

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - *campus* SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E MONITORAMENTO
AMBIENTAL

Caroline Ferreira da Silva

**DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NO RIO
SOROCABA SUBSEQUENTE A SUA RECUPERAÇÃO**

Sorocaba (SP)

2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - *campus* SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA E MONITORAMENTO
AMBIENTAL

Caroline Ferreira da Silva

**DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NO RIO
SOROCABA SUBSEQUENTE A SUA RECUPERAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental.

Orientação: Prof^a. Dr^a. Luciana Camargo de Oliveira

Co-orientação: Prof^a. Dr^a. Elisabete Alves Pereira

Financiamento: CAPES DS

Sorocaba (SP)

2023

Silva, Caroline Ferreira da

Distribuição de Elementos Potencialmente Tóxicos no rio Sorocaba subsequente a sua recuperação. / Caroline Ferreira da Silva -- 2023.
140f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Luciana Camargo de Oliveira
Banca Examinadora: Andrea Pires Fernandes, Wander Gustavo Botero
Bibliografia

1. Elementos potencialmente tóxicos. 2. Recuperação ambiental de rios urbanos. 3. Rio Sorocaba. I. Silva, Caroline Ferreira da. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS


Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental

Folha de Aprovação


Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Caroline Ferreira da Silva, realizada em 20/06/2023.

Comissão Julgadora:


Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira (UFSCar)

Documento assinado digitalmente
 LUCIANA CAMARGO DE OLIVEIRA
Data: 21/06/2023 09:24:44-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Andrea Pires Fernandes (UFAL)

Documento assinado digitalmente
 ANDREA PIRES FERNANDES
Data: 21/06/2023 09:02:43-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Wander Gustavo Botero (UFAL)

Documento assinado digitalmente
 WANDER GUSTAVO BOTERO
Data: 20/06/2023 18:11:04-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus e às boas energias do Universo

... pela vida, pela força e pela saúde, concedidas todos os dias para superar os obstáculos e alcançar meus objetivos.

Aos membros da minha família. Em especial aos meus pais Rogério e Juliana, e à minha avó Giselda

... por todo apoio, incentivo, amor e educação.

À professora Dr^a. Luciana Camargo de Oliveira

... pela orientação, incentivo, pela oportunidade, apoio, por todo ensinamento concedido e por sempre acreditar no meu potencial.

À professora Dr^a. Elisabete Alves Pereira

... pela co-orientação, apoio, incentivo, pela importante contribuição na minha pesquisa e por todo ensinamento concedido.

À minha amiga e companheira de laboratório Mayara de Almeida

... pela grande amizade, apoio, paciência, pelas contribuições acadêmicas e pessoais, e principalmente pelo companheirismo e parceria.

À doutoranda Luana Tavares

... pela contribuição no meu desenvolvimento acadêmico e na minha pesquisa.

A todos professores das disciplinas ofertadas aos discentes do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental da UFSCar Sorocaba

... por todo conhecimento transmitido.

Ao coordenador do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental – PPGBMA Prof. Dr. Fábio Camargo Abdalla

... por todo auxílio fornecido em todas etapas e atividades desenvolvidas desde o início da pesquisa.

Ao Programa de Pós-graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental – PPGBMA
... pela oportunidade, pela infraestrutura, recursos e ambiente de trabalho fornecidos.

Ao Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade - CCTS / UFSCar-So
... pela infraestrutura e ambiente de trabalho fornecidos para realização da pesquisa.

À Universidade Federal de São Carlos - *campus* Sorocaba
... pela oportunidade, infraestrutura e assistência concedida.

À professora Dr^a. Cleoni dos Santos Carvalho
... pela disposição para participação, leitura do texto de dissertação e avaliação como professora suplente das bancas de qualificação e defesa da minha pesquisa.

Aos professores da banca de qualificação, Dr^a. Andrea Pires Fernandes e Dr. Wander Gustavo Botero
... pela disposição para participação e avaliação da minha qualificação do mestrado e por contribuir positivamente com sugestões para finalização da minha pesquisa.

Aos professores da banca de defesa da minha Dissertação, Dr^a. Andrea Pires Fernandes e Dr. Wander Gustavo Botero
... pela disposição para participação e avaliação da minha defesa de Dissertação.

“O importante é não parar de questionar”
Albert Einstein (1955).

RESUMO

A capacidade dos ambientes naturais de fornecer bens e serviços ecossistêmicos são afetadas em diferentes níveis pela intensificação das atividades antrópicas. A degradação dos ecossistemas fluviais urbanos caracteriza uma séria ameaça ao mantimento da manutenção da vida terrestre e ao desenvolvimento urbano sustentável em todo mundo. Consequentemente, grandes esforços têm sido dedicados à recuperação ambiental de rios urbanos mundialmente. Neste sentido, obteve-se por objetivo a realização de duas investigações, nas quais obteve-se por objetivos a avaliação da efetividade de programas de recuperações ambientais aquáticas realizadas mundialmente e a análise da distribuição de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em um rio urbano que foi submetido a um programa de despoluição de suas águas, o rio Sorocaba). Dentre os resultados da primeira investigação, fica evidente ao longo da discussão, que houve notória evolução na implementação de programas de recuperação de rios urbanos mundialmente no período de 2010 a 2022, e que esses ecossistemas foram acometidos, em sua maioria, com descartes de efluentes domésticos e industriais, bem como continham seus entornos submetidos à alta e rápida urbanização e supressão de suas vegetações ripárias. O referido cenário, é semelhante ao encontrado no rio Sorocaba, com base em dados da literatura. Neste contexto, a segunda investigação, permitiu identificar um possível comprometimento dos níveis de qualidade do rio Sorocaba, no que concerne à concentração de EPTs, após 7 anos da finalização do programa de despoluição implementado. Portanto o corpo hídrico, necessita de ações para remediação das problemáticas ambientais vigentes. Foram evidenciadas concentrações acima do máximo permitido em legislações brasileiras relativos à análise de parâmetros físico-químicos e hidrobiológicos essenciais à qualidade das águas, além de impactos negativos na biota do rio Sorocaba e demais compartimentos aquáticos associados ao ecossistema, como o reservatório de Itupararanga. Alterações que, provavelmente, foram oriundas ou intensificadas por atividades antrópicas. Diante do exposto, é possível compreender a relevância de investigações relativas ao restabelecimento da qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos urbanos e do panorama ambiental do rio Sorocaba.

Palavras-chave: rios urbanos; contaminantes aquáticos, parâmetros de qualidade das águas.

ABSTRACT

The ability of natural environments to provide ecosystem goods and services is affected to varying degrees by the intensification of human activities. The degradation of urban river ecosystems poses a serious threat to the maintenance of terrestrial life and to sustainable urban development worldwide. Consequently, great efforts have been devoted to the environmental restoration of urban rivers worldwide. The objective of this study was to evaluate the effectiveness of aquatic environmental remediation programs carried out worldwide, and to analyze the distribution of potentially toxic elements (PTEs) in an urban river that underwent a water remediation program, the Sorocaba River). Among the results of the first investigation, it is clear throughout the discussion that there has been a notorious evolution in the implementation of urban river recovery programs worldwide in the period from 2010 to 2022, and that these ecosystems were mostly affected by domestic and industrial effluent discharge, as well as having their surroundings subjected to high and rapid urbanization and suppression of riparian vegetation. This scenario is similar to that found in the Sorocaba River, based on literature data. In this context, the second investigation identified a possible compromising of the quality levels of the Sorocaba River, with regard to the concentration of TPEs, seven years after the end of the depollution program implemented. Therefore, the water body requires action to remediate the environmental problems in force. Concentrations were found above the maximum allowed by Brazilian legislation regarding the analysis of physical-chemical and hydrobiological parameters essential to water quality, in addition to negative impacts on the Sorocaba River biota and other aquatic compartments associated to the ecosystem, such as the Itupararanga reservoir. These alterations were probably caused or intensified by anthropic activities. In view of the above, it is possible to understand the relevance of investigations regarding the re-establishment of the ecological quality of urban aquatic ecosystems and the environmental panorama of the Sorocaba River.

Keywords: urban rivers; aquatic contaminants, water quality parameters.

LISTA DE FIGURAS: CAPÍTULO 1

Figura 1- Metodologia de elaboração da revisão sistemática da literatura (Adaptado de PNGWING).....	26
Figura 2 - Gráfico de evolução do número de publicações de artigos relacionados a palavra-chave “ <i>rivers recovery</i> ” nas bases de dados <i>Web of Science</i> e <i>Scopus</i> entre os anos de 2010 e 2022.	29
Figura 3 - Mapa bibliográfico de autores que apresentaram os maiores vínculos de coautoria com os demais pesquisadores dos artigos selecionados na base de dados <i>Web of Science</i>	32
Figura 4 - Mapa bibliográfico de autores que apresentam os maiores vínculos de coautoria com os demais pesquisadores dos artigos selecionados na base de dados <i>Scopus</i>	34
Figura 5 - Mapa bibliográfico da coocorrência de palavras-chave nos artigos selecionados na base de dados <i>Web of Science</i>	35
Figura 6 - Números de artigos selecionados na base <i>Web of Science</i> que abordaram assuntos relacionados às palavras-chave: “ <i>nitrogênio</i> ”; “ <i>sedimento</i> ”; “ <i>macroinvertebrados</i> ”; “ <i>fluxo ambiental</i> ”; “ <i>biodiversidade</i> ”; “ <i>qualidade da água</i> ”; “ <i>geomorfologia</i> ” e; “ <i>barragens</i> ”.	36
Figura 7- Mapa bibliográfico da coocorrência de palavras-chave nos artigos selecionados na base de dados <i>Scopus</i>	37
Figura 8 - Números de artigos selecionados na base <i>Scopus</i> que abordaram assuntos relacionados às palavras-chave: “ <i>planejamento adaptativo</i> ”; “ <i>acidificação</i> ”; “ <i>monitoramento</i> ”; “ <i>qualidade da água</i> ”; “ <i>espécies endêmicas</i> ”; “ <i>vegetação ripária</i> ” e; “ <i>biofilme</i> ”.....	38
Figura 9 - Localização dos rios urbanos ambientalmente recuperados abordados nos artigos resultantes da busca na base de dados <i>Web of Science</i>	53
Figura 10 - Localização dos rios urbanos ambientalmente recuperados abordados nos artigos resultantes da busca na base de dados <i>Scopus</i>	54

LISTA DE FIGURAS: CAPÍTULO 2

Figura 1 - Mapa de localização de Sorocaba (SP) e hidrografia do município.	83
Figura 2 - Mapa de localização de Sorocaba (SP), hidrografia do município e pontos amostrais.	84
Figura 3 - Registros fotográficos do ponto de coleta 1.	85
Figura 4 - Registros fotográficos do ponto de coleta 2.	86
Figura 5 - Registros fotográficos do ponto de coleta 3.	86
Figura 6 - Registros fotográficos do ponto de coleta 4.	87
Figura 7 - Registros fotográficos do ponto de coleta 5.	87
Figura 8 - Esquema dos procedimentos de preparo de materiais, amostragem e tratamento das amostras de água para análise de EPTs.	89
Figura 9 - Registros fotográficos da etapa de preparo das amostras de sedimento.	90
Figura 10 - Mapa de localização dos pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22 (CETESB) no leito principal do rio Sorocaba.	92
Figura 11 - Mapa do rio Sorocaba, hidrografia do município de Sorocaba (SP), pontos amostrais e pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22.	97
Figura 12 - Imagem espacial dos pontos amostrais, pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22 e, potenciais fontes de contaminantes aquáticos (indústrias).	98
Figura 13 - Quantificações médias dos parâmetros químicos de qualidade das águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 – Ponto SORO 21 – período de estiagem	99
Figura 14 - Quantificações médias dos parâmetros químicos de qualidade das águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 – Ponto SORO 21 – período de cheia	99

Figura 15 - Quantificações médias dos Parâmetros químicos de Qualidade das Águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 - Ponto SORO 22 – período de estiagem.....	100
Figura 16 - Quantificações médias dos Parâmetros químicos de Qualidade das Águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 – Ponto SORO 22 – período de cheia.....	100
Figura 17 - Volumes de chuva acumulada mensal da estação automática SOROCABA (A713).....	102

LISTA DE TABELAS: CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Relação do número de artigos obtidos nas bases de dados <i>Web of Science</i> e <i>Scopus</i> , e número de artigos selecionados após as triagens.	30
Tabela 2 - Dados das intervenções antrópicas realizadas para a recuperação fluvial urbana dos ecossistemas englobados nos artigos obtidos na base de dados <i>Web of Science</i>	42
Tabela 3 - Dados das intervenções antrópicas realizadas para a recuperação fluvial urbana dos ecossistemas englobados nos artigos obtidos na base de dados <i>Scopus</i>	45

LISTA DE TABELAS: CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Informações dos pontos de coleta de água e sedimento no rio Sorocaba.....	85
Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos dos 5 pontos amostrais no rio Sorocaba.	93
Tabela 3 - Linhas de emissão utilizadas na detecção dos elementos no equipamento Agilent 4200 MP-AES e Limites de Detecção (LOD) e Limites de Quantificação (LOQ) dos elementos analisados.	94
Tabela 4 - Concentrações médias e desvio padrão dos EPTs analisados nas águas do rio Sorocaba com base na CONAMA n° 357/05.	95
Tabela 5 - Concentrações médias e desvio padrão dos EPTs analisados nas águas do rio Sorocaba com base na portaria GM/MS n° 888/21.	96
Tabela 6 - Concentrações médias dos EPTs analisados nos sedimentos do rio Sorocaba com base na CONAMA n° 344/04.....	109

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO GERAL	17
1.1. OBJETIVOS	20
1.1.1. Objetivo geral	20
1.1.2. Objetivos específicos	20
2. CAPÍTULO 1	21
2.1. INTRODUÇÃO	23
2.2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	24
2.3. MÉTODOS	25
2.3.1. Coleta de dados.....	25
2.3.2. Estudos bibliométricos da relevância por autoria e coocorrência de palavras-chave 28	
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
2.4.1. Evolução das publicações.....	29
2.4.2. Estudos bibliométricos	30
2.4.3. Recuperação de ecossistemas aquáticos na perspectiva global.....	39
2.4.4. Principais contaminantes encontrados nos rios urbanos recuperados	55
2.4.5. Fatores impulsionadores da recuperação de rios urbanos	56
2.4.6. Recuperação de rios urbanos: análise crítica e definições.....	58
2.5. CONCLUSÃO	60
3. CAPÍTULO 2	75
3.1. INTRODUÇÃO	77
3.2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	79
3.3. MÉTODOS	82
3.3.1. Área de estudo	82
3.3.2. Preparo dos materiais de coleta e procedimentos amostrais.....	83
3.3.3. Análise de parâmetros físico-químicos da água <i>in-situ</i>	88
3.3.4. Tratamento das amostras de água do rio Sorocaba para análise de EPTs	88
3.3.5. Preparo das amostras de sedimento do rio Sorocaba para análise de EPTs	89
3.3.6. Quantificação de elementos potencialmente tóxicos nas águas e sedimentos do rio Sorocaba.....	90
3.3.7. Estatística dos dados.....	91
3.3.8. Avaliação de dados secundários de parâmetros da qualidade das águas do rio Sorocaba	91
3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	93

3.4.1.	Quantificação de parâmetros físico-químicos da água <i>in-situ</i>	93
3.4.2.	Quantificação de EPTs e demais contaminantes nas águas do rio Sorocaba	94
3.4.3.	Resultados das análises estatísticas	106
3.4.4.	Quantificação de EPTs nos sedimentos do rio Sorocaba	109
3.4.5.	Recuperação da qualidade ambiental do rio Sorocaba	111
3.5.	CONCLUSÃO	113
4.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	127
	REFERÊNCIAS	128
	APÊNDICES	132

1. APRESENTAÇÃO GERAL

A água consiste em um dos principais recursos naturais primordiais para a manutenção da vida terrestre, sendo crucial para a sobrevivência da civilização humana, desde a sua utilização para usos domésticos cotidianos, manutenção da saúde pública, ampla aplicação para fins agrícolas, industriais e até valores culturais e religiosos arraigados em uma sociedade (TUNDISI, 2006). Os ecossistemas aquáticos superficiais, dentre os quais incluem-se os rios urbanos, além de fornecerem bens e serviços ecossistêmicos inestimáveis para as mais distintas formas de vida, desempenham papéis importantes nos ciclos biogeoquímicos. No entanto, os referidos corpos hídricos, sofrem continuamente as consequências da expansão populacional e da urbanização (LI et al., 2020; SØNDERGAARD; JEPPESEN, 2007).

Por conseguinte, se faz necessário assegurar o acesso de toda população à disponibilidade de água em quantidades e padrões de qualidade ideais, garantindo assim, os usos múltiplos das águas, bem como a sua proteção e conservação (SOSINSKI, 2010). Neste contexto, os capítulos desse trabalho enfatizam a importância da avaliação da eficácia de intervenções antrópicas em corpos d'água superficiais que objetivaram a recuperação de um ou mais parâmetros da qualidade ambiental desses ecossistemas, em uma perspectiva global, e ainda, contém análises da distribuição de contaminantes em gradientes urbanos de um rio que foi submetido à um programa de despoluição de suas águas.

Os reservatórios aquáticos urbanos encontram-se com seus níveis de qualidade comprometidos, como consequência de os usos múltiplos das águas serem frequentemente acompanhados de contribuições antrópicas negativas, dentre as quais destacam-se, a produção de grandes volumes de efluentes industriais, agrícolas e domésticos e a posterior destinação de corpos d'água como receptores dessas águas residuais que acarretam no enriquecimento de nutrientes gerando possíveis contaminações. Além disso, os usos e ocupações do solo irregulares e prejudiciais no entorno de rios e a fragmentação de suas vegetações ripárias, também configuram ameaças ao mantimento dos níveis de qualidade desses ecossistemas (GOMES et al., 2021; SØNDERGAARD; JEPPESEN, 2007). As atividades de mineração também consistem em importantes contribuintes na liberação de componentes solúveis de preocupação ambiental, como íons importantes e oligoelementos, para as águas superficiais, acarretando na contaminação dos recursos hídricos e impactando negativamente a saúde ecológica desses ambientes (CAPPARELLI et al., 2021; ZIPPER et al., 2016).

A intensificação das atividades antrópicas como a industrialização, a agricultura e o desenvolvimento urbano, consistem em um dos principais responsáveis pelo desequilíbrio ecossistêmico aquático, uma vez que, estes aspectos acarretam conseqüentemente no aumento da introdução de produtos químicos tóxicos no solo e em corpos d'água (AUDRY et al., 2004; SHEN et al., 2022; ZOURARAH et al., 2009). Os referidos aspectos caracterizam problemáticas ambientais, visto que diversas populações residentes em bacias hidrográficas altamente urbanizadas e industrializadas, geralmente dependem direta ou indiretamente, dos mesmos corpos d'água poluídos para suprir suas necessidades básicas, o que pode acarretar uma série de problemas ambientais e de saúde pública, incluindo doenças de veiculação hídrica (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2015; DEWAN et al., 2013; GRIMM et al., 2008). Conseqüentemente, têm sido aplicadas diversas técnicas e medidas visando a despoluição de rios, além da implementação de programas e políticas de controle da poluição como alternativa a essas questões ambientais (FLAUSINO; GALLARDO, 2021). No entanto, apesar dessas condutas, os níveis de qualidade das águas superficiais urbanas, estão em constante declínio mundialmente, como resultado da implementação de diversas intervenções humanas que acabaram por não serem efetivas, ou até mesmo prejudiciais sobre esses ecossistemas (ANTONGIOVANNI et al., 2020; BEST, 2019; CUMMING et al., 2014; SOUZA et al., 2020). Portanto, as medidas de recuperação fluvial urbana, devem ser amplamente estudadas.

Neste sentido, o primeiro capítulo do presente trabalho refere-se a avaliações quantitativas e qualitativas de diversos processos de recuperação de rios urbanos, no que concerne à sua efetividade, objetivos pré-estabelecidos, resultados atingidos, e ainda, se os ecossistemas submetidos a esses processos resultaram em condições ambientais melhores às anteriores. O capítulo traz uma perspectiva global dos efeitos de diversos mecanismos implementados entre os anos de 2010 a 2022 visando a restituição de um ou mais parâmetros de qualidade das águas, sendo esta, uma importante ferramenta de controle ambiental.

Todas substâncias transportadas nos ecossistemas são impulsionadas pelo ciclo hidrológico, e assim, destinadas aos corpos d'água que são responsáveis pelo transporte dessas substâncias por longas distâncias (JAKUBÍNSKÝ, 2014). Dessa forma, considerando o contexto de contaminação e/ou poluição dos recursos hídricos e seu potencial de redução da qualidade das águas, restrição dos seus usos múltiplos e contribuição para ocorrência de doenças de veiculação hídrica, se faz necessário a análise de parâmetro de qualidade hídrica, visando a prevenção, diminuição e a identificação da disseminação de contaminantes e poluentes nos corpos d'água (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO,

2015). Sendo assim, é indispensável o desenvolvimento de estudos relativos à quantificação de parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos de qualidade nessas áreas, possibilitando o uso da água de forma segura e sustentável (IRITANI; EZAKI, 2008).

Alterações significativas de condições que exercem influência sobre os rios, são refletidas no regime comportamental desses fluxos d'água, afetando significativamente os elementos centrais do seu funcionamento e modificando seu equilíbrio dinâmico sistêmico (JAKUBÍNSKÝ, 2014; LAMBIN; GEIST; LEPERS, 2003). Diante disso, destaca-se a importância do desenvolvimento de estudos com base na análise de parâmetros de qualidade de ecossistemas aquáticos que foram submetidos a alterações antrópicas significativas, sendo este, o panorama ambiental da matriz do presente estudo. Visando identificar e, conseqüentemente, minimizar os impactos ambientais causados por alterações negativas, vários ambientes aquáticos foram submetidos a programas de recuperação ambiental, dentre os quais destacam-se os rios urbanos, como por exemplo, o rio Sorocaba.

O rio Sorocaba, foi submetido a intensas pressões antrópicas desde o século XVII (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2005), além disso, ainda há relatos recentes de degradação de um ou mais parâmetros de qualidade das águas do rio e/ou demais ecossistemas adjacentes (FERNANDES, A. et al., 2016, 2017, 2020; FERNANDES, I. et al., 2021; MELO et al., 2019; RODRIGUES et al., 2019; SILVA et al., 2020). Como alternativa às problemáticas ambientais vigentes no rio Sorocaba, foi implementado um programa de despoluição das águas do corpo hídrico e de mais dois cursos d'água adjacentes, os córregos Supiriri e Pirajibu (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA, 2022). Neste sentido, os referidos antecedentes motivaram e justificam o desenvolvimento da investigação relativa à análise de parâmetros químicos das águas do rio Sorocaba.

Conforme destacado anteriormente, os efluentes e escoamentos de atividades agrícolas, industriais e domésticas consistem em uma das principais fontes de contaminação de corpos d'água (POLETO; CASTILHO, 2008; SAEED; SHAKER, 2008). Este aspecto se dá, em decorrência de consistirem em importantes fontes de contaminantes para ecossistemas aquáticos superficiais, dentre os quais pode-se citar, os Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) (YE et al., 2018, YUAN et al., 2023) e os Contaminantes Emergentes (ECs, do inglês: *Emerging Contaminants*) (BÜNING et al., 2021; DANFÁ et al., 2021). Portanto, o segundo capítulo traz dados relativos às quantificações dos referidos contaminantes nas águas do rio Sorocaba.

1.1.OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo geral

- Investigar e avaliar os processos de recuperação de rios urbanos para obtenção de um panorama ambiental geral de ecossistemas aquáticos ambientalmente recuperados.

1.1.2. Objetivos específicos

- Avaliar qualitativamente as medidas de recuperação ambiental implementadas em rios urbanos mundialmente, no período de 2010 a 2022.
- Avaliar a distribuição de elementos potencialmente tóxicos na extensão urbana do rio Sorocaba, que foi submetido a um programa de despoluição de suas águas no ano de 2016.

2. CAPÍTULO 1

Recuperação fluvial urbana: uma revisão sistemática sobre a efetividade dos programas de despoluição hídrica

Resumo

A capacidade dos rios em fornecer bens e serviços ecossistêmicos é afetada pela intensificação das atividades antrópicas nesses ambientes e seus entornos. A degradação dos ecossistemas fluviais urbanos caracteriza uma ameaça ao mantimento da manutenção da vida terrestre. Consequentemente, grandes esforços têm sido dedicados à restauração de rios urbanos mundialmente, como medidas voltadas à recuperação de espécies, regulação de fluxo e controle da qualidade da água. Neste sentido, o presente trabalho obteve como objetivo avaliar a eficácia de intervenções antrópicas em rios urbanos visando a recuperação de um ou mais parâmetros de suas funcionalidades ambientais, utilizando a metodologia de revisão sistemática da literatura. Os resultados evidenciaram que houve evolução dos processos de recuperação fluvial urbana mundialmente, no período de 2010 a 2022, implementados como alternativa à degradação desses rios. Os ecossistemas estudados foram acometidos, em sua maioria, por entradas excessivas de nutrientes oriundos de efluentes domésticos e industriais e, supressão de suas vegetações ripárias como consequência da urbanização. Portanto, é importante analisar como a degradação de rios urbanos pode ser minimizada e promover a recuperação eficaz da qualidade ecológica desses ambientes. A presente revisão permitiu evidenciar que a efetividade da recuperação de rios urbanos é complexa, no entanto a definição de metas claras e objetivas, o monitoramento constante das métricas, a implementação de medidas e diretrizes ambientais com objetivo na mitigação das fontes de poluição e, a abrangência de grandes escalas das áreas de estudo, foram evidenciadas como medidas positivas no restabelecimento da qualidade ambiental dos ecossistemas, apesar da urbanização.

Palavras-chave: rios urbanos; recuperação fluvial urbana; revisão sistemática da literatura; contaminantes aquáticos.

Abstract

The ability of rivers to provide ecosystem goods and services is affected by the intensification of human activities in these environments and their surroundings. The degradation of urban river ecosystems poses a threat to the maintenance of terrestrial life. Consequently, great efforts have been dedicated to the restoration of urban rivers worldwide, such as measures aimed at species recovery, flow regulation and water quality control. In this sense, the present work aimed to evaluate the effectiveness of anthropic interventions in urban rivers aiming the recovery of one or more parameters of their environmental features, using the methodology of systematic literature review. The results showed that there was an evolution of urban river recovery processes worldwide, in the period from 2010 to 2022, implemented as an alternative to the degradation of these rivers. The ecosystems studied were mostly affected by excessive inputs of nutrients from domestic and industrial effluents and suppression of riparian vegetation as a consequence of urbanization. Therefore, it is important to analyze how the degradation of urban rivers can be minimized and promote the effective recovery of the ecological quality of these environments. However, the definition of clear and objective goals, the constant monitoring of metrics, the implementation of environmental measures and guidelines focused on the mitigation of pollution sources, and the comprehensiveness of large scales of the study areas were evidenced as positive measures in the restoration of the environmental quality of ecosystems, despite urbanization.

Keywords: urban rivers; urban river restoration; systematic literature review; aquatic contaminants.

2.1.INTRODUÇÃO

Os cursos de água doce superficiais consistem em uma das principais fontes de abastecimento humano para consumo e irrigação (BANDARI; SADHUKHAN, 2021; YADAV; RAJPUT; DHARNE, 2021). No entanto, fatores como a intensificação de atividades antrópicas que são nocivas ao ambiente resultam, em sua maioria, na degradação da qualidade das águas, que por conseguinte levam à uma série de problemas ambientais e de saúde pública (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2015; DEWAN et al., 2013).

Mundialmente, há cerca de 2 bilhões de pessoas que consomem águas oriundas de fontes contaminadas, e ainda, aproximadamente 400 mil mortes ocorrem devido à contaminação microbiana da água potável anualmente (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2022). Portanto, ecossistemas aquáticos superficiais, como os rios urbanos, por exemplo, caracterizam ambientes de extrema importância no que se refere ao fornecimento de bens e serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção e desenvolvimento da vida terrestre. Nesse sentido, é de fundamental importância a avaliação de parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos que são essenciais à proteção dos níveis de qualidade das águas superficiais, possibilitando assim a promoção dos seus usos múltiplos de maneira segura e sustentável, bem como viabiliza o direcionamento e estabelecimento de ações de planejamento e fiscalização nesses locais (IRITANI; EZAKI, 2008; ROCHA; FREITAS; SILVA, 2014).

Alterações nos usos e ocupação do solo, dentre as quais pode-se citar, a supressão de ecossistemas ripários importantes para o mantimento dos níveis de qualidade das águas, seguida da destinação dessas áreas à usos agrícolas, industriais e urbanos, estão entre as atividades antrópicas que contribuem para o aumento da carga de contaminantes que, geralmente, acarretam na contaminação e/ou poluição dos recursos hídricos, levando à restrição dos seus usos múltiplos em padrões de qualidade e quantidade adequados, para as gerações atuais e futuras (ANTONGIOVANNI et al., 2020; BRASIL, 1997; CUMMING et al., 2014; DUAN et al., 2018; KHADSE et al., 2019; SØNDERGAARD; JEPPESEN, 2007; SOUZA et al., 2020). Neste contexto, dentre os principais contaminantes inorgânicos aquáticos, há grande atenção voltada para os elementos potencialmente tóxicos (EPTs), que representam uma parcela significativa dos contaminantes amplamente liberados em ecossistemas naturais, e dessa forma, afetam negativamente a qualidade das águas devido aos seus potenciais de toxicidade relativamente elevada, de bioacumulação e biomagnificação (CARNEIRO et al., 2018; JACUNDINO et al., 2015; POURRET; HURSTHOUSE, 2019).

Além disso, a alta aplicabilidade de EPTs em diversos setores seguido do seu posterior descarte sem adequada gestão faz com que sejam os elementos mais comumente encontrados em sedimentos provenientes de rios urbanos, apresentando sérios riscos à saúde humana e ecológica (POLETO; CASTILHO, 2008).

2.2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A atual forma de vida dos grandes centros urbanos demanda intensamente das capacidades produtivas e assimilativas do ambiente para a provisão de serviços ecossistêmicos em quantidades suficientes para subsidiar toda ou grande parte da população e em decorrência da geração de grandes volumes de águas residuais. Dessa forma, é gerado estresse sobre os sistemas hidrológicos, afetando negativamente a qualidade da água em áreas urbanas, uma problemática ambiental global que expande paralelamente com o aumento populacional (SCHLIEMANN et al., 2020). Estes fatores são preocupantes, uma vez que, aproximadamente 44% das águas residuais domésticas não são tratadas com segurança (UNITED NATIONS, 2021).

Cenários de poluição e/ou contaminação de ecossistemas naturais tornou-se quase que um fenômeno inevitável no mundo contemporâneo. A intensificação das pressões antrópicas sobre o ambiente natural ocasionou degradação de diversos ecossistemas, incluindo os aquáticos. Panoramas ambientais de degradação aquática resultantes de atividades antrópicas foram constantemente observados em diversas áreas do mundo. Alguns exemplos incluem a Bacia de Houxi na China (QIAN et al., 2022), ecossistemas naturais na Colômbia (AYRAM et al., 2020), a bacia hidrográfica de Pecora na Itália (PIERUCCINI et al., 2021), e extensões dos rios Marupá no Brasil e Kahayan na Indonésia (BRUNO et al., 2020).

Estes panoramas caracterizam fatores que requerem atenção ambiental, dado que a escassez de água em padrões de qualidade ideais somado à contaminação microbiana da mesma, ocasionaram problemas de saúde em grande parte da população de países em desenvolvimento (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2022). A deterioração da qualidade da água potável pode ser atribuída a uma série de variáveis que podem ser de natureza física, química ou biológica, portanto é extremamente necessária a análise desses parâmetros nas águas destinadas ao abastecimento público (SRIVASTAV; KAUR, 2020).

Como alternativa para redução dessas questões ambientais, diversos projetos de recuperação de ecossistemas aquáticos superficiais têm sido aplicados mundialmente

(ANGRADI; LAUNSPACH; WICK, 2022; ARLETTAZ et al., 2011; JIA et al., 2014; MCGAUGHEY et al., 2022; NORRIS et al., 2022; SHI; WANG, 2021).

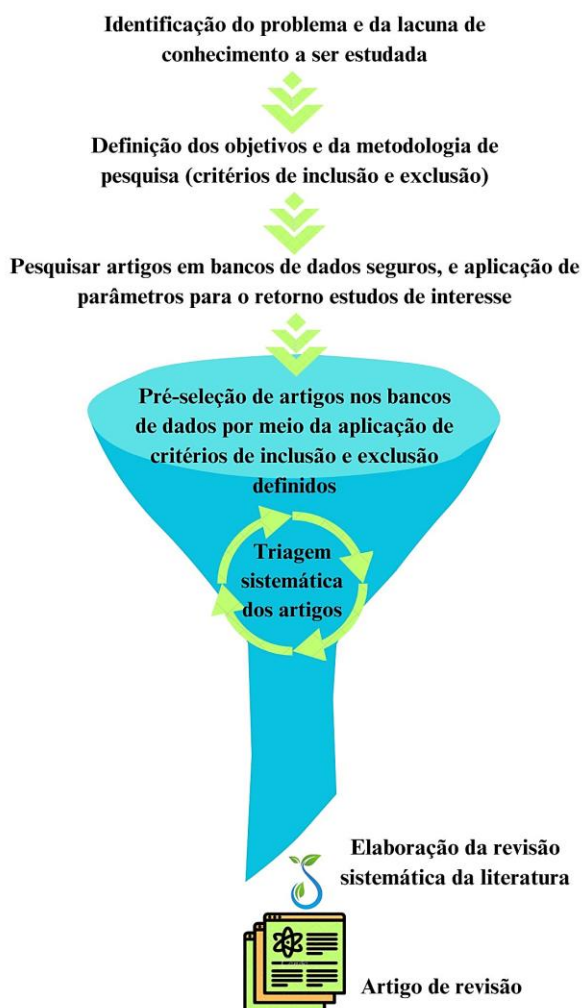
A recuperação consiste no processo de restituição de um ecossistema às condições mais próximas possíveis do seu estado primitivo (PALMER et al., 2005), caracterizando um mecanismo de combate aos efeitos prejudiciais da urbanização no entorno de rios (GROFFMAN et al., 2003). Neste sentido, o presente trabalho obteve como objetivo avaliar a eficácia dos processos de recuperação fluvial urbana durante o período de 2010 a 2022 por meio da revisão sistemática da literatura, realizada nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus*. Visando obter um panorama da implementação das medidas de recuperação de rios urbanos, bem como, analisar a efetividade desses processos com base em aspectos quantitativos e qualitativos.

