de causar efeitos adversos no ecossistema aquático, no solo e nas águas subterrâneas. Os Riscos calculados para o ibuprofeno, nos rios Kabul e Kalpani, mostraram um risco médio a alto para daphnias, peixes e algas, enquanto o risco mínimo foi observado para o rio Indus.

4.4 Risco Ecológico

O risco ecológico foi calculado com base nos resultados obtidos da contagem do número total de microalgas, do número total de Cianobacterias, da proporção de Cianobacterias filamentosas e com o Índice de Shannon-Wiener nas amostras da LJPA (P₁ – P₅) e do Açude do Camorim (P₀) (Gráfico 4). Para as análises do Risco ecológico não foram analisadas as amostras da coleta 4, portanto, foram apresentados os dados somente até a coleta 3.

Gráfico 4 - Risco Ecológico da lagoa de Jacarepaguá referente às amostras coletadas nos pontos amostrais P1, P2, P3, P4 e P5, durante as coletas de abril, junho e agosto de 2019 (coleta 1 - 3 respectivamente).



O menor risco ecológico foi observado no P₅ da coleta 2, o único classificado como moderado, enquanto os maiores riscos foram verificados na coleta 1 (P₃ e P₄) e na coleta 2 (P₂), sendo todos classificados como muito alto (Gráfico 4). Um dos fatores que podem estar relacionado a variação nos valores de risco, é a ocorrência de chuva durante as coletas (Tabela 10). Na coleta 3 a precipitação atmosférica, nas últimas 96h, foi de 3,6 mm causando uma redução homogênea nos riscos entre os pontos, já na coleta 1 (sem chuva, 0 mm) apresentou os maiores riscos (P₂, P₃, P₄ e P₅).

Em relação aos pontos amostrais, P₂, P₃ e P₄ foram os que apresentaram maiores riscos durante o período de monitoramento, assim como no risco ecotoxicológico. Os valores de risco ecológico, por ponto, podem estar relacionados às condições de chuva, no entanto, a localização dos pontos na lagoa e a influência dos rios podem apresentar uma relação mais direta nessa questão.

Para o risco ecológico, em 20% do total de análises dos pontos, o risco foi classificado como muito alto, em 74% como alto e 6% como risco moderado.

No estudo de Wu et al (2019), as análises de risco, realizadas em reservatórios de água da província de Henan, na China, indicaram que os fármacos apresentaram risco ecológico alto para as microalgas, principalmente para sulfametoxazol, lomefloxacin, ofloxacin, este último

presente em 100% das amostras, com concentrações que variaram de 3,8 a 196,4 ng.L⁻¹. Neste estudo, os fármacos frequentemente analisados foram sulfamonometoxina, eritromicina, lincomicina e fluoxetina, presentes 80% nas amostras de água. Os riscos humanos foram insignificantes, mas a poluição desses compostos não pode ser ignorada por seus efeitos adversos no sistema ecológico aquático.

O estudo de Muñoz et al. (2010) relatou evidências de comprometimento da comunidade biológica associado à presença de medicamentos no rio Llobregat, na Espanha. A biomassa de invertebrados mostrou uma correlação de classificação significativa (0,810, $p = 0,002$) com as concentrações de ibuprofeno, atenolol e propranolol. Com base nos resultados, a comunidade reduzida de invertebrados, composta principalmente de larvas de mosquitos (*Chironomus spp.*) e Oligochaeta, apresentou maiores abundâncias e biomassa quando o rio carregava maiores concentrações de antiinflamatórios e b-bloqueadores. Para *Chironomus spp.* a abundância estava associada intimamente com as concentrações mais altas de propranolol e indometacina e águas mais frias que eram características do local. Entretanto, a abundância de famílias de Oligochaeta estavam relacionadas a maiores concentrações de ibuprofeno, que apresentou média de concentração de 1,37 µg.L⁻¹.

Os resultados dos cálculos de riscos analisados na linha de evidência ecológica (produção primária, limnológica, zooplancônica e ictiofauna) no estudo de Sanchez (2012), com amostras de água do reservatório da bacia hidrográfica do Lobo (SP), atingiram riscos que variaram de 0,88 (outubro/ 2010) a 0,53 (janeiro/ 2011).

4.4.1 Comunidade fitoplanctônica

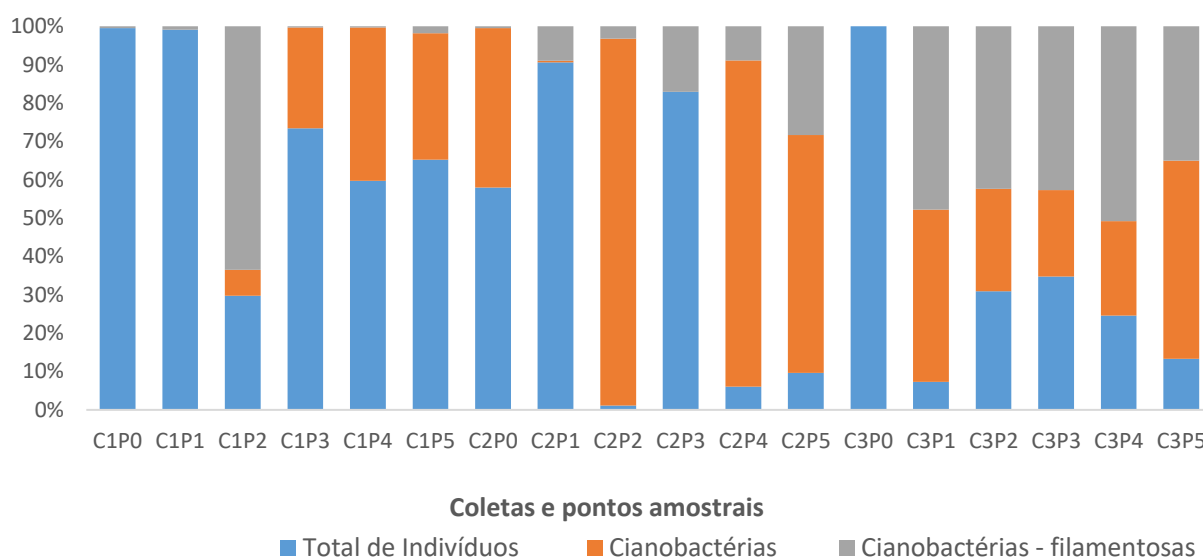
A análise da comunidade fitoplanctônica revelou uma composição qualitativa indicadora da condição de integridade do ambiente aquático. As coletas 1, 2 e 3 de abril, junho e agosto tiveram resultados semelhantes quanto à predominância dos grupos taxonômicos presentes e sua contribuição relativa (%). As três amostragens do P₀ revelaram a baixa abundância de cianobactérias, o que pode estar associado a boa qualidade da água e ao baixo nível de impacto ambiental (REYNOLDS, 2006).

De modo contrário, os resultados dos pontos de monitoramento da Lagoa de Jacarepaguá, demonstraram uma composição fitoplanctônica característica de ambientes eutrofizados, com dominância (de quase 100% de contribuição relativa) de cianobactérias em

todos os períodos amostrados (Gráfico 5). Esta classe taxonômica é amplamente associada a problemas de qualidade de água (CHORUS & BARTRAM, 1999; REYNOLDS, 2006).

Em relação a composição das cianobactérias, foi analisada um morfotipo filamentosos, que possui uma razão superfície/volume superior às demais cianobactérias, com maior capacidade de interação com o meio onde se encontra (SCHEFFER et al, 1997). Esse grupo ainda se destaca por produzir biotoxinas, e dentre elas, destacam-se as microcistinas. Essa toxina é uma das principais responsáveis por causar intoxicação na biota e na população humana, quando ocorrem florações de cianobactérias.