2.3.MÉTODOS

2.3.1. Coleta de dados

Para o desenvolvimento da investigação acerca dos processos de recuperação da qualidade ambiental de ecossistemas fluviais urbanos, a metodologia de pesquisa do tipo Revisão Sistemática da Literatura (RSL), foi aplicada (Figura 1). A pergunta: “*Os projetos de recuperação de rios e/ou bacia hidrográficas urbanos são eficazes?*”, foi elaborada como base de direcionamento para o desenvolvimento da investigação que englobou artigos de pesquisa publicados entre os anos de 2010 e 2022. Os levantamentos foram conduzidos em duas bases de dados de abrangência internacional, *Web of Science* e *Scopus*, nas quais foram efetivadas buscas com a palavra-chave “*rivers recovery*”. Em ambas bases de dados, foi utilizado o mesmo termo de busca.

Figura 1- Metodologia de elaboração da revisão sistemática da literatura (Adaptado de PNGWING).



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Na base de dados *Web of Science*, a busca foi realizada na “Coleção principal da Web of Science” em todas as edições. Os termos “*rivers*” e “*recovery*” foram pesquisados separados em duas linhas de busca com a adição do operador booleano “*and*” entre os mesmos, seguida da seleção “tópico” na opção de pesquisa das duas linhas, e dessa forma, a busca dos termos “*rivers*” e “*recovery*” juntos foram realizadas nos campos pesquisáveis: título, resumo, palavras-chave do autor e *Keywords Plus* dos artigos. O sinal gráfico asterisco (*) foi adicionado em cada palavra do termo de busca, possibilitando assim que a pesquisa abrangesse tanto as palavras rios e recuperação, bem como as suas palavras derivadas, a busca também foi refinada por ano de publicação entre 2010 e 2022. Posteriormente, foram aplicados filtros como o tipo de documento, no qual foi selecionado somente “artigos” e categorias, nas quais foram selecionadas três categorias relevantes para o âmbito da presente investigação, sendo elas: “Ciências Ambientais”; “Recursos Hídricos”, “Química Analítica” e “Toxicologia”. A referida busca, retornou um total de 587 artigos de pesquisa para a palavra-chave “*rivers recovery*”.

A pesquisa de artigos na base de dados *Scopus* foi realizada por meio da opção de “busca avançada de documentos”, seguida da aplicação de códigos de campo disponíveis na própria base de dados. Os códigos de campo aplicados para a busca realizada foram: “*Doc Title, Abstract, Keyword (TITLE-ABS-KEY)*”, o que permitiu a busca do termo “*rivers recovery*” nos conteúdos textuais: título, resumo e palavras-chave dos artigos; o operador booleano “AND” entre as palavras “*rivers*” e “*recovery*”, que permitiu definir uma relação entre os termos e limitou a pesquisa à combinação das palavras “rio” e “recuperação”, de forma que cada artigo resultante da busca englobasse ambas palavras; e “*Doc Type*” do tipo “*ar*”, o que limitou a busca a somente artigos. Semelhante a busca realizada na *Web of Science*, também foi adicionado o sinal gráfico asterisco (*) em cada palavra do termo de busca na base *Scopus*, possibilitando assim que a pesquisa abrangesse tanto as palavras rios e recuperação, bem como as suas palavras derivadas. A pesquisa também foi refinada por ano de publicação entre 2010 e 2022, e posteriormente, pelas áreas temáticas consoantes com o âmbito da investigação: “Ciência Ambiental” e “Química”. Posterior à aplicação de todos os filtros citados, a busca foi limitada aos artigos disponíveis no “acesso aberto” da base. A referida busca, retornou um total de 626 artigos para a palavra-chave “*rivers recovery*”.

Para a seleção dos artigos utilizados na presente revisão sistemática da literatura, foram aplicados três critérios de inclusão e, adicionalmente, cinco critérios de exclusão. Os critérios de inclusão foram: 1. Artigos que abordavam dados relacionados a processos, projetos e entre outras intervenções realizadas em prol da recuperação de rios urbanos e/ou bacias hidrográficas urbanas; 2. Artigos que abordavam dados sobre rios urbanos e/ou bacias hidrográficas urbanas ambientalmente recuperados por meio de intervenções antrópicas; 3. Artigos que abordavam dados relacionados à presença de elementos potencialmente tóxicos e/ou outros contaminantes aquáticos em rios e/ou bacias hidrográficas urbanas ambientalmente recuperados por meio de intervenções antrópicas. Os critérios de exclusão foram: 1. Artigos que não abordavam dados relacionados à processos de recuperação ambiental de rios urbanos e/ou bacias hidrográficas urbanas; 2. Artigos que não abordavam dados sobre análises de elementos potencialmente tóxicos e/ou outros contaminantes em rios e/ou bacias hidrográficas urbanas ambientalmente recuperados; 3. Artigos que abordavam dados relacionados à processos de recuperação ou análises de contaminantes em rios e/ou bacias hidrográficas que não estavam localizados ou não obtinham nenhuma extensão em áreas urbanas; 4. Artigos que abordavam dados relacionados à processos de auto recuperações naturais de rios e recuperações induzidas naturalmente pela fauna e/ou flora presentes nos ecossistemas; 5. Artigos fora do âmbito da investigação.

Foram realizadas duas triagens dos 587 e 626 artigos resultantes das buscas nas bases de dados, com base nos critérios de inclusão e exclusão estabelecidos. A primeira triagem permitiu a seleção de 105 e 93 artigos nas bases *Web of Science* e *Scopus*, respectivamente. E na segunda triagem foram selecionados 73 artigos no total, referente às duas plataformas de dados utilizadas.

2.3.2. Estudos bibliométricos da relevância por autoria e coocorrência de palavras-chave

Visando o aprofundamento teórico no que concerne à temática de recuperação da qualidade ambiental de rios urbanos, foram realizados estudos bibliométricos referentes aos autores e palavras-chave mais relevantes para o âmbito dessa investigação. Como parte integrante dos referidos estudos, foram elaborados mapas bibliográficos no software *VOSviewer*. Os conjuntos de informações de todos os 105 e dos 93 artigos obtidos nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus*, respectivamente, foram disponibilizados ao software e as investigações bibliográficas foram realizadas por meio da seleção dos parâmetros de análise de citação por autoria e coocorrência de palavras-chave dos autores. As informações dos artigos selecionados na *Web of Science*, foram obtidas a partir da exportação do arquivo que continha o registro completo e as referências citadas dos referidos artigos, e o arquivo exportado na base *Scopus*, continha todas as informações bibliográficas, de citação, resumos e palavras-chave dos artigos, além de outras informações como, referências e detalhes do financiamento.

A primeira análise bibliográfica foi realizada por meio da seleção do parâmetro de citação, obtendo como unidade de análise os autores. Os parâmetros referentes ao número mínimo de documentos contendo um autor e número mínimo de citações contendo um autor foram limitados a 1, o número máximo de autores por artigo foi limitado a 25 e o número de autores selecionados para o cálculo de vínculos de coautoria de um determinado pesquisador com outros pesquisadores foi limitado a 100. Foram selecionados os mesmos parâmetros nas análises de citação para os conjuntos de dados das duas bases utilizadas.

A segunda análise bibliográfica foi referente às palavras-chave dos autores que mais ocorreram juntas dentre os 105 e 93 artigos selecionados para leitura completa, resultantes das buscas nas bases *Web of Science* e *Scopus*, respectivamente. O parâmetro referente à coocorrência foi selecionado para a análise, o mesmo obteve como unidade de análise as palavras-chave dos autores, com base no método de contagem padrão. O número mínimo de ocorrência de uma palavra-chave em cada documento foi limitado a 2 e o número de palavras-

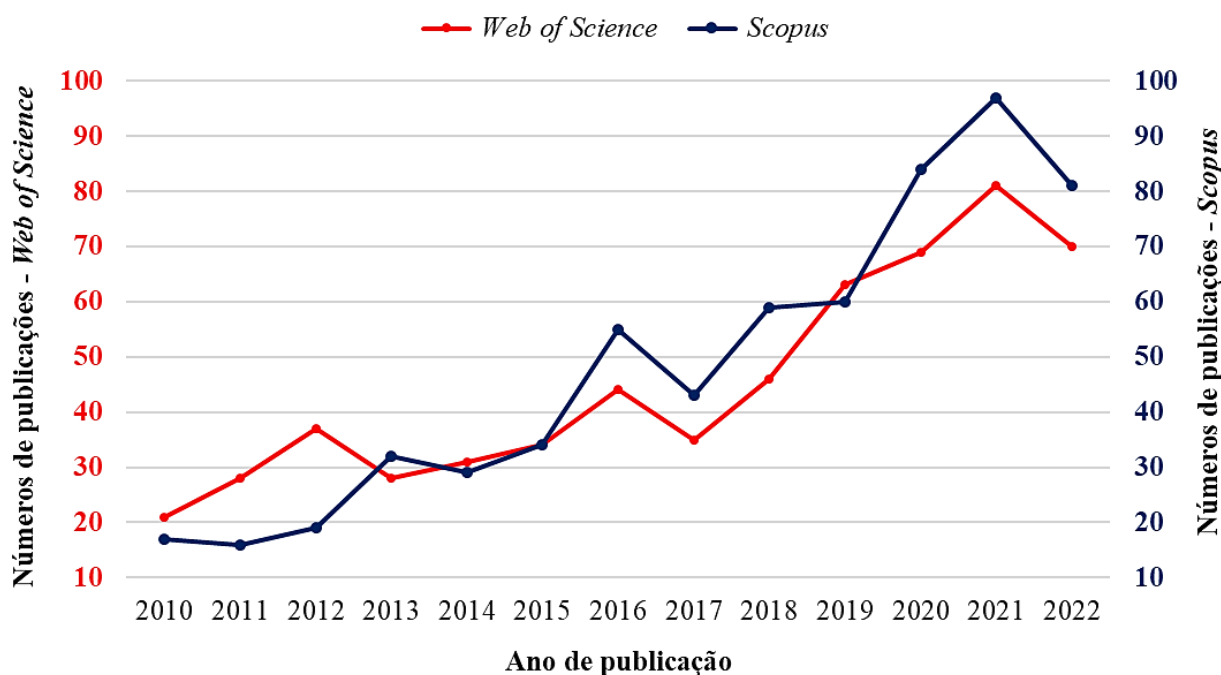
chave selecionadas para o cálculo da força de link de coocorrência com outras palavras-chave dos artigos foi limitado a 35. Os mesmos parâmetros foram selecionados para as análises de dados das duas bases.

2.4.RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.1. Evolução das publicações

Os números de publicações anuais de artigos de pesquisa relacionados ao âmbito da presente investigação, foram significativos em ambas bases de dados utilizadas (Figura 2). As publicações relacionadas a palavra-chave “*rivers recovery*” na base de dados *Web of Science* aumentaram entre os anos de 2010 e 2022, apresentando pequenos decréscimos em 2013 e 2017 em relação aos anos precedentes. A base de dados *Scopus*, apresentou aumentos significativos no número de publicações a partir do ano de 2016, tendência que permaneceu até o ano de 2021. No entanto, também houveram pequenos decréscimos de publicações nos anos de 2014, 2017 e 2022 em relação aos seus respectivos anos anteriores. Ainda vale ressaltar, que a base de dados *Scopus* retornou um maior número de artigos em relação a *Web of Science* referentes ao período e temática analisados (Figura 2).

Figura 2 - Gráfico de evolução do número de publicações de artigos relacionados a palavra-chave “*rivers recovery*” nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus* entre os anos de 2010 e 2022.



Fonte: Elaborada pela autora a partir das bases de dados *Web of Science* e *Scopus* (2023).

As pesquisas realizadas nas duas bases de dados utilizadas retornaram um total de 1213 artigos de pesquisa, sendo 587 resultantes da busca realizada na *Web of Science* e, 626 resultantes da busca na *Scopus*. Os referidos montantes de artigos foram atingidos mediante a aplicação de filtros e códigos de campo disponíveis nas duas plataformas. Posteriormente, foram realizadas as leituras de elementos textuais dos periódicos retornados nos dois bancos de dados, como títulos e resumos, e com base na aplicação dos critérios de inclusão e exclusão previamente definidos, essa etapa possibilitou a primeira seleção de artigos para compor o presente trabalho, resultando no total de 105 artigos selecionados na *Web of Science* e 93 artigos selecionados na *Scopus*, os quais com base em seus elementos textuais foram classificados como pertinentes ao âmbito da investigação. Em seguida, foi realizada a etapa de triagem sistemática, na qual todos os referidos artigos foram lidos na íntegra e, que de maneira semelhante a anterior, também foi realizada com base nos critérios de inclusão e exclusão estabelecidos, resultando na seleção de 39 artigos na base *Web of Science* e de 34 artigos na *Scopus*. Portanto, um total de 73 artigos foram selecionados para compor a presente revisão sistemática da literatura (Tabela 1).

Tabela 1 - Relação do número de artigos obtidos nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus*, e número de artigos selecionados após as triagens.

Termo de busca	Base de dados	Nº de artigos retornados (2010 - 2022)	Nº de artigos selecionados após leitura de elementos textuais	Nº de artigos selecionados após triagem sistemática
"rivers recovery"	<i>Web of Science</i>	587	105	39
	<i>Scopus</i>	626	93	34
Total de artigos selecionados para compor a RSL			73	

Fonte: Elaborada pela autora a partir das bases de dados *Web of Science* e *Scopus* (2023).

2.4.2. Estudos bibliométricos

2.4.2.1. Estudo bibliométrico da relevância por autoria

O primeiro estudo bibliométrico realizado, referente aos vínculos de coautoria entre pesquisadores, obteve como resultado uma rede contendo 7 autores que apresentaram forte conexão com outros pesquisadores dos 105 artigos selecionados na primeira triagem realizada na base *Web of Science* (Figura 3), e uma rede contendo 18 autores que apresentaram forte interação com os demais pesquisadores dos 93 artigos selecionados na base de dados *Scopus* (Figura 4). As conexões entre os termos indicam que os referidos autores são pertencentes aos

mesmos artigos de pesquisa, ou ainda, que um foi citado pelo outro e vice-versa. Os autores evidenciados nos mapas consistem nos responsáveis pelos estudos mais relevantes para a temática de recuperação fluvial urbana dentre as amostras de artigos selecionados, ou seja, consistem nos autores dos artigos mais citados nas bases de dados utilizadas na presente pesquisa.

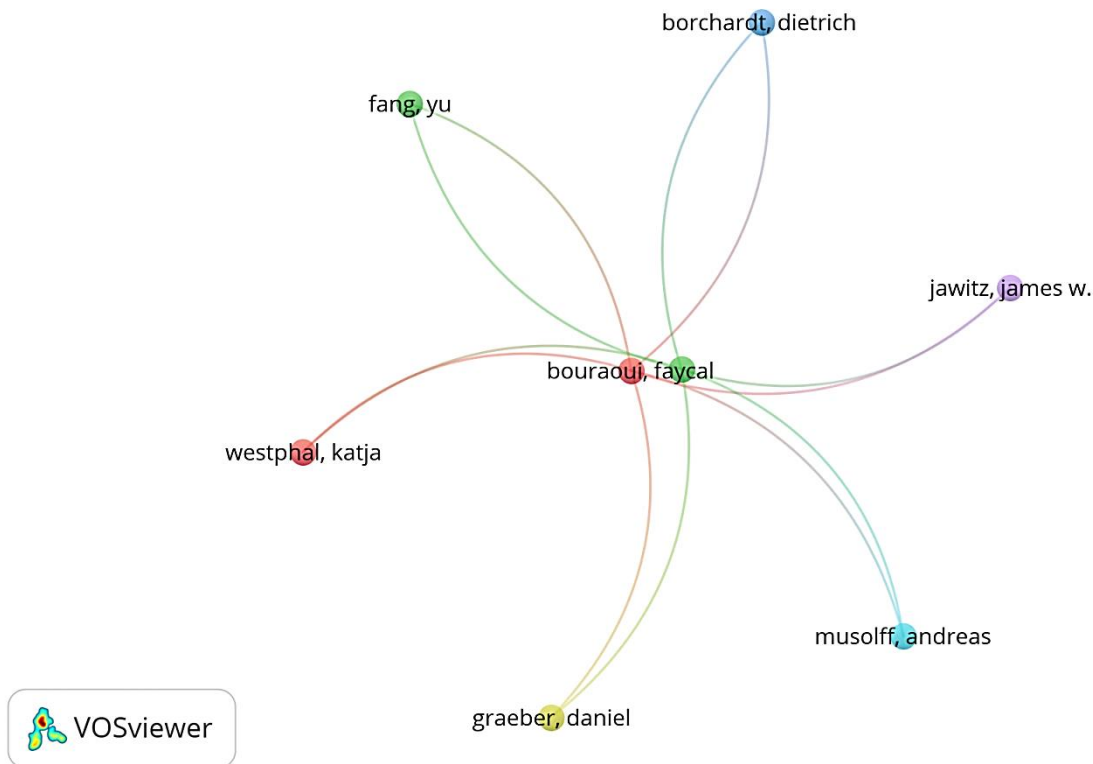
A partir do estudo bibliométrico, também foi possível identificar que os autores mais citados dentre os artigos selecionados na primeira triagem em cada base de dados utilizada, visam a temática de recuperação de rios urbanos de pontos de vista semelhantes, uma vez que os *clusters* de todos pesquisadores aparecem interligados (Figuras 3 e 4).

O autor em evidência no cluster central do mapa bibliográfico referente aos estudos publicados na base *Web of Science* (Figura 3), consiste no primeiro autor do artigo que trouxe dados referentes às concentrações de nutrientes, nitrogênio e fósforo, nas águas de rios da Europa para verificar a eficácia de políticas ambientais como a Diretiva Nitratos e a Diretiva Tratamento de Águas Residuais Urbanas, bem como a evolução de longo prazo na qualidade das águas superficiais que desaguam nos mares europeus. Para isso, análises das alterações nos teores de nutrientes foram realizadas em corpos d'água de todos países pertencentes à União Europeia. As bacias dos rios Loire na França e Elba na Alemanha foram submetidas a análises mais específicas, e as duas bacias hidrográficas apresentaram reduções de nitrogênio oriundo de fontes pontuais (aquelas provenientes de descargas de águas residuais), em cerca de 21 e 40%, respectivamente. Ainda, também foi demonstrado no referido estudo que as emissões de fontes pontuais de nitrogênio e fósforo diminuíram em grande parte da Europa, evidenciando a eficácia da implementação de diretrizes ambientais no continente, que visam o controle e a redução de cargas de nutrientes nas águas receptoras (BOURAOUI; GRIZZETTI, 2011).

A pesquisadora Katja Westphal, que também foi evidenciada no mapa bibliográfico (Figura 3), consiste na primeira autora do estudo que trouxe dados referentes a análises de fósforo total (TP) e fitoplâncton (*clorofila-a*) ao longo do rio Ruhr, na Alemanha. Todos demais autores que aparecem em evidência nos *clusters* circundantes aos centrais, são coautores do mesmo artigo (Figura 3). O referido estudo mostrou que o controle de fósforo por meio de fontes pontuais como o controle de origem de detergentes contendo fosfato e agentes de limpeza, melhorou eficientemente o estado do rio. Adicionalmente, a capacidade de retenção de fósforo aumentou significativamente, como uma consequência do aumento do controle hidrológico por meio de represamentos e açudes, o que evidenciou a importância

dessas estruturas para a ciclagem e retenção de P e, portanto, o apoio na recuperação de rios com relação às cargas de TP (WESTPHAL et al., 2019).

Figura 3 - Mapa bibliográfico de autores que apresentaram os maiores vínculos de coautoria com os demais pesquisadores dos artigos selecionados na base de dados *Web of Science*.



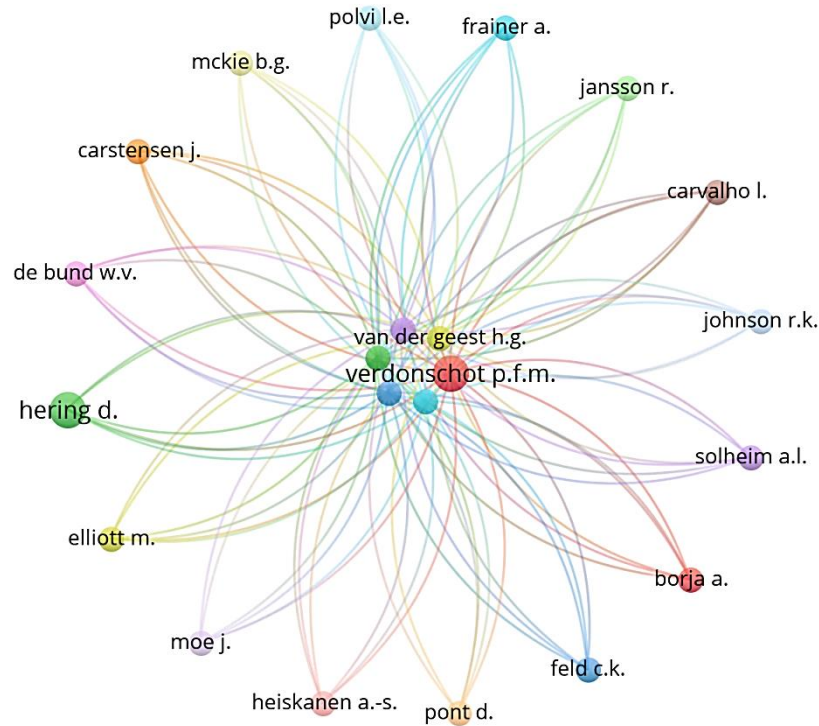
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

O mapa bibliográfico elaborado a partir dos dados dos artigos obtidos na base de dados *Scopus*, apresenta em evidência dois autores nos seus *clusters* centrais (Figura 4), os mesmos são coautores do estudo que abordou dados relacionados à avaliação de 40 anos de restauração de córregos na Holanda. De acordo com os resultados obtidos no referido estudo, houve um aumento considerável nos esforços de restauração de córregos, motivados principalmente pelas políticas, legislações e regulamentações ambientais implementadas no país, como a *Water Framework Directive* (WFD), que impulsionou os esforços para restauração de rios na Holanda, assim como em todo continente Europeu. Apesar dos bons resultados alcançados em relação a recuperação de corpos d'água superficiais, o estudo também evidencia dificuldades que ainda são encontradas nos programas de monitoramento, dentre as quais pode-se citar, a implementação de medidas de restauração em escalas que não são efetivas para a avaliação da recuperação ecológica fluvial. Os autores do estudo recomendam que os esforços para a recuperação de córregos sejam baseados em dados que

considerem a implementação de medidas em toda bacia hidrográfica, e que estes, sejam efetivados sob a administração de gestores de recursos hídricos e cientistas (DOS REIS OLIVEIRA et al., 2020).

O pesquisador Daniel Hering, que apresentou o maior cluster dentre os *clusters* circundantes aos centrais (Figura 4), consiste no autor principal do artigo que trouxe dados referentes a avaliações da *Water Framework Directive* (WFD) europeia em um período de 10 anos. O referido estudo também foi selecionado para compor a presente revisão, e ainda, há pelo menos mais 11 autores dentre os evidenciados no mapa bibliográfico, que são coautores do mesmo artigo. Os resultados obtidos no estudo evidenciam que apesar dos desafios, a implementação da WFD, alterou positiva e fundamentalmente a gestão da água em todos os estados membros da União Europeia. A referida legislação ambiental, que objetiva a recuperação do bom estado ecológico de todos os corpos d'água superficiais da Europa até 2027 e que estabelece a ecologia aquática como centro da gestão da água, já apresentava uma alta resolução espacial dos dados de monitoramento biológico dos rios europeus, com métodos de avaliação avançados e precisos no período ao qual o artigo de Hering et al. (2010) se refere. Apesar do sucesso alcançado com a implementação da *Water Framework Directive* (WFD), ainda há diversas problemáticas relacionadas à implementação da diretriz ambiental, dentre as quais foram evidenciadas no estudo, a inexistência da centralização de dados de monitoramento e inconsistências no monitoramento de longo prazo das medidas de restauração em toda Europa, que dificulta a acessibilidade e as métricas (HERING et al., 2010).

Figura 4 - Mapa bibliográfico de autores que apresentam os maiores vínculos de coautoria com os demais pesquisadores dos artigos selecionados na base de dados *Scopus*.

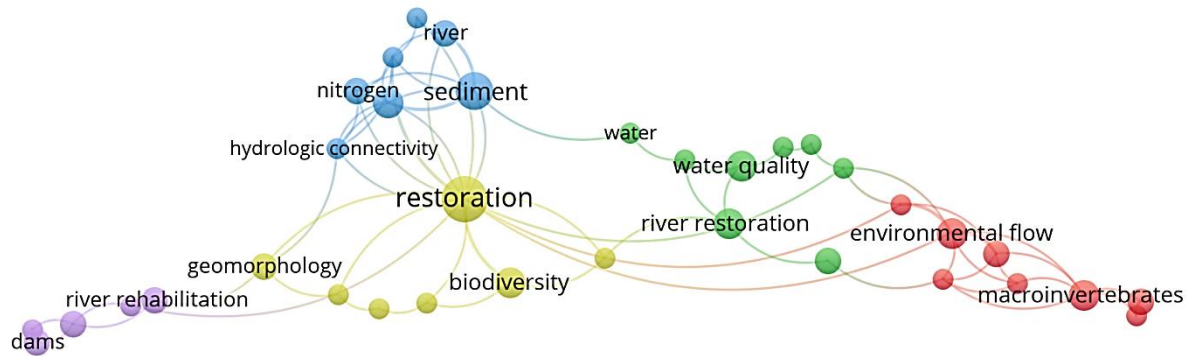


Fonte: Elaborada pela autora (2023).

2.4.2.2. Estudo bibliométrico de coocorrência de palavras-chave

O segundo estudo bibliométrico realizado que foi relacionado à coocorrência de palavras-chave dos autores, obteve como resultado uma rede contendo 35 palavras-chave que ocorreram no mínimo duas vezes e que apresentaram a maior força de link de coocorrência com as demais palavras-chave dos 105 artigos de pesquisa selecionados na base de dados *Web of Science* (Figura 5) e uma rede contendo 35 palavras-chave que ocorreram no mínimo duas vezes e apresentaram a maior força de link de coocorrência com as outras palavras-chave dos 93 artigos selecionados na *Scopus* (Figura 7).

Figura 5 - Mapa bibliográfico da coocorrência de palavras-chave nos artigos selecionados na base de dados *Web of Science*.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

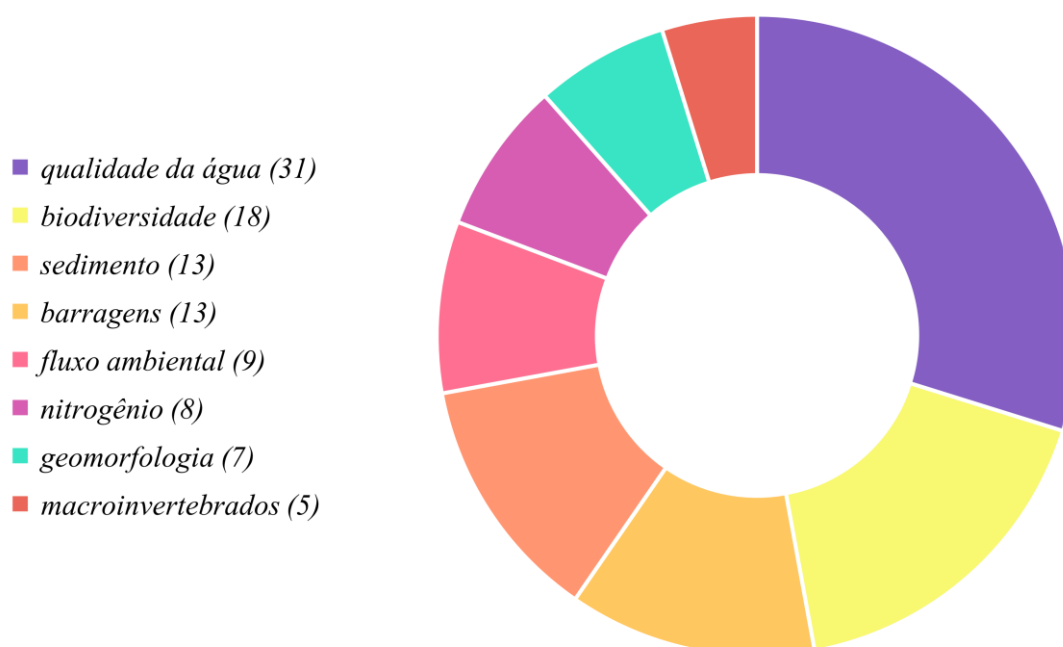
As conexões entre os termos indicam que as palavras-chave que aparecem nos mapas ocorreram juntas, e as que aparecem em evidência e também apresentam os maiores *clusters*, foram as palavras-chave que ocorreram mais vezes dentre a amostra de artigos selecionados. A partir da análise do mapa bibliográfico de palavras-chave da *Web of Science* (Figura 5) é possível evidenciar que “*restoration*”, consiste na palavra-chave dos autores que possui a maior força de link com as outras palavras-chave dos artigos obtidos na referida base de dados, pode-se notar a ampla ocorrência desse termo, que apresenta o maior cluster e conexões com todos demais. As palavras-chave dos artigos da *Web of Science* foram divididas em 5 *clusters* (lilás, azul, amarelo, verde e vermelho), evidenciando que a temática de recuperação de rios pode ser dividida em 5 vertentes relativamente distintas que, no entanto, são todas correlacionadas à “restauração”, na amostra de artigos selecionada na base.

Foi possível destacar as demais palavras-chave que estiveram mais frequentemente relacionadas com recuperação de rios urbanos: “*nitrogen*”; “*sediment*”; “*macroinvertebrates*”; “*environmental flow*”; “*biodiversity*”; “*water quality*”; “*geomorphology*” e; “*dams*”.

A partir da leitura completa dos artigos selecionados para compor a presente revisão da literatura, foi possível evidenciar que os estudos referentes à recuperação de rios urbanos também abordaram um ou mais assuntos relacionados às oito palavras-chave destacadas no

mapa bibliográfico (Figura 6). A recuperação de rios urbanos foi constantemente relacionada à recuperação da biodiversidade aquática e às reduções das cargas de nutrientes, como nitrogênio, assim como, o monitoramento desses nutrientes, com base na análise de sedimentos. O restabelecimento da qualidade da água esteve no centro dos objetivos da grande maioria das intervenções realizadas que visaram a recuperação ambiental dos ecossistemas aquáticos estudados (Figura 6).

Figura 6 - Números de artigos selecionados na base *Web of Science* que abordaram assuntos relacionados às palavras-chave: “nitrogênio”; “sedimento”; “macroinvertebrados”; “fluxo ambiental”; “biodiversidade”; “qualidade da água”; “geomorfologia” e “barragens”.



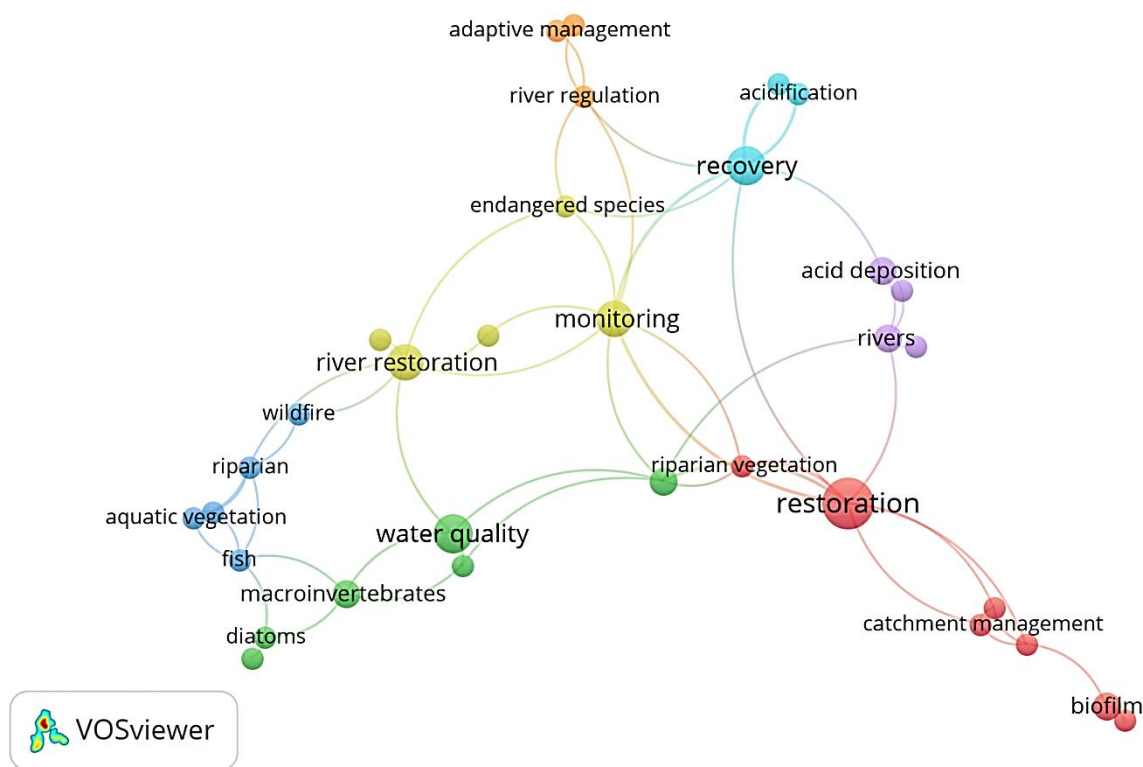
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os 39 estudos acerca dos processos de recuperação de rios urbanos obtidos na base *Web of Science* e selecionados para compor esta revisão, englobaram diversos assuntos relacionados às oito palavras-chave destacadas, dentre os quais pode-se citar, estudos que relatavam a dragagem de sedimentos como uma das intervenções antrópicas que foram efetivas para a recuperação de rios urbanos (HAPPEL; GALLAGHER, 2021). No que se refere à biodiversidade, diversos estudos evidenciaram as recuperações de espécies locais como uma das respostas positivas às intervenções humanas que objetivaram a recuperação de ecossistemas aquáticos. Inclui-se dentre os exemplos, a proibição do pesticida DDT em 1972 nos Estados Unidos da América (EUA), onde a população de águias pesqueiras se recuperou numérica e espacialmente, inclusive nos afluentes de água de doce na Baía de *Chesapeake*

(LAZARUS et al., 2015). Demais dados dos artigos que englobaram os referidos assuntos foram evidenciados nos demais resultados da presente investigação (Seções 2.4.3., 2.4.4., 2.4.5. e 2.4.6.).

A partir mapa bibliográfico da ocorrência de palavras-chave nos artigos obtidos na base *Scopus*, também foi possível notar que “*restoration*” consistiu no termo que apresentou a maior força de link com as outras palavras-chave dos demais artigos (Figura 7), de maneira semelhante ao mapa bibliográfico de palavras-chave da *Web of Science* (Figura 5). O termo também apresenta o maior cluster, evidenciando a sua ampla ocorrência com as demais palavras-chave dos artigos selecionados (Figura 7).

Figura 7- Mapa bibliográfico da coocorrência de palavras-chave nos artigos selecionados na base de dados *Scopus*.



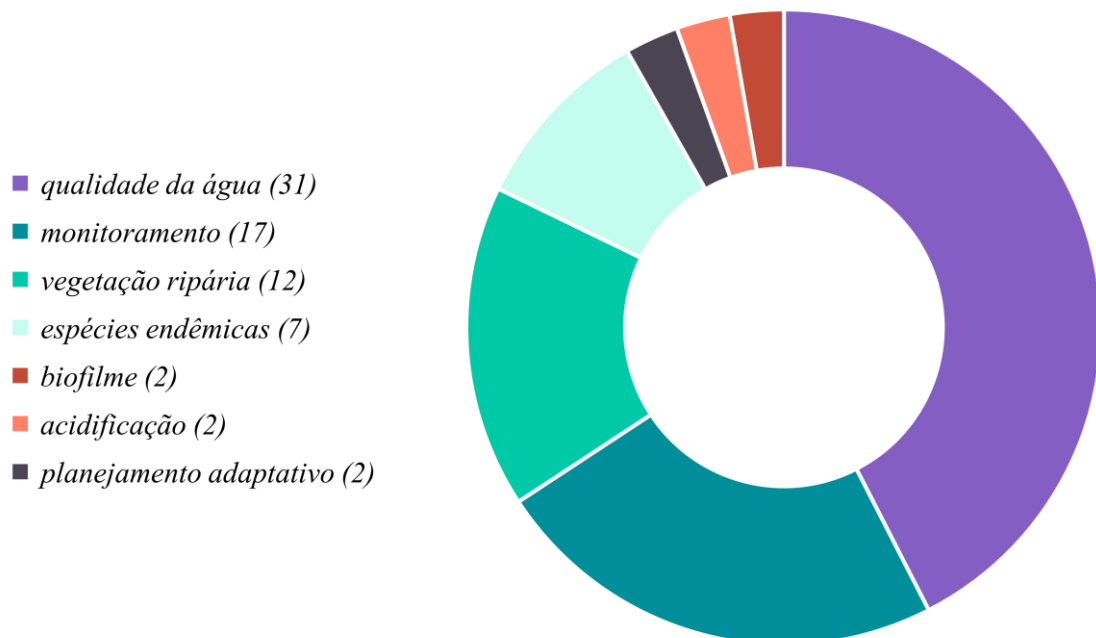
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Adicionalmente, foi possível destacar mais sete palavras-chave em evidência no mapa bibliográfico (Figura 8), que também estiveram frequentemente relacionadas com as demais palavras-chave dos artigos selecionados: “*adaptive management*”; “*acidification*”; “*monitoring*”; “*water quality*”; “*endemic species*”; “*riparian vegetation*” e “*biofilm*”. Diversos assuntos relacionados às referidas palavras-chave destacadas foram amplamente

abordados nos artigos obtidos na base de dados *Scopus* e que foram selecionados para compor essa RSL (Figura 8).

De maneira semelhante aos estudos evidenciados nos artigos na base de dados *Web of Science*, os documentos obtidos na *Scopus* também evidenciaram, em sua maioria, a qualidade da água como um dos objetivos principais das intervenções realizadas para a recuperação de rios urbanos, apontando como solução e/ou mantimento dessa qualidade o monitoramento constante de corpos d'água superficiais (Figura 8).

Figura 8 - Números de artigos selecionados na base Scopus que abordaram assuntos relacionados às palavras-chave: “planejamento adaptativo”; “acidificação”; “monitoramento”; “qualidade da água”; “espécies endêmicas”; “vegetação ripária” e; “biofilme”.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Dentre os 34 estudos que abordaram dados referentes à recuperação de rios urbanos obtidos na base *Scopus* e que foram selecionados para compor a presente investigação, muitos englobaram assuntos relacionados às oito palavras-chave destacadas (Figura 8), dentre os quais incluem-se como exemplo, o desprovimento de vegetação ripária em conjunto com a baixa eficácia de políticas e monitoramento da água e, a precariedade nos processos de saneamento ambiental, consistiram em fatores que contribuíram para a baixa qualidade da água na bacia do Rio Grande (Brasil) (GUIDOLINI et al., 2018). Por outro lado, a manutenção da vegetação ripária foi positivamente relacionada à recuperação da riqueza de espécies em uma área urbana do rio Amazonas (Brasil) (SÁ-OLIVEIRA et al., 2016).

A adoção de diretrizes ambientais, como a implementação de planos e acordos de monitoramento ambiental em ecossistemas aquáticos degradados que visavam o restabelecimento da qualidade da água, bem como o mantimento e/ou resgate de espécies endêmicas ameaçadas, também foi evidenciada como uma medida eficaz na recuperação de rios (HARTMAN et al., 2021; KAUFFMAN, 2018). Adicionalmente, os processos de recuperação de rios realizados por meio da implementação de legislações ambientais, como a *Water Framework Directive* (WFD), exige o desenvolvimento de ferramentas biológicas que possam atuar como indicadores do estado químico dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, os biofilmes fluviais foram evidenciados como excelentes indicadores de alerta precoce de poluição química das águas (FECHNER et al., 2012). Demais dados dos artigos que englobaram assuntos referentes às sete palavras-chave destacadas, encontram-se evidenciados nos demais resultados obtidos (Seções 2.4.3., 2.4.4., 2.4.5. e 2.4.6.).

2.4.3. Recuperação de ecossistemas aquáticos na perspectiva global

Globalmente, os projetos de recuperação fluvial foram variados, sobretudo no que se refere aos fatores impulsionadores da implementação de medidas corretivas. A pesquisa relacionada ao restabelecimento ambiental de rios urbanos por meio de intervenções humanas visando a recuperação ambiental desses ambientes permitiu constatar que o referido objetivo, consiste em um processo desafiador e complexo. Portanto, é importante que as intervenções realizadas sejam colaborativas e inclusivas, levando em consideração a heterogeneidade e grandes escalas das áreas de estudo, incluindo as áreas circundantes ao corpo hídrico e, dessa forma, buscar identificar e mitigar estressores ambientais externos, possibilitando o progresso e a manutenção do êxito alcançado, no que concerne à recuperação da qualidade aquática. Além disso, a restauração dos danos ecológicos oriundos da rápida urbanização pode ser efetivamente mitigada mediante investimentos em processos realizados em bacias hidrográficas inteiras, ao invés da implementação em escalas menores, como rios, riachos e lagoas, por exemplo. Adicionalmente, foi possível evidenciar que é crucial a definição de metas e objetivos que levem em consideração todos os demais ecossistemas associados ao rio urbano (DOS REIS OLIVEIRA et al., 2020; FU et al., 2021; SÁNCHEZ-TORRES et al., 2022; SPRAY et al., 2022; SUN et al., 2022).

É fundamental que o propósito da recuperação fluvial seja alcançar um corpo d'água em melhores condições ambientais do que as atuais, assim como o melhor funcionamento ecológico do mesmo, revertendo ao máximo o cenário de degradação e buscando um ponto de equilíbrio na coexistência do ambiente antrópico circundante e o rio ambientalmente

recuperado. Os processos de recuperação de ambientes aquáticos foram efetivos quando incluíram medidas que buscavam integrar as necessidades dos ambientes antrópicos e naturais, agregando demais fatores de atenção conjuntamente com o restabelecimento da qualidade ambiental, como o envolvimento da comunidade, o apoio de outras partes interessadas e o desenvolvimento econômico (HARTIG; WALLACE, 2015). Além disso, o mantimento da naturalidade do ambiente aquático, por meio da coexistência dos espaços azuis e verdes dentro de ambientes urbanizados também foi evidenciado como um cenário positivo na recuperação de rios urbanos. A implementação de projetos de regeneração urbana centrados em zonas ribeirinhas, como espaços de uso público e de lazer dos cidadãos impulsionam a recuperação fluvial. Dentre os exemplos desses projetos pode-se citar, a introdução de novos usos sociais, incluindo ciclovias, pistas de caminhada e parques urbanos. Também denominados espaços verdes, esses ambientes estimulam a proximidade dos munícipes com os corpos d'água recuperados, e assim, auxiliam positivamente na gestão e planejamento das interfaces urbano-fluviais (LUO; XIE; FURUYA, 2021; ROTHERHAM, 2021).

Em resumo, as melhorias nas taxas de sucesso dos projetos de recuperação fluvial estão intrinsicamente relacionadas à definição de metas e medidas que devem ser combinadas, ao monitoramento contínuo e eficaz e, por fim, às ações de restabelecimento realizadas em grande escala de captação (DOS REIS OLIVEIRA et al., 2020; PERKINS et al., 2021). Inclui-se como exemplo efetivo dessas abordagens, a promoção da recuperação ambiental no rio *Detroit* combinada à melhoria de outros aspectos externos ao ambiente aquático. A criação de orlas acessíveis ao público em áreas urbanas com habitat ribeirinho, áreas de lazer, entretenimento, e outras características ecológicas como espaços verdes, resultou em um ambiente mais atrativo ambientalmente e também comercialmente. As medidas implementadas resultaram no retorno de espécies marinhas e terrestres ao ecossistema e promoveu maior proximidade das pessoas à natureza, promovendo assim, o progresso ambiental, social e econômico na região do rio *Detroit* (HARTIG; WALLACE, 2015). Outro exemplo é *Guangzhou*, uma das principais áreas metropolitanas da China, que eliminou problemas de escurecimento e odor de todos os rios da cidade em 2019 e foi reconhecida como modelo nacional no tratamento de rios poluídos. Ainda, o referido resultado foi alcançado após a província ser classificada com o maior número de rios apresentando aspectos de poluição em suas áreas urbanas em 2015. As melhorias foram resultantes da implementação do *Three-year Action Plan for Water Control (2017-2019)*, que concentrou os esforços de recuperação em diversas variáveis ambientais dos ecossistemas, não somente na

qualidade da água, sendo também alinhado à demais projetos de controle de fontes de poluição (ZHANG, J. et al., 2022).

A partir da análise da literatura disponível acerca do tema: recuperação ambiental de rios urbanos, foi possível evidenciar que as intervenções altamente artificiais realizadas em ecossistemas aquáticos desconsiderando demais parâmetros da matriz de estudo, resultaram em corpos d'água fortemente modificados. Condutas como essas, caracterizam aspectos de atenção, uma vez que procedimentos realizados sem considerar fatores importantes do ecossistema, como a canalização ou estreitamento do rio e a construção de paredes de defesa contra enchentes, possuem forte influência sob as condições ecológicas de rios urbanos (HOGGART; FRANCIS; CHADWICK, 2012). Sendo assim, ficou evidente a extrema importância em direcionar o olhar para as áreas de ocupações, pressões e intervenções antrópicas no entorno de cursos d'água superficiais submetidos à processos de recuperação hídrica. Elementos artificiais devem ser cuidadosamente avaliados quando implementados em processos de recuperação fluvial urbana, para evitar desarmonia com o ambiente circundante, promovendo o equilíbrio dos elementos naturais e artificiais para a promoção de melhorias na qualidade visual do recurso aquático e conseqüentemente o mantimento da sua qualidade ambiental, visto que um corpo d'água com boa qualidade aquática e forma visual natural pode ser mais atraente e possuir maior potencial restaurador (LUO; XIE; FURUYA, 2021). Portanto, é importante que os ambientes ribeirinhos e fluviais não sejam avaliados de maneira subjetiva, se faz importante a realização de uma avaliação terrestre-ciliar-aquática integrada em um local de projeto, para incorporar observações que apoiem a compreensão da estrutura física do habitat e das relações de causa-efeito visando abranger esses aspectos mais amplos (GURNELL et al., 2020).

A importância de considerar grandes escalas ao implementar processos e ações voltadas à recuperação de rios urbanos foi corroborada por meio da observação das problemáticas relacionados aos recursos hídricos que não foram revertidas mesmo após os esforços desempenhados nos ecossistemas aquáticos urbanos, nos quais provavelmente as questões ambientais que persistiram são decorrentes de fontes externas ao setor hídrico. Inclui-se como exemplo, ecossistemas aquáticos urbanos que continuaram acometidos por problemas relacionados à poluição e/ou contaminação ambiental apesar da realização de processos de recuperação fluvial e/ou à implementação de legislações ambientais. As intervenções realizadas nesses ambientes não foram suficientes para interromper os processos de degradação física e biológica, sendo este, o panorama ambiental de rios no Quênia que continuam acometidos por fontes pontuais generalizadas, como resíduos domésticos e

industriais (ORATA et al., 2011), e de um rio urbano na França que consiste em um dos principais destinos de resíduos sólidos, principalmente microplásticos (TRAMOY et al., 2022).

Adicionalmente, os artigos englobados na presente pesquisa também permitiram identificar a importância e a necessidade de amplo aprofundamento teórico e planejamento prévios às intervenções nos canais fluviais, de maneira que considerassem a ampla quantidade de variáveis ambientais pré-recuperação, sendo estes, importantes fatores no sucesso dos processos de recuperação de rios (SPRAY et al., 2022). Procedimentos realizados sem aplicação de protocolos ambientais adequados podem acarretar na perda substancial de populações e habitats de espécies aquáticas, inclui-se como exemplo, os processos de hidromodificação que impactaram negativamente a qualidade da água de um córrego urbano em *Connecticut* (EUA) (ZHU et al., 2018).

Neste sentido, os estudos selecionados nas duas bases de dados utilizadas, foram avaliados no que se refere à efetividade das intervenções realizadas em cada matriz de estudo, a escala de abrangência da intervenção e o tipo de intervenção que foi realizada no ambiente aquático, visando a sua recuperação (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2 - Dados das intervenções antrópicas realizadas para a recuperação fluvial urbana dos ecossistemas englobados nos artigos obtidos na base de dados *Web of Science*.

Escala da matriz de estudo	Principais procedimentos/intervenções realizados	Resultados	Autor (es)
Bacia hidrográfica	Implementação de políticas ambientais (Diretiva Nitratos e Diretiva Tratamento de Águas Residuais Urbanas)	efetivo	Bouraoui e Grizzetti (2011)
Rios urbanos	Melhorias no tratamento de águas residuais; Redução de fontes pontuais e das entradas de TP no rio; Construção de estruturas de represamento e açudes para controle de poluição ao longo do rio	efetivo	Westphal et al. (2019)
Rios urbanos	Melhorias no tratamento de águas residuais; Implementação de legislação e regulamentação ambiental mais rígidas	efetivo	Vaughan e Ormerod (2012)
Rios urbanos	Melhorias no tratamento de águas residuais urbanas; Implementação da <i>Water Framework Directive</i> (WFD)	não efetivo	Martinez Bueno et al. (2010)
Rios urbanos	Melhorias na regulamentação de fontes pontuais de poluição nos EUA	não efetivo	Stets, Kelly e Crawford (2014)
Bacia hidrográfica	Construção de estruturas para retenção de enchentes	não efetivo	Perkin e Bonner (2011)

Rios urbanos	Restauração do rio por meio da abordagem <i>Natural Channel Design</i> (NCD) para controle de inclinação no canal; Alterações geomórficas no rio: meandros, estabilização de margens e instalação de estruturas de palhetas cruzadas de rochas com corredeiras a montante e poças de erosão a jusante	efetivo	McMillan e Noé (2017)
Bacia hidrográfica	Implementação do Pacto da Bacia do Rio <i>Delaware</i> de 1961 e das Emendas da Lei Federal de Água Limpa de 1970	efetivo	Kauffman et al. (2010)
Rios urbanos	Obras de engenharia aquática: construção de infra-estruturas relacionadas com a navegação e protecção contra inundações (aterros, diques, espigões) e estruturas hidroeléctricas (represas, barragens, troços de desvios)	não efetivo	Dendievel et al. (2020)
Rios urbanos	Implementação das <i>Fish Passage Solutions</i> (FPS)	não efetivo	Tamario et al. (2019)
Rios urbanos	Biorremediação de EPTs	efetivo	Kabutey et al. (2019)
Rios urbanos	Canalização seguida de um reordenamento hidrológico do rio; Implementação de defletores, rampas de acesso e linhas de árvores no interior do canal.	não efetivo	Portugués-Mollá et al. (2016)
Rios urbanos	Implementação de regulamentações mais rígidas (por exemplo, <i>US Clean Water Act</i>) e tratamentos avançados de águas residuais; O <i>Chicago Area Tunnel and Reservoir Plan</i> construiu uma série de túneis para sequestro do excesso de esgoto combinado ao tratamento secundário antes da liberação	efetivo	Parker et al. (2018)
Rios urbanos	Implementação da <i>Water Framework Directive</i> (WFD) da União Europeia	efetivo	Gurnell et al. (2020)
Rios urbanos	Um trecho de 80 Km do Rio <i>St. Lawrence</i> foi designado como uma <i>Area of Concern</i> (AOC) pela Comissão Conjunta Internacional, e um <i>Remedial Action Plan</i> (RAP) foi implementado para a AOC em 1987 para restaurar a qualidade e saúde deste ecossistema aquático	efetivo	Neff, Robinson e Bhavsar (2013)
Rios urbanos	Implementação das diretrizes da Lei da Água Limpa nos EUA	efetivo	Hartig e Wallace (2015)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: construção de grandes projetos de desvio de água e projetos auxiliares relacionados (alçamento da barragem de Danjiangkou e dois pequenos reservatórios a jusante)	não efetivo	Chen, Li e Zhang (2016)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: barragens de baixa queda para aumento dos níveis de água durante os períodos de baixo fluxo e infraestrutura de protecção contra inundações; Aumento em larga escala da vegetação ripária	efetivo	De Jager e Rohweder (2017)
Rios urbanos	Implementação de legislação de proibição e políticas de gestão para o controle de poluentes orgânicos residuais	não efetivo	Orata et al. (2011)

Rios urbanos	Efetivação de diretrizes ambientais (proibição do pesticida DDT) seguida da implementação da <i>Chesapeake Bay Executive Order</i> 13508, que enfatiza o monitoramento contínuo, a restauração e a proteção da baía	efetivo	Lazarus et al. (2015)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: paredes de defesa contra inundações	efetivo	Hoggart, Francis e Chadwick (2012)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: empreendimentos aquáticos para desvios de água; Translocação de peixes durante a intermitência de fluxo como alternativa para o mantimento e recuperação da ictiofauna	não efetivo	Archdeacon, Diver e Reale (2020)
Rios urbanos	Inúmeras medidas e políticas foram formuladas e implementadas, como os principais projetos de Tecnologia Nacional de Controle e Gestão da Poluição da Água da China; Obras de engenharia hidráulica: presença de muitas barragens	não efetivo	Zhang, W. et al. (2022)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: remoção de barragens e alteração de barreiras instaladas por meio da implementação de passagens para peixes	efetivo	Sun et al. (2022)
Bacia hidrográfica	Diversas atividades de recuperação implementadas: impedimento do acesso de animais e pessoas nas áreas de nascentes e Áreas de Preservação Permanente (APP), para a regeneração natural e revegetação com espécies nativas em toda a área da Bacia do Rio Doce; instalação de balanço de pedras nos meandros e drenagens dos terraços com instalação de biomantas para reduzir a velocidade da água e transporte superficial de sedimentos	parcialmente efetivo	Santana et al. (2021)
Rios urbanos	Fechamento de empresas que caracterizavam fontes de poluição aquática e atividades de monitoramento da qualidade água em andamento por longos períodos no país	efetivo	Gbagir e Colpaert (2020)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: hidrovias modificadas e/ou artificiais e, hidrovias submetidas à processos de dragagem; Existência de um órgão ambiental específico: <i>Greater Chicago Metropolitan Water Reclamation District</i> (MWRD), que é responsável por monitorar os aspectos bióticos e abióticos do ecossistema	efetivo	Happel e Gallagher (2021)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: rio <i>Bow</i> é fortemente regulado por barragens em alguns de seus principais afluentes para alargamento e regulação do canal	não efetivo	Sinnatamby et al. (2020)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: Comissão Nacional de Desenvolvimento e Reforma implementou 14 projetos de restauração do rio <i>Yongding</i> , visando a melhoria do corredor verde e a habitabilidade da área altamente urbanizada	efetivo	Dai, Brouwer e Lei (2021)

Rios urbanos	Implementação de programas de redução, coleta e reciclagem; Monitoramento rotineiro da água; Promoção de melhorias no tratamento de águas residuais; Plano de manutenção e melhoria da qualidade da água do rio e do oceano	efetivo	Tseng et al. (2021)
Rios urbanos	Dragagem de sedimentos	não efetivo	Jin, Zhang e Li (2020)
Rios urbanos	Emissão do <i>Three-year Action Plan for Water Control (2017-2019)</i> pelo governo de <i>Guangzhou</i> , que abordou a qualidade da água e demais fatores importantes em todo sistema	efetivo	Zhang, J. et al. (2022)
Bacia hidrográfica	Comissão de Recuperação da Bacia do Alto Cauca	não efetivo	Sánchez-Torres et al. (2022)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: telas de barras gigantes instaladas no rio para coleta de lixo ribeirinho de toda a coluna d'água antes de desaguar no mar	não efetivo	Tramoy et al. (2022)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: seções do rio fortemente modificadas, dragadas e canalizadas para o restabelecimento dos processos naturais do rio	efetivo	Perkins et al. (2021)
Rios urbanos	Implementação da <i>Water Framework Directive (WFD)</i>	não efetivo	Costa e Vieira (2021)
Rios urbanos	Implementação do Plano Diretor de Gestão Integral e Uso Sustentável	não efetivo	Perló Cohen e Zamora Saenz, (2017)
Bacia hidrográfica	Implementação da <i>Water Framework Directive (WFD)</i> ; Obras de engenharia hidráulica: remoção de estruturas artificiais que constituíam impedimentos hidromorfológicos aos córregos	efetivo	Omoniyi et al. (2022)
Rios urbanos	Calagem para controle de pH	efetivo	Zhao et al. (2018)

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 3 - Dados das intervenções antrópicas realizadas para a recuperação fluvial urbana dos ecossistemas englobados nos artigos obtidos na base de dados *Scopus*.

Escala da matriz de estudo	Principais procedimentos/intervenções realizados	Resultados	Autor (es)
Rios urbanos	Melhorias no tratamento de águas residuais; Redução de fontes pontuais e das entradas de TP no rio; Construção de estruturas de represamento e açudes para controle de poluição ao longo do rio	efetivo	Westphal et al. (2019)
Rios urbanos	Implementação da <i>Water Framework Directive (WFD)</i>	efetivo	dos Reis Oliveira et al. (2020)
Bacia hidrográfica	Implementação da <i>Water Framework Directive (WFD)</i> europeia	efetivo	Hering et al. (2010)

Rios urbanos	Melhorias na regulamentação de fontes pontuais de poluição nos EUA	não efetivo	Stets, Kelly e Crawford (2014)
Rios urbanos	Obras de engenharia aquática: construção de infra-estruturas relacionadas com a navegação e protecção contra inundações (aterros, diques, espigões) e estruturas hidroeléctricas (represas, barragens, troços de desvios)	não efetivo	Dendievel et al. (2020)
Rios urbanos	Implementação das <i>Fish Passage Solutions</i> (FPS)	não efetivo	Tamario et al. (2019)
Rios urbanos	Implementação da <i>Water Framework Directive</i> (WFD) da União Européia	efetivo	Gurnell et al. (2020)
Rios urbanos	Implementação das diretrizes da Lei da Água Limpa nos EUA	efetivo	Hartig e Wallace (2015)
Bacia hidrográfica	Diversas atividades de recuperação implementadas: impedimento do acesso de animais e pessoas nas áreas de nascentes e Áreas de Preservação Permanente (APP), para a regeneração natural e revegetação com espécies nativas em toda a área da Bacia do Rio Doce; instalação de balanço de pedras nos meandros e drenagens dos terraços com instalação de biomantas para reduzir a velocidade da água e transporte superficial de sedimentos	não efetivo	Santana et al. (2021)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: rio <i>Bow</i> é fortemente regulado por barragens em alguns de seus principais afluentes para alargamento e regulação do canal	não efetivo	Sinnatamby et al. (2020)
Bacia hidrográfica	Comissão de Recuperação da Bacia do Alto Cauca	não efetivo	Sánchez-Torres et al. (2022)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: telas de barras gigantes instaladas no rio para coleta de lixo ribeirinho de toda a coluna d'água antes de desaguar no mar	não efetivo	Tramoy et al. (2022)
Rios urbanos	Implementação da <i>Water Framework Directive</i> (WFD)	não efetivo	Costa e Vieira (2021)
Bacia hidrográfica	Implementação de planos de proteção abrangentes para o rio, que beneficiam direta ou indiretamente determinados organismos aquáticos e seus habitats ou todo o ecossistema aquático	não efetivo	Zhang, H. et al. (2020)
Bacia hidrográfica	Implementação das diretrizes da Lei da Água Limpa nos EUA	não efetivo	Feist et al. (2017)
Rios urbanos	Implementação da <i>Water Framework Directive</i> (WFD)	efetivo	Fechner et al. (2012)

Bacia hidrográfica	Adoção de uma nova estrutura de governança (Acordo Quadro), envolvendo uma hierarquia complexa de partes interessadas. Criação de um órgão específico para remediação da área degradada: o Comitê Gestor da Bacia do Rio Doce foi criado para atingir as metas estabelecidas por meio do Plano Integrado de Gestão dos Recursos Hídricos do Rio Doce; Investimento financeiro de cerca de US\$ 6,3 bilhões para custos de limpeza	não efetivo	Lima et al. (2020)
Bacia hidrográfica	Fechamento da estação de tratamento de águas residuais de longo prazo	efetivo	Keefe et al. (2019)
Bacia hidrográfica	Implementação da <i>Water Framework Directive</i> (WFD) na Turquia	efetivo	Demirbilek e Benson (2019)
Bacia hidrográfica	Implementação de 440 projetos de restauração aquática, por exemplo: tratamento de águas residuais, pântanos construídos, salvamento de plantas/algas e dragagem de sedimentos contaminados	efetivo	Fu et al. (2021)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: hidromodificação em pequena escala (remoção da travessia de córrego composta por um aterro com bueiros e substituição por uma pequena ponte na tentativa de melhorar a capacidade de fluxo)	não efetivo	Zhu et al. (2018)
Rios urbanos	Criação de parque urbano	efetivo	Luo, Xie e Furuya (2021)
Bacia hidrográfica	Implementação do <i>Integrated Water Resources Plan</i> (IWRP)	efetivo	Guidolini et al. (2018)
Rios urbanos	Um acordo com a <i>Consol Energy</i> levou ao estabelecimento de um plano de restauração para peixes e mexilhões de <i>Dunkard Creek</i> em 2011, que exigia monitoramento, marcação e estocagem de mexilhões adultos e peixes hospedeiros inoculados com <i>glochidia</i> (mexilhões larvais) de bacias hidrográficas próximas	efetivo	Hartman et al. (2021)
Rios urbanos	Cessação da mineração de Pb e Zn	efetivo	Pociecha et al. (2020)
Rios urbanos	Implementação de legislação e poderosa estrutura legal para administração dos recursos hídricos de Israel; Implementação do projeto <i>National Water Carrier</i> , a companhia nacional de água de Israel; Melhorias no tratamento de águas residuais; Implementação de um projeto de maior escala para limpeza do leito do rio Kishon pelo governo local; Implementação da Lei das Águas no país	efetivo	Golan (2016)
Rios urbanos	Restituição de vegetação ripária; Melhorias no tratamento de águas residuais; Fechamento de fontes de poluição de longo prazo (indústrias)	efetivo	Rotherham (2021)
Bacia hidrográfica	Obras de engenharia hidráulica: remoção de barragens	não efetivo	Barnett e Woolnough (2021)

Bacia hidrográfica	Adoção do <i>Delaware River Basin Commission</i> (DRBC); Aprovações das emendas da Lei Federal de Água Limpa	efetivo	Kauffman (2018)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: instalação de estação de tratamento de águas residuais	efetivo	Cisar et al. (2014)
Rios urbanos	Obras de engenharia hidráulica: remoção de represas e estreitamento de canal para ajudar na restauração de processos físicos; Implementação de um plano de restauração do rio em toda a bacia hidrográfica	efetivo	England et al. (2021)
Rios urbanos	Restituição da mata ciliar	efetivo	Sá-Oliveira et al. (2016)
Bacia hidrográfica	Implementação do projeto <i>Eddleston Water</i> , que aborda uma extensa gama de medidas de restauração ao longo do rio e ao longo dos 69 km captação	efetivo	Spray et al. (2022)
Rios urbanos	Melhorias na gestão de controle de sedimentos pelo Ministério da Defesa; Implementação de medidas e diretrizes ambientais	efetivo	Armitage et al. (2020)

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Nos últimos anos, a perda de biodiversidade, bem como a degradação de ecossistemas aquáticos foram causadas pelos avanços econômicos em países emergentes, e como alternativa à essa problemática ambiental, projetos de restauração de ecossistemas têm avançado em alguns países, mas a eficácia de diferentes abordagens e indicadores em escalas de bacias hidrográficas inteiras permanece pouco compreendida (FU et al., 2021). Esse aspecto pode ser relacionado ao fato de que diversos dos estudos voltados para recuperação de rios urbanos entre os anos de 2010 a 2022 foram implementados, em sua maioria, em escalas menores como rios e lagoas. As bacias hidrográficas foram evidenciadas como uma das escalas de intervenções menos adotadas dentre os estudos englobados na presente RSL (Tabelas 2 e 3).

A grande maioria das intervenções antrópicas em ecossistemas aquáticos, dentre as quais, ações e/ou legislações ambientais implementadas visando a recuperação de uma ou mais funcionalidades desses ambientes, atingiram seus objetivos previamente estipulados e impactaram positivamente os rios nos quais as mesmas foram implementadas (Tabelas 2 e 3). Dentre os 73 estudos que relataram dados relacionados à recuperação de rios urbanos, 43 evidenciaram em seus resultados que as intervenções implementadas foram efetivas (Tabelas 2 e 3). Assim, os ecossistemas passaram a apresentar boa qualidade de suas águas e impactos positivos sobre a diversidade aquática. A referida quantia de artigos representa 59% dos

estudos englobados nessa revisão, aproximadamente, o que permite constatar que ainda há um longo caminho a percorrer no que concerne à efetividade das intervenções humanas na recuperação de rios urbanos. Além disso, cerca de 40% dos artigos evidenciaram em seus resultados que as medidas implementadas acarretaram em danos aos ecossistemas aquáticos, ou ainda, não atingiram os objetivos previamente estipulados. A alta porcentagem de não-efetividade do restabelecimento ambiental de ecossistemas fluviais urbanos, consiste em um aspecto que merece atenção ambiental.

Dentre os resultados positivos observados, pode-se citar, o aumento da riqueza seguida da mudança para táxons sensíveis à poluição em rios ingleses e galeses (VAUGHAN; ORMEROD, 2012), aumento e surgimento de espécies de animais bentônicos sensíveis à poluição de um rio urbano na China (ZHANG, W. et al., 2022), e o aumento da riqueza e diversidade de diversas espécies aquáticas (ENGLAND et al., 2021; HAPPEL; GALLAGHER, 2021), além do retorno de populações de espécies aquáticas e terrestres à ecossistemas aquáticos ambientalmente recuperados (KAUFFMAN et al., 2018; PARKER et al., 2018).

A implementação de diretrizes ambientais e a adoção de acordos e planos ambientais por parte dos países, também foi percebida como um dos fatores impulsionadores e que contribuíram positivamente para os processos de recuperação ambiental dos ecossistemas aquáticos estudados (Tabelas 2 e 3). Dentre as quais pode-se destacar, a Lei de Controle de Poluição de 1974 e a Diretiva de Tratamento de Águas Residuais Urbanas da União Europeia implementadas nos ecossistemas aquáticos do Reino Unido (VAUGHAN; ORMEROD, 2012). A *Water Framework Directive* (WFD), também consistiu em outra legislação ambiental que foi amplamente citada dentre os artigos (Tabelas 2 e 3). A diretiva é responsável pelo controle da qualidade química das águas superficiais dos Estados Membros da União Europeia e, visa proteger e gerir os recursos hídricos dos países (DOS REIS OLIVEIRA et al., 2020; MARTINEZ BUENO et al., 2010).