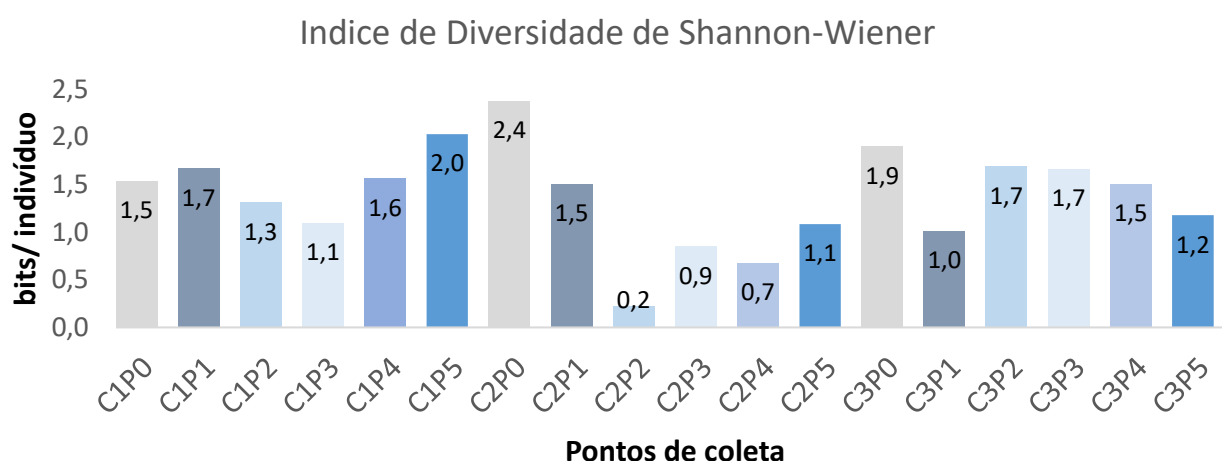
Gráfico 5 – Proporção de Cianobactérias em relação ao número total de indivíduos de algas por mililitro e de Cianobactérias filamentosas em relação ao total de Cianobactérias, nos cinco pontos de monitoramento da lagoa de Jacarepaguá e no ponto de referência (P0) no Açude do Camorim, nas coletas 1, 2 e 3 de abril, junho e agosto de 2019.



Na ecologia, para um ambiente ser considerado como ecologicamente equilibrado (homeostase), um dos atributos mais importantes é a diversidade de espécies num mesmo local. Isto revela não apenas a estrutura da comunidade num dado momento, mas também aponta outras características de importância ecológica, como resiliência e plasticidade ecológica (RICKLEFS, 2003).

A diversidade avaliada a partir do Índice de Shannon-Wiener revelou valores mais elevados no P₀, quando comparado aos pontos de amostragem na LJPA (Gráfico 6). De acordo com Margalef, 1974 em comunidades fitoplanctônicas, a diversidade, em bits/ célula, está normalmente entre 1 e 2,5 em águas costeiras e entre 3,5 e 4,5 em águas oceânicas. A faixa entre 2-3 bits/indivíduos é formada pela presença de inúmeras espécies e demonstra uma estrutura estável e diversificada, com ampla oferta de nichos (MARGALEF, 1978). As amostragens do P₀ ficaram próximas a estes valores nas coletas 2 e 3 (junho e agosto), confirmando a boa qualidade ambiental.

Gráfico 6 - Diversidade de microalgas avaliada a partir do Índice de Shannon-Wiener para as amostras do ponto referência (P₀) e da Lagoa de Jacarepaguá, nas coletas de abril, junho e agosto de 2019.



A ocorrência e dominância de diferentes gêneros de Cianobactérias vem sendo registradas, nessa lagoa, por diferentes autores (DOMINGOS, 2001; SAMPAIO, 2008), e depende basicamente da pré-existência de uma população de proporção significativa de organismos com flutuabilidade positiva e da estabilidade da coluna d' água (REYNOLDS & WALBSY, 1975).

Verificou-se que a composição taxonômica foi determinada também por outras classes fitoplanctônicas, como, Clorofíceas, Criptofíceas, Zignematofíceas e Bacilarofíceas. As Clorofíceas estiveram presentes na lagoa e no P₀, algumas espécies são comumente encontradas em ambientes eutrofizados, com altas concentrações de fosfatos (MARGALEF, 1983). No

entanto, as cianobactérias foram sempre constantes durante as coletas da lagoa, podendo-se considerar uma homogeneidade. Este resultado representou uma mudança do ecossistema, quando comparado aos resultados obtidos por Domingos (2001), que registrou na lagoa de Jacarepaguá uma heterogeneidade horizontal do fitoplâncton quanto à composição e biomassa. Esta modificação demonstra a adaptação, dominância e persistência das cianobactérias em diversos ambientes salobros (HUSZAR e SILVA, 1999).

Sampaio (2008) realizou um estudo do Complexo Lagunas de Jacarepaguá e observou que a lagoa de Jacarepaguá apresentou dominância quase absoluta de cianobactérias no período estudado (2004 a 2006), as exceções foram verificadas nos meses de agosto e setembro de 2006, que podem sugerir uma influência da mistura de águas, com valores mais altos de salinidade. Ainda no estudo de Sampaio (2008), os índices de diversidade de Shannon-Weaver apresentaram valores que variaram de 0,44 bits/indivíduos (outubro de 2004) a 3,61 bits/indivíduos (outubro de 2006), demonstrando que os valores de diversidade encontrados estão compatíveis para ambientes costeiros, estuários e em áreas de floração, cujas águas apresentam-se bastante férteis (MARGALEF, 1974).

No presente estudo, um pequeno aumento na salinidade também foi observado nas coletas de agosto e outubro de 2019 (Tabela 10), ainda assim, as cianobactérias foram o grupo de maior dominância em todas as coletas analisadas

Sampaio (2008) apresentou uma maior riqueza taxonômica de 22 táxons (fevereiro de 2004), na lagoa de Jacarepaguá, valor levemente inferior ao encontrado neste estudo, de aproximadamente 27 táxons, durante a coleta 2.

A ocorrência de diversas classes potencialmente tóxicas aloca este corpo hídrico em estado de alerta, visto os usos preponderantes de suas águas pela classificação da Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005). De acordo com Chorus e Bartram (1999), o indicativo do nível de vigilância considera a detecção de uma colônia ou 5 filamentos de cianobactérias em 1 mL de amostra. A RC 357/05 (BRASIL, 2005) não estabelece limites para esse parâmetro.

4.5 Risco Ambiental Integrado

O Risco Ambiental Integrado (RAI) foi calculado com base nos resultados obtidos nos riscos de (a) qualidade de água, (b) ecotoxicológico e (c) ecológico. Para o cálculo do risco

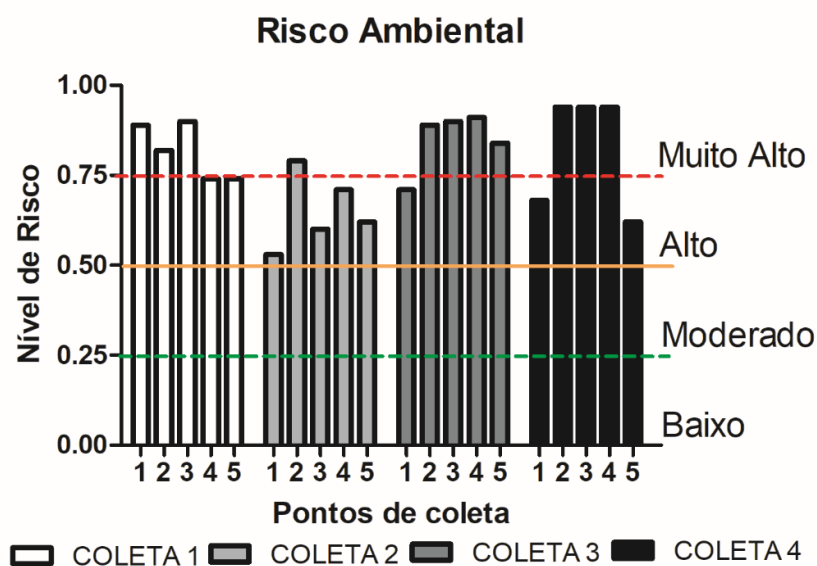
ecológico não foram incluídas as amostras da coleta 4, tampouco o risco químico foi incluído, por ainda não possuir os resultados das análises cromatográficas (Gráfico 7).