As legislações ambientais, também foram em sua maioria, evidenciadas como medidas positivas no que concerne à redução de possíveis estressores ambientais nos ecossistemas, como a redução de deposições atmosféricas de N e S nos EUA após a aprovação de emendas da Lei do Ar Limpo (STETS; KELLY; CRAWFORD, 2014), reduções consideráveis de P e aumento de OD nos córregos da bacia do rio *Delaware* (EUA) que foram positivamente relacionadas à Lei da Água limpa, além da promoção de melhorias na qualidade da água e sedimentos em 39%, como resultado da proibição e interrupção da fabricação de detergentes fosfatados e melhorias nos tratamentos de águas residuais nos Estados Unidos (KAUFFMAN

et al., 2018). A referida lei, também foi responsável por promover incentivos à limpeza das orlas do rio *Detroit* (EUA), sendo este, um dos exemplos de recuperações ecológicas mais notáveis da América do Norte em decorrência do ecossistema ter sido considerado um dos rios mais poluídos do continente em séculos passados (HARTIG; WALLACE, 2015).

Diversos projetos de remediação e restauração foram empregados ao longo da costa dos Grandes Lagos dos EUA e Canadá, com o objetivo de melhoria da qualidade ambiental das 43 áreas de interesse altamente degradadas, designadas como: *Area of Concern* (AOC). As implicações oriundas da degradação ambiental nessas áreas são caracterizadas como *Beneficial Use Impairments* (BUI), que consistem em mudanças na integridade física, química ou biológica das AOCs suficiente para causar qualquer impacto (NIXON; CARLTON; MA, 2022). Cada AOC contém obrigatoriamente um *Remedial Action Plan* (RAP), que descreve como cada prejuízo ambiental será resolvido, um processo complexo que mostrou-se eficaz, dado que oito áreas foram remediadas, restauradas e, portanto, removidas da lista de AOCs em 2020 (NIXON; CARLTON; MA, 2022; UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2021). Dentre as referidas áreas de interesse, inclui-se o rio *St. Lawrence*, um dos ecossistemas aquáticos que foi objetivo de um estudo englobado na presente investigação. Um trecho de 80 Km do rio foi designado como uma *Area of Concern* (AOC) em 1985 em decorrência de uma variedade de fatores ambientais e principalmente devido à níveis elevados de Hg em peixes. Portanto, um RAP foi implementado para a referida AOC em 1987 para restaurar a qualidade e saúde do ecossistema aquático. Todas as fontes significativas de mercúrio na área de *Cornwall* foram eliminadas e as concentrações recentes de mercúrio são 33-59% menores do que as concentrações históricas de mercúrio na região (NEFF; ROBINSON; BHAVSAR, 2013). Demais ecossistemas aquáticos como os rios *Anacostia* e *Elizabeth* que englobam gradientes altamente urbanizados e industrializados, na Baía de *Chesapeake*, também consistem em áreas designadas como *Regions of Concern* (ROCs), pela *United States Environmental Protection Agency* (US EPA). Durante décadas, os referidos ecossistemas obtinham um cenário ambiental de degradação da qualidade de suas águas e presença de produtos químicos tóxicos em sedimentos, água e biota, o que resultou na proibição do pesticida organoclorado DDT e posteriormente, a implementação da *Chesapeake Bay Executive Order 13508*, que enfatizou o monitoramento contínuo, a restauração e a proteção das ROCs, promovendo reduções de pesticidas organoclorados e demais contaminantes originários da descarga de águas residuais e o lodo de esgoto nos ecossistemas. Como consequência, houve o aumento da população e das taxas de produtividade de águas-

pescadoras em regiões da Baía de *Chesapeake*, evidenciando uma resiliência diante das ameaças antropogênicas (LAZARUS et al., 2015).

A implementação de legislações ambientais consiste em um fator de extrema importância, porém, a conscientização das pessoas que estabelecem contato com o corpo hídrico recuperado é igualmente crucial para atingir os objetivos da recuperação, bem como o seu mantimento. A consciência ambiental, também denominada percepção ambiental, diz respeito ao modo como cada indivíduo valoriza o ambiente ao seu redor e, a partir disso, busca conservá-lo da melhor maneira possível (INGOLD, 2000).

A melhoria da qualidade da água de rios resulta em diversos benefícios que podem ser mensurados em termos econômicos monetários. No entanto, em meio aos benefícios da recuperação também estão inclusos serviços ecossistêmicos que promovem o bem-estar público, para os quais não é possível atribuir preço de mercado (LUO; XIE; FURUYA, 2021; TSENG et al., 2021). Para esse último aspecto, são utilizados os métodos de preferência revelada e declarada para estimar a relevância econômica e benéfica do restabelecimento da qualidade ambiental de rios. No que se refere à abordagem de preferência revelada, inclui-se como exemplo o maior valor financeiro que as pessoas estão dispostas a pagar por empreendimentos urbanos localizados próximos a rios ambientalmente recuperados em regiões onde os cursos d'água são apresentados como elementos importantes da paisagem, atribuindo valores estéticos e relacionados ao bem estar dos moradores e, a preferência declarada, consiste em valores de não uso, nos quais o público que estabelece contato com o ambiente simplesmente valoriza o novo cenário ambiental recuperado em prol da própria natureza e da gestão ambiental (DAI; BROUWER; LEI, 2021). Vale ressaltar, que a consciência ambiental da população que esteve relacionada direta ou indiretamente, aos ambientes aquáticos urbanos recuperados que foram objeto dos estudos englobados na presente investigação, consistiu em um dos prováveis fatores que contribuíram positivamente para os processos de recuperações fluviais urbanas, um exemplo é o rio Yongding na cidade de Pequim (China), onde todos os residentes da bacia hidrográfica evidenciaram por meio de experimentos do tipo *Discrete Choice Experiments* (DCE), alta valorização das melhorias na qualidade da água do ecossistema promovidas pela Comissão Nacional de Desenvolvimento e Reforma (DAI; BROUWER; LEI, 2021).

Dentre as intervenções humanas nos ecossistemas aquáticos, a construção de estruturas de barragens em rios e projetos de desvio de água, foram procedimentos que impactaram negativamente a conectividade fluvial dos rios urbanos estudados, afetando negativamente a distribuição e migração de espécies aquáticas e entre outros impactos

adversos na saúde ecológica dos ambientes (ARCHDEACON; DIVER; REALE, 2020; CHEN; LI; ZHANG, 2016; FEIST et al., 2017; PERKIN; BONNER, 2011; SINNATAMBY et al., 2020; SUN et al., 2022; TAMARIO et al., 2019; ZHANG, W. et al., 2022; ZHANG et al., 2020). Adicionalmente, a canalização de rios e obras de reordenamento hidrológico também foram evidenciadas dentre as alterações de córregos realizadas em favor do desenvolvimento urbanístico, como o controle de enchentes, que acarretaram impactos negativos a diversos ecossistemas aquáticos. Casos que acarretaram no colapso do sistema metropolitano, causando situações catastróficas que resultaram na morte de pessoas e significativos danos materiais em decorrência de inundações urbanas, sendo este, o cenário sucedido em Valência (Espanha), onde diversas intervenções humanas no curso d'água e destinações nocivas do uso e ocupação do solo no entorno dos ecossistemas contribuíram para uma maior diminuição da capacidade hidráulica do canal. A obstrução e a canalização acarretaram no aumento da velocidade da água, e como consequência, muitas casas no caminho desabaram quando houve transbordamento do canal fluvial (PORTUGUÉS-MOLLÁ et al., 2016).

Neste sentido, as soluções baseadas na natureza consistem em uma das alternativas viáveis e promissoras às abordagens de engenharia hidráulicas que acarretam inúmeros impactos negativos aos ecossistemas aquáticos e à biodiversidade relacionada a estes. Como exemplo dessas soluções pode-se citar as *Fish Passage Solutions* (FPS), uma medida que apresenta grande potencial de efetividade na obtenção de respostas positivas das comunidades aquáticas em relação aos impactos causados pelas obras de engenharia hidráulica. No entanto, para a sua efetividade, as referidas soluções devem ser previamente estudadas no que concerne ao atendimento das espécies presentes na área onde objetiva-se a implementação (SUN et al., 2022; TAMARIO et al., 2019). Outra alternativa que também foi evidenciada dentre os artigos analisados, foi o resgate e translocação de peixes durante a intermitência de fluxo no Médio Rio Grande (Novo México). No entanto, a ação reativa de conservação da população de peixes estudados, mostrou-se ineficaz em mitigar os efeitos negativos da intermitência do fluxo de água a longo prazo (ARCHDEACON; DIVER; REALE, 2020). Adicionalmente, a remoção de barragens, também foi evidenciada como alternativa efetiva ao restabelecimento da conectividade fluvial e, portanto, têm sido uma medida amplamente implementada em ecossistemas aquáticos (ENGLAND et al., 2021; OMONIYI et al., 2022; SUN et al., 2022).

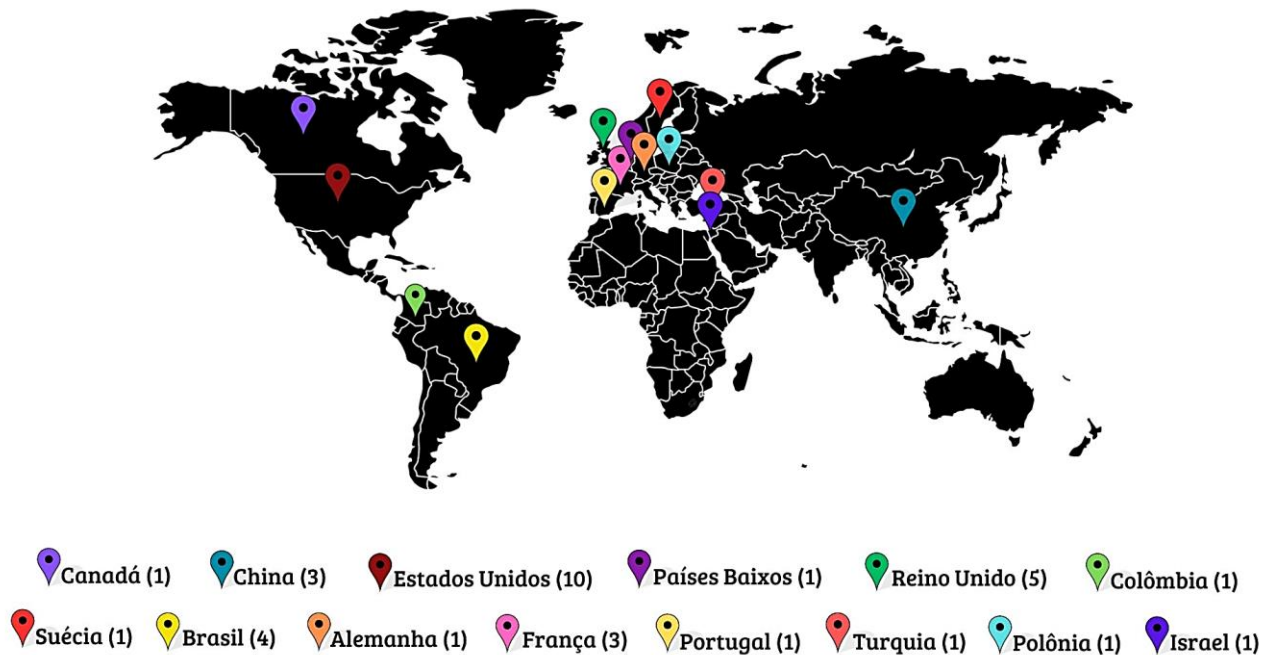
Figura 9 - Localização dos rios urbanos ambientalmente recuperados abordados nos artigos resultantes da busca na base de dados *Web of Science*.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os rios urbanos que foram evidenciados nos 39 artigos selecionados e analisados pertencentes à base de dados *Web of Science*, que foram submetidos à processos e/ou diretrizes ambientais para a recuperação de seus parâmetros de qualidade estavam localizados, em sua maioria, nos Estados Unidos. O segundo e terceiro país de maior ocorrência de rios recuperados foram, Reino Unido e França, respectivamente. Esse resultado é possivelmente em decorrência dos referidos países terem sido submetidos a legislações ambientais rigorosas implementadas em todo território, como a Lei da Água Limpa nos EUA (HAPPEL; GALLAGHER, 2021; HARTIG; WALLACE, 2015; KAUFFMAN et al., 2018) e a *Water Framework Directive* (WFD), implementada em todos países membros da União Europeia, que é o caso de Reino Unido e França (DOS REIS OLIVEIRA et al., 2020; HERING et al., 2010; MARTINEZ BUENO et al., 2010). Além disso, a proteção das águas europeias está no topo da agenda governamental dos países membros desde o início da década de 1990, e desde então, a União Europeia vem estabelecendo várias diretrizes para controlar e reduzir as cargas de nutrientes nas águas receptoras, sendo esse outro aspecto que justifica o maior número de rios urbanos evidenciados nos estudos (BOURAOUI; GRIZZETTI, 2011).

Figura 10 - Localização dos rios urbanos ambientalmente recuperados abordados nos artigos resultantes da busca na base de dados *Scopus*.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os rios urbanos submetidos a processos e/ou diretrizes ambientais para a recuperação de seus parâmetros de qualidade, pertencentes à amostra de artigos selecionados na base *Scopus*, estavam localizados, em sua maioria, nos Estados Unidos, seguido de Reino Unido e Brasil. A maior ocorrência de artigos que abordavam dados sobre rios recuperados nos Estados Unidos, é provavelmente em decorrência da Lei da Água Limpa, uma importante legislação de referência nacional na gestão dos recursos hídricos no país. As diretrizes estabelecidas na referida legislação são de extrema importância, e referem-se ao controle de fontes pontuais de poluição dos ecossistemas aquáticos. A mortalidade extensiva de peixes foi reduzida em ecossistemas aquáticos nos EUA após a aprovação da Lei da Água Limpa, sendo este, um aspecto resultante da efetividade da legislação ambiental no país (FEIST et al., 2017).

O Reino Unido, consistiu em outro país que apresentou um grande número de rios urbanos submetidos à processos de recuperação ambiental. Este fato também pode ser relacionado à implementação da WFD em todo país, uma vez que, dentre as metas da legislação estava a promoção de melhoria do estado ecológico e químico da grande maioria dos sistemas aquáticos do país antes de 2015 (FECHNER et al., 2012).

2.4.4. Principais contaminantes encontrados nos rios urbanos recuperados

O aumento populacional, a urbanização e a industrialização trazem consigo um grande problema ambiental: a eliminação diária de resíduos gerados por esses fatores, que chegam a toneladas. Conforme já mencionado neste estudo, os ecossistemas aquáticos consistem nos principais destinos desses efluentes, e como resultado, os rios urbanos e seus sedimentos foram inundados com múltiplos contaminantes como os elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Os sedimentos poluídos merecem atenção ambiental especial, uma vez que atuam como sumidouros ou como fontes de contaminantes para as águas superficiais, em meio a variações de pH, acarretando impactos negativos à saúde pública e ecológica (KABUTEY et al., 2019).

Elementos potencialmente tóxicos (EPTs), é a nomenclatura empregada nas últimas décadas para substituir o termo “metais pesados” nas mais distintas áreas abrangidas pelas ciências naturais (POURRET; HURSTHOUSE, 2019). A referida terminologia tem sido utilizada para designar uma classe de elementos composta por metais, semimetais e um ametal, sendo eles: alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni), chumbo (Pb), vanádio (V), zinco (Zn), arsênio (As), antimônio (Sb) e selênio (Se) (POURRET; HURSTHOUSE, 2019).

Elevadas concentrações de EPTs nos ecossistemas aquáticos em diversas áreas do mundo, caracterizam aspectos de atenção em decorrência do potencial desses elementos em acarretar danos nocivos aos seres vivos e, adicionalmente o papel significativo que os sedimentos desempenham sob os referidos contaminantes faz com que os mesmos comprometam a qualidade das águas de rios e a saúde ecológica por longos períodos, inclui-se como exemplo o rio Ródano, cujo o tempo de recuperação da poluição por EPTs nos sedimentos variou de 15 a 40 anos de montante a jusante do corpo hídrico que apresentou alta contaminação por Cd, Cu e Zn nos sedimentos do rio, no período de 1980 a 2000, com base no Índice de Geo-acumulação (Igeo) (DENDIEVEL et al., 2020).

A partir da RSL foi possível constatar que todos os 17 EPTs mencionados foram quantificados nos rios urbanos evidenciados nos estudos englobados nesta investigação, e suas respectivas proveniências foram associadas a origens antropogênicas como carreamento de nutrientes oriundos de mineração, de efluentes domésticos e industriais e ainda, oriundos de descargas de estações de tratamento de águas residuais (DENDIEVEL et al., 2020; KABUTEY et al., 2019; KEEFE et al., 2019; PARKER et al., 2018; SANTANA et al., 2021).

Como solução às problemáticas relacionadas a presença de EPTs em ambientes aquáticos urbanos, foram aplicadas diversas estratégias para a remediação dos referidos elementos nesses ambientes, dentre as quais inclui-se a eliminação da fonte de poluição pontual, o fechamento de uma fonte de contaminação de longo prazo, uma estação de tratamento de águas residuais nos EUA, gerou uma diminuição nas concentrações de elementos característicos do efluente de esgoto (Al, B, Cd, Cu, K, Mo, Pb, Rb, Sb e Zn) (KEEFE et al., 2019). Também foi observada forte redução dos efeitos nocivos de EPTs originários de minas (Zn, Cd, Pb, Cu) e recuperação significativa de comunidades de diatomáceas e cladóceras após a cessação da mineração de longo prazo de Pb e Zn, em ecossistemas aquáticos na Polônia (POCIECHA et al., 2020).

O desenvolvimento de ferramentas para a promoção de limpeza ambiental dos ecossistemas aquáticos também foi evidenciado como uma alternativa efetiva nos processos de recuperação fluvial urbana. Inclui-se como exemplo o sistema *Sediment Microbial Fuel Cells* (SMFC), que consistem em células integradas a macrófitas como um método alternativo e efetivo da remoção de EPTs e degradação de matéria orgânica in situ de ecossistemas aquáticos. A ferramenta que consiste em um sistema de câmara única integrado com macrófitas flutuantes no cátodo provou ser um sistema eficiente para a remediação dos EPTs: Pb, Cd, Hg, Cr, As e Zn em rios poluídos juntamente com a geração de bioeletricidade. A mesma foi desenvolvida e empregada em amostras de sedimentos e águas superficiais de um rio urbano poluído localizado na província de *Heilongjiang*, China. As taxas de remoções dos EPTs dos sedimentos foram em torno de 99,58% para Pb, 98,46% para Cd, 95,78% para Hg, 92,60% para Cr, 89,18% para As e 82,28% para Zn, após 120 dias de operação (KABUTEY et al., 2019).

A adição de cal à ecossistemas aquáticos no Japão, para controle de pH de águas altamente acidificadas também foram uma das alternativas efetivas implementada em ecossistemas aquáticos que acarretaram em reduções de EPTs após a neutralização (ZHAO et al., 2018).

2.4.5. Fatores impulsionadores da recuperação de rios urbanos

Nos artigos analisados, constata-se que a urbanização e a industrialização foram as principais causas da contaminação e/ou poluição de rios urbanos que foram submetidos à implementação de medidas de recuperação ambiental. A falta de planejamento prévio nos processos de urbanização e industrialização, ocasionaram mudanças intensas e negativas nos usos do solo de áreas próximas e circundantes a ecossistemas aquáticos, inclui-se como

exemplo o desprovemento de vegetação ripária, seguida de ocupações urbanas irregulares. Além disso, os referidos processos contribuíram para o aumento da entrada de nutrientes em corpos d'água superficiais, como resultado da destinação desses ambientes como receptores de águas residuais domésticas e industriais, sendo esta, uma das principais interferências antrópicas negativas que acarretaram na perda da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos estudados (FU et al., 2021; GBAGIR; COLPAERT, 2020; LAZARUS et al., 2015; ORATA et al., 2011; STETS; KELLY; CRAWFORD, 2014; SÁNCHEZ-TORRES et al., 2022; SINNATAMBY et al., 2020; SUN et al., 2022; ZHANG, W. et al., 2022).

Adicionalmente, também foi possível evidenciar que a restauração de ecossistemas ribeirinhos, esteve entre as medidas de reparação de diversas problemáticas da água que refletiram positivamente sob o restabelecimento de importantes aspectos ambientais de rios urbanos (OMONIYI et al., 2022), como o aumento do potencial de transporte e a subsequente transformação de nutrientes, dentre os quais pode-se destacar a desnitrificação e da mineralização de N e P (MCMILLAN; NOE, 2017) e, o restabelecimento de espécies impulsionado pela recriação de habitats naturais (PERKINS et al., 2021). O processo inverso também foi observado, em que melhorias na qualidade da água foram associadas a um aumento em larga escala da vegetação ripária (DE JAGER; ROHWEDER, 2017).

A presente investigação também abordou artigos que traziam dados relacionados às ações de gestão para recuperação de ecossistemas aquáticos expostos a crimes ambientais como as rupturas de barragens de rejeitos de minas, sendo este, um dos fatores impulsionadores de intervenções humanas em ecossistemas aquáticos (LIMA et al., 2020; SANTANA et al., 2021). Eventos de ruptura de barragens de rejeitos de minas, frequentemente acarretam em implicações negativas para o meio ambiente e para as populações humanas impactadas pelos mesmos (LIMA et al., 2020). A partir da leitura dos referidos estudos foram observadas implementações de programas e ações que obtiveram sucesso na recuperação total ou parcial dos ecossistemas, dentre os quais, pode-se destacar reduções de Fe e Al após as medidas de recuperação implementadas em toda bacia hidrográfica do Rio Doce. No entanto, também foram apresentados dentre os resultados valores de turbidez cinco vezes superiores aos estabelecidos na legislação brasileira (CONAMA n° 357/05) no rio Gualaxo do Norte, mesmo após as ações de remediação do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (Brasil) (SANTANA et al., 2021).

Contudo, também houveram esforços que não atingiram o sucesso, no concerne a recuperação de rios ambientalmente impactados por tais eventos, inclui-se como exemplo, a governança criada para recuperar o ecossistema do Rio Doce (Brasil) após o rompimento da

barragem de rejeitos de mina em 2015, onde 34 milhões de m³ de rejeitos foram lançados, causando a morte de 19 pessoas e grandes impactos na vida ribeirinha. O Comitê Gestor da Bacia do Rio Doce foi criado em 2002, para atingir as metas estabelecidas por meio do Plano Integrado de Gestão dos Recursos Hídricos do Rio Doce, e um fundo de cerca de US\$ 6,3 bilhões foi constituído para custos de limpeza, visando acelerar a recuperação do ecossistema após os impactos do desastre. Apesar dos esforços, as legislações ambientais implementadas não foram efetivas para a recuperação do ecossistema (LIMA et al., 2020).

2.4.6. Recuperação de rios urbanos: análise crítica e definições

O controle da poluição dos ecossistemas aquáticos urbanos consiste em um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), também denominada Agenda 2030. Esta consiste em 17 marcos globais definidos coletivamente em 2015 por líderes mundiais com a finalidade de atender às necessidades ambientais, políticas e econômicas urgentes de países em desenvolvimento até 2030 (GIGLIOTTI et al., 2019). Dentre os objetivos, está inclusa a gestão sustentável da água e do saneamento, obtendo como uma das metas a melhoria da qualidade da água por meio da redução da poluição, erradicação de despejos minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, redução da porcentagem de águas residuais sem adequada gestão e, aumento substancial da reciclagem e reutilização segura (UNITED NATIONS, 2018).

A recuperação de rios urbanos caracteriza um processo complexo, visto que se faz necessária a adoção de soluções sistemáticas e integradas, dentre as quais pode-se citar, a combinação de diversas áreas do conhecimento no âmbito ambiental, assim como o envolvimento e interação entre distintos órgãos administrativos políticos e ambientais (LIMA et al., 2020; SÁNCHEZ-TORRES et al., 2022). Além disso, o referido processo caracteriza um desafio em decorrência da restrição de espaço ao longo de rios urbanos (HOGGART; FRANCIS; CHADWICK, 2012), assim como às ausências de engajamento, vínculo e confiança entre as partes interessadas, como sociedade civil e governança local (PERLÓ COHEN; ZAMORA SAENZ, 2017), déficits na estrutura governamental, bem como na aplicação de leis, também foram evidenciados dentre os aspectos que dificultam a recuperação eficaz de ecossistemas aquáticos (LIMA et al., 2020; ORATA et al., 2011). Fatores históricos e geopolíticos, também consistem em aspectos que exercem forte influência sobre a implementação de políticas da água (DEMIRBILEK; BENSON, 2019). Apesar dos fatores citados, os investimentos em projetos voltados para a restauração ambiental de ecossistemas aquáticos urbanos, foram evidenciados como intervenções que refletiram positivamente sob a

biodiversidade e os níveis de qualidade aquáticos, mesmo diante do crescimento urbano (FU et al., 2021).

O alcance do sucesso nos processos de recuperação fluvial está intrinsecamente relacionado ao restabelecimento de valores ambientais, sociais e econômicos dos ecossistemas aquáticos com base na promoção de melhorias dos processos hidrológicos, geomórficos e/ou ecológicos, por meio da substituição de componentes naturais perdidos ou danificados em bacias hidrográficas degradadas (ELOSEGI; SABATER, 2013; WOHL et al., 2005; WOHL; LANE; WILCOX, 2015). A eliminação de fontes de poluição, também foi evidenciada dentre as intervenções que apresentaram maiores resultados positivos em comparação com aquelas que implementaram medidas voltadas à remediação de sumidouros de poluição (FU et al., 2021; KEEFE et al., 2019).

A partir da análise dos artigos englobados na presente investigação foi possível notar a utilização de distintos conceitos para referir-se aos processos de restabelecimento da qualidade ambiental de rios urbanos mundialmente. Assim, se faz importante ressaltar, as definições a cerca desses termos visando aprofundar os conhecimentos que envolvem a recuperação fluvial urbana. Neste sentido, a restauração consiste no processo de restituição de um ecossistema às condições mais próximas possíveis do seu estado primitivo (PALMER et al., 2005), caracterizando um mecanismo de combate aos efeitos prejudiciais da urbanização no entorno de rios (GROFFMAN et al., 2003). A revitalização consiste no reestabelecimento da funcionalidade ambiental do rio por meio de ações integradas que proporcionem a melhoria da qualidade da água para os usos múltiplos, seguido do uso sustentável dos recursos naturais do ambiente (GARCIAS; AFONSO, 2013). Já a remediação é o processo no qual a recuperação do ambiente aquático ocorre por meio da formação de um novo ambiente modificado quando os impactos ambientais causados sob o ambiente aquático foram amplamente intensos e irreversíveis (HOULAHAN; FINDLAY, 2004).

Neste artigo, nos referiremos a todas as práticas evidenciadas nos artigos de pesquisa como recuperação, que definimos como qualquer processo ou ações realizadas por meio da implementação de legislações ambientais ou não, em ecossistemas aquáticos superficiais ou em suas margens, que obtiveram por enfoque a limpeza e/ou a restituição da qualidade ambiental desses ambientes, no que concerne a variáveis físicas, químicas e hidrobiológicas. É importante ressaltar que independentemente da nomenclatura adotada nos artigos englobados na presente RSL, bem como em suas respectivas localidades geográficas para referir-se às condutas realizadas nos ecossistemas aquáticos estudados, todas preconizam o restabelecimento da qualidade ambiental dos rios, no que concerne ao resgate e melhorias de

aspectos faunísticos, florísticos, geomorfológicos e demais condições importantes do ecossistema.

2.5.CONCLUSÃO

A fim de explorar o amplo conjunto de dados disponíveis na literatura relacionados ao tema “recuperação de rios urbanos”, este artigo discute a eficácia de projetos de despoluição, limpeza e entre outras intervenções antrópicas em ambientes aquáticos urbanos, a partir da análise exploratória de estudos realizados por diversos autores envolvendo o referido âmbito de pesquisa e com base na pergunta: “*Os projetos de recuperação de rios e/ou bacia hidrográficas urbanos são eficazes?*”. Ao longo da discussão, fica claro que houve notória evolução na implementação de programas de recuperação de rios urbanos ao redor do mundo no período de 2010 a 2022 como alternativa à degradação desses ecossistemas localizados em regiões de alta e rápida urbanização.

A análise dos artigos permitiu evidenciar que a resposta para a referida questão vai além dos simples “sim” ou “não”, em decorrência dos projetos de recuperação fluvial serem desenvolvidos por motivos distintos, assim como também são realizados de maneiras diferentes de acordo com o objetivo que pretende ser alcançado, o que fica evidente no decorrer da discussão. Ainda com base na análise dos artigos, foi possível evidenciar que independente da forma como as intervenções antrópicas foram realizadas e de sua magnitude, as ações de recuperação fluvial sempre acarretaram em pelo menos um benefício ao meio, com exceção dos casos relatados em que não havia necessidades de intervenções humanas sob os processos de autorrecuperação que já estavam em andamento nos ambientes. Este último aspecto, alerta para a extrema importância em analisar e entender as trajetórias recentes de um rio antes de projetar qualquer intervenção humana, uma vez que foram observadas operações voltadas para manutenção de rios que acabaram por desacelerar os processos de regularização que estavam ocorrendo naturalmente no ambiente e, dessa forma, impediram que o rio atingisse um novo estágio de equilíbrio.

O desenvolvimento do presente estudo permitiu constatar que a grande maioria das alterações negativas sob as condições físico-químicas e da biota nos rios urbanos estudados e demais compartimentos aquáticos relacionados a esses ecossistemas, foram oriundas ou intensificadas por atividades antrópicas em grande parte da extensão geográfica desses sistemas ecológicos, dentre as quais destaca-se a supressão da vegetação natural ripária dos corpos hídricos, alterações de usos do solo como a conversão em terras agrícolas, pastagens e urbanização, além de aportes de efluentes domésticos, agrícolas e industriais nos corpos

hídricos. Com base neste resultado obtido, é possível inferir a grande importância que a manutenção da qualidade de rios urbanos seja realizada com base no desenvolvimento de estratégias que busquem equilibrar as necessidades sociais, culturais e econômicas do meio urbano com as restrições ambientais locais, e ainda, que as mesmas visem o mantimento do êxito alcançado, visto que o processo de recuperação envolve muitos fatores e não há garantias de que as ações realizadas obtenham resultados positivos sob a restituição da qualidade ambiental aquática.

REFERÊNCIAS

ANGRADI, T.R.; LAUNSPACH, J.J.; WICK, M.J. Human well-being and natural capital indicators for Great Lakes waterfront revitalization. **Journal of Great Lakes Research**, v. 48, n. 4, p. 1104-1120, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.04.016>

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>

ARCHDEACON, T.P.; DIVER, T.A.; REALE, J.K. Fish rescue during streamflow intermittency may not be effective for conservation of Rio Grande silvery minnow. **Water**, v. 12, n. 12, p. 3371, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12123371>

ARLETTAZ, R. *et al.* River bed restoration boosts habitat mosaics and the demography of two rare non-aquatic vertebrates. **Biological Conservation**, v. 144, n. 8, p. 2126-2132, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.003>

ARMITAGE, P.D. *et al.* 2020. Faunal community change in the sediment impacted Bovington Stream and the River Frome (Dorset, UK) between 1998 and 2016. **SN Applied Sciences**, v. 2, p. 1-15, 2020. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03736-5>

AYRAM, C.A.C. *et al.* Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106630, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>

BANDARI, A.; SADHUKHAN, S. Determinants of per capita water supply in Indian cities with low surface water availability. **Cleaner Environmental Systems**, v. 3, p. 100062, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2021.100062>

BARNETT, S.E.; WOOLNOUGH, D.A. Variation in assemblages of freshwater mussels downstream of dams and dam removals in the Lake Michigan basin, Michigan, USA. **Diversity**, v. 13, n. 3, p. 119, 2021. <https://doi.org/10.3390/d13030119>

BOURAOUI, F.; GRIZZETTI, B. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 23, p. 4899-4916, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.015>

BRASIL. Lei nº 9.433, de 1 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências.

BRASIL. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRUNO, D.E. *et al.* Artisanal and small-scale gold mining, meandering tropical rivers, and geological heritage: Evidence from Brazil and Indonesia. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136907, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136907>

CARNEIRO, L.M. *et al.* Distribuição de elementos traço em tecidos de *Goniopsis cruentata* (LATREILLE, 1803) capturados nos manguezais do sul da bahia - brasil e avaliação do potencial de risco no consumo. **Química Nova**, v. 41, p. 959-968, 2018. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170272>

CHEN, P.; LI, L.; ZHANG, H. Spatio-temporal variability in the thermal regimes of the Danjiangkou reservoir and its downstream river due to the large water diversion project system in central China. **Hidrology Research**, v. 47, n. 1, p. 104-127, 2016. <https://doi.org/10.2166/nh.2015.210>

CISAR, C.R. *et al.* Antibiotic resistance in *Aeromonas* upstream and downstream of a water resource recovery facility. **Water Environmental Research**, v. 86, n. 9, p. 835-843, 2014. <https://doi.org/10.2175/106143014X14062131177917>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2015. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. Parte 1 - águas doces. São Paulo.