Seguindo-se as premissas estabelecidas na metodologia e utilizadas como base para a aplicação de pesos diferenciados para cada risco associado às linha de evidência, foi aplicado peso 1,0 para o risco da qualidade de água, peso 1,5 para o risco ecotoxicológico e peso 2,0 para o risco ecológico (Tabela 8).

A Lagoa de Jacarepaguá, como um todo, apresentou um avançado processo de eutrofização e contaminação, visto os resultados dos riscos de cada LoE (Gráfico 7). Em geral, o RAI apresentou 60% dos resultados das análises dos pontos como risco muito alto e 40% como alto.

O maior RAI do P₁ ocorreu na coleta 1, enquanto para o P₂ todas as coletas foram classificadas com o risco muito alto. Tanto o P₃ como P₄ obtiveram classificação do risco como muito alto, com exceção da coleta 2. Já o P₅, apresentou risco alto em todas as coletas, exceto para a coleta 3 que apresentou risco muito alto. Em uma classificação geral de risco ambiental os pontos de monitoramento da LJPA ficaram na seguinte ordem decrescente de risco: P₂>P₃=P₄>P₅=P₁ (Gráfico 7). Já em relação as coletas a ordem ficou: C3>C4>C1>C2. A coleta 2 (junho) pode ter apresentado um menor risco em virtude da condição de maré alta.

Gráfico 7 - Risco Ambiental Integrado da Lagoa de Jacarepaguá referente ao período de monitoramento dos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2019 (coleta 1 - 4 respectivamente) e nos pontos amostrais P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅.



O ponto 2 apresentou o maior risco da lagoa de Jacarépaguá. Este ponto fica localizado atrás de um condomínio de residências, o que pode contribuir para o aumento do risco, indicando que a intensidade da atividade humana também é um dos fatores importantes que afetam a ocorrência de PPCPs (WANG et al, 2019).

O estudo de Xu et al (2019) realizou uma ARE em bacias hidrográficas da China (lago Taihu, rio Yellow, rio Songhuajiang, rio Heilongjiang, rio Dongjiang e Grand Canal), analisando a presença de diversos micropoluentes. Na presente pesquisa foram detectados 103 PPCPs e 19 pesticidas, com concentrações médias variando de 0,02 ng.L⁻¹ (sulfamerazina) a 332,75 ng.L⁻¹ (bisfenol A). Antibióticos e organofosforados foram os PPCPs e pesticidas mais presentes nas amostras, respectivamente; quinolonas foram os antibióticos predominantes, a maioria dos quais foram detectados em mais de 96% dos locais de amostragem, com concentrações médias variando de 2,14 a 309,67 ng.L⁻¹. Mais da metade dos fármacos não antibióticos eram hormônios. Embora o risco ecológico detectado para antibióticos tenha sido baixo, seu potencial de aumentar a presença genes de resistência nos organismos não alvo não pode ser negligenciado.

O estudo de ARE de Liu et al (2020) identificou e quantificou a presença de 42 PPCPs, em que a concentração variou entre 0,04 a 889 ng.L⁻¹, nos lagos Taihu e Baiyangdian (ambos estão entre os maiores lagos de água doce da China), e demonstraram risco alto para grande parte dos compostos analisados. Entre estes, sete PPCPs foram identificados como poluentes de alto ou moderado risco para pelo menos um dos lagos. Carbamazepina representou risco ecológico significativo em todos os pontos de amostragem, e os compostos sulfametoxazol, cafeína, dietiltolamida e carbamazepina foram classificados como de risco alto ou intermediário.

Alguns fármacos e outros micropoluentes possuem pseudo-persistência devido à entrada contínua nos corpos hídricos, e os efeitos tóxicos ainda podem ser gerados depois que uma certa concentração for acumulada nos organismos não alvo, além disso, a toxicidade pode aumentar devido ao efeito sinérgico das misturas desses compostos, e ainda ocorre variação da concentração devido ao efeito sazonal, que afetará os resultados da avaliação de riscos (WANG et al, 2019). Pesquisas adicionais sobre o risco desses compostos em misturas, devem ser consideradas, visto que, o risco que os PPCPs podem representar para espécies aquáticas não está diretamente relacionado à toxicidade de uma única substâncias, mas também das misturas delas e suas possíveis bioacumulação através da cadeia alimentar (LIU, et al, 2020).

5. CONCLUSÃO

O modelo de ARE escolhido mostrou ser uma ferramenta eficaz possibilitando uma avaliação mais global e ao mesmo tempo detalhada da Lagoa de Jacarepaguá-RJ, contribuindo para a preservação desse ecossistema de grande importância ecológica, cultural e econômica para a cidade do Rio de Janeiro. Em uma análise geral dos riscos de Qualidade de água, a partir das análises físico-químicas e microbiológicas, ao longo das quatro campanhas, permitiu concluir que a área mais impactada na LJPA foi a dos pontos P₅ e P₂ com 50% e 25% dos resultados, respectivamente, sendo classificados como risco muito alto, e todas as coletas apresentaram um risco de qualidade de água no geral entre alto e muito alto.

No caso do risco ecotoxicológico, em uma análise geral com as espécies de microalga e microcrustáceo permitiu concluir que as áreas mais impactadas na LJPA foram a dos pontos P₂, P₃ e P₄ com 75% sendo classificada como risco muito alto, e as coletas 1 e 3 nos meses de abril e agosto foram as que apresentaram um risco de qualidade de água na maioria dos pontos como muito alto. Já a coleta 2 foi a que apresentou o menor risco geral, porém foi classificado de moderado a alto. Provavelmente devido a uma maior influência da maré alta (1,2 m) durante a coleta.

Já a análise do risco ecológico de diversidade e riqueza de espécies de algas presentes na LJPA, permitiu concluir que os pontos mais impactados foram P₂ e P₄ com um risco médio de 0,78 e 0,74, sendo classificados como risco muito alto e alto, respectivamente, e a coleta 2 no mês de junho foi a que apresentou 40% dos resultados como de risco ecológico muito alto. Provavelmente devido a uma maior influência da localização dos pontos dentro da lagoa, como a proximidade do desague de rios, e em alguns casos o índice pluviométrico pode ter influenciado em alguns resultados, além da maré.

A LJPA apresentou avançado processo de eutrofização e contaminação de acordo com os resultados do risco ambiental integrado (risco muito alto em 55% dos pontos e alto em 45%). Com os resultados de risco ambiental nos diferentes pontos de monitoramento da LJPA obtidos a partir da aplicação da metodologia de avaliação de risco ecológico espera-se contribuir com ferramentas, modelos e dados de monitoramento para uma discussão mais ampla e profunda sobre quais caminhos deverão ser tomados para que sejam planejadas ações de gerenciamento e mitigação dos riscos ecológicos atuais e futuros na região. Além disso, espera-se que sejam intensificadas as ações de fiscalização ambiental, de forma a reduzir os impactos relacionados a contaminação por efluentes residenciais e industriais nos corpos hídricos do complexo lagunar da Barra da Tijuca como um todo.

6. RECOMENDAÇÕES

Análises cromatográficas das mesmas amostras que compõem a presente investigação foram realizadas após o fechamento da presente dissertação. Tais análises não foram incluídas neste trabalho, em função da interrupção do funcionamento do laboratório, como consequência do distanciamento social imposto pelo advento da pandemia Covid-19 e a interrupção das atividades presenciais laboratoriais, justamente quando as análises estavam sendo iniciadas. Com a complementação de tais análises, a quantificação de substâncias químicas de interesse (SQI) nas amostras em questão devem ajudar a explicar os resultados encontrados.

A influência dos fatores climáticos como o regime de chuvas, assim como a influência da variação da maré, devem ser levadas em conta com mais profundidade nos próximos estudos de igual natureza.

Estudos similares a este devem ser realizados em outras lagoas que compõem o complexo lagunar da Barra da Tijuca para uma avaliação mais completa do sistema lagunar e dos riscos ecológicos aos quais essa região está sujeita, tendo em vista que atualmente, essa região apresenta um desenvolvimento socioeconômico acelerado, e ainda possui um grande potencial de crescimento e expansão nos próximos anos.

REFERÊNCIAS

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Planejamento de amostragem de efluentes Líquidos e corpos receptores - NBR 9897. Rio de Janeiro, Brasil: [s.n.]. 1987.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Procedimentos para preservação e preparo de amostras a serem utilizadas em ensaios ecotoxicológicos – NBR 15469, Rio de Janeiro, Brasil: [s.n.]. 2007.
- ABNT 2010- Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT NBR 13373 Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp. (Cruatacea, Cladocera), Rio de Janeiro, Brasil: [s.n.]. 2010.
- ABNT 2011. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, A. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (Chlorophyceae) - NBR 12648. Rio de Janeiro, Brasil: [s.n.]. 2011.
- ADAMS, S. M.; GREELEY, M. S. Ecotoxicological Indicators of Water Quality: Using Assess the Health of Aquatic Ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 123, p. 103–115. 2000.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, A. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília - DF: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos Revisão. 2005.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, A. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília - DF: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos Revisão. 2012.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. GUIA NACIONAL: Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos. 2 ed. Brasília, Df: Athalaia Gráfica e Editora. p.327. 2011. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/>>. Último acesso em: 25/09/2019.
- APHA - American Public Health Association. APHA Method 9221: Standard Methods for the 395 Examination of Water and Wastewater. 1992.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21. ed. Washington. 2005.

- APHA/ AWWA /WEF.EATON, A.D et al. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22^a ed. Washington: American Public Health Association. p.1360. 2012.
- AQUINO, S.F., BRANDT, E.M.F., CHERNICHARO, C.A.L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.18, n.3, p. 187-204. 2013.
- ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 61–72. 2007.
- ASH, R.J. & IVERSON, J.L. Antibiotic and disinfectant resistant bactéria in rivers of the United States. *Proceedings of the 4th International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Chemicals in Water*. Minneapolis, EUA. 2004.
- ASHFAQ, M.; KHAN, K.N.; REHMAN, M.S.U.; MUSTAFA, G.; NAZAR, M.F.; SUN, Q.; IQBAL, J.; MULLA, S.I.; YU, C.P. Ecological risk assessment of pharmaceuticals in the receiving environment of pharmaceutical wastewater in Pakistan *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 136, p. 31-39. 2017.
- BACKHAUS, T.; PORSBRING, T.; ARRHENIUS, A.; BROSCHE, S.; JOHANSSON, P.; BLANCK, H. Single-substance and mixture toxicity of five pharmaceuticals and personal care products to marine periphyton communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 2030-2040. 2011.
- BAHIANA, L. C. C. O uso do geoprocessamento na definição de indicadores georreferenciados a agregação territorial significativos na região de Jacarepaguá (RJ). 257 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2007.
- BARNES, R.S.K. *Coastal lagoons* Cambridge University Press, Cambridge. 1980.
- BEEK, T. A. D.; WEBER, F. A.; BERGMANN, A.; HICKMANN, S.; EBERT, I.; HEIN, A.; KÜSTER, A. Pharmaceuticals in the environment—global occurrences and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 35, no. 4, p. 823–835. 2016.
- BELLINGER, E.; SIGEE, D. *Freshwater Algae: Identification, Enumeration and Use as Bioindicators*, 2nd Edition. Wiley-Blackwell. 2015.

- BENOTTI M., TRENHOLM, R. A.; VANDERFORD, B. J.; HOLADY, J. C.; STANFORD, B. D.; SNYDER, S. A. Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in US drinking water *Environ. Sci. Technol.*, 43 (3), pp. 597-603. 2009.
- BENSON, R., CONERLY, O.D., SANDER, W., BATT, A.L., BOONE, J.S., FURLONG, E.T., GLASSMEYER, 391 S.T., KOLPIN, D.W., MASH, H.E., SCHENCK, K., SIMMONS, J.E. Human health screening and 392 public health significance of contaminant of emerging concern detected in public water supplies. 393 *Sci. Total Environ.* V. 579, p. 1643-1648. 2017.
- BILA, D.M. & DEZZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*, v. 30, p. 651-666. 2007.
- BINH, V.N.; DANG, N.; ANH, N.T.K.; KY, L.X.; THAI, P.K. Antibiotics in the aquatic environment of Vietnam: Sources, concentrations, risk and control strategy. *Chemosphere* 197, 438-450. 2018.
- BOGER, B.; TONIN, F. S.; ZAMORA, P.G.P.; WAGNER, R.; GOMES, E.C. Micropoluentes emergentes de origem farmacêutica em matrizes aquosas do Brasil: uma revisão sistemática. *Revista Ciência e Natura*, v. 37, n. 4, p. 725-739. 2015.
- BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. da 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*, v. 11, p. 175-184. 2006.
- BOONE, M. D.; ROHR, J.R. The trouble with risk assessment lies at the foundation. *Bioscience*, v. 65, p. 227–228. 2015.
- BOROVA, V.L.; MARAGOU, N.C.; GAGO-FERRERO, P.; PISTOS, C.; HOMAIDIS, N.S. Highly sensitive determination of 68 psychoactive pharmaceuticals, illicit drugs, and related human metabolites in wastewater by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Anal. Bioanal. Chem.* 406 (17), 4273–4285. 2014.
- BOXALL, A.B.A.; FOGG, L.A; BLACKWELL, P.A.; KAY, P.; PEMBERTON, E.J.; CROXFORD, A. Veterinary medicines in the environment. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 180, pp. 1-91. 2004.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. Introdução à

engenharia ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável. São Paulo: Pearson Prentice Hall, p.318. 2006.

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 Federal nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. 2007.

BRASIL- Resolução CONAMA nº420, 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. Lei Federal nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. 2011.

CAMPBELL, C. G.; BORGLIN, S. E.; GREEN, F. B.; GRAYSON, A.; WOZEI, E.; STRINGFELLOW, W. T. Biologically directed environmental monitoring, fate, and transport of estrogenic endocrine disrupting compounds in water: A review. *Chemosphere*, Oxford, v. 65, n. 8, p. 1265-1280. 2006.

CARDOSO, O; PORCHER, J-M; SANCHEZ, W. Factory-discharged pharmaceuticals could be a relevant source of aquatic environment contamination: Review of evidence and need for knowledge. *Chemosphere* 115:20–30. 2014.

CARVALHO, R. P. B. de. Ocupação dos solos em terrenos marginais às lagoas costeiras: mudanças e perspectivas ambientais frente a expansão urbana – O caso da Lagoa de Jacarepaguá (Rio de Janeiro). 155f. Dissertação de Mestrado em Geografia– Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2013a.

CARVALHO, R. P. B. Qualidade urbana /ambiental no território carioca: o caso do planejamento da Baixada de Jacarepaguá, Rio de Janeiro. *Caderno de Geografia*, v.23, n.40. 2013b.

CARVALHO, I.T.; SANTOS, L. Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario. *Environment International* 94, 736–757. 2016.

- 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. 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. 2001.
- CE- EUROPEAN COMMISSION. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Off J. Eur. Parliam. L 327, 1–82. 2000.
- CEa - EUROPEAN COMMISSION DECISION n° 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC Off J. Eur. Commun. L, 331, p. 1-5. 2001.
- CEb - EUROPEAN COMMISSION. Directive 2001/82/EC of the European Parliament and of the Council of 6 November 2001 on the Community code relating to veterinary medicinal products. 2001. Disponível em: <http://ec.europa.eu/health/files/eudralex/vol-5/dir_2001_82/dir_2001_82_en.pdf>. Acessado em: 04/11/2019. 2001
- CEc - EUROPEAN COMMISSION. Directive 2001/83/EC of the European Parliament and of the Council of 6 November 2001 on the Community code relating to medicinal products for human use. 2001. Disponível em:<http://ec.europa.eu/health/files/eudralex/vol-5/dir_2001_83_consol_2012/dir_2001_83_cons_2012_en.pdf>. Acessado em: 04/11/2019. 2001.
- CE - EUROPEAN COMMISSION DIRECTIVE 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC. Off J. Eur. Union L, 348, p. 84-97. 2008.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002. São Paulo: CETESB (Série Relatórios). 2003.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decisão de diretoria n° 103/2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas no Estado de São Paulo. São Paulo, CETESB, 2007. Disponível em: <

<https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-Gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf>
Acessado em: 28/01/2020. 2007a.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Coliformes Termotolerantes: Determinação Em Amostras Ambientais Pela Técnica de Tubos Múltiplos Com Meio A1 – Método de Ensaio. 2007b.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo. Série Relatórios. São Paulo. 300 p. 2010.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decisão de diretoria nº 045/2014 para valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo, CETESB, 2014. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/blog/2014/02/27/cetesb-revisa-os-valores-orientadores-para-solos-e-aguas-subterraneas/>> Acessado em: 28/01/2020. 2014.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Coliformes totais, coliformes termotolerantes e Escherichia coli - Determinação pela técnica de tubos múltiplos. São Paulo: CETESB. p.29. 2018.