COSTA, F.; VIEIRA, A. Decision support tools for river restoration: The implementation of the “river habitat survey” methodology on the river Selho (Guimarães municipality, northwest Portugal). **Hidrology**, v. 8, n.2 p. 69, 2021. <https://doi.org/10.3390/hydrology8020069>

CUMMING, G.S. *et al.* Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 50-57, 2014. <https://doi.org/10.1038/nature13945>

DAI, D.; BROUWER, R.; LEI, K. Measuring the economic value of urban river restoration. **Ecological Economics**, v. 190, p. 107186, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107186>

DE JAGER, N.R.; ROHWEDER, J.J. Changes in aquatic vegetation and floodplain land cover in the Upper Mississippi and Illinois rivers (1989–2000–2010). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, p. 1-14, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5774-0>

DEMIRBILEK, B.; BENSON, D. Between emulation and assemblage: Analysing WFD policy transfer outcomes in Turkey. **Water**, v. 11, n. 2, p. 324, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11020324>

DENDIEVEL, A.M. *et al.* Metal pollution trajectories and mixture risk assessed by combining dated cores and subsurface sediments along a major European river (Rhône River, France). **Environment International**, v. 144, p. 106032, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106032>

DEWAN, A.M. *et al.* Typhoid Fever and Its Association with Environmental Factors in the Dhaka Metropolitan Area of Bangladesh: A Spatial and Time-Series Approach. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, v. 7, n. 1, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001998>

DOS REIS OLIVEIRA, P.C. *et al.* Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110417, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110417>

DUAN, W. *et al.* Identification of long-term trends and seasonality in high-frequency water quality data from the Yangtze River basin, China. **PloS One**, v. 13, n. 2, p. e0188889, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188889>

ELOSEGI, A.; SABATER, S. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. **Hydrobiology**, v. 712, p. 129-143, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1226-6>

ENGLAND, J. *et al.* Evidence of taxonomic and functional recovery of macroinvertebrate communities following river restoration. **Water**, v. 13, n. 16, p. 2239, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13162239>

FECHNER, L.C. *et al.* Adaptation of copper community tolerance levels after biofilm transplantation in an urban river. **Aquatic Toxicology**, v. 106, p. 32-41, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.09.019>

FEIST, B.E. *et al.* Roads to ruin: conservation threats to a sentinel species across an urban gradient. **Ecological Applications**, v. 27, n. 8, p. 2382-2396, 2017. <https://doi.org/10.1002/eap.1615>

FU, H. *et al.* Mitigation of urbanization effects on aquatic ecosystems by synchronous ecological restoration. **Water Research**, v. 204, p. 117587, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117587>

GARCIAS, C.M.; AFONSO, J.A.C. Revitalização de rios urbanos. **GESTA**, v. 1, n. 1, p. 131-144, 2013. <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i1.7111>

GBAGIR, A.M.G.; COLPAERT, A. Assessing the trend of the trophic state of Lake Ladoga based on multi-year (1997–2019) CMEMS GlobColour-Merged CHL-OC5 satellite observations. **Sensors**, v. 20, n. 23, p. 6881, 2020. <https://doi.org/10.3390/s20236881>

GIGLIOTTI, M. *et al.* The Sustainable Development Goals. **Encyclopedia of Ecology**, v. 2, n. 4, p. 426-431, 2019. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10986-8>

GOLAN, T. The fall and Rise of the Kishon River. **Water**, v. 8, n. 7, p. 283, 2016. <https://doi.org/10.3390/w8070283>

GROFFMAN, P.M. *et al.* Down by the riverside: urban riparian ecology. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 1, n. 6, p. 315-321, 2003. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0315:DBTRUR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0315:DBTRUR]2.0.CO;2)

GURNELL, A.M. *et al.* Assessing river condition: A multiscale approach designed for operational application in the context of biodiversity net gain. **River Research and Applications**, v. 36, n. 8, p. 1559-1578, 2020. <https://doi.org/10.1002/rra.3673>

GUIDOLINI, J.F. *et al.* Water sustainability at the River Grande Basin, Brazil: An approach based on the barometer of sustainability. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 11, p. 2582, 2018. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112582>

HAPPEL, A.; GALLAGHER, D. Chicago's fish assemblage over~ 30 years—more fish and more native species. **Urban Ecosystems**, v. 24, n. 2, p. 311-325, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01020-3>

HARTIG, J.H.; WALLACE, M.C. Creating world-class gathering places for people and wildlife along the Detroit Riverfront, Michigan, USA. **Sustainability**, v. 7, n. 11, p. 15073-15098, 2015. <https://doi.org/10.3390/su71115073>

HARTMAN, K.J. *et al.* A case study of a prymnesium parvum harmful algae bloom in the Ohio River drainage: Impact, recovery and potential for future invasions/range expansion. **Water**, v. 13, n. 22, p. 3233, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13223233>

HERING, D. *et al.* The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 19, p. 4007-4019, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>

HOGGART, S.P.; FRANCIS, R.A.; CHADWICK, M.A. Macroinvertebrate richness on flood defence walls of the tidal River Thames. **Urban Ecosystems**, v. 15, p. 327-346, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0221-4>

HOULAHAN, J.E.; FINDLAY, C.S. Estimating the ‘critical’ distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 677–690, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000042912.87067.35>

INGOLD, T. The perception of the environment: essays on livelihood, dwelling and skill. **Psychology Press**, 2000. ISBN 0-203-46602-0.

IRITANI, M.A.; EZAKI, S. Groundwater in the State of São Paulo. In: As águas subterrâneas do Estado de São Paulo. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente**, 2. ed, v.104, 2008.

JACUNDINO, J.S. *et al.* Interactions Between humin and potentially toxic metals: Prospect for its utilization as an environmental repair agent. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, p. 708-715, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.03.032>

JIA, H. *et al.* A closed urban scenic river system using stormwater treated with LID-BMP technology in a revitalized historical district in China. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 448-457., 2014 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.049>

JIN, X.; ZHANG, W.; LI, S. Complex responses of suspended particulate matter in eutrophic river and its indicative function in river recovery process. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106397, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106397>

KABUTEY, F.T. *et al.* Enhanced bioremediation of heavy metals and bioelectricity generation in a macrophyte-integrated cathode sediment microbial fuel cell (mSMFC). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 26829-26843, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05874-9>

KAUFFMAN, G.J. The cost of clean water in the Delaware River Basin (USA). **Water**, v. 10, n. 2, p. 95, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10020095>

KAUFFMAN, G.J. *et al.* Water quality trends in the Delaware River Basin (USA) from 1980 to 2005. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 177, p. 193-225, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1628-8>

KEEFE, S.H. *et al.* Behavior of major and trace elements in a transient surface water/groundwater system following removal of a long-term wastewater treatment facility source. **Science of the Total Environment**, v. 668, p. 867-880, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.358>

KHADSE, G.K. *et al.* Water quality of Tehri dam reservoir and contributing rivers in the Himalayan region, India. **Sustainable Water Resources Management**, v. 5, n. 4, p. 1951-1961, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40899-019-00348-9>

LAZARUS, R.S. *et al.* Decadal re-evaluation of contaminant exposure and productivity of ospreys (*Pandion haliaetus*) nesting in Chesapeake Bay regions of concern. **Environmental Pollution**, v. 205, p. 278-290, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.026>

LIMA, A.T. *et al.* Strengths and weaknesses of a hybrid post-disaster management approach: the Doce River (Brazil) mine-tailing dam burst. **Environmental Management**, v. 65, p. 711-724, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01279-4>

LUO, S.; XIE, J.; FURUYA, K. Assessing the preference and restorative potential of urban park blue space. **Land**, v. 10, n. 11, p. 1233, 2021. <https://doi.org/10.3390/land10111233>

MARTINEZ BUENO, M.J. *et al.* Pilot survey of chemical contaminants from industrial and human activities in river waters of Spain. *International Journal of Environment Analytical Chemistry*, v. 90, n. 3-6, p. 321-343, 2010. <https://doi.org/10.1080/03067310903045463>

MCGAUGHEY, L.J. *et al.* Community involvement critical for revitalization: Grass-roots initiative key to environmental remediation and restoration in the Great River (St. Lawrence River). **Journal of Great Lakes Research**, v. 48, n. 6, p. 1498-1504, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.04.014>

MCMILLAN, S.K.; NOE, G.B. Increasing floodplain connectivity through urban stream restoration increases nutrient and sediment retention. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 284-295, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.006>

NEFF, M.R.; ROBINSON, J.M.; BHAVSAR, S.P. Assessment of fish mercury levels in the upper St. Lawrence River, Canada. **Journal of Great Lakes Research**, v. 39, n. 2, p. 336-343, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.03.005>

NIXON, R.; CARLTON, J.S.; MA, Z. Drivers of revitalization in Great Lakes coastal communities. **Journal of Great Lakes Research**, v. 48, n. 6, p. 1387-1400, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.03.008>

NORRIS, C. *et al.* Defining community revitalization in Great Lakes Areas of Concern and investigating how revitalization can be catalyzed through remediation and restoration. **Journal of Great Lakes Research**, v. 48, n. 6, p. 1432-1443, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.05.006>

OMONIYI, G.E. *et al.* Responses of Macroinvertebrate Communities to Hydromorphological Restoration of Headwater Streams in Brittany. **Water**, v. 14, n.4, p. 553, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14040553>

ORATA, F. *et al.* Perfluorinated compounds distribution and source identification in sediments of Lake Victoria Gulf Basin. **Soil and Sediment Contamination**, v. 20, n. 2, p. 129-141, 2011. <https://doi.org/10.1080/15320383.2011.546442>

PALMER, M.A. *et al.* Standards for ecologically successful river restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 2, p. 208-217, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x>

PARKER, J. *et al.* Large river fish functional diversity responses to improved water quality over a 28-year period. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 322-331, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.035>

PERKIN, J.S.; BONNER, T.H. Long-term changes in flow regime and fish assemblage composition in the Guadalupe and San Marcos rivers of Texas. **River Research and Applications**, v. 27, n. 5, p. 566-579, 2011. <https://doi.org/10.1002/rra.1373>

PERKINS, D.M. *et al.* Putting the “Beaver” Back in Beverley Brook: Rapid Shifts in Community Composition following the Restoration of a Degraded Urban River. **Water**, v. 13, n. 24, p. 3530, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13243530>

PERLÓ COHEN, M.; ZAMORA SAENZ, I. Perspectivas ambientales sobre la contaminación y la recuperación del río Magdalena en la Ciudad de México. **Revista Internacional de**

Contaminação Ambiental, v. 33, n. 3, p. 377-391, 2017.
<https://doi.org/10.20937/rica.2017.33.03.02>

PIERUCCINI, P. *et al.* Late Holocene human-induced landscape changes in Calcareous Tufa environments in Central Mediterranean valleys (Pecora river, Southern Tuscany, Italy). **Geomorphology**, v. 383, p. 107691, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107691>

POCIECHA, A. *et al.* Neo-and paleo-limnological studies on diatom and cladoceran communities of subsidence ponds affected by mine waters (S. Poland). **Water**, v. 12, n.6, p. 1581, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12061581>

POLETO, C.; CASTILHOS, Z.C. Impacto por poluição difusa de sedimento em bacias urbanas. In: Poleto, C. (Org.) **Ambiente e Sedimento**. Porto Alegre: Ed. ABRH, 193-227, 2008.

PORTUGUÉS-MOLLÁ, I. *et al.* A GIS-Based Model for the analysis of an urban flash flood and its hydro-geomorphic response. The Valencia event of 1957. **Journal of Hidrology**, v. 541, p. 582-596, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.048>

POURRET, O.; HURSTHOUSE, A. It's Time to Replace the Term "Heavy Metals" with "Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 22, p. 4446, 2019.
<https://doi.org/10.3390/ijerph16224446>

QIAN, Y. *et al.* Ecological risk assessment models for simulating impacts of land use and landscape pattern on ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 833, p. 155218, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155218>

ROCHA, C.H.B.; FREITAS, F.A.; SILVA, T.M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 431-436, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400011>

ROTHERHAM, I.D. The impacts of recolonisation of an urbanised river by native and non-native species. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 77, 2021. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.618371>

SÁNCHEZ-TORRES, L.D. *et al.* Commission for the Upper Cauca River Basin recovery, collaborative governance for sustainability and water security. *Front. Water*, v. 4, p. 45, 2022. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.782164>

SANTANA, F.C. *et al.* Water quality of the Gualaxo do Norte and Carmo rivers after the Fundão dam collapse, Mariana, MG. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 232, n. 155, p. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05113-3>

SÁ-OLIVEIRA, J.C. *et al.* Restoration effects of the riparian forest on the intertidal fish fauna in an urban area of the Amazon River. **The Scientific World Journal**, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/2810136>

SCHLIEMANN, S.A.; GREVSTAD, N.; BRAZEAU, R.H. Water quality and spatio-temporal hot spots in an effluent-dominated urban river. **Hydrological Processes**, v. 35, jan. 2021.

SHI, L.; WANG, Y. Evolution characteristics and driving factors of negative decoupled rural residential land and resident population in the Yellow River Basin. **Land Use Policy**, v. 109, p. 105685, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105685>

SINNATAMBY, R.N. *et al.* Considering multiple anthropogenic threats in the context of natural variability: Ecological processes in a regulated riverine ecosystem. **Ecohydrology**, v. 13(5), p. e2217, 2020. <https://doi.org/10.1002/eco.2217>

SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 6, p. 1089-1094, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01426.x>

SOUZA Jr, C.M. *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

SPRAY, C. *et al.* Strategic Design and Delivery of Integrated Catchment Restoration Monitoring: Emerging Lessons from a 12-Year Study in the UK. **Water**, v. 14, n. 15, p. 2305, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14152305>

SRIVASTAV, A.L.; KAUR, T. Factors affecting the formation of disinfection by-products in drinking water: human health risk. In: **Disinfection by-products in drinking water**. Butterworth-Heinemann, 2020. p. 433-450.

STETS, E.G.; KELLY, V.J.; CRAWFORD, C.G. Long-term trends in alkalinity in large rivers of the conterminous US in relation to acidification, agriculture, and hydrologic modification. **Science of the Total Environment**, v. 488, p. 280-289, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.054>

SUN, J. *et al.* Fish community and abundance response to improved connectivity and more natural hydromorphology in a post-industrial subcatchment. **Science of the Total Environment**, v. 802, p. 149720, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149720>

TAMARIO, C. *et al.* Coastal river connectivity and the distribution of ascending juvenile European eel (*Anguilla anguilla* L.): Implications for conservation strategies regarding fish-passage solutions. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem**, v. 29, n. 4, p. 612-622, 2019. <https://doi.org/10.1002/aqc.3064>

TRAMOY, R. *et al.* Riverine litter in a small urban river in Marseille, France: Plastic load and management challenges. **Waste Management**, v. 140, p. 154-163, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.015>

TSENG, H.C. *et al.* Social–environmental analysis of estuary water quality in a populous urban area. **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 9, n. 1, p. 00085, 2021. <https://doi.org/10.1525/elementa.2020.00085>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2021. Great Lakes Areas of Concern.

UNITED NATIONS. Sustainable Development Goal 6 Synthesis Report on Water and Sanitation. United Nations, New York, 2018. Disponível em: <

<https://www.unwater.org/publications/sdg-6-synthesis-report-2018-on-water-and-sanitation/>>.

Acesso em: out. 2022.

UNITED NATIONS – UN-Water. Summary Progress Update 2021: SDG 6 — water and sanitation for all, 2021. Disponível em: <<https://www.unwater.org/publications/summary-progress-update-2021-sdg-6-water-and-sanitation-all>>. Acesso em: nov. 2022.

VAUGHAN, I.P.; ORMEROD, S.J. Large-scale, long-term trends in British river macroinvertebrates. **Global Change Biology**, v. 18, n. 7, p. 2184-2194, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02662.x>

WESTPHAL, K. *et al.* Multi-decadal trajectories of phosphorus loading, export, and instream retention along a catchment gradient. **Science of the Total Environment**, v. 667, p. 769-779, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.428>

WOHL, E. *et al.* River restoration. **Water Resources Research**, v. 41, n. 10, 2005. <https://doi.org/10.1029/2005WR003985>

WOHL, E.; LANE, S.N.; WILCOX, A.C. The science and practice of river restoration. **Water Resources Research**, v. 51, n.8, p. 5974-5997, 2015. <https://doi.org/10.1002/2014WR016874>

WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2022. Guidelines for drinking-water quality: incorporating the first and second addenda. WHO. ISBN 978-92-4-004506-4.

YADAV, R.; RAJPUT, V.; DHARNE, M. Functional metagenomic landscape of polluted river reveals potential genes involved in degradation of xenobiotic pollutants. **Environmental Resources Management**, v. 192, p. 110332, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110332>

ZHANG, H. *et al.* Rapid change in Yangtze fisheries and its implications for global freshwater ecosystem management. **Fish and Fisheries**, v. 21, n. 3, p. 601-620, 2020. <https://doi.org/10.1111/faf.12449>

ZHANG, J. *et al.* Initial ecological restoration assessment of an urban river in the subtropical region in China. **Science of the Total Environment**, v. 838, p. 156156, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156156>

ZHANG, W. *et al.* Dissolved oxygen variation in the North China Plain River network region over 2011–2020 and the influencing factors. **Chemosphere**, v. 287, p. 132354, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132354>

ZHAO, M. *et al.* Monitoring of the Palladium Concentration in River Water and Sediment at an Acidic Hot Spring Spa Area in Gunma Prefecture. **Analytical Sciences**, v. 34, n. 12, p. 1357-1364, 2018. <https://doi.org/10.2116/analsci.18P211>

ZHU, B. *et al.* Water quality impacts of small-scale hydromodification in an urban stream in Connecticut, USA. **Ecological Processes**, v. 7, n. 11, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1186/s13717-018-0122-z>

3. CAPÍTULO 2

Análise de Elementos Potencialmente Tóxicos nas águas e sedimentos do rio Sorocaba subsequente a sua recuperação ambiental

Resumo

As concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em ambientes aquáticos merece atenção, em decorrência dos efeitos adversos que esses oligoelementos podem acarretar na qualidade das águas e, à saúde ecológica e humana. O controle da qualidade da água é de extrema importância para garantir os usos múltiplos desse recurso de maneira sustentável, sendo este fator assegurado por legislações brasileiras, como a CONAMA n° 357/05 e a Portaria n° 888/21. Neste contexto, o presente trabalho objetivou a análise de EPTs nas águas do rio Sorocaba em cinco pontos amostrais distribuídos na extensão urbana do ecossistema, utilizando a técnica de espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por microondas (MP-AES) para quantificação e os padrões de referência estabelecidos nas legislações para avaliação. Os EPTs Al, Fe e Mn, estavam acima dos valores máximos permitidos (VMP) por legislações brasileiras nos locais amostrados, oferecendo riscos à saúde dos seres vivos que estabelecem contato com as águas do rio. Os tipos de contaminantes quantificados acima dos VMPs para as águas do rio Sorocaba, bem como a análise da ocupação do solo no entorno dos pontos amostrados, permitiram evidenciar que as altas cargas de contaminantes são, provavelmente, oriundas e/ou intensificadas por atividades antrópicas. A presente investigação permitiu constatar quatro EPTs em níveis de concentração acima da concentração aceitável nas águas do rio Sorocaba após 7 anos da implementação de um programa que objetivou a despoluição de suas águas, resultados que alertam quanto a parâmetros de atenção que devem ser monitorados no ecossistema.

Palavras-chave: elementos potencialmente tóxicos; rios urbanos; monitoramento ambiental; contaminantes inorgânicos.

Abstract

The concentrations of potentially toxic elements (PTEs) in aquatic environments deserve attention because of the adverse effects that these trace elements can have on water quality and ecological and human health. The control of water quality is extremely important to guarantee the multiple uses of this resource in a sustainable way, and this factor is assured by Brazilian legislation, such as CONAMA No. 357/05 and Administrative Rule No. 888/21. In this context, the present work aimed to analyze the EPTs in the Sorocaba river waters in five sampling points distributed in the urban extension of the ecosystem, using the microwave induced plasma atomic emission spectrometry (MP-AES) technique for quantification and the reference standards established in the legislations for evaluation. The EPTs Al, Fe and Mn, were above the maximum allowable values (MPV) by Brazilian legislations in the sampled sites, offering health risks to the living beings that establish contact with the river waters. The types of contaminants quantified above the VMPs for the Sorocaba river waters, as well as the analysis of the soil occupation around the sampled sites, made it possible to show that the high contaminant loads are probably caused and/or intensified by anthropic activities. The present investigation showed four TPEs at concentration levels above the acceptable concentration in the waters of the Sorocaba River after 7 years of the implementation of a program aimed at the depollution of its waters, results that alert as to parameters of attention that should be monitored in the ecosystem.

Keywords: potentially toxic elements; urban rivers; environmental monitoring; inorganic contaminants.

3.1.INTRODUÇÃO

A demanda de água no Brasil vem crescendo continuamente ao longo dos anos, sendo os principais usos consuntivos setoriais, a irrigação (50%), o abastecimento público (25%) e usos industriais (9%). Estima-se que até 2040, as demandas de água aumentem cerca de 42%, passando de $1.947 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para $2.770 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, um incremento de 26 trilhões de litros ao ano extraídos de mananciais. Esses dados reforçam a necessidade de ações de planejamento ambiental, de maneira que os usos múltiplos das águas sejam desenvolvidos com segurança hídrica, inclusive considerando os potenciais efeitos das mudanças climáticas sobre o ciclo hidrológico (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2021).

A garantia dos usos múltiplos das águas para as gerações atuais e futuras é deliberada por leis como a Política Nacional de Recursos hídricos (PNRH), também conhecida como Lei das Águas (Lei nº 9.433/97), consiste em um dos instrumentos orientadores da gestão hídrica no Brasil que estabelece e impõe o diagnóstico recorrente das águas, por meio da instituição de diversas normativas (BRASIL, 1997). Portanto, existem diversas leis, decretos e resoluções que dispõem sobre padrões e parâmetros ideais para o mantimento dos níveis de qualidade das águas, promovendo o seu uso sustentável. Dentre as legislações brasileiras vigentes, a resolução CONAMA nº 357 de 2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências e, a Portaria GM/MS nº 888 de 2021 que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, configuram regulamentações aplicáveis ao rio Sorocaba para embasar a avaliação das concentrações de possíveis contaminantes em suas águas.

Dentre os principais contaminantes aquáticos, destacam-se os Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs), que representam uma parcela significativa dos contaminantes inorgânicos introduzidos nos ecossistemas aquáticos em formas dissolvidas ou particuladas. Esses oligoelementos podem ligar-se à matéria orgânica, sulfetos ou outras formas particuladas em sedimentos. Dessa maneira, o sedimento contaminado pode consistir em uma fonte pontual constante de EPTs em um corpo d'água (LIU et al., 2017; PACHANA et al., 2010). O acúmulo e transferência desses elementos no ambiente aquático, configuram aspectos que merecem atenção ambiental em decorrência dos EPTs serem considerados um dos poluentes ambientais mais nocivos devido ao potencial de toxicidade desses elementos, como o Pb e o Cd por exemplo (IYYAPPAN et al., 2022; LIN et al., 2019; POURRET; HURSTHOUSE, 2019; SIDHU et al., 2020).

Elementos potencialmente tóxicos (EPTs) consiste na nomenclatura empregada para substituir o termo “metais pesados” nas mais distintas áreas abrangidas pelas ciências naturais. A terminologia tem sido utilizada para designar uma classe dos elementos, alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni), chumbo (Pb), vanádio (V), zinco (Zn), arsênio (As), antimônio (Sb) e selênio (Se), composta por metais, semimetais e um ametal (POURRET; HURSTHOUSE, 2019). Dentre os EPTs alguns são considerados biologicamente essenciais, enquanto outros não apresentam funções biológicas. Entretanto, mesmo os essenciais acima do nível máximo tolerável à organismos vivos, podem causar impactos negativos aos ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se em contaminantes e/ou poluentes (GUILHERME et al., 2005).

Os contaminantes emergentes (ECs, do inglês: *Emerging Contaminants*), consistem em outro grupo de contaminantes aquáticos que, nas últimas décadas, também emergiu como uma importante questão ambiental devido aos seus potenciais associados de bioacumulação, efeitos ecológicos indesejáveis e às suas propriedades ecotoxicológicas e estrogênicas (ANNAMALAI, NAMASIVAYAM, 2015; MATAMOROS et al., 2015; MURRAY; THOMAS; BODOUR, 2010; SENGAR; VIJAYANANDAN, 2022; SHAHID et al., 2021). O referido grupo de contaminantes orgânicos inclui compostos como, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs, do inglês: *Pharmaceuticals and personal care products*), pesticidas, antibióticos, surfactantes, cafeína, drogas ilícitas, hormônios e entre outras substâncias e materiais como microplásticos (BRAVO, 2009; MATAMOROS et al., 2015; MARYJOSEPH; KETHEESAN, 2020). Os referidos contaminantes, promovem efeitos adversos nos sistemas endócrinos de seres humanos e de animais, como casos de câncer em seres humanos e alterações hormonais em peixes e mamíferos (CAPPARELLI et al., 2021; VÉLEZ et al., 2019). Portanto, também são classificados como disruptores endócrinos (EDCs, do inglês: *Endocrine-disrupting chemicals*) (RODRIGUEZ-NARVAEZ et al., 2017).

ECs foram amplamente detectados em diversos ecossistemas do mundo, em decorrência de consistirem em compostos químicos e materiais amplamente utilizados em diversos setores e introduzidos no ambiente aquático por meio de diversas fontes, dentre os quais, destacam-se os efluentes industriais, agrícolas, domésticos e hospitalares, lixiviado de aterro sanitário e escoamento de águas pluviais urbanas poluídas (ARCENALES-RÍOS et al., 2022; KHAN et al., 2022; RUHÍ et al., 2016; XU et al., 2019).

Dentre as fontes de ECs e EPTs para o ambiente, as estações de tratamento de esgoto (ETEs) são de particular interesse, pois consistem nas principais matrizes que descarregam

continuamente esses contaminantes no ambiente, oriundos de afluentes brutos e, inclusive dos efluentes tratados (RIZZO et al., 2019). Os tratamentos de água convencionais, amplamente implementados, são ineficazes na remoção de EPTs e ECs presentes nas águas residuais, e dessa forma, também contribuem para o aumento das concentrações desses contaminantes nas águas (RODRIGUEZ-NARVAEZ et al., 2017; TRAN; REINHARD; GIN, 2018). Estes fatores configuram aspectos que merecem atenção de órgãos ambientais principalmente nos países em desenvolvimento (IZURIETA et al., 2019).

3.2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A qualidade das águas superficiais caracteriza um fator de extrema importância para o cumprimento dos seus usos múltiplos, propriedade que é condicionada por variáveis naturais como os regimes pluviométricos, o escoamento superficial, geologia e cobertura vegetal e, por variáveis antrópicas como, a destinação dos usos e ocupações do solo e entrada de altas cargas de contaminantes oriundas de fontes pontuais e/ou difusas (ANDRADE et al., 2007; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2021).

Apesar de deliberado por diversas diretrizes ambientais, os usos múltiplos das águas estão cada vez mais comprometidos, como consequência da intensificação da urbanização e industrialização recorrentes nas últimas décadas, que contribuíram para a entrada de grandes quantidades de contaminantes nos ecossistemas fluviais, dentre os quais nutrientes e matéria orgânica provenientes de efluentes agrícolas, domésticos e industriais (CHEN et al., 2019). O referido panorama ambiental, é preocupante, uma vez que concentrações de contaminantes acima dos níveis toleráveis podem acarretar na degradação da qualidade das águas, e consequentemente, uma série de problemáticas ambientais e de saúde (AHMADI et al., 2020; BANDARI; SADHUKHAN, 2021; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2015; WU et al., 2020; YADAV; RAJPUT; DHARNE, 2021).

O rio Sorocaba caracteriza-se por ser o principal manancial responsável pela provisão de água para abastecimento público dos municípios localizados em sua área de drenagem, assistindo cerca de 1 milhão de habitantes (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2005; SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA, 2022), aspecto que ressalta a sua grande relevância e consequentemente, a importância do desenvolvimento de estudos para avaliar as atuais condições ambientais do ecossistema. O referido ecossistema aquático pertence à Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê (CBH-SMT), e drena uma região que foi submetida à sucessivos processos de intensificação das pressões antrópicas exercidas sobre a área desde o início da sua ocupação

no século XVII (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2005; SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2020).

A Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê, obteve seu desenvolvimento industrial e agrícola impulsionado desde a década de 1970, e conta com áreas de pastagem, agricultura e um grande parque industrial com presença de mineração, indústrias de cimento, montadoras de veículos automotivos, refinarias de petróleo, fábricas de celulose e papel, indústrias alimentícias e sucroalcooleiras, além de indústrias de alumínio, cimento, e entre outros (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2005; SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2020). A bacia abrange 35 municípios, dentre os quais, Sorocaba que apresenta um alto índice de urbanização, industrialização e extensa fragmentação dos seus ecossistemas florestais (BORTOLETO et al., 2016; SILVA et al., 2020). Além disso, a CBH-SMT foi inserida na lista de bacias que apresentam níveis de qualidade críticos, do sistema nacional de informações sobre os recursos hídricos (SNIRH) (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2015).

A expansão urbana não planejada, foram as principais atividades antrópicas responsáveis pela degradação de ambientes aquáticos em diversos países, como Etiópia (GETU; BHAT, 2021), Chile (AGUILERA et al., 2020; ROJAS et al., 2022), Índia (DAS; CHANAKYA; RAO, 2022; AITHANI et al., 2020; GHOSH; KUMAR; KUMARI, 2022; NATH; NI-MEISTER; CHOUDHURY, 2021), Bangladesh (KAFY et al., 2021; ABDULLAH et al., 2022), Turquia (AKTÜRK; GÜNEROĞLU, 2021), Quênia (MURIITHI, 2016; ONYANGO; OPIYO, 2022), Nigéria (OBIAHU et al., 2021), Líbano (MERHABY et al., 2021), Egito (BAKR; MORSY; YEHIA, 2022) e entre outros. Similarmente, investigações realizadas no rio Sorocaba e nos demais ecossistemas associados ao mesmo, evidenciaram parâmetros químicos, físicos e hidrobiológicos de qualidade das águas acima dos padrões estabelecidos nas legislações brasileiras. Com base na análise de dados disponíveis na literatura, foi possível constatar que poluições difusas e lançamentos de esgotos domésticos foram as principais interferências antrópicas nos ecossistemas aquáticos de Sorocaba, aspectos que provavelmente afetam negativamente os níveis de qualidade dessas águas (FERNANDES, A. et al., 2016, 2017; SARDINHA; BONOTTO; CONCEIÇÃO, 2010; SILVA et al., 2020).

Diante do exposto, é possível inferir a importância da quantificação de contaminantes em rios urbanos, dado que cerca de 85% da população urbana brasileira dependem, exclusiva ou predominantemente, de abastecimento hídrico proveniente de mananciais superficiais

(AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2021). A análise de parâmetros químicos das águas caracteriza uma ferramenta primordial para a avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos, e adicionalmente, possibilita a verificação das variações espaço-temporais na qualidade da água, os padrões de usos e ocupações dos solos e a identificação de áreas prioritárias para o controle da poluição hídrica, bem como sua adequação para os diferentes usos (SEKHARAN et al., 2022). Portanto, considerando o possível contexto de contaminação e/ou poluição das águas do rio Sorocaba, restrição dos seus usos múltiplos e contribuição para ocorrência de doenças de veiculação hídrica, se faz necessário a avaliação de parâmetros de qualidade aquática no manancial, trabalho que pode ser realizado por meio da utilização da análise de parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos essenciais à proteção dos níveis de qualidade das águas e sensoriamento remoto (BEHMEL et al., 2016; FENG et al., 2022). O exame minucioso de variações espaço-temporais na qualidade das águas e nos padrões de usos e ocupações antrópicos do solo, contribuem para a identificação das fontes de poluição de rios urbanos (LIU et al., 2017; YANG et al., 2021).

Dentre as técnicas de quantificação de EPTs em matrizes ambientais aquáticas, a espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por microondas (MP-AES), mostrou-se promissora. Alterações promovidas na ferramenta, permitiram que a mesma passasse a apresentar inúmeras vantagens, dentre as quais pode-se citar, baixo custo, redução dos gastos operacionais e capacidade de detecção multielementar. Desde a sua comercialização, a técnica MP-AES foi aplicada com sucesso em diversas áreas, por meio da análise das mais distintas matrizes ambientais. Plasmas induzidos por microondas ou plasmas por micro-ondas (MPs) evoluíram ao longo dos anos como uma alternativa potencialmente vantajosa às fontes ICP tradicionais. Os MPs usam tochas menores e geralmente consomem menos gás e funcionam bem com gases mais baratos, como nitrogênio e até ar (BALARAM et al., 2020).

Neste sentido, o presente trabalho objetivou colaborar com a formação de informações e ampliar as bases de dados relativas à quantificação de parâmetros químicos das águas e sedimentos do rio Sorocaba, por meio da análise da distribuição e concentração de EPTs e avaliação dos teores encontrados com base nas legislações CONAMA n° 357/05, CONAMA n° 344/04 e Portaria GM/MS n° 888/21. Adicionalmente, objetivou-se realizar análises espaciais de extensões urbanas do rio Sorocaba para identificar potenciais fontes de contaminantes, seguida da avaliação de dados secundários referentes a parâmetros químicos, físicos e hidrobiológicos de qualidade das águas do rio, visando obter um diagnóstico

ambiental do corpo hídrico e analisar a eficácia do seu programa de despoluição realizado no ano de 2016.

3.3.MÉTODOS

3.3.1. Área de estudo

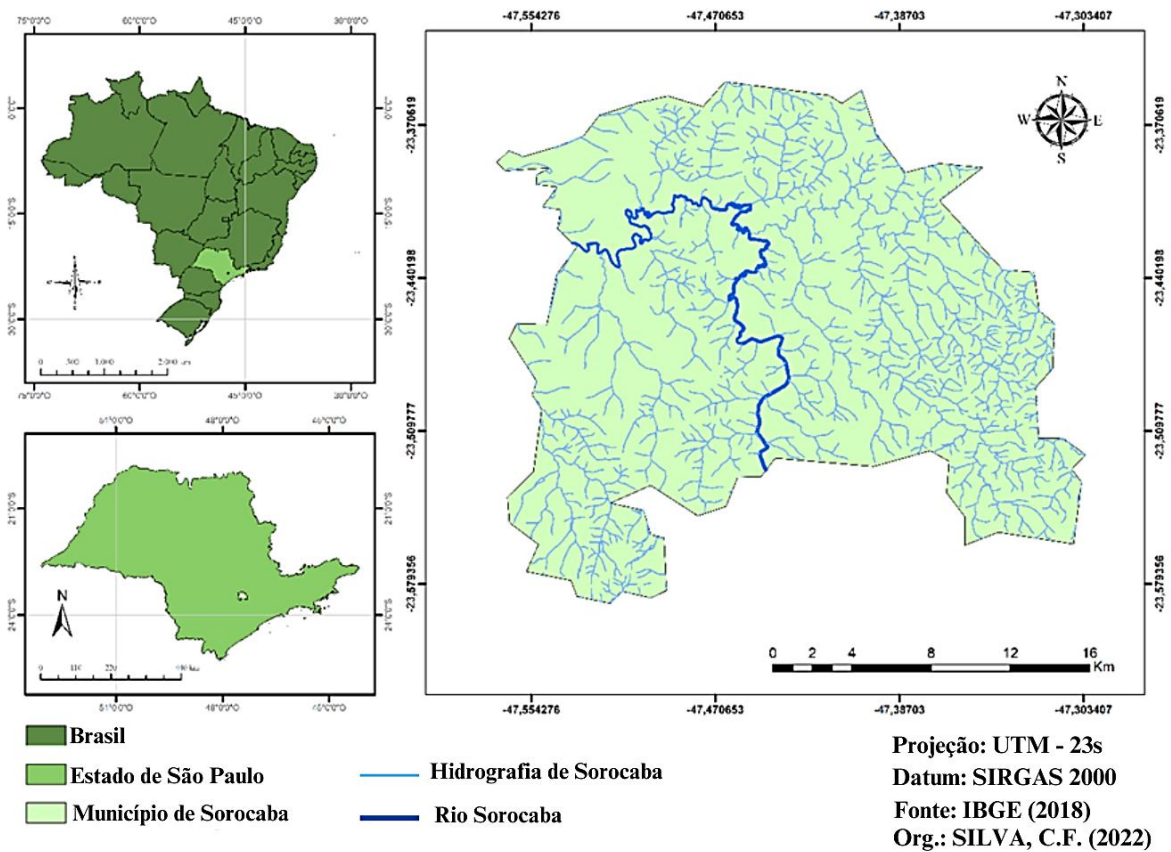
A matriz de estudo é o rio Sorocaba, corpo hídrico que é composto por um leito principal (em destaque na Figura 1) e demais afluentes em seu entorno (Figura 1). O Sorocaba consiste em um dos principais rios pertencentes a Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê (CBH-SMT) que possui uma área de drenagem de cerca de 11.829 km² (SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2020). O manancial também é o principal rio que atravessa o município de Sorocaba, localizado a sudeste do estado de São Paulo, pertencente a mesorregião macro metropolitana paulista e conta com uma população de aproximadamente 695.328 habitantes, estimada com base no censo de 2010. Com uma área de aproximadamente 449 Km², Sorocaba detém um grau de urbanização de cerca de 99% (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2022). De acordo com a classificação Köppen-Geiger, o clima de Sorocaba é subtropical com verão quente - Cfa (CLIMATE-DATA.ORG, 2022). A formação vegetal é originalmente composta de Floresta Estacional Semidecidual (FES), pertencente ao bioma Mata Atlântica e é caracterizada por ecótonos entre Mata Atlântica e Cerrado (MANFREDINI; GUANDIQUE; ROSA, 2015).

O rio Sorocaba, é o maior e mais importante afluente da margem esquerda do rio Tietê, possui cerca de 227 Km de extensão até sua confluência e uma área de drenagem de 5.269 Km² (FERNANDES, A. et al., 2016; SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2000). O corpo hídrico pertence a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 10 e é formado pelos rios Sorocabuçu e Sorocamirim.

O rio Sorocaba foi submetido a um programa de despoluição de suas águas que obteve seu início no ano 2000 e finalização em 2016. O projeto consistiu no desenvolvimento do complexo de obras para execução de coleta, afastamento, bombeamento e tratamento de todo o esgoto produzido na cidade, livrando o rio e demais córregos associados da carga de efluentes. O objetivo do programa foi a construção e operacionalização de 7 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs): S-1; S-2; Pitico; Itanguá; Quintais do Imperador, Ipaneminha e Aparecidinha, que juntas possuem a capacidade instalada para tratar 100% do esgoto gerado em Sorocaba. Além das ETEs, também foram construídas 17 estações elevatórias para o

bombeamento do esgoto para as estações (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA, 2022).

Figura 1 - Mapa de localização de Sorocaba (SP) e hidrografia do município.

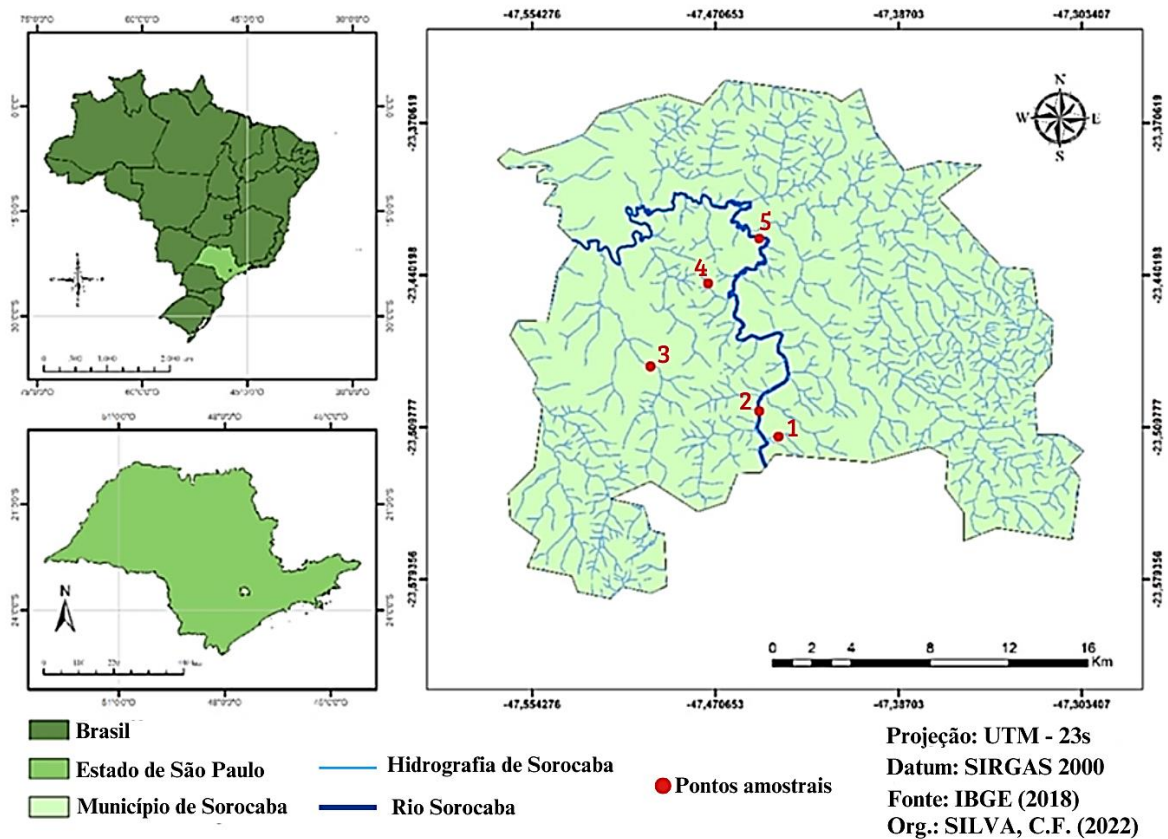


Fonte: Elaborada pela autora (2022).

3.3.2. Preparo dos materiais de coleta e procedimentos amostrais

As amostras de água foram coletadas no dia 31 de outubro de 2022, em cinco pontos amostrais espalhados pelo trecho urbano do rio Sorocaba (Figuras 2, 3, 4, 5, 6 e 7 e Tabela 1). Todos os pontos de coleta foram definidos de forma que fosse possível o acesso para coleta de água, bem como também foi levado em consideração o entorno das áreas. Todos os pontos apresentavam entornos altamente urbanizados e impactados por descartes de resíduos sólidos urbanos, despejos irregulares de efluentes e/ou estavam localizados próximos a indústrias potencialmente poluidoras.

Figura 2 - Mapa de localização de Sorocaba (SP), hidrografia do município e pontos amostrais.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

As informações referentes a cada ponto de coleta de amostras de águas e sedimentos no rio Sorocaba, como localização e principais usos e ocupações observados no entorno de cada local amostrado, foram resumidas na Tabela 1. Os procedimentos de amostragem foram realizados com base no protocolo da *U.S. Environmental Protection Agency* para a amostragem de águas superficiais (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016).

Os pontos amostrais 1, 3 e 4, estão localizados em afluentes menores do rio Sorocaba, e os demais, no leito principal do rio.

Tabela 1 - Informações dos pontos de coleta de água e sedimento no rio Sorocaba.

Pontos amostrais	Localização (coordenadas geográficas: lat. e long.)	Principais usos e ocupações do entorno do ponto
1	-23.514740° e -47.444630°	Parque urbano e urbanização
2	-23.506755° e -47.451020°	Empresas de solda e usinagem, postos de gasolina e urbanização
3	-23.482556° e -47.498081°	Alta fragmentação da vegetação ribeirinha, urbanização e indústrias de produtos de metálicos, de componentes industriais e de materiais para construção
4	-23.448701° e -47.471330°	Empresa de fixadores metálicos e urbanização
5	-23.423796° e -47.448045°	Alta fragmentação da vegetação ribeirinha, urbanização e indústrias de motores, cimento, de fundição, têxtil, caldeiraria, vidros e de produtos de metálicos

Fonte: Elaborada pela autora (2023). **Lat.** = latitude e **Long.** = longitude.

Figura 3 - Registros fotográficos do ponto de coleta 1.

Ponto 1

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Figura 4 - Registros fotográficos do ponto de coleta 2.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Figura 5 - Registros fotográficos do ponto de coleta 3.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Figura 6 - Registros fotográficos do ponto de coleta 4.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Figura 7 - Registros fotográficos do ponto de coleta 5.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Para as amostragens de água, foram utilizados frascos plásticos de 500 mL que foram previamente higienizados e esterilizados em solução de ácido nítrico a 10%, na qual foram mantidas em contato por 24 horas. Posteriormente, os frascos foram lavados com água destilada e secos a temperatura ambiente em local arejado e protegido de possíveis

contaminações (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016). Os frascos foram identificados no momento da coleta e ambientalizados com a água do respectivo ponto de coleta. Em todos os pontos amostrais, foi coletado um frasco de 500 mL da água que foi acidificada *in situ* a pH 2,0 com ácido nítrico concentrado 1:1, e posteriormente destinada à análise de EPTs.

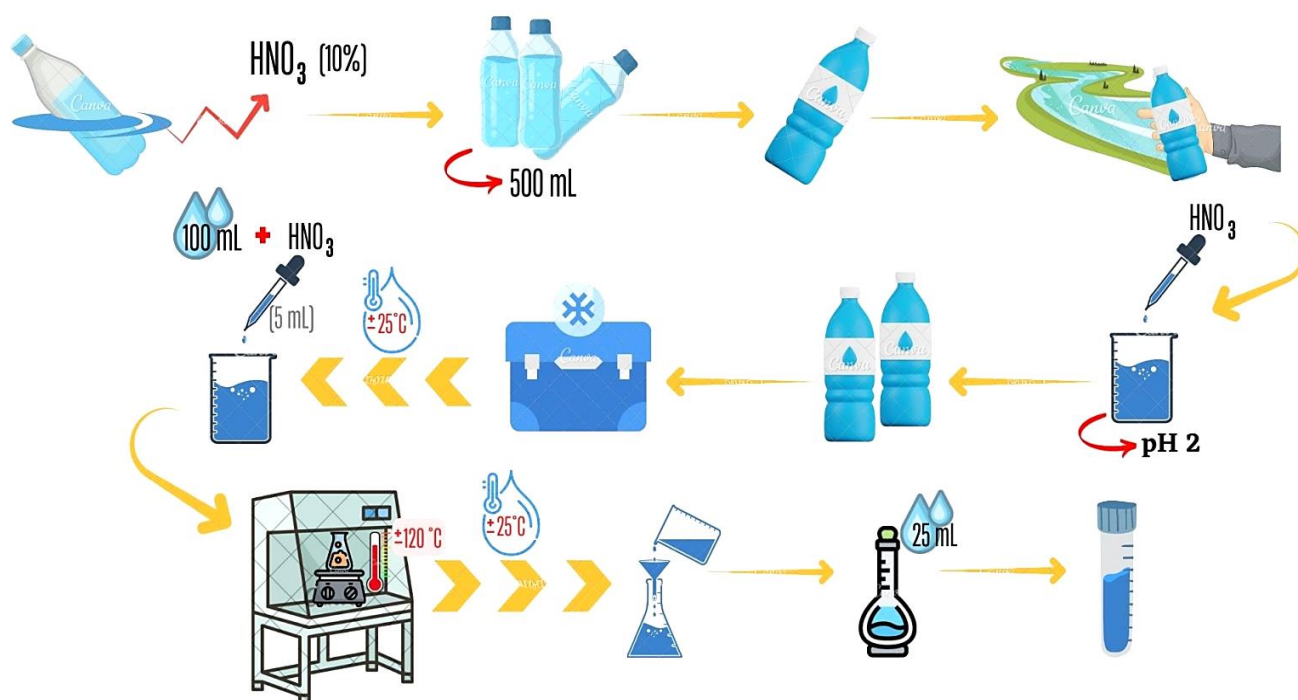
3.3.3. Análise de parâmetros físico-químicos da água *in-situ*

A determinação dos valores de pH foi realizada com o medidor de pH de bolso da AKSO (modelo: AK90), previamente calibrado com solução padrão (pH 4,0 e 10). Após a coleta, os frascos contendo as amostras de água foram armazenados em caixas térmicas com gelo e destinados ao laboratório, onde foram armazenadas na geladeira. O pHmetro também foi utilizado para medição da temperatura da água, ambos parâmetros foram medidos e registrados no momento da coleta.

3.3.4. Tratamento das amostras de água do rio Sorocaba para análise de EPTs

Para a determinação de elementos potencialmente tóxicos foram realizados procedimentos de tratamento das amostras de acordo com as recomendações da *American Public Health Association* (APHA) (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2000). O tratamento consistiu na digestão das amostras de água acidificadas a pH 2,0 no momento da coleta. Para o referido procedimento, foram utilizados 5 mL de ácido nítrico concentrado para cada 100 mL de água de cada ponto de coleta. Para cada digestão foi feito um branco com o mesmo volume de água destilada e de ácido nítrico. As amostras foram dispostas em chapa aquecedora a 120 °C na capela de exaustão, até redução do volume para cerca de 20 mL de solução. Posteriormente, aguardou-se o resfriamento das amostras até cerca de 25 °C. Em seguida, as mesmas foram transferidas para o balão volumétrico de 25 mL, avolumadas com água destilada e armazenadas em tubos *falcon* de 50 mL até a análise de EPTs (Figura 8).

Figura 8 - Esquema dos procedimentos de preparo de materiais, amostragem e tratamento das amostras de água para análise de EPTs.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

3.3.5. Preparo das amostras de sedimento do rio Sorocaba para análise de EPTs

As amostras de sedimento foram coletadas no mesmo dia que as amostras de água (31 de outubro de 2022), e os procedimentos amostrais foram realizados com base no protocolo da US EPA. A coleta foi realizada com o auxílio de uma enxada previamente higienizada, e as amostras foram armazenadas em sacos *zip lock* identificados com as informações de cada ponto amostral. Posteriormente, as amostras também foram armazenadas e transportadas ao laboratório, onde foram dispostas para serem secas ao ar. Após secagem, foi realizada a moagem dos sedimentos com auxílio de um almofariz e pistilo de plástico polipropileno para melhor detalhamento de sua granulometria. Em seguida as amostras foram peneiradas em peneira granulométrica de 14 *mesh* (número de aberturas por polegada = 1,41 mm) (Figura 9).

O preparo das amostras de sedimento para quantificação de EPTs obteve uma segunda etapa que consistiu na digestão ácida assistida por micro-ondas, que foi realizada no equipamento da *Anton Paar* (modelo: *Multiwave PRO*), de acordo com o método 3051A da US EPA (2007). O procedimento foi realizado com 0,5 g de cada uma das amostras referentes aos 5 pontos amostrais do rio Sorocaba. As massas de sedimento foram medidas em triplicata nos reservatórios do equipamento, e em cada um foram adicionados 9 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3 , 65% m/m) e 3 mL de ácido clorídrico concentrado (HCl , 37% m/m).

Posteriormente, as amostras foram dispostas no equipamento, no qual os seguintes parâmetros foram determinados: temperatura de $175 \pm 5^\circ \text{C}$; pressão de 0.3 bar s^{-1} . Foi realizado um branco para cada uma das 5 triplicatas de sedimento. A digestão demorou cerca de 25 minutos, e após o resfriamento das amostras, as mesmas foram avolumadas em balão volumétrico de 25 mL, com água ultrapura do sistema do sistema *Millipore Milli-Uni-Direct Q[®] 3UV* ($18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$).

Figura 9 - Registros fotográficos da etapa de preparo das amostras de sedimento.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

3.3.6. Quantificação de elementos potencialmente tóxicos nas águas e sedimentos do rio Sorocaba

A determinação dos teores de elementos potencialmente tóxicos nas amostras de água e sedimento foram realizadas em um espectrômetro de emissão atômica por plasma de micro-ondas (*Agilent*, modelo: 4200 MP-AES).

As amostras de todos os pontos amostrais foram quantificadas em triplicatas. Duas curvas analíticas foram realizadas com a solução padrão multielementar (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr e Zn) de $5,00 \text{ mg L}^{-1}$ e (K) de 50 mg L^{-1} , a partir da qual foram realizadas diluições até as concentrações de: 1,5; 1; 0,5; 0,1; 0,05 mg L^{-1} e diluições de: 10; 7,5; 5; 2,5; 1,0 mg L^{-1} . Adicionalmente, a curva analítica de Fe foi realizada a partir da solução padrão de Fe de 1000 mg L^{-1} , que foi diluída até as concentrações de: 12,5; 10; 7,5;

5,0; 2,5; 1 mg L⁻¹, a curva analítica de Cd foi realizada a partir da solução padrão de Cd de 1000 mg L⁻¹ e diluída até as concentrações de: 1,5; 1,0; 0,5; 0,1; 0,05 mg L⁻¹.

As linhas de emissão utilizadas na detecção dos EPTs no equipamento MP-AES (*Agilent*, modelo: 4200) e os Limites de Detecção (LOD) e Limites de Quantificação (LOQ) dos elementos analisados em cada tratamento foram calculados e apresentados na Tabela 3 (Seção 3.4.2.).

3.3.7. Estatística dos dados

Para a análise estatística dos dados foi utilizada a análise de variância de uma classificação (*One-Way ANOVA*), que por meio de diversos cálculos, verifica se as médias de tratamentos independentes diferem entre si estatisticamente (JANKOVIC et al., 2021).

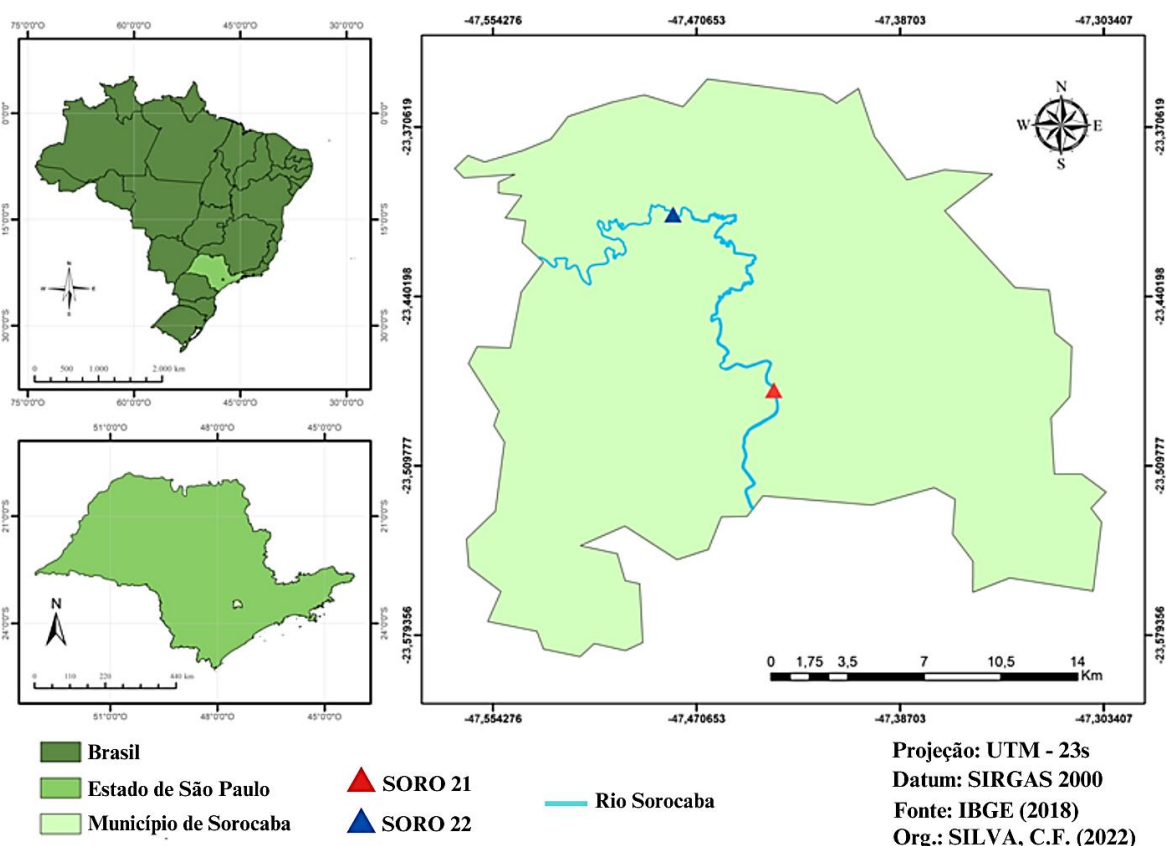
Nesta pesquisa, a análise de variância (ANOVA) foi usada para examinar a variância entre os 5 pontos de coleta realizadas no trecho urbano do rio Sorocaba, objetivando a verificação da existência de diferença significativa nas concentrações dos elementos potencialmente tóxicos entre os tratamentos. Posteriormente, para os casos em que o cálculo de variância evidenciou que havia diferença significativa entre pelo menos 2 pontos amostrais (Valor-p < $\alpha = 0,05$), foram realizados testes *Tukey*.

Para os dois testes estatísticos realizados foi utilizado o programa de análise estatísticas *PAST 4.03*, um software livre para análise de dados científicos, com diversas funções para manipulação de dados e estatísticas.

3.3.8. Avaliação de dados secundários de parâmetros da qualidade das águas do rio Sorocaba

Adicionalmente, foi realizada uma segunda investigação que obteve por objetivo a aquisição de um diagnóstico do cenário ambiental relativo à qualidade das águas do rio Sorocaba, posterior a finalização da implementação do programa de despoluição do corpo hídrico. Para essa finalidade, foram obtidos dados secundários de parâmetros químicos, físicos e hidrobiológicos que são essenciais à proteção dos níveis de qualidade de águas superficiais, na base de dados INFOÁGUAS da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). A investigação contemplou os resultados das análises dos parâmetros entre os anos de 2016 e 2021, referentes a dois pontos de monitoramento da CETESB, denominados: SORO 21 e SORO 22 localizados no leito principal do rio Sorocaba (Figura 10).

Figura 10 - Mapa de localização dos pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22 (CETESB) no leito principal do rio Sorocaba.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A aquisição dos dados foi conduzida na base de dados INFOÁGUAS, uma ferramenta de acesso público para consulta de informações relativas à qualidade de águas brutas superficiais e subterrâneas, reservatórios de águas doces e demais assuntos referentes à gestão dos recursos hídricos no estado de São Paulo. Os resultados das variáveis medidas em cada ponto de monitoramento foram obtidos por meio do acesso às representações gráficas da plataforma INFOÁGUAS, onde a seleção dos filtros para visualização do resultado médio obtido em cada parâmetro, bem como a posterior tabulação dos dados, sucedeu-se de acordo com os regimes hidrológicos (cheia e estiagem) nos quais as análises foram realizadas.

A CETESB realiza a inspeção de cerca de 50 parâmetros de qualidade das águas do rio Sorocaba em ambos pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22. No entanto, para a pesquisa foram analisados somente os padrões englobados na Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), para Classe 2 – Águas doces, totalizando 21 variáveis analisadas referentes ao período de 6 anos (de 2016 a 2021). Os valores médios de cada parâmetro foram tabulados e classificados com base nos seus respectivos valores máximos permitidos (VMP).

3.4.RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1. Quantificação de parâmetros físico-químicos da água *in-situ*

O potencial hidrogeniônico (pH) e temperatura nas águas do rio Sorocaba foram avaliados, nos cinco locais amostrados. O pH é um importante padrão de potabilidade, em ecossistemas aquáticos naturais o pH influencia diretamente a fisiologia das diversas espécies e em determinadas condições contribui para a precipitação de elementos químicos tóxicos como os EPTs. A temperatura consiste em um parâmetro que desempenha um papel fundamental no meio aquático, dado que influências de diversas variáveis físico-químicas estão relacionadas às condições de temperatura do corpo hídrico (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021).

Os resultados dos dois parâmetros físico-químicos das amostras de água correspondentes aos cinco pontos amostrais no rio Sorocaba, apresentaram valores de temperatura entre 22,4 e 26,7 °C, e variações de pH entre 6,8 e 9,3 (Tabela 2), sendo este último, acima do valor máximo estabelecido na resolução CONAMA n° 357/05 para Classe 2 – Águas Doces. O ponto de coleta 5 apresentou valor de pH acima dos padrões estabelecidos na legislação brasileira, no entanto, de acordo com a Portaria n° 518/04 do Ministério da Saúde as águas para abastecimento público devem apresentar valores entre 6,0 a 9,5, evidenciando que o valor obtido nesse local do rio atende aos padrões de uma das legislações vigentes para o corpo d'água de estudo.

Tabela 2 - Resultados dos parâmetros físico-químicos dos 5 pontos amostrais no rio Sorocaba.

Parâmetros	Pontos amostrais				
	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura (°C)	22,4	23,1	23,8	23,7	26,7
pH	7,3	7,1	7	6,8	9,3

Fonte: Elaborada pela autora (2022). **Valor em negrito** = acima do VMP da CONAMA n° 357/05 para Classe 2 – Águas doces.

Áreas úmidas associadas ao curso do rio Sorocaba apresentaram temperatura superior à observada no rio no ano de 2020, provavelmente em decorrência das interferências antrópicas na vegetação ripária do manancial. Além disso, o mapa de uso e ocupação do solo da cidade de Sorocaba aponta que aproximadamente 34% do uso do solo do município é destinado à urbanização, 16,07% às pastagens, 18,58% corresponde a produção agrícola anual e, somente

23,47% corresponde à vegetação nativa. Esses dados corroboram as interferências antrópicas nos sistemas naturais do município, que atualmente apresenta uma paisagem altamente fragmentada, e conseqüentemente também exerce influência sob a qualidade das águas superficiais (SILVA et al., 2020).

3.4.2. Quantificação de EPTs e demais contaminantes nas águas do rio Sorocaba

Foi realizada a análise de elementos potencialmente tóxicos presentes nas águas do rio Sorocaba, nos 5 pontos de amostragem, e posteriormente, as classificações das concentrações médias de EPTs foram embasadas em duas legislações: resolução CONAMA n° 357/05 para Classe 2 – águas doces e; Portaria n° 888/21. Os Limites de Detecção (LOD) e Limites de Quantificação (LOQ) dos elementos analisados em cada tratamento encontram-se apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Linhas de emissão utilizadas na detecção dos elementos no equipamento Agilent 4200 MP-AES e Limites de Detecção (LOD) e Limites de Quantificação (LOQ) dos elementos analisados.

Elementos	Sb (desvio padrão do branco da curva para cada elemento) (Intensity SD)	<i>m</i>	LOD (mg L ⁻¹)	LOQ (mg L ⁻¹)
Faixa de concentração: 0; 0,05; 0,1; 0,5; 1,0; 1,5; 2,5 mg L⁻¹				
Ba 455,403	3,817	331384	0,0000	0,0001
Cd 228,802	12,640	14708	0,0026	0,0086
Co 340,512	5,057	6525,9	0,0023	0,0077
Cu 324,754	14,345	76009	0,0006	0,0019
Mn 403,076	5,982	31884	0,0006	0,0019
Mo 379,825	5,130	24423	0,0006	0,0021
Ni 361,939	4,042	5724,1	0,0021	0,0071
Sr 421,552	9,004	304770	0,0001	0,0003
Cr 425,433	2,219	31286	0,0002	0,0007
Pb 368,346	4,482	1721,5	0,0078	0,0260
Zn 213,857	23,146	9202,5	0,0075	0,0252
Faixa de concentração: 0; 1,0; 2,5; 5,0; 7,5; 10; 12,5 mg L⁻¹				
Al 396,152	6,675	27213	0,0007	0,0025
As 193,165	10,130	174,02	0,1746	0,5821
Fe 259,940	3,802	4589,7	0,0025	0,0083
Faixa de concentração: 0; 0,5; 1,0; 5,0; 10; 15; 25 mg L⁻¹				
K 769,897	9,683	18016	0,0016	0,0054
K 766,491	26,612	37295	0,0021	0,0071

Fonte: Elaborada pela autora (2023). *m* = Comprimento de onda.

A análise de EPTs nas amostras de água do rio Sorocaba, foram realizadas para os seguintes elementos: Zn, Sr, Ba, Cu, Ni, Co, Pb, K, Mo, Mn, Cr, As, Al, Cd e Fe. Os EPTs Ni, Co, Pb e As não foram detectados nas análises de amostras de água em todos os cinco pontos amostrais.

Nas duas legislações brasileiras utilizadas no presente trabalho, não há valores de referência para os EPTs Mo, Sr e K, no entanto, as quantificações dos referidos elementos variaram de 0 a 0,006 mg L⁻¹ para Mo, de 0,026 a 0,081 mg L⁻¹ para Sr, e de 2,230 a 46,278 mg L⁻¹ para K, aproximadamente. Os elementos Al e Fe apresentaram concentrações médias acima do valor máximo permitido (VMP) na CONAMA n° 357/05 e também acima dos padrões de potabilidade estabelecidos na Portaria GM/MS n° 888/21 em todos pontos amostrais (Tabelas 4 e 5). Cd foi quantificado apenas no ponto de coleta 1, porém, dentro das concentrações máximas permitidas nas duas legislações brasileiras. O Mn foi um dos EPTs quantificados acima dos VMPs nos pontos de coleta 3 e 4 (Tabelas 4 e 5).

Os EPTs Zn, Ba, Cu e Cr apresentaram valores dentro dos VMPs estabelecidos em ambas legislações utilizadas em todos locais amostrados.

Tabela 4 - Concentrações médias e desvio padrão dos EPTs analisados nas águas do rio Sorocaba com base na CONAMA n° 357/05.

Concentrações médias de EPTs (mg L ⁻¹) ± DP						
EPTs	Pontos amostrais					CONAMA 357/05 (mg L ⁻¹)
	P1	P2	P3	P4	P5	
Zn	0,0392 ± 0,0012	0,0349 ± 0,0064	0,0427 ± 0,0087	0,151 ± 0,0103	0,011 ± 0,0095	0,18
Sr	0,0684 ± 0,0014	0,0356 ± 0,0016	0,0475 ± 0,0013	0,0813 ± 0,0044	0,0256 ± 0,0017	SR
Ba	0,171 ± 0,0046	0,0492 ± 0,0031	0,0608 ± 0,0031	0,0875 ± 0,0055	0,0376 ± 0,0012	0,7
Cu	0,0058 ± 0,0006	0,0073 ± 0,0018	0,0088 ± 0,0008	0,0038 ± 0,0005	0,001 ± 0,0008	0,009
Ni	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,025
Co	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,05
Pb	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,01
K	14,1096 ± 2,5434	46,2776 ± 2,1851	15,6272 ± 0,4967	7,4068 ± 0,4665	2,2307 ± 1,9399	SR
Mo	0,0036 ± 0,0026	< LOD	0,0008 ± 0,0007	0,0069 ± 0,0005	< LOD	SR
Mn	0,0357 ± 0,002	0,09058 ± 0,0083	0,1113 ± 0,0031	0,2395 ± 0,0161	0,0522 ± 0,0022	0,1
Cr	0,0037 ± 0,0024	0,0054 ± 0,0018	0,0059 ± 0,0009	0,0045 ± 0,0007	< LOD	0,05
As	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,01
Al	1,4556 ± 0,3936	4,6578 ± 0,9837	4,1953 ± 2,5522	1,7400 ± 0,5246	0,3924 ± 0,3859	0,1
Cd	0,001 ± 0,001	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,001
Fe	0,7678 ± 0,0454	4,3402 ± 1,2304	3,3715 ± 0,6173	1,6254 ± 0,1823	0,344 ± 0,2246	0,3

Fonte: Elaborada pela autora (2023). **SR** = Sem referência na legislação analisada. **Valores em negrito** = acima do VMP da CONAMA n° 357/05.

Tabela 5 - Concentrações médias e desvio padrão dos EPTs analisados nas águas do rio Sorocaba com base na portaria GM/MS n° 888/21.