CHAO, I. R. S. Remoção de Fósforo de Efluentes de Estações de Tratamento Biológico de Esgotos Utilizando Lodo de Estação de Tratamento de Água. 2006. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.

CHAPMAN, P.M.; HOLLERT, H. Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? J Soils Sediments 6:4–8. 2006.

CHIFFRE, A.; DEGIORGI, F.; BULETÉ, A.; SPINNER, L.; BADOT, P. M. Occurrence of pharmaceuticals in WWTP effluents and their impact in a karstic rural catchment of Eastern France. Environmental Science and Pollution Research, 23(24), 25427-25441. 2016.

CHORUS. I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management. London: Taylor & Francis, p.416. 1999.

CLEUVERS. M. Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects Toxicol Lett, 142, p. 185-194. 2003.

- CLEUVERS, M. Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen and acetylsalicylic acid *Ecotoxicol Environ Saf*, 59, p. 309-315. 2004.
- CONAMA, Resolução CONAMA Nº: 357, de 17 de março de 2005. Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília: SEMA. 2005.
- CONAMA, Resolução CONAMA Nº: 001, de 23 de janeiro de 1986. Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente Brasília: SEMA. 1986.
- CONNOR, R. E.; GEIST, J. & WERNER, I. Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. *Sensors (Switzerland)*, v. 12, n. 9, p. 12741–12771. 2012.
- DAGNINO, A. et al. A “Weight-of-Evidence” Approach for the Integration of Environmental “Triad” Data to Assess Ecological Risk and Biological Vulnerability. v. 4, n. 3, p. 314–326. 2008.
- DESBROW, C.; ROUTLEDGE, E. J.; BRIGHTY, G. C.; SUMPTER, J. P.; WALDOCK, M. Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environmental Science Technology*, v.32, n.11, p.1549-1558. 1998.
- 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.
- DOMINGUES, D. F.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática- Princípios e aplicações*. Zagatto, P. A.; Bertoletti, E. São Carlos, SP. RIMA. 2ª edição. Cap 7, p.153-184. 2008.
- DZ-0110.R-1 - Diretriz de classificação das lagoas de Jacarepaguá. 30/11/1977 aprovada pela Deliberação CECA nº 0012 de 10 de novembro de 1977, Rio de Janeiro. 1977.
- EBERT, I.; BACHMANN, J.; K€UHNEN, U.; K€USTER, A.; KUSSATZ, C.; MALETZKI, D.; SCHL€UTER, C. Toxicity of the fluoroquinolone antibiotics enrofloxacin and ciprofloxacin to photoautotrophic aquatic organisms. *Environ Toxicol Chem* 30:2786–2792. 2011.
- TA 2216/2006- Norwegian Pollution Control Authority - Initial assessment of eleven pharmaceuticals using the EMEA guideline in Norway, Oslo. 2006.

- ENVIRONMENT CANADA, 2011. Pharmaceuticals and Personal Care Products Surveillance Network. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/scitech/default.asp?lang=en&n=FD3E3DAA-1>>. Acessado em: 31/10/2019.
- EPHC–NHMRC–NRMM - Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks. Phase 2C. Managed Aquifer Recharge. 2008. Disponível em: <http://www.ephc.gov.au/taxonomy/term/39> >. Acessado em: 02 de fevereiro de 2020.
- ESCHER, B.I.; BRAMAZ, N.; EGGEN, R.I.L.; RICHTER, M. In vitro assessment of model's toxic action of pharmaceuticals in aquatic life *Environ Sci Technol*, 39, p. 3090-3100. 2005.
- ESCHER, B. I.; FERNNER, K. Recent advances in the environmental risk assessment of transformation products. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 9, p. 3835–3847. 2011.
- ESTEVEZ, F. D. A. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro, n. 2^a, p.575. 1998.
- KARPUZCU, M. E.; ARNOLD, W. A.; BARBER, B. L.; KAUFENBERG, E. F.; KOSKINEN, W. C.; NOVAK, P. J.; RICE, P. J.; SWACKHAMER, D. L. Sources and transport of contaminants of emerging concern: A two-year study of occurrence and spatiotemporal variation in a mixed land use watershed. *Science of The Total Environment*, v 551–552, p. 605-613. 2016.
- FLAHERTY C. M.; DODSON S. I. Effects of pharmaceuticals on *Daphnia* survival, growth, and reproduction. *Chemosphere* 61:200–207. 2005.
- FURTADO, C. M.; VON MÜHLEN, C. Endocrine disruptors in water filters used in the Rio dos Sinos Basin region, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, p. 85–90. 2015.
- GASPAROTTO, F. A. Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da Água de Nascentes Urbanas no Município de Piracicaba-SP. 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2011.

- GAVRILESCU, M.; DEMNEROVA, K.; AAMAND, J.; AGATHOS, S.; FAVA, F. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation *New Biotechnol.*, 32 (1), p. 147-156. 2015.
- 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*, 129, 189-198. 2016.
- GINEBREDÁ, A.; MUÑOZ, I.; ALDA, M. L.; BRIX, R.; LÓPEZ-DOVAL, J.; BARCELÓ, D. Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: Relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain). Volume 36, Issue 2, Pages 153-162. 2010.
- GHISELLI, G.; JARDIM, W. F. Interferentes endócrinos no ambiente. *Química Nova*, São Paulo. v. 30, n. 3, p. 695-706. 2007.
- GLASSMEYER, S.T. ; FURLONG, E.T.; KOLPIN, D.W. ; BATT, A.L. ; BENSON, R. ; BOONE, J.S. ; CONERLY, O. ; DONOHUE, M.J. ; KING, D.N. ; KOSTICH, M.S.; MASH, H.E.; PFALLER, S.L. ; SCHENCK, K.M. ; SIMMONS, J.E. ; VARUGHESE, E.A. ; VESPER, S.J. ; VILLEGAS, E.N. ; WILSON, V.S. Nationwide reconnaissance of contaminants of emerging concern in source and treated drinking waters of the United States. *Sci. Total Environ.*, 581–582, p. 909-922. 2017.
- GONZALEZ-PLEITER, M.; GONZALO, S.; RODEA-PALOMARES, I.; LEGANES, F.; ROSAL, R.; BOLTES, K.; MARCO, E.; FERNANDEZ-PINAS, F. Toxicity of five antibiotics and their mixtures towards photosynthetic aquatic organisms: Implications for environmental risk assessment. *Water Research* 47, 2050-2064. 2013.
- GUILLETTE, L.J. Jr.; PICKFORD, D.B.; CRAIN, D.A.; ROONEY, A.A.; PERCIVAL, H.F. Reduction in penis size and plasma testosterone concentrations in juvenile alligators living in a contaminated environment. *General and Comparative Endocrinology*, v. 101, n. 1, p. 32-42. 1996.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores da qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FEPAM*, ano 2, nº 1. 2003.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. Harper, D.A.T. (ed.). 1999. *Numerical Palaeobiology*. John Wiley & Sons. 2001.