Concentrações médias de EPTs (mg L ⁻¹) ± DP						
EPTs	Pontos amostrais					GM MS 888/21 (mg L ⁻¹)
	P1	P2	P3	P4	P5	
Zn	0,0392 ± 0,0012	0,0349 ± 0,0064	0,0427 ± 0,0087	0,151 ± 0,0103	0,011 ± 0,0095	5
Sr	0,0684 ± 0,0014	0,0356 ± 0,0016	0,0475 ± 0,0013	0,0813 ± 0,0044	0,0256 ± 0,0017	SR
Ba	0,171 ± 0,0046	0,0492 ± 0,0031	0,0608 ± 0,0031	0,0875 ± 0,0055	0,0376 ± 0,0012	0,7
Cu	0,0058 ± 0,0006	0,0073 ± 0,0018	0,0088 ± 0,0008	0,0038 ± 0,0005	0,001 ± 0,0008	2
Ni	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,07
Co	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	SR
Pb	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,01
K	14,1096 ± 2,5434	46,2776 ± 2,1851	15,6272 ± 0,4967	7,4068 ± 0,4665	2,2307 ± 1,9399	SR
Mo	0,0036 ± 0,0026	< LOD	0,0008 ± 0,0007	0,0069 ± 0,0005	< LOD	SR
Mn	0,0357 ± 0,002	0,09058 ± 0,0083	0,1113 ± 0,0031	0,2395 ± 0,0161	0,0522 ± 0,0022	0,1
Cr	0,0037 ± 0,0024	0,0054 ± 0,0018	0,0059 ± 0,0009	0,0045 ± 0,0007	< LOD	0,05
As	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,01
Al	1,4556 ± 0,3936	4,6578 ± 0,9837	4,1953 ± 2,5522	1,7400 ± 0,5246	0,3924 ± 0,3859	0,2
Cd	0,001 ± 0,001	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,003
Fe	0,7678 ± 0,0454	4,3402 ± 1,2304	3,3715 ± 0,6173	1,6254 ± 0,1823	0,344 ± 0,2246	0,3

Fonte: Elaborada pela autora (2023). **SR** = Sem referência na legislação analisada. **Valores em negrito** = acima do VMP da Resolução GM/MS n° 888/21.

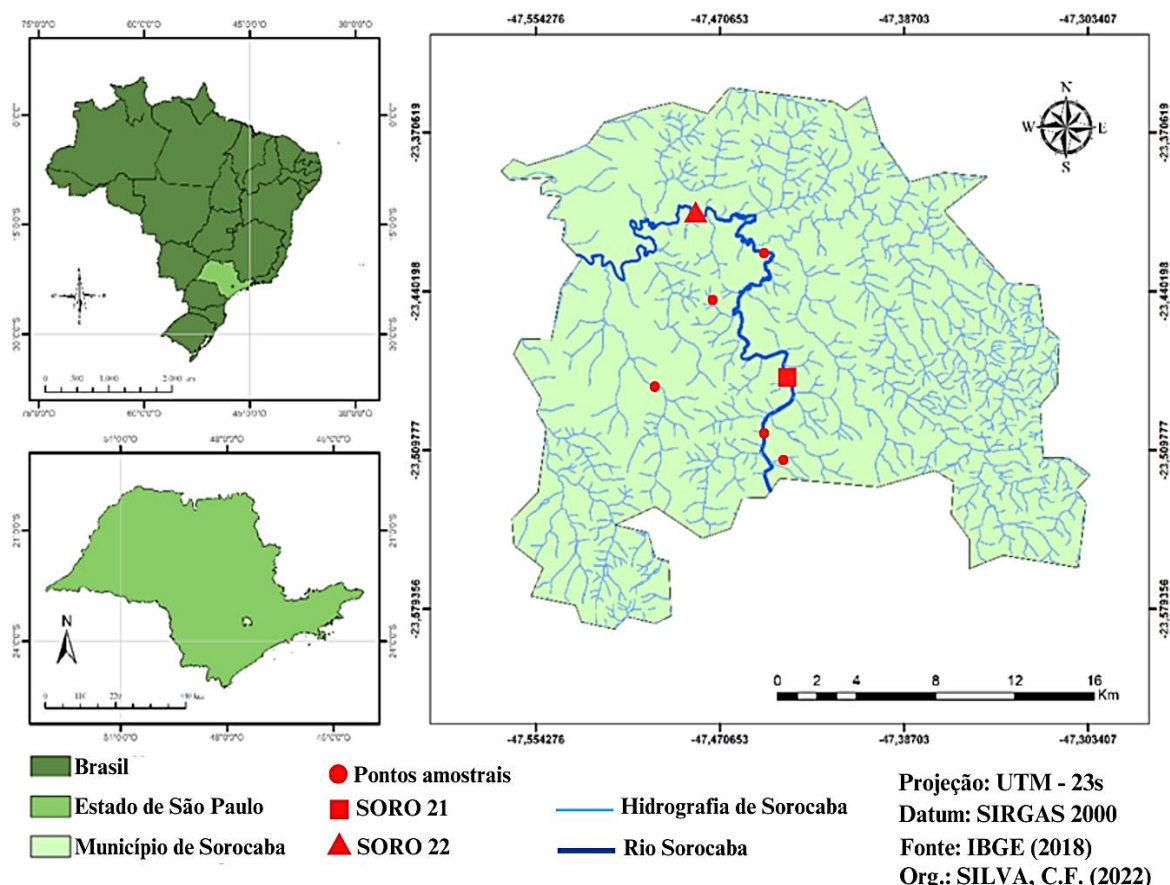
O Mn ocorre naturalmente nas águas superficiais e subterrâneas, no entanto, as atividades antropogênicas também contribuem para entrada desse contaminante nos ecossistemas aquáticos. Apesar do EPT ter apresentado concentrações acima do VMP estabelecido nas legislações (Tabelas 4 e 5), o teor registrado ainda corresponde às concentrações consideradas normais para águas superficiais naturais, de 0,2 mg L⁻¹ ou menos (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021).

Apesar de caracterizar um elemento necessário ao corpo humano atuante nas regulações enzimáticas, o Mn apresenta toxicidade em níveis excessivos, causando sinais e sintomas clínicos semelhantes à doença de Parkinson. Além disso, pesquisas evidenciaram que fatores individuais como idade, gênero, etnia, genética e condições médicas pré-existent, podem ter impactos profundos sobre a toxicidade do Mn (O'NEAL; ZHENG, 2015). As principais formas de exposição ao Mn são por via oral e inalatória (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021).

Dentre os resultados obtidos na investigação realizada com os dados secundários da CETESB, referente aos parâmetros de qualidade das águas do rio Sorocaba, constatou-se a presença de Mn também acima dos padrões estabelecidos na CONAMA n° 357/05, nas águas do rio Sorocaba nos dois pontos de monitoramento. O ponto de coleta 4, que evidenciou a

maior concentração do mesmo EPT, encontra-se na extensão do rio localizada entre os dois pontos de monitoramento (SORO 21 e SORO 22) (Figura 11).

Figura 11 - Mapa do rio Sorocaba, hidrografia do município de Sorocaba (SP), pontos amostrais e pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22.

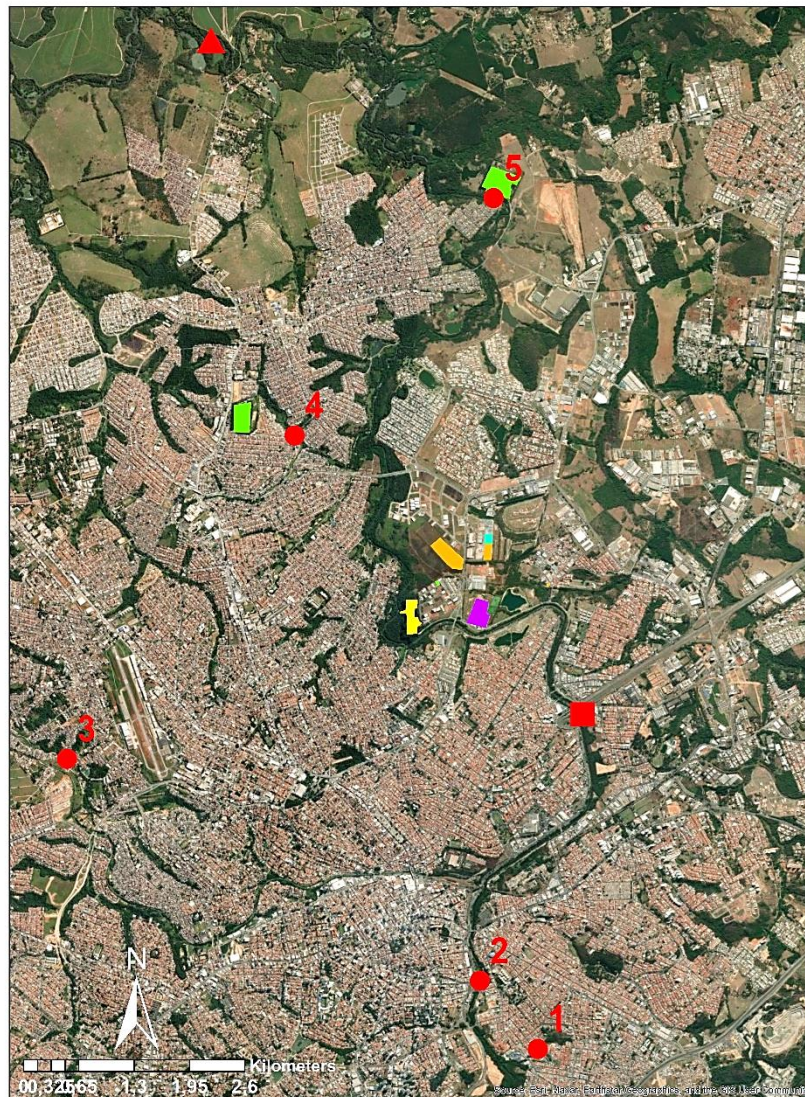


Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Os três locais amostrados estão localizados próximos a três empresas do ramo industrial no qual o manganês e seus compostos são amplamente utilizados (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021), sendo elas: uma empresa de galvanoplastia, de usinagem e de fixadores metálicos, evidenciando que essas atividades antrópicas podem ser as principais responsáveis pela presença desse contaminante acima do VMP das legislações nas águas do rio Sorocaba (Figura 12). Além disso, também está localizada próxima aos pontos de monitoramento da CETESB e ponto de coleta 4, uma das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE S1) do município de Sorocaba, sendo esta, outra potencial fonte de EPTs e demais contaminantes para as águas do rio Sorocaba (Figura 12). Ainda vale destacar, que a alta urbanização no entorno de todos os cinco pontos amostrais localizados no leito principal, bem

como em afluentes do rio Sorocaba, também configuram prováveis fontes pontuais de contaminantes para às águas do ecossistema aquático (Figura 12).

Figura 12 - Imagem espacial dos pontos amostrais, pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22 e, potenciais fontes de contaminantes aquáticos (indústrias).



Legenda

Potenciais Fontes Poluidoras

- ETE S1
- Indústria de Tecidos
- Indústrias Metalúrgicas
- Indústrias de Alumínio
- Indústrias de Galvanoplastia

● Pontos de coleta

■ SORO 21

▲ SORO 22

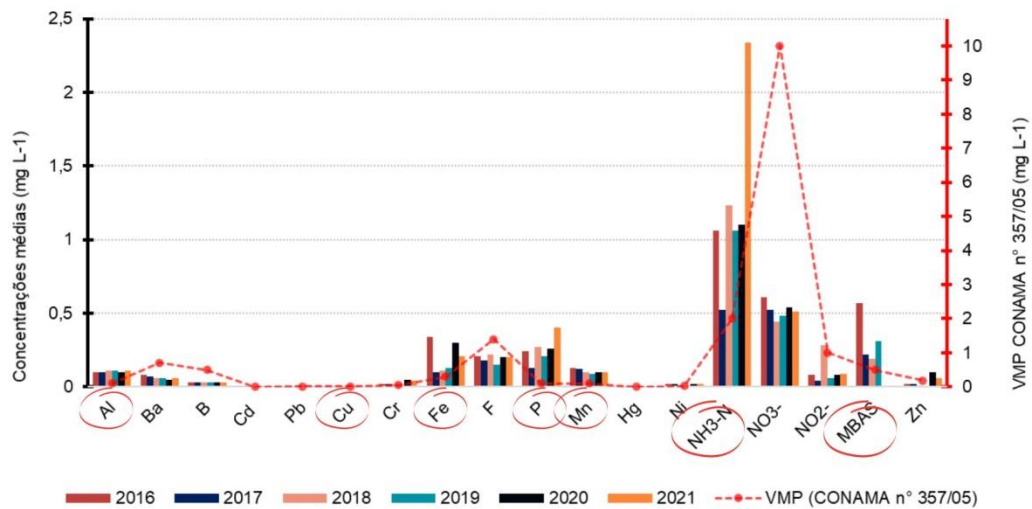
Projeção: UTM - 23s
Datum: SIRGAS 2000
Fonte: IBGE 2018
Org.: SILVA, C.F. (2023)

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A análise dos dados secundários da CETESB, possibilitou constatar que os parâmetros químicos Al, P, Cu, Fe, NH₃-N e MBAS (Figuras 13, 14, 15 e 16), também apresentaram

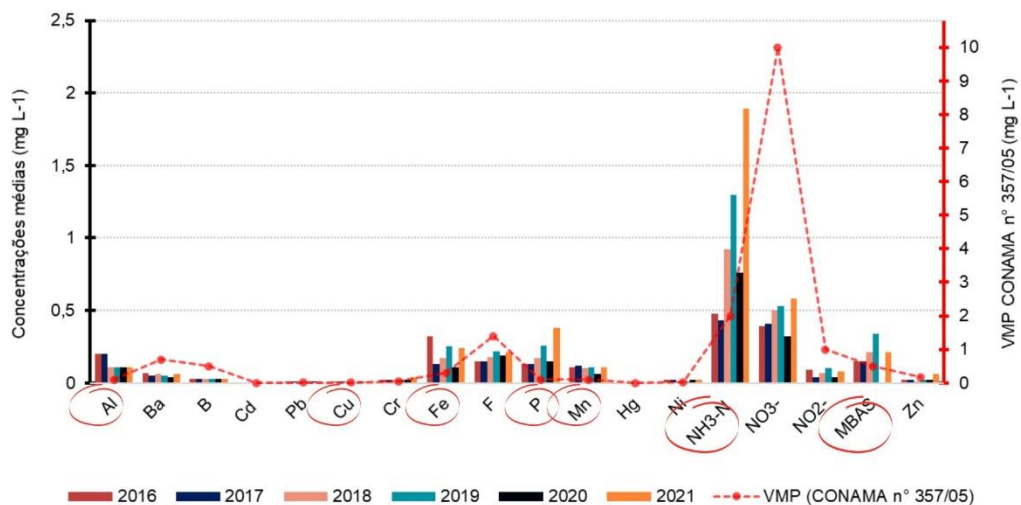
valores acima dos padrões estabelecidos na CONAMA n° 357/05 por períodos sucessivos de 5 a 6 anos, em ambos ou em pelo menos um dos regimes hidrológicos (cheia e estiagem). Os resultados obtidos na investigação corroboram o provável cenário de degradação das águas do rio Sorocaba, e confirmam a necessidade de estudos relativos aos níveis de qualidade das águas do ecossistema analisado.

Figura 13 - Quantificações médias dos parâmetros químicos de qualidade das águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 – Ponto SORO 21 – período de estiagem.



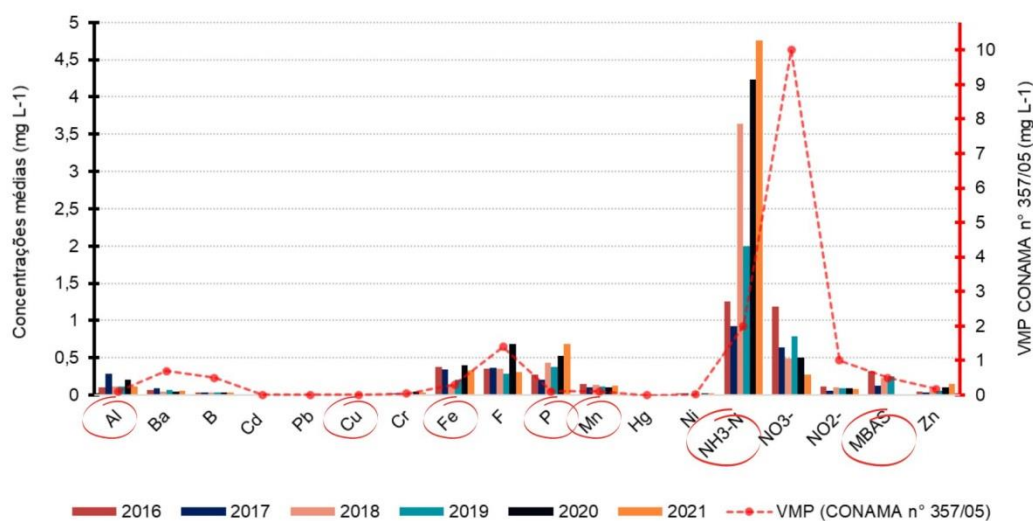
Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados da CETESB (2022).

Figura 14 - Quantificações médias dos parâmetros químicos de qualidade das águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 – Ponto SORO 21 – período de cheia.



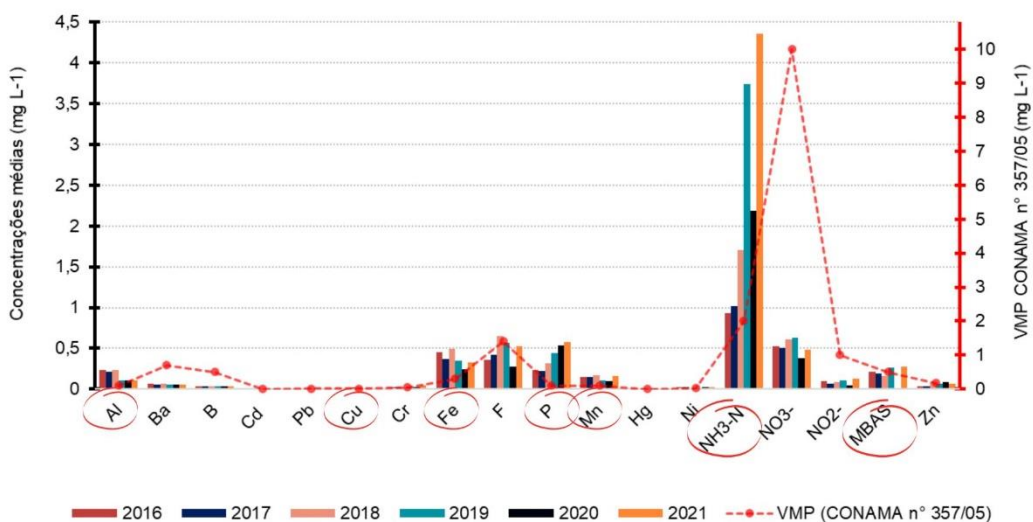
Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados da CETESB (2022).

Figura 15 - Quantificações médias dos Parâmetros químicos de Qualidade das Águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 - Ponto SORO 22 – período de estiagem.



Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados da CETESB (2022).

Figura 16 - Quantificações médias dos Parâmetros químicos de Qualidade das Águas (colunas agrupadas) e Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA n° 357/05 – Ponto SORO 22 – período de cheia.



Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados da CETESB (2022).

O EPT Al apresentou concentrações médias anuais entre 0,20 e 0,28 mg L⁻¹ nos dois pontos amostrais da CETESB e em ambos períodos hidrológicos analisados, valores que são acima do VMP para esta variável. Resultado que merece atenção ambiental, dado o potencial tóxico deste elemento aos organismos vivos e em decorrência da sua presença no ambiente ser associada à atividades antrópicas, principalmente industriais e agrícolas (SENZE;

KOWALSKA-GÓRALSKA; CZYŻ, 2021). O acúmulo de Al em humanos por exposição oral, foi associado a casos de Alzheimer (CASARINI et al., 2001), e a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) classifica a produção de Al como cancerígena, em decorrência de casos de câncer de pulmão e bexiga em trabalhadores desse ramo industrial (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2017). Também foram registradas concentrações de Al acima dos VMPs das legislações CONAMA n° 357/05 e GM/MS n° 888/21, nos 5 pontos amostrais da presente investigação (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

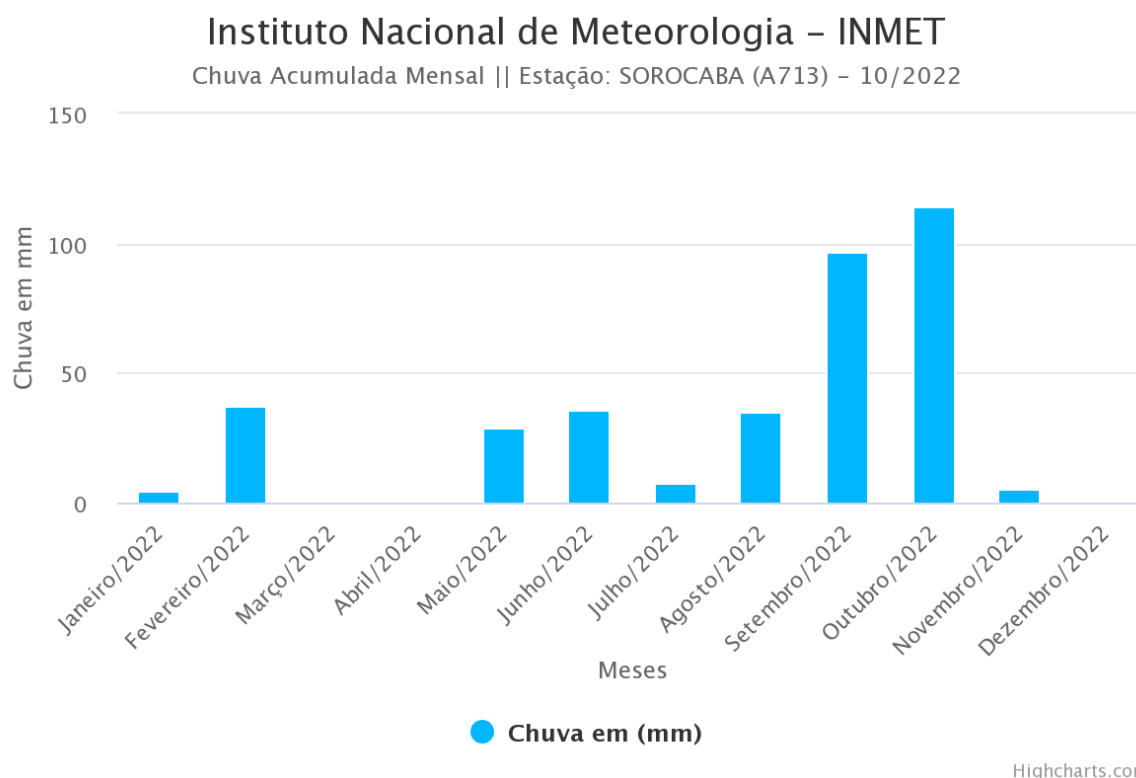
As concentrações de P estavam acima do VMP de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os 6 anos analisados, em ambos regimes hidrológicos e nos dois pontos de monitoramento (Figuras 13, 14, 15 e 16). O excesso deste nutriente pode acarretar na eutrofização de águas naturais, sendo suas principais fontes, as descargas de efluentes domésticos e industriais, e escoamentos agrícolas em corpos d'água (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021). Panoramas de eutrofização e o conseqüente comprometimento de qualidade das águas, foram observados na bacia do rio Sorocaba e demais ecossistemas associados, como o reservatório de Itupararanga (MELO et al., 2019; CUNHA; CALIJURI, 2011; RODRIGUES et al., 2019) e bacia hidrográfica do rio Sarapuí (MELLO et al., 2016).

Elevadas concentrações do EPT Cu nas águas do rio Sorocaba, pode ser em decorrência desse oligoelemento ser amplamente utilizado na produção de pesticidas e no setor industrial em todo mundo (EMENIKE et al., 2022). O EPT consiste em um elemento essencial para a saúde humana em baixas quantidades, no entanto, apresenta potencial toxicidade acima dos limites máximos permitidos e em casos de superexposição a longo prazo. Dentre os efeitos negativos, destacam-se implicações como a doença de Wilson em humanos e danos celulares (KAUR; SHARMA; KUMARI., 2019). Sendo assim, as concentrações observadas de Cu ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$) nas águas do rio Sorocaba (Figuras 13, 14, 15 e 16), caracterizam um aspecto que necessita de atenção ambiental, em decorrência do elemento ter apresentado concentrações acima do VMP estabelecido na legislação brasileira e consistir em um dos EPTs mais perigosos segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) (RAY; SHIPLEY, 2015). Embora tenham sido observadas nos dados secundários da CETESB, concentrações do EPT Cu acima do VMP da CONAMA 357/05 entre os anos de 2016 a 2021 nas águas do rio Sorocaba, a presente investigação evidenciou concentrações abaixo dos padrões estabelecidos em todos os cinco locais amostrados (Tabelas 4 e 5), talvez em decorrência de uma possível autodepuração das águas ou do efeito de diluição ocasionado

pelo grande volume de chuva registrado no mês de outubro de 2022 (Figura 16), mês em que foram realizadas as amostragens de água.

A alta pluviosidade registrada no período (Figura 17), pode ter exercido influência sobre a solubilidade de compostos contendo EPTs, em decorrência do pH da água da chuva (FONTENELE; PEDROTTI; FORNARO, 2009).

Figura 17 - Volumes de chuva acumulada mensal da estação automática SOROCABA (A713).



Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2022).

O EPT Fe também apresentou elevadas concentrações no ponto de monitoramento SORO 21 no ano de 2016 em ambos períodos hidrológicos (Figuras 13 e 14). O ponto SORO 22 apresentou concentrações de Fe acima do VMP em todos os 6 anos englobados na investigação, em ambos ou em pelo menos um regime hidrológico (Figuras 15 e 16). A ocorrência de ferro nas águas superficiais pode ser atribuída ao carreamento de solos agrícolas e a ocorrência de processos de erosão das margens durante as estações chuvosas, à drenagem ácida de minas, além da contribuição por efluentes industriais oriundos do processo de banho ácido de peças metálicas.

O Fe consiste em um elemento essencial para a maioria dos organismos (BAEZ et al., 2022), no entanto, concentrações de Fe acima de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ podem acarretar contaminação biológica aquática em decorrência das ferro-bactérias, conferir cor e sabor à água, além de

causar danos a espécies aquáticas (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021; DEY et al., 2022). Este resultado caracteriza um fator de preocupação ambiental, em razão das águas do rio Sorocaba, apresentarem concentrações de Fe entre 0,3 e 0,4 mg L⁻¹, nos pontos de monitoramento SORO 21 e SORO 22 (Figuras 13, 14, 15 e 16). De maneira semelhante, também foram registradas concentrações de Fe acima dos VMPs das legislações CONAMA n° 357/05 e GM/MS n° 888/21, nos 5 pontos amostrais desta investigação (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

As águas do rio Sorocaba apresentaram concentrações acima do VMP estabelecido para a forma reduzida de nitrogênio NH₃-N, entre os anos de 2018 e 2021 no ponto SORO 22, e no ano de 2021 no ponto SORO 21 (Figuras 13, 14, 15 e 16). O nitrogênio amoniacal (NH₃-N) consiste em uma das formas de nitrogênio comumente encontrada em ambientes aquáticos naturais. Em geral, obtém como principais fontes os efluentes domésticos, efluentes industriais, processos de fixação química desempenhados por bactérias, e o escoamento agrícola (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021).

O NH₃-N está presente nas zonas de decomposição ativa de rios, ou seja, a predominância desta forma reduzida do nitrogênio no rio Sorocaba, constitui um indicativo de foco de poluição próximo aos pontos de monitoramento analisados. Além disso, o elemento consiste em um dos macronutrientes essenciais para processos biológicos e dessa forma, quando descarregados nos compartimentos aquáticos conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes em efluentes, provocam a eutrofização do meio, comprometendo a qualidade das águas (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021).

Os surfactantes constituem um importante grupo de compostos orgânicos sintéticos amplamente utilizados no setor industrial mundial, são exemplos as produções de produtos de limpeza como sabões e detergentes, indústria petrolífera e de cosméticos e produtos de higiene (FELIPE; DIAS, 2017). O surfactante identificado nas águas do rio Sorocaba, foram “Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno” (MBAS, do inglês: *Metilene Blue Active Substances*), que apresentou um valor acima do VMP no ponto SORO 21 no ano de 2016 durante o período de estiagem (Figura 13). A presença dessas substâncias ativas de superfície no ambiente representa um risco ambiental, uma vez que a principal fonte desses elementos para os ecossistemas aquáticos são águas residuais domésticas e industriais, evidenciando possíveis perturbações antrópicas recorrentes no corpo hídrico. Além disso, sua elevada comercialização, toxicidade e efeito negativo exercido sobre a capacidade de autodepuração das águas superficiais, também configuram problemáticas ambientais (PEDRAZA et al., 2007). Para além dos efeitos tóxicos exercidos sobre os ecossistemas

aquáticos, essas substâncias também são promotoras de prejuízos de ordem estética em águas superficiais, ocasionados pela formação de espumas decorrentes dos descartes de efluentes com elevadas concentrações de detergentes em corpos d'água (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021).

Os demais 13 parâmetros de qualidade analisados, apresentaram concentrações dentro do VMP estabelecido pela legislação nos dois pontos de monitoramento e em ambos regimes hidrológicos, durante o período de 6 anos (Figuras 13, 14, 15 e 16).

Ainda vale ressaltar, que um dos pontos de monitoramento da CETESB (SORO22), registrou um dos piores resultados do índice de qualidade da água (IQA) entre cinco anos de monitoramento realizados no corpo d'água pela CETESB (2017-2021) (FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ, 2022).

Os resultados obtidos na presente investigação e demais estudos já realizados no rio Sorocaba, evidenciam a urgência da intensificação do monitoramento ambiental no corpo hídrico analisado pelos órgãos ambientais vigentes, bem como em todo o entorno da extensão urbana do rio. Também se faz necessário a realização de mais investigações acerca de parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos importantes para os níveis de qualidade das águas superficiais, e a identificação de possíveis fontes pontuais e difusas, naturais e antrópicas de liberação de EPTs e demais contaminantes inorgânicos e orgânicos em toda extensão do rio, principalmente nos locais que apresentaram baixo índice de qualidade das águas e concentrações elevadas de EPTs.

Demais investigações realizadas nas águas do rio Sorocaba evidenciaram outros parâmetros de qualidade das águas acima dos VMPs estabelecidos nas legislações brasileiras, esses dados corroboram a informação de que o corpo hídrico analisado encontra-se com seus níveis de qualidade negativamente afetados. Inclui-se como exemplo a condutividade elétrica (CE), que representa uma medida indireta da concentração de poluentes, e geralmente, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2021). As águas do rio Sorocaba apresentaram variabilidade sazonal expressiva nas concentrações de CE entre os anos de 2009 e 2010, nas quais foram registrados valores entre $76,00 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $149,10 \mu\text{S cm}^{-1}$, sendo este último, acima do limite superior de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ esperado para águas naturais (HERMES; SILVA, 2004). No ano de 2020, a condutividade elétrica das águas do rio Sorocaba também apresentou concentrações acima dos padrões estabelecidos na legislação, variando de $44,50$ a $312,67 \mu\text{S cm}^{-1}$, resultado que foi associado a grande carga de sólidos dissolvidos (provavelmente matéria orgânica) em

toda extensão urbanizada do rio Sorocaba, que pode ser influenciada por descargas da área urbana (SILVA et al., 2020).

Os sedimentos provenientes do rio Sorocaba também já apresentaram concentrações elevadas de Zn em anos anteriores à presente investigação, sendo a origem desse EPT atribuída a contribuições antrópicas significativas. Uma investigação sobre a influência sazonal na origem e fluxos de Cu, Co, Cr, Zn, Cd, Ni, Sc e matéria orgânica particulada (POM) em sedimentos transportados (FSS), objetivou identificar as fontes naturais e antropogênicas desses elementos para avaliação do impacto ambiental na bacia hidrográfica do rio Sorocaba entre os anos de 2009 e 2010. As médias ponderadas de descarga (CDWA) desses elementos mostraram uma maior abundância de Zn ($252 \mu\text{g g}^{-1}$), que também foi o elemento traço com a maior variação sazonal, apresentando concentrações de $552 \mu\text{g g}^{-1}$ a $186 \mu\text{g g}^{-1}$. Adicionalmente, cálculos de fatores de enriquecimento e índice de geoacumulação indicaram que a principal fonte do referido EPT no ecossistema analisado, são esgotos domésticos (FERNANDES, A. et al., 2016).

Diante do exposto, as concentrações de elementos potencialmente tóxicos e demais parâmetros químicos no rio Sorocaba, tornam-se um sinal de alerta advertindo quanto a variáveis que devem ser urgentemente e constantemente monitoradas no referido corpo hídrico, bem como em toda sua bacia hidrográfica. O cenário ambiental observado no rio Sorocaba requer atenção, dado que panoramas semelhantes de poluição causaram danos à biodiversidade aquática em outras regiões do mundo, inclui-se como exemplo organismos aquáticos de três rios urbanos da cidade de *Dhaka* em *Bangladesh*, que foram severamente ameaçados em decorrência de baixos níveis de oxigênio dissolvido (OD) nas águas, situação que foi oriunda da grave situação de poluição à qual os rios analisados estavam submetidos. Os níveis de OD estavam abaixo do nível crítico da legislação local ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$) durante o período de estiagem, resultando em um estado anóxico ou anaeróbico, em dois dos três rios analisados. Além disso, a elevada poluição orgânica durante os períodos de baixo fluxo resultou na liberação de gases tóxicos como o sulfeto de hidrogênio (YIN et al., 2021). Similarmente, variações nas concentrações de oxigênio dissolvido (de $1,40$ a $7,07 \text{ mg L}^{-1}$) foram identificadas no rio Sorocaba principalmente durante o período chuvoso, o que afetou negativamente a vida aquática do manancial. O declínio de OD foi associado ao excesso de nutrientes como fósforo e nitrogênio variando entre 14 a $118 \mu\text{g L}^{-1}$ e de 1.084 a 3.435 mg L^{-1} , respectivamente, o que favoreceu a produção primária. Esse fator também acarretou no aumento da turbidez da água que apresentou valores de $26,66$ a $144,34 \text{ NTU}$, comprometendo

os usos múltiplos dessas águas, dentre os quais, o abastecimento público (SILVA et al., 2020).