- HARTMANN, S.; LACORN, M.; STEINHART, H. Food Chem.v. 62, p.7-20. 1998.
- HE, S.; DONG, D.; SUN, C.; ZHANG, X.; ZHANG, L.; HUA, X.; GUO, Z. Contaminants of emerging concern in a freeze-thaw river during the spring flood. Science of the Total Environment 670, 576–584. 2019.
- HILLEBRAND, H.; DURSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U. & ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. Journal of Phycology, 35: 403-424. 1999.
- HOFFMAN, D. J; RATTNER, B. A; BURTON, A. G.; CAIRNS, J. Jr. Handbook of Ecotoxicology. Segunda Edição, CRC Press. ISBN-e: 13.978-1-4200-3250-5. 2002.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. Limnotemas. Sociedade Brasileira de Limnologia. v. 2, p. 1-21. 1999.
- IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico, 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/?nivel=st>>. Acesso em: 25/09/2019.
- INEA – Instituto Estadual do Ambiente. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br>> Acessado em: 15/02/2019.
- ISO - International Organization for Standardization, International Standard: Water Quality- Determination of chronic toxicity to Ceriodaphnia dubia, Switzerland. 2008.
- 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 of Contaminated Land, RIMV. 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.

- KASHIWADA, S.; ISHIKAWA, H.; MIYAMOTO, N.; OHNISHI, Y.; MAGARA, Y. Fish test for endocrine-disruption and estimation of water quality of Japanese rivers. *Water Research*, v. 36, p. 2161-2166. 2002.
- KHAN, A.; SHAMS, D. F.; KHAN, W.; IJAZ, A.; QASIM, M.; SAAD, M.; ... AHMED, N. Prevalence of selected pharmaceuticals in surface water receiving untreated sewage in northwest Pakistan. *Environmental monitoring and assessment*, 190(6), 324. 2018.
- KIM, S.D.; CHO, J.; KIM, I.S.; VANDERFORD, B. J.; SNYDER, S.A. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. *Water Research*, v. 41, p. 1013-1021. 2007.
- KJERFVE, B. COMPARATIVE oceanography of coastal lagoons. pp. 63-81. In: *Estuarine Variability*. (Wolfe D.A., 4). Academic Press, New York. 1986.
- KJERFVE, B. Coastal lagoon process. Elsevier Sci. Publ. 577p. 1994.
- KLATTE, S.; SCHAEFER, H. C.; HEMPEL, M. Pharmaceuticals in the environment – A short review on options to minimize the exposure of humans, animals and ecosystems *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, v. 5, p. 61-66. 2017.
- KNOPPERS, B; KJERFVE, B; CARMOUZE, J.P. Trophic state and water turn-over time in six choked coastal lagoons in Brazil. *Biogeochemistry* 14: 149-166. 1991.
- KNOPPERS, B. Aquatic primary production in coastal lagoons. Pp. 243-286. In: B. Kjerfve. (ed). *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam. 599p. 1994.
- KOLPIN D.W.; SKOPEC, M.; MEYE, M. T.; FURLONG, E. T.; ZAUGG, S. D. Urban contribution of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants to streams during differing flow conditions *Sci. Total Environ.*, 328 (1), pp. 119-130. 2004.
- KOVALAKOVA, P.; CIZMAS, L.; MCDONALD, T. J.; MARSALEK, B.; FENG, M.; SHARMA, V. K. Occurrence and toxicity of antibiotics in the aquatic environment: A review. *Chemosphere*, 126351. 2020.
- KUSTER A; ADLER N. Pharmaceuticals in the environment: Scientific evidence of risks and its regulation. *Philos Trans R Soc B* 369:20130587. 2014.
- LANDIS W. G. Uncertainty in the extrapolation from individual effects to impacts upon landscapes. *Hum Ecol Risk Assess*. V. 8, p. 193–204. 2002.

- LARSSON, D.G.J. Pollution from drug manufacturing: Review and perspectives. *Philos Trans R Soc B*, 369:20130571. 2014.
- LEUNG H.W., JIN L., WEI S., TSUI M.M.P., ZHOU B., JIAO L., CHEUNG P.C., CHUN Y. K., MURPHY M.B., LAM P.K.S. Pharmaceuticals in tap water: human health risk assessment and proposed monitoring framework in China. *Environ. Health Perspect.*, 121 (7), p. 839-846. 2013.
- LIU, B.Y.; NIE, X.P.; LIU, W.Q.; SNOEIJIS, P.; GUAN, C.; TSUI, M.T.K. Toxic effects of erythromycin, ciprofloxacin and sulfamethoxazole on photosynthetic apparatus in *Selenastrum capricornutum*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 1027-1035. 2011.
- LIU, N.; JIN, X.; YAN, Z.; LUO, Y.; FENG, C.; FU, Z.; ... & GIESY, J. P. Occurrence and multiple-level ecological risk assessment of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in two lakes of China. *Research Square*. 2020.
- LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LE CREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia* 11, p. 143–170. 1958.
- MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W. F.; FERNANDES, A. N.; SODRE, F. F.; ALMEIDA, F. V.; SANTANA, J. S.; CANELA, M. C.; NUNES, C. R. O.; BICHINHO, K. M.; SEVERO, F. J. R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Sci. Total Environ.* V. 572, p.138–146. 2016.
- MADEIRA, R. F. O setor de saneamento básico no Brasil e as implicações do novo marco regulatório para a universalização do acesso. *Revista do BNDES*, 33, 123-154. 2010.
- MANZETTI, S.; GHISI, R. The environmental release and fate of antibiotics *Mar. Pollut. Bull.*, 79, p. 7-15. 2014.
- MARGALEF, R. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona, p. 951. 1974.
- MARGALEF, R. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta.* v. 1, p. 493-509. 1978.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Ed. Ômega. p.1010. 1983.

- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. *Journal of environmental management*, v. 90, n. 1, p. 652-659. 2009.
- MELO, A.S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.* Jul/Sep, vol. 8, n. 3. 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00108032008> ISSN 1676-0603>. Acessado em 15/02/2020.
- MENDES, M. P.; SALOMÃO, A. L. S.; NIEMEYER, J. C.; MARQUE, M. Ecological Risk Assessment in a Tropical Wetland Contaminated with Gasoline: Tier 1. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal.* 2017.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.* McGraw Hill Brasil. 2016.
- MINES, R. O.; LACKEY, W. L. *Introduction to Environmental Engineering.* First Edit ed. [s.l.] Prentice Hall PTR. 2009.
- MIRANDA, C.D.; CASTILLO, G. Resistance to antibiotic and heavy metals of motile aeromonads from Chilean freshwater. *Science of the Total Environment*, v. 224, n. 1-3, p. 167-176. 1998.
- MONTAGNER, C.C.; VIDALA, C.; ACAYABA, R.D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: Cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Química Nova*, v.40, n. 9, p. 1094-1110. 2017.
- MONTAGNER, C., SODRE, F., ACAYABA, R., VIDAL, C., CAMPESTRINI, I., LOCATELLI, M., et al. Ten years-snapshot of the occurrence of emerging contaminants in drinking, surface and ground waters and wastewaters from Sao Paulo state, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.* 30 (3), p. 614 -632. 2019.
- MONTAGNES, D. J. S.; BERGES, J. A.; HARRISON, P. J.; TAYLOR, F. J. R. Estimating carbon, nitrogen, protein, and chlorophyll a from volume in marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 39:1044–60. 1994.
- MUÑOZ, I.; LÓPEZ-DOVAL, J.; RICART, M.; VILLAGRASSA, M.; BRIX, R.; GEISZINGER, A. Bridging levels of pharmaceuticals in river water with biological community structure in the Llobregat River basin (NE Spain). *Environ Toxicol Chem* (in press). 2010.

- NETO, Antônio Carlos Nogueira. Avaliação de Toxicidade Aguda e Crônica em Águas do Rio Jundiá e em Afluentes e Efluentes da ETE Novo Horizonte, Jundiá, São Paulo. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências em Tecnologia Nuclear, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2009.
- NEWTON, A.; ICELY, J.D.; FALCAO, M.; NOBRE, A.; NUNES, J.P.; FERREIRA, J.G.; VALE, C. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal Continental Shelf Research, 23, p. 1945-1961. 2003.
- NIE, X.P.; LIU, B.Y.; YU, H.J.; LIU, W.Q.; YANG, Y.F. Toxic effects of erythromycin, ciprofloxacin and sulfamethoxazole exposure to the antioxidant system in *Pseudokirchneriella subcapitata*. Environmental Pollution 172, 23-32. 2013.
- 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., MOREIRA-SANTOS, M., NOGUEIRA, M.A. et al. Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: screening phase. J Soils Sediments 10, 1557–1571. 2010.
- OMS- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Environmental Health. Eastern Mediterranean Regional Center for Environmental Health Activities (CEHA). 2002.
- ORT, C.; LAWRENCE, M.G.; RIECKERMANN, J.; JOSS, A. Sampling for pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and illicit drugs in wastewater systems: are your conclusions valid? A critical review Environ. Sci. Technol., 44 (16), p. 6024-6035. 2010.
- PARROTT J. L.; BENNIE D. T. Life-cycle exposure of fathead minnows to a mixture of six common pharmaceuticals and triclosan. J Toxicol Environ Health A 72:633–641. 2009.
- PEET, R. K. The measurement of species diversity. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5:285-307. 1974.
- PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring Water Res., 72, p. 3-27. 2015.

- PETROVIC, M.; RADJENOVIC, J.; POSTIGO, C.; KUSTER, M.; FARRE, M.; ALDA, M. L.; BARCELÓ, D. Emerging Contaminants in Waste Waters: Sources and Occurrence. Hdb Env Chem Vol. 5, Part S/1, p. 1–35. 2008.
- PEREIRA, C. D. S.; MARANHO, L. A.; CORTEZ, F. S.; PUSCEDDU, F. H.; SANTOS, A. R.; RIBEIRO, D. A.; CESAR, A.; GUIMARÃES, L. L. Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. *Science of the Total Environment* 548–549, 148–154. 2016.
- PEREIRA, C. P.; PEREIRA, T. C.; GOMES, G.; QUINTAES, B.R.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C. Evaluation of reduction estrogenic activity in the combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage *Waste Manage.*, 80, p. 339-348. 2018.
- PETROVIC, M.; RADJENOVIC, J.; POSTIGO, C.; KUSTER, M.; FARRE, M.; ALDA, M. L.; BARCELÓ, D. Emerging Contaminants in Waste Waters: Sources and Occurrence. Hdb Env Chem Vol. 5, p. 1–35. 2008.
- PHILIP, J.M., ARAVIND, U.K., ARAVINDAKUMAR, C.T. Emerging contaminants in Indian environmental matrices: A review. *Chemosphere* 190, p.307–326. 2018.
- PIELOU, E.C. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *J. Theoret. Biol*, 13, p.131-144. 1966.
- PINTO-COELHO, R.M. *Fundamentos da Ecologia*. Porto Alegre: Artmed Editora. 252p. 2000.
- PIRATOBA, A. R. A. et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Ambiente e Água – an Interdisciplinary Journal of Applied Science*, [s.l.], v. 12, n. 3, p.435-456. 2017.
- PUGAJEVA, IVETA et al. Determination of pharmaceutical residues in wastewater using high performance liquid chromatography coupled to quadrupole-Orbitrap mass spectrometry. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, v. 133, p. 64–74. 2017.
- REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [s.l.], v. 14, n. 3, p.353-362. 2009.
- 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.

- REYNOLDS, C.S.; WALSBY, A.E. Water blooms. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 50, p. 437-481. 1975.
- REYNOLDS, C. S. *Ecology of phytoplankton. Ecology, biodiversity, and conservation.* Cambridge University Press. 2006.
- RICHARDS, S. M.; WILSON, C. J.; JOHNSON, D. J.; CASTLE, D. M.; LAM, M.; MABURY, S. A. Effects of pharmaceutical mixtures in aquatic microcosms *Environ Toxicol Chem*, 23, p. 1035-1042. 2004.
- RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Anal. Chem.* 88, p. 546–582. 2016.
- RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza.* 5ª ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 503 p. 2003.
- RIMA- Relatório de Impacto Ambiental das obras de prolongamento do molhe existente na entrada do canal da joatinga e as melhorias da circulação hídrica do complexo lagunar de jacarepaguá. Masterplan- Consultoria de Projetos e Meio Ambiente. Versão 0. 2015.
- ROBINSON, A. A.; BELDEN, J.B.; LYDY, M.J. Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 423-430. 2005.
- RODIL, R.; QUINTANA, J. B.; CONCHA-GRAÑA, E.; LÓPEZ-MAHÍA, P.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; PRADA-RODRÍGUEZ, D. Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain) *Chemosphere*, 86, p. 1040-1049. 2012.
- RODRIGUES, A.P.C.; CASTILHOS, Z.C.; CESAR, R.G.; ALMOSNY, N.R.P.; LINDE-ARIAS, A.R.; BIDONE, E.D. *Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso.* Rio de Janeiro: Cetem/MCT. 2011.
- ROHR, J.R.; SALICE, C.J.; NISBET, R.M. The pros and cons of ecological risk assessment based on data from different levels of biological organization *Crit. Rev. Toxicol.*, 46 (9), p. 756-784. 2016.
- 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. 117p. 2018.

- SAÇAN, M. T.; BALCIOGLU, I. A. A case study on algal response to raw and treated effluents from an aluminum plating plant and a pharmaceutical plant. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 64, 234–243. 2006.
- SALOMÃO, A. L. S. Ecosistema engenheirado no tratamento descentralizado de águas residuárias de pequenos geradores: a engenharia ecológica na Ilha Grande, RJ. / André Luís de Sá Salomão, 96 f. 2009.
- SALOMÃO, A. L. DE S.; MARQUES, M. Quantification of alkali-labile phosphate groups in the plasma of *Oreochromis niloticus* exposed to intermittent discharges of oestrogens: effect of concentration vs. load. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v. 94, n. 11, p. 1161–1172. 2014.
- SAMPAIO, G. F. Cianobactérias como parâmetro de qualidade ambiental: um estudo do complexo lagunar de Jacarepaguá 160p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. FEN/UERJ. 2008.
- SANCHEZ, A. L. Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. São Carlos- SP. 2012.
- SANDERSON, H.; JOHNSON, D.J.; WILSON, C.J.; BRAIN, R.A.; SOLOMON, K.R. Probabilistic hazard assessment of environmentally occurring pharmaceuticals toxicity to fish, daphnids and algae by ECOSAR screening *Toxicol Lett*, 144, p. 383-395. 2003.
- SANTOS, L.H.M.L.M.; ARAÚJO, A.N.; FACHINI, A.; PENA, A.; DELERUEMATOS, C.; MONTENEGRO, M.C.B.S.M. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 175, p. 45-95. 2010.
- SAUVÉ, S.; DESROSIERS, M. A review of what is an emerging contaminant *Chem. Cent. J.*, 8 (15) (2014), pp. 1-7 SCHLIPKÖTER, U.; FLAHAULT, A. Communicable diseases: Achievements and challenges for public health *Public Health Rev.*, 32, p. 90-119. 2010.

- SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR, L. R.; VAN NES, E. H. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78(1), 272-282. 1997.
- SCHOUTEN, A.J.; BREURE, A.M.; BLOEM, J.; DIDDEN, W.A.M.; DE RUITER, P.C.; SIEPEL, H. Life support functions of the soil: operationalisation for biodiversity policy. RIVM Report 607601003, Bilthoven, The Netherlands. 1999.
- SCHRODER, Gene D.; ROSS- LEWANDOWSKI, Shirley; DAVIS, Ernst M. Evaluation of the toxic effects of selected municipal wastewater effluents on aquatic invertebrates. *Environmental Technology*, [s.l.], v. 12, n. 9, p.757-768. 1991.
- SCHULZ, J.; FRIESE, A.; KLEES, S.; TENHAGEN, B.A.; FETSCH, A.; ROSLER, U.; HARTUNG, J. Longitudinal study of the contamination of air and of soil surfaces in the vicinity of pig barns by livestock-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus*. *Appl. Environ. Microbiol.* 78, 5666–5671. 2012.
- 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. 73p. 2001.
- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379–423. 1948.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Diagnóstico anual de águas e esgotos. 2017.
- SMAC - SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE. Prefeitura do Rio de Janeiro. Programa de Monitoramento de Ecossistemas Costeiros – Urbanos do Município do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: SMAC. 48p. v. 4, n. 7. 1998.
- SMAC - SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE. Qualidade Ambiental – primavera, Verão, Outono. Rio de Janeiro.172p. 2002.
- SNIS- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO- Diagnóstico anual de águas e esgotos. 2017.

- SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Occurrence of emerging contaminants in Brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue *Water Air Soil Pollut.*, 206 (1–4), p. 57-67. 2010.
- SPAULDING, E. Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. Pp 69-101 In: B. Kjerfve, (Ed). *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam. 577p. 1994.
- STEWART, M.; OLSEN, G.; HICKEY, C.W.; FERREIRA, B.; JELIĆ, A.; PETROVIC, M.; BARCELO, D.A. Survey of emerging contaminants in the estuarine receiving environment around Auckland, New Zealand *Sci. Total Environ.*, 468-469, p. 202-210. 2013.
- STRAUB, J.O. Environmental risk assessment for new human pharmaceuticals in the European Union according to the draft guideline. v. 135- 3, p. 231-237. 2001.
- SUMPTER J.P. Endocrine disrupters in the aquatic environment: an overview *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 33 (1), p. 9-16. 2005.
- SUMPTER, J.P.; JOHNSON, A.C. Lessons from endocrine disruption and their application to other issues concerning trace organics in the aquatic environment *Environ. Sci. Technol.*, 39 (12), p. 4321-4332. 2005.
- SWARTJES, F. A.; BREURE, A. M. & BEAULIEU, M. *Dealing with Contaminated Sites*. Dordrecht: Springer Netherlands. 2011.
- TAMBOSI, J.L., YAMANAKA, L.Y., JOSÉ, H.J., MOREIRA, R.F.P.M. Recent Research data on removal of pharmaceuticals from sewage treatment plants (STP). *Química Nova*, v. 33, p. 411-420. 2010.
- TANG, J. Y. M. et al. Mixture effects of organic micropollutants present in water: Towards the development of effect-based water quality trigger values for baseline toxicity. *Water Research*, v. 27, p. 3300–3314. 2013.
- TRIEBSKORN, R.; CASPER, H.; SCHEIL, V.; SCHWAIGER, J. Ultrastructural effects of pharmaceuticals (carbamazepine, clofibric acid, metoprolol, diclofenac) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and common carp (*Cyprinus carpio*). *Anal Bioanal Chem* 387:1405–1416. 2007.

- UHELINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch Science*, 17: 121-23. 1964.
- USEPA- United States Environmental Protection Agency. Framework for ecological risk assessment. Washington (DC): UEP Agency. (EPA/630/R-92/001). 1992.
- USEPA- United States Environmental Protection Agency. Special Report on Environmental Endocrine Disruption: An Effects Assessment and Analysis, Report No. EPA/630/R-96/012, Washington D. C. 1997.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs). 2010. Disponível em: <http://www.epa.gov/ppcp/faq.html#othersci>. Acessado em: 31/10/2019.
- USGS (U.S. GEOLOGICAL SURVEY). Contaminants of Emerging Concern in the Environment. Environmental Health - 1413 Toxic Substances Hydrology Program. U.S. Geological Survey. 2017.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 9, p. 38. 1958.
- VAN BOECKEL, TP; GANDRA, S; ASHOK, A; CAUDRON, Q; GRENFELL, BT; LEVIN AS; LAXMINARAYAN, R. Global antibiotic consumption 2000 to 2010: An analysis of national pharmaceutical sales data. *Lancet Infect Dis* 14:742–750. 2014.
- VELICU, M.; SURI, R. Presence of steroid hormones and antibiotics in surface water of agricultural, suburban and mixed-use areas *Environ. Monit. Assess.*, 154 (4), p. 349-359. 2009.
- 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, 123–155. 2012.
- VERLICCHI, P., AL AUKIDY, M., JELIC, A., PETROVIĆ, M., BARCELÓ, D. Comparison of measured and predicted concentrations of selected pharmaceuticals in wastewater and surface water: a case study of a catchment area in the Po Valley (Italy). *Sci. Total Environ.* 470, 844–854. 2014.
- VON DER OHE, P. C.; DULIO, V.; SLOBODNIK, J.; DE DECKERE, E.; KÜHNE, R.; EBERT, R. U.; GINEBREDÁ, A.; DE COOMAN, W.; SCHÜÜRMAN, G.; BRACK,

- W. A new risk assessment approach for the prioritization of 500 classical and emerging organic microcontaminants as potential river basin specific pollutants under the European Water Framework Directive. *Sci. Total Environ.* 409, 2064. 2011.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de UFMG*, Belo Horizonte, MG. 2005.
- WALKER, C.H.; HOPKIN, S.P.; SIBLEY, R.M.; PEAKALL, D.B. *Principles of ecotoxicology*. Taylor & Francis, London. 1996.
- WANG, Y.; LIU, Y.; LU, S.; LIU, X.; MENG, Y.; ZHANG, G.; ... & GUO, X. Occurrence and ecological risk of pharmaceutical and personal care products in surface water of the Dongting Lake, China-during rainstorm period. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(28), 28796-28807. 2019.
- WEBER, F.A.; AUS DER BEEK, T.; BERGMANN, A.; CARIUS, A.; GRÜTTNER, G.; HICKMANN, S.; EBERT, I.; HEIN, A.; KUESTER, A.; ROSE, J.; KOCH-JUGL, J.; STOLZENBERG, H.C. *Pharmaceuticals (in the environment – the global perspective)*. 2014. Disponível em: <https://www.pharmaceuticals-in-the-environment.org/>. Acessado em: 04/11/2019.
- WHITTAKER RH. 1977. Evolution of species diversity in land-plant communities. *Evol. Biol.* 10:1–67. 1977.
- WILCOVE, D.S., ROTHSTEIN, D., DUBOW, J., PHILLIPS, A., LOSOS, E. Quantifying threats of imperiled species in the United States: assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation and disease. *Bioscience* 48, 607–615. 1998.
- WILSEY, B.J., CHALCRAFT, D.R., BOWLES, C.M. & WILLIG, M.R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology* 86(5):1178-1184. 2005.
- WU, D.; ZHOU, Y.; LU, G.; HU, K.; YAO, J.; SHEN, X.; & WEI, L. The Occurrence and Risks of Selected Emerging Pollutants in Drinking Water Source Areas in Henan, China. *International journal of environmental research and public health*, 16(21), 4109. 2019.

- XU, M.; HUANG, H.; LI, N.; LI, F.; WANG, D.; & LUO, Q. Occurrence and ecological risk of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and pesticides in typical surface watersheds, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 175, 289-298. 2019.
- YANG, W.W.; TANG, Z.P.; ZHOU, F.Q.; ZHANG, W.H.; SONG, L.R. Toxicity studies of tetracycline on *Microcystis aeruginosa* and *Selenastrum capricornutum*. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 35, 320-324. 2013.
- YANG, Y.; SIK, Y.; KIM, K.; KWON, E. E.; FAI, Y. Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. *Sci. Total Environ.* 596- 597, 303-320. 2017.
- ZACHAREWSKI, T. In vitro bioassays for assessing estrogenic substances *Environ. Sci. Technol.*, 31, p. 613-623. 1997.
- ZHAO, J.L.; LIU, Y.S.; LIU, W.R. Tissue-specific bioaccumulation of human and veterinary antibiotics in bile, plasma, liver and muscle tissues of wild fish from a highly urbanized region *Environ. Pollut.*, 198, p. 15-24. 2014.
- ZRNCIC, M.; GROS, M.; BABIC, S.; KASTELAN-MACAN, M.; BARCELO, D.; PETROVIC, M. Analysis of anthelmintic in surface water by ultra-high performance liquid chromatography coupled to quadrupole linear ion. 2014.