3.4.3. Resultados das análises estatísticas

A obtenção de um resultado significativo no teste ANOVA, indica que pelo menos dois grupos apresentam diferenças significativas. No entanto, esse cálculo estatístico não identifica quais grupos diferem entre si. Portanto, uma ANOVA é geralmente seguida por uma segunda análise, cujo objetivo é identificar o padrão das diferenças resultantes. Esta análise é frequentemente realizada avaliando todos os pares de meios, objetivando decidir quais deles apresentam uma diferença significativa. Dois dos métodos mais comuns de comparações em pares são o teste *Tukey* e o teste *Newman-Keuls* (ABDI; WILLIAMS, 2010). Para a presente pesquisa, foi utilizado o teste *Tukey* para mapear as diferenças entre os pontos amostrais.

A partir dos resultados da análise de variância ANOVA, foi possível constatar que os EPTs Zn, Sr, Ba, Cu, K, Mn, Al, Fe e Cr apresentaram diferença significativa de seus teores registrados, indicando que pelo menos dois pontos amostrais do rio Sorocaba diferem entre si e, portanto, para esses elementos, também foi realizada a análise de comparação de pares *Tukey*, para identificar os locais amostrados que diferem.

Para os elementos Ni, Co, Pb e As não foram realizados testes estatísticos *Tukey*, uma vez que não foram detectados nas análises e com isso, não apresentaram resultados significativos para ANOVA. Os EPTs Mo e Cd também não apresentaram resultados significativos para o teste ANOVA, uma vez que suas concentrações não apresentaram variância entre os locais amostrados, portanto para estes, também não foram realizados testes *Tukey* (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Zinco

A comparação de pares ao nível de significância de 5%, evidenciou que os pontos amostrais 4 e 5, foram os locais amostrais que mais diferem dos demais em relação aos teores de Zn (APÊNDICE A). O ponto 4, apresentou a maior concentração média desse elemento, aproximadamente $0,1510 \text{ mg L}^{-1}$, apesar disso o valor ainda está dentro do VMP estabelecido nas legislações vigentes (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Estrôncio

O teste estatístico *Tukey* ao nível de significância de 5% para o Sr, evidenciou que a maioria dos pontos amostrais apresentaram diferenças significativas entre si, no que se refere à concentração desse EPT (APÊNDICE B), sendo exceção os pontos 4 e 5.

Bário

O teste estatístico *Tukey* ao nível de significância de 5%, evidenciou que todos pontos amostrais diferem entre si em relação as concentrações registradas desse elemento (APÊNDICE C). A maior concentração de Ba foi registrada no ponto 1 em comparação aos demais locais amostrados, no entanto, os teores estão dentro do VMP da CONAMA 357/05 e da GM/MS 888/21, inclusive no local que evidenciou a maior concentração do EPT (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Cobre

O cobre apresentou a maior concentração média no ponto 3, no entanto ainda de acordo com os padrões estabelecidos na CONAMA 357/05 e na GM/MS 888/21, para esse elemento. A comparação de pares ao nível de significância de 5%, evidenciou que o ponto que mais diferiu dos demais foi o ponto 5 (APÊNDICE D), que adicionalmente, apresentou a menor concentração média do EPT ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Potássio

O teste estatístico ao nível de significância de 5%, evidenciou que todos os cinco pontos amostrais apresentaram diferença significativa entre pelo menos um outro ponto de coleta. O ponto amostral 5 foi o que apresentou diferenças significativa em relação a todos demais locais amostrados, no que concerne aos teores de K (APÊNDICE E). O ponto 2, apresentou a maior concentração média desse elemento, aproximadamente $46,278 \text{ mg L}^{-1}$, no entanto, não há valores de referência nas legislações vigentes para o referido elemento (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Manganês

O Mn foi registrado em concentrações médias acima dos padrões de potabilidade determinado nas legislações CONAMA 357/05 e GM/MS 888/21 nos pontos de coleta 3 e 4, e as análises estatísticas evidenciaram que quase todos pontos amostrais diferiam um dos outros

no que se refere a concentração desse EPT. Os únicos pontos que não apresentaram diferenças significativas entre si, foram os pontos 5 e 1.

As concentrações médias de Mn apresentaram valores variados em todos os pontos, o que provavelmente explica a diferença significativa evidenciada no teste estatístico *Tukey* (APÊNDICE F). Os dois valores de Mn registrados estavam acima dos valores máximos permitidos pelas legislações CONAMA 357/05 e GM/MS 888/21, e conforme mencionado, a sua presença nas águas do rio Sorocaba é provavelmente em decorrência de intensas atividade antrópicas recorrentes na área de estudo, bem como em seu entorno, que possui diversas empresas do ramo industrial que utiliza grandes quantidades desse EPT em seus processos.

Alumínio

O teste estatístico *Tukey* ao nível de significância de 5%, evidenciou que o ponto de coleta 5 foi o único que apresentou diferenças significativas entre os demais pontos amostrais (APÊNDICE I), no que concerne às concentrações do EPT Al. O ponto de coleta 5 diferiu estatisticamente dos pontos 2 e 3.

Em todos pontos amostrais foram registradas quantificações médias de Al acima dos VMPs da CONAMA 357/05 e da GM/MS 888/21 (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Ferro

O teste estatístico *Tukey* ao nível de significância de 5%, evidenciou que os pontos de coleta 2 e 3 apresentaram diferenças significativas entre todos demais pontos amostrais (APÊNDICE H), no que concerne às concentrações de ferro. No entanto, foram registradas concentrações acima dos VMPs das legislações CONAMA 357/05 e GM/MS 888/21 em todos os pontos amostrais. A concentração média de Fe variou de 0,3 a 4,3 mg L⁻¹ nos 5 pontos amostrais (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

Cromo

A comparação de pares ao nível de significância de 5%, evidenciou que o ponto amostral 5 foi o único local de coleta que apresentou diferenças significativas em comparação aos demais locais amostrados com exceção do ponto 1 (APÊNDICE G), no que concerne às concentrações médias registradas de Cr. O ponto de coleta 5, apresentou diferenças estatísticas entre os pontos 2, 3 e 4.

O ponto 5 foi o único local no qual a concentração média do EPT estava abaixo do limite de detecção, os demais pontos amostrais registraram teores de Cr dentro dos VMPs estabelecidos nas legislações vigentes (Tabelas 4 e 5) (Seção 3.4.2).

3.4.4. Quantificação de EPTs nos sedimentos do rio Sorocaba

A análise de EPTs nas amostras de água do rio Sorocaba foram realizadas para os elementos: Zn, Sr, Ba, Cu, Ni, Co, Pb, K, Mo, Mn, Cr, As, Al, Cd e Fe (Tabela 6). Os EPTs Cu, As e Cr foram quantificados em concentrações acima do VMP da legislação CONAMA n° 344/04 nos pontos 1, 2 e 5, respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 - Concentrações médias dos EPTs analisados nos sedimentos do rio Sorocaba com base na CONAMA n° 344/04.

Concentrações médias de EPTs (mg kg ⁻¹) ± DP						
EPTs	Pontos amostrais					CONAMA 344/04 (mg kg ⁻¹)
	P1	P2	P3	P4	P5	
Zn	74,5 ± 5,89	75,07 ± 2,36	34,26 ± 0,58	77,17 ± 3,88	48,04 ± 1,53	123,00
Sr	7,5 ± 0,87	8,32 ± 0,29	6,65 ± 0,29	3,17 ± 0,29	10,14 ± 0,29	SR
Ba	56,97 ± 1,26	102,50 ± 2,02	60,84 ± 2,52	43,47 ± 31,06	61,80 ± 1,53	SR
Cu	43,17 ± 3,01	19,14 ± 0,29	7,15 ± 0,58	6,17 ± 0,29	8,98 ± 0	35,70
Ni	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	18,00
Co	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	SR
Pb	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	35
K	1050,17 ± 34,15	1786,79 ± 83,27	1474,56 ± 186,03	662,67 ± 62,35	1144,95 ± 37,81	SR
Mo	0,00	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	SR
Mn	207,84 ± 183,33	433,93 ± 8,66	140,89 ± 2,89	232,84 ± 169,21	174,05 ± 5,00	SR
Cr	14,00 ± 3,04	27,46 ± 1,32	15,47 ± 0,87	17,00 ± 5,07	41,06 ± 0,29	37,30
As	< LOD	12,32 ± 1,26	< LOD	1,25 ± 0,035	< LOD	5,90
Al	10393,20 ± 7,64	15489,22 ± 1095,80	15819,9 ± 1878,73	4048,20 ± 336,69	14620,88 ± 1612,51	SR
Cd	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,6
Fe	11119,99 ± 708,68	22989,33 ± 597,52	16219,21 ± 645,32	8296,65 ± 37,53	12071,13 ± 37,75	SR

Fonte: Elaborada pela autora (2023). **SR** = Sem referência na legislação analisada. **Valores em negrito** = acima do VMP da CONAMA n° 344/04.

A legislação brasileira utilizada para a avaliação dos teores de EPTs nos sedimentos do rio Sorocaba foi a resolução CONAMA n° 344 de 2004, que estabelece as diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação de material retirado ou deslocado do leito de corpos d'água jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Foram identificadas concentrações dos EPTs: Cu, Cr e As acima dos seu referidos VMPs da legislação.

As concentrações dos EPTs Cu, Cr e As acima dos valores máximos permitidos na legislação CONAMA nº 344/04 consistem em parâmetros de atenção, uma vez que a ocorrência dos referidos elementos no ambiente, podem ser de origens antrópicas. Dentre as quais pode-se citar a mineração, indústrias de fabricação de componentes metálicos e agrotóxicos (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2015). Sendo estas, as prováveis fontes desses elementos para as águas do rio, uma vez que há a presença de indústrias dos referidos ramos nas extensões amostradas do rio Sorocaba (Figura 12). Portanto, essas possíveis fontes devem ser estudadas, principalmente em meio ao importante papel que os sedimentos desempenham como sumidouros de contaminantes aquáticos, que posteriormente podem atuar como fontes desses elementos e, conseqüentemente, contribuir para o aumento de EPTs para a coluna d'água, uma vez que não estão sujeitos à degradação e podem ressuspender ou dissolver-se facilmente nas águas superficiais, representando uma séria ameaça de longo prazo tanto para os seres humanos quanto para o ambiente. Portanto, a gestão da água de ecossistemas aquáticos deve considerar os referidos efeitos, visto que a liberação de poluentes dos sedimentos tem impactos significativos na qualidade da água (CHEN et al., 2017).

Dois dos EPTs identificados em concentrações acima das estabelecidas na legislação brasileira, os elementos As e Cr, são classificados como poluentes prioritários pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2002). Além disso, níveis elevados de EPTs, incluindo os três quantificados nos sedimentos do rio Sorocaba (Cr, As e Cu), foram identificados em sedimentos de um rio urbano na Coreia, sendo as suas origens associadas ao escoamento de águas pluviais urbanas (principalmente de áreas pavimentadas) e, às emissões e desgastes de veículos motorizados. Os escoamentos de estradas, contêm em sua maioria, diversos EPTs oriundos de vazamento de fluídos de veículos, portanto, essa foi a principal fonte associada à presença dos elementos nos sedimentos do rio urbano localizado na cidade de Seoul (Coreia), como consequência do tráfego urbano intenso próximo ao local de amostragem (BAEK; AN, 2010). Neste sentido, pode-se inferir que estressores urbanos, como emissões de veículos motorizados, caracterizam as potenciais fontes responsáveis pelo aumento da concentração de EPTs nos sedimentos do rio Sorocaba, visto o alto grau de urbanização no entorno dos cinco pontos amostrais, bem como em todo município de Sorocaba (Figura 12).

No entanto, se faz necessário o desenvolvimento de mais estudos relativos às concentrações de EPTs nos sedimentos do rio Sorocaba, uma vez que, somente a determinação das concentrações totais de metais não consistem em dados suficientes para

estabelecer se um sedimento está ou não poluído, sendo necessário considerar demais fatores, como a disponibilidade e reatividade dos elementos para avaliação da poluição do sedimento (DUNG et al., 2013). Ainda vale ressaltar, que o desenvolvimento de mais estudos e análises relativos às concentrações de EPTs nos sedimentos também são importantes para a identificação das fontes desses elementos para área de estudo. As fontes de emissão antrópicas (principalmente emissões veiculares, industriais e mineração) são uma das principais contribuintes para entrada de elementos potencialmente tóxicos em ecossistemas aquáticos (LIU et al., 2019), no entanto, diversos EPTs também ocorrem naturalmente no ambiente, originários de processos de intemperismo natural (BI et al., 2014).

3.4.5. Recuperação da qualidade ambiental do rio Sorocaba

O alcance do sucesso nos processos de restauração fluvial está intrinsecamente relacionado ao restabelecimento de valores ecológicos, sociais e econômicos dos ecossistemas aquáticos (WOHL et al., 2005). Além disso, os projetos de restauração requerem metas e objetivos claramente definidos, considerando todos demais ecossistemas associados ao rio urbano (ZINGRAFF HAMED et al., 2017). O programa de despoluição do rio Sorocaba cumpriu parte dos requisitos citados, dado que as obras de construção das estações de tratamento de esgoto, bem como as estações de bombeamento, foram desenvolvidas tanto no rio Sorocaba quanto nos córregos Supiriri e Pirajibu (SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA, 2022). No entanto, com base nos resultados obtidos em outros estudos realizados no rio Sorocaba, foi possível constatar que após cinco anos da finalização do programa de despoluição do rio, ainda foram documentadas concentrações elevadas de EPTs nas águas do corpo hídrico de Sorocaba, dentre as quais destacam-se: 111,79 mg L⁻¹ para Al, 4,97 mg L⁻¹ para Cu, 93,64 mg L⁻¹ para Mn e 6,5 mg L⁻¹ para Zn, no ano de 2021 (FERNANDES et al., 2021).

A recuperação fluvial objetiva a promoção da melhoria dos processos hidrológicos, geomórficos e ecológicos por meio da substituição de componentes naturais perdidos ou danificados em bacias hidrográficas degradadas. Geralmente, os projetos de recuperação de rios concentram-se principalmente na melhoria da qualidade da água e das condições do habitat, em contrapartida poucos projetos são implementados visando a melhoria da fauna e flora impactadas, sendo assim, esses projetos não resultam em mudanças na biodiversidade da fauna aquática (WOHL; LANE; WILCOX, 2015). Do mesmo modo, notou-se a ausência de metas e ações visando a fauna e flora, no programa de despoluição do rio Sorocaba.

O programa de despoluição fluvial de Sorocaba obteve como um de seus objetivos a melhoria da qualidade da água, bem como a interrupção do processo de degradação ambiental na bacia do rio Sorocaba. No entanto, após 4 anos da finalização do programa, ainda foram identificadas no corpo hídrico ordens de macroinvertebrados caracterizadas como tolerantes e resistentes à poluição (SILVA et al., 2020). As comunidades biológicas refletem em qual estado de conservação o ambiente em que habitam encontra-se, o padrão de macroinvertebrados identificados em determinados ambientes auxiliam na avaliação da qualidade da água (COPATTI et al., 2013). O aumento na taxa de organismos resistentes a perturbações e, conseqüentemente menor diversidade e riqueza de espécies, estão relacionados à recorrência de prováveis distúrbios no ambiente aquático. Na extensão analisada do rio Sorocaba, ainda há predominância de urbanização no seu entorno, lançamento de efluentes líquidos, descartes de resíduos sólidos e extenso desmatamento da vegetação ciliar, perturbações antrópicas que acarretam em efeitos negativos sobre a distribuição de macroinvertebrados em ambientes aquáticos (SCHILLER et al., 2017).

A bacia hidrográfica do rio *Kebena* é um exemplo em que a falta de uma meta claramente definida para a restauração do rio levou a um planejamento e implementação deficientes dos processos de restauração urbana, na qual os esforços de planejamento se concentraram unicamente na proteção dos rios (ASNAKE; WORKU; ARGAW, 2021). Sendo este, um aspecto de atenção para o rio Sorocaba, dado que o entorno do rio sofre com intensa urbanização e pressões antrópicas como o rio *Kebena*, assim como em seu projeto de despoluição também não foram evidenciadas estratégias de recuperação e revitalização que extrapolam as extensões do rio.

Os resultados obtidos acerca da concentração e distribuição de EPTs nas águas do rio Sorocaba, evidenciam um provável comprometimento dos níveis de qualidade de suas águas e por conseguinte, alerta quanto à parâmetros de qualidade que merecem atenção ambiental no corpo hídrico, em decorrência de quantificações elevadas de EPTs em suas águas mesmo após sete anos da finalização do programa de despoluição promovido no manancial. Adicionalmente, foram documentadas concentrações, dentre as quais destacam-se concentrações de Al em torno de 111,79 mg L⁻¹, concentrações de 4,97 mg L⁻¹ para o elemento Cu, 93,64 mg L⁻¹ para Mn e 6,5 mg L⁻¹ para Zn (FERNANDES et al., 2021). Portanto, se faz necessário a avaliação e identificação de perturbações antrópicas nas águas do rio, bem como em seu entorno, que ainda exercem influências negativas sobre os níveis de qualidade das águas do rio Sorocaba, e assim promover o mantimento da conservação do ecossistema.

3.5. CONCLUSÃO

A partir da análise da distribuição de EPTs, foi possível constatar que as águas do rio Sorocaba apresentaram concentrações acima dos valores máximos das legislações para os elementos Mn, Al e Fe. EPTs que possuem potencial de toxicidade para humanos, caracterizando um aspecto de atenção ambiental em decorrência das águas do rio serem destinadas para abastecimento público. Adicionalmente, a exposição intensa aos EPTs listados nas águas do manancial acarretam riscos severos à biodiversidade presente ou relacionada ao corpo hídrico, assim como para humanos, por meio da ingestão da água ou animais que contenham em seus organismos níveis elevados desses elementos.

Os resultados obtidos na presente investigação, contribuem para a formação de informações relativas às condições ambientais do corpo hídrico relativas à parâmetros químicos da qualidade das águas, e alertaram para a necessidade da promoção de melhorias no controle da entrada de contaminantes nas águas do manancial, por parte dos órgãos ambientais.

As elevadas concentrações de EPTs nas águas do rio podem ser associadas à intensificação das atividades antrópicas recorrentes no entorno do ecossistema, ou ao descarte direto de efluentes em suas águas. Estes aspectos sinalizam a necessidade de remediação ambiental das águas do rio Sorocaba, principalmente nas extensões do rio correspondente aos pontos de coleta que evidenciaram as concentrações arbitrárias dos quatro EPTs listados.

É provável que a promoção de melhorias dos programas de gestão ambiental já implementados no rio Sorocaba pelos órgãos ambientais, visando a conscientização da população para a redução dos descartes irregulares de resíduos no corpo hídrico, sejam efetivas para a redução das concentrações de EPTs em suas águas. Assim como, a regularização das ocupações urbanas irregulares no entorno do rio, que também são prováveis fontes de descartes de efluentes no corpo hídrico.

Com base nos resultados das análises de elementos potencialmente tóxicos nas águas e sedimentos do rio Sorocaba, pode-se inferir que os esforços de controle da contaminação e/ou poluição das águas do rio Sorocaba podem não ser suficientes para proteção do manancial, ou ainda, que há focos pontuais da entrada de contaminantes no corpo hídrico, adicionalmente os resultados também sinalizam quanto a necessidade de mais fiscalização ambiental no manancial e em todo seu entorno pelos órgãos ambientais vigentes. Desta forma, as possíveis fontes, transporte e destino de contaminantes ambientais precisam ser estudados, para a tomada de medidas eficientes para recuperação e preservação da qualidade das águas do rio

Sorocaba. No entanto, conforme já destacado (Seção 3.4.4.), as concentrações de EPTs nos sedimentos devem ser mais profundamente estudadas para inferir uma possível contaminação.

Diante do exposto, pode-se inferir que o município de Sorocaba carece de melhorias no que concerne à efetivação de ferramentas regulamentadoras ambientais, como o plano diretor do município e o zoneamento de suas áreas naturais. Contudo, é possível compreender a relevância das investigações realizadas, que apresentam parâmetros de atenção para o ecossistema de estudo, visando o restabelecimento da qualidade ambiental do maior manancial do município de Sorocaba e posteriormente, a proteção do mesmo contra perturbações antrópicas futuras que comprometam novamente a qualidade desse recurso natural de extrema importância. Além disso, vale ressaltar a relevância do controle do meio formado entre o ambiente natural e o urbano, no qual forma-se um conjunto de efeitos interligados que sem a devida gestão podem resultar em condições sociais e ambientais preocupantes.

REFERÊNCIAS

ABDI, H.; WILLIAMS, L.J. Newman-Keuls test and Tukey test. **Encyclopedia of research design**, v. 2, p. 897-902, 2010.

ABDULLAH, S. *et al.* Urban green and blue space changes: A spatiotemporal evaluation of impacts on ecosystem service value in Bangladesh. **Ecological Informatics**, v. 70, p. 101730, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101730>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Usos da Água. 2021. Disponível em: <<https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/usos-da-agua>>. Acesso em: nov. 2022.

AGUILERA, M.A. *et al.* Loss of coastal ecosystem spatial connectivity and services by urbanization: Natural-to-urban integration for bay management. **Journal of Environmental Management**, v. 276, p. 111297, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111297>

AHMADI, M.S. *et al.* Towards a global day zero? Assessment of current and future water supply and demand in 12 rapidly developing megacities. **Sustainable Cities and Society**, v. 61, p. 102295, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102295>

AITHANI, D. *et al.* Source apportionment, pollution assessment, and ecological and human health risk assessment due to trace metals contaminated groundwater along urban river floodplain. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 11, p. 100445, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100445>

AKTÜRK, E.; GÜNEROĞLU, N. Degradation of coastal ecosystem services in southern Black Sea: A case study of Trabzon city. **Ocean & Coastal Management**, v. 213, p. 105837, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105837>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, 20th Edition, Washington, 2000.

ANNAMALAI, J.; NAMASIVAYAM, V. Endocrine disrupting chemicals in the atmosphere: Their effects on humans and wildlife. **Environment International**, v. 76, p. 78-97, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.006>

ANDRADE, E. *et al.* Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, p. 1791-1797, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782007000600045>

ARCENTALES-RÍOS, R. *et al.* Assessment of metals, emerging contaminants, and physicochemical characteristics in the drinking water and wastewater of Cuenca, Ecuador. **Journal of Trace Elements and Minerals**, p. 100030, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100030>

ASNAKE, K.; WORKU, H.; ARGAW, M. Integrating river restoration goals with urban planning practices: the case of Kebena river, Addis Ababa. **Heliyon**, v. 7, n. 7, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07446>

BAEK, Y.W.; AN, Y.J. Assessment of toxic heavy metals in urban lake sediments as related to urban stressor and bioavailability. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 171, p. 529–537, 2010. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-009-1297-7>

BAEZ, A. *et al.* Iron availability enhances the cellular energetics of aerobic *Escherichia coli* cultures while upregulating anaerobic respiratory chains. **New Biotechnology**, v. 71, p. 11–20, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2022.06.004>

BAKR, N.; MORSY, I.; YEHA, H.A. Spatio-temporal land use/cover detection and prediction in Mediterranean region: A case study in Idku ecosystem, Egypt. **Remote sensing applications**, v. 25, p. 100673, 2022. [10.1016/j.rsase.2021.100673](https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100673)

BALARAM, V. Microwave plasma atomic emission spectrometry (MP-AES) and its applications—A critical review. **Microchemical Journal**, v. 159, p. 105483, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105483>

BANDARI, A.; SADHUKHAN, S. Determinants of per capita water supply in Indian cities with low surface water availability. **Cleaner Environmental Systems**, v. 3, p. 100062, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2021.100062>

BEHMEL, S. *et al.* Water quality monitoring strategies—A review and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1312-1329, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>

BI, N. *et al.* Impact of artificial water and sediment discharge regulation in the Huanghe (Yellow River) on the transport of particulate heavy metals to the sea. **Catena**, v. 121, p. 232-240, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.006>

BORTOLETO, L.A. *et al.* Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 724-735, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.002>

BRASIL. Portaria nº 888 de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html>. Acesso em: nov. 2022.

BRASIL. **Lei nº9.433**, de 1 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: nov. 2022.

BRASIL. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcdaltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf>. Acesso em: nov. 2022.

BRAVO, J.E.B. Contaminantes emergentes en el agua. **Revista Digital Universitária**, v. 10, n. 8, 2009. <https://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/int54.htm>

CAPPARELLI, M.V. *et al.* An Integrative Approach to Assess the Environmental Impacts of Gold Mining Contamination in the Amazon. *Toxics*, 9, 149, 2021. <https://doi.org/10.3390/toxics9070149>

CASARINI, D.C.P. *et al.* Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. CETESB, São Paulo, 73 p., 2001.

CHEN, J. *et al.* A pollution gradient contributes to the taxonomic, functional, and resistome diversity of microbial communities in marine sediments. **Microbiome**, v. 7, n. 1, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.1186/s40168-019-0714-6>

CLIMATE-DATA.ORG. Clima Sorocaba (BRASIL), 2022. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/sorocaba-756/#temperature-graph>>. Acesso em: nov. 2022.

CHEN, W. *et al.* Heavy metal (Cu, Cd, Pb, Cr) washing from river sediment using biosurfactant rhamnolipid. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 16344–16350, 2017. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11356-017-9272-2>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. Parte 1 - águas doces. 2015, São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2015_ParteI_25-07.pdf>. Acesso em: nov. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Alumínio**, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Aluminio.pdf>>. Acesso em: nov. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem*. 2021. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Apendice-C-Significado-ambiental-e-sanitario-das-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos-metodologias-analiticas-e-de-amostragem.pdf>>. Acesso em: nov. 2022.

COPATTI, C.E. *et al.* Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 35, n. 4, p. 521-529, 2013.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C. Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. *Lake and Reservoir Management*, v. 27, p. 162-172, 2011.

DAS, R.; CHANAKYA, H.N.; RAO, L. Study towards understanding foaming and foam stability in urban lakes. *Journal of Environmental Management*, v. 322, p. 116111, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116111>

DEY, S. *et al.* The removal of iron from synthetic water by the applications of plants leaf biosorbents. *Cleaner Engineering and Technology*, v. 9, p. 100530, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100530>

DUNG, T.T.T. *et al.* From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 12, p. 335–353, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9315-1>

EMENIKE, E.C. *et al.* Recent advances in nano-adsorbents for the sequestration of copper from water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 47, p. 102715, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102715>

FELIPE, L.O.; DIAS, S.C. Surfactantes sintéticos e biossurfactantes: vantagens e desvantagens. **Química Nova da Escola**, v. 39, n. 03, p. 228-236, 2017. <http://dx.doi.org/10.21577/0104-8899.20160079>

FENG, L. *et al.* Multi-scale change monitoring of water environment using cloud computing in optimal resolution remote sensing images. **Energy Reports**, v. 8, p. 13610-13620, 2022. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.egy.2022.09.134>

FERNANDES, A.M. *et al.* Combined analysis of trace elements and isotopic composition of particulate organic matter in suspended sediment to assess their origin and flux in a tropical disturbed watershed. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 844-854, 2016.

FERNANDES, A.M. *et al.* Avaliação dos fluxos das principais espécies químicas dissolvidas no rio Sorocaba (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 36, n. 1, p. 01-12, 2017.

FERNANDES, I.F. *et al.* Ecotoxicological evaluation of water from the Sorocaba River using an integrated analysis of biochemical and morphological biomarkers in bullfrog tadpoles, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802). **Chemosphere**, v. 275, 2021.

FONTENELE, A.P.G.; PEDROTTI, J.J.; FORNARO, A. Avaliação de metais traços e íons majoritários em águas de chuva na cidade de São Paulo. **Química Nova**, v. 32, n. 4, pp. 839-844, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000400003>.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. Plano de Bacias: Relatório de Situação 2022/2021, 2022. Disponível: <<https://www.agenciasmt.com.br/paginas.aspx?pag=PlanoBacias>>. Acesso em: nov. 2022.

GETU, K.; BHAT, H.G. Analysis of spatio-temporal dynamics of urban sprawl and growth pattern using geospatial technologies and landscape metrics in Bahir Dar, Northwest Ethiopia. **Land Use Policy**, v. 109, p. 105676, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105676>

GHOSH, S.; KUMAR, D.; KUMARI, R. Assessing spatiotemporal variations in land surface temperature and SUHI intensity with a cloud based computational system over five major

cities of India. **Sustainable Cities and Society**, v. 85, p. 104060, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104060>

GUILHERME, L.R.G. *et al.* Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Goiás, v. 4, n. 9, p. 345-390, 2005.

HERMES L.C.; SILVA, A.S. Avaliação da qualidade das águas: manual prático. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, 55 p., 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Sorocaba: Panorama*, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sorocaba/panorama>. Acesso em: nov. 2022.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Relatório técnico no 80 401- 205 - Atualização do relatório de situação dos recursos hídricos 1995 da bacia do Sorocaba e Médio Tietê (relatório zero) como subsídio à elaboração do plano de bacia. São Paulo, v. 1, nov. 2005. Disponível em: < <https://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6930/volume-1-texto.pdf>>. Acesso em: nov. 2022.

IYYAPPAN, J. *et al.* Promising strategies of circular bioeconomy using heavy metal phyto remediated plants—A critical review. **Chemosphere**, p. 137097, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137097>

IZURIETA, R. *et al.* Water Quality in Ecuador. **Water Quality in the Americas**, p. 302, 2019. ISBN 978-607-8379-33-0.

JANKOVIC, A.; CHAUDHARY, G.; GOIA, F. Designing the design of experiments (DOE)—An investigation on the influence of different factorial designs on the characterization of complex systems. **Energy and Buildings**, v. 250, p. 111298, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2021.111298>

KAFY, A.-A. *et al.* Prediction of seasonal urban thermal field variance index using machine learning algorithms in Cumilla, Bangladesh. **Sustainable Cities and Society**, v. 64, p. 102542, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102542>

KAUR, M.; SHARMA, P.; KUMARI, S. Equilibrium studies for copper removal from aqueous solution using nanoadsorbent synthesized from rice husk. **SN Applied Sciences**, v. 1, n. 988, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1024-0>

KHAN, S. *et al.* Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. **Environmental Research**, v. 207, p. 112609, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112609>

LIN, H. *et al.* Phytoremediation potential of *Leersia hexandra* Swartz of copper contaminated soil and its enhancement by using agronomic management practices. **Ecological engineering**, v. 127, p. 561-566, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.03.009>

LIU, J. *et al.* Occurrence and risk assessment of heavy metals in sediments of the Xiangjiang River, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 3, p. 2711-2723, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8044-8>

LIU, K. *et al.* Assessment of trends and emission sources of heavy metals from the soil sediments near the Bohai Bay. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 29095–29109, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06130-w>

MANFREDINI, F.N.; GUANDIQUE, M.E.G.; ROSA, A.H. A história ambiental de Sorocaba, 2015. Disponível em: <<https://www.sorocaba.unesp.br/Home/Eventos191/historia-ambiental-editora-ebook.pdf>>. Acesso em: nov. 2022.

MARYJOSEPH, S.; KETHEESAN, B. Microalgae based wastewater treatment for the removal of emerging contaminants: A review of challenges and opportunities. **Case studies in chemical and environmental engineering**, v. 2, p. 100046, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100046>

MATAMOROS, V. *et al.* Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 288, p. 34-42, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>

MELO, D.S. *et al.* Self-Organizing Maps for Evaluation of Biogeochemical Processes and Temporal Variations in Water Quality of Subtropical Reservoirs. **Water Resources Research**, v. 55, p. 10268-10281, 2019.

MELLO, G.S.L.; MENEGON JÚNIOR, N.; TACHIBANA, E.M. Impacto na qualidade da água do rio Sorocaba, localizado no estado de São Paulo, após implantação da estação de tratamento de esgotos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25, 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2016/06/Menegon_1.pdf>. Acesso em: out. 2022.

MERHABY, D. *et al.* Assessment of persistent organic pollutants in surface sediments along Lebanese coastal zone. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110947, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110947>

MURIITHI, F.K. Land use and land cover (LULC) changes in semi-arid sub-watersheds of Laikipia and Athi River basins, Kenya, as influenced by expanding intensive commercial horticulture. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 3, p. 73–88, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2016.01.002>

MURRAY, K.E.; THOMAS, S.M.; BODOUR, A.A. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. **Environmental pollution**, v. 158, n. 12, p. 3462-3471, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.009>

NATH, B.; NI-MEISTER, W.; CHOUDHURY, R. Impact of urbanization on land use and land cover change in Guwahati city, India and its implication on declining groundwater level. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 12, p. 100500, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100500>

OBIAHU, O.H., YAN, Z.; UCHENNA, U.B. Spatiotemporal analysis of land use land cover changes and built-up expansion projection in predominantly dystic nitosol of Ebonyi state, Southeastern, Nigeria. **Environmental Science**, v. 4, p. 100145, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100145>

O'NEAL, S.L.; ZHENG, W. Manganese Toxicity Upon Overexposure: A Decade in Review. **Current Environmental Health Reports**, v. 2, p. 315–328, 2015.

ONYANGO, D.O.; OPIYO, S.B. Detection of historical landscape changes in Lake Victoria Basin, Kenya, using remote sensing multi-spectral indices. **Watershed Ecology and the Environment**, v. 4, p. 1-11, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.wsee.2021.12.001>

PACHANA, K.; WATTANAKORNSIRI, A.; NANUAM, J. Heavy metal transport and fate in the environmental compartments. **NU. International Journal of Science**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2010.

PEDRAZA, A. *et al.* Assessment of the surfactant-dye binding degree method as an alternative to the methylene blue method for the determination of anionic surfactants in aqueous environmental samples. **Analytica Chimica Acta**, v. 588, n. 2, p. 252–260, 2007.

POURRET, O.; HURSTHOUSE, A. It's Time to Replace the Term "Heavy Metals" with "Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v. 16, n. 22, p. 4446, 2019. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224446>

RAY, P.Z.; SHIPLEY, H.J. Inorganic nano-adsorbents for the removal of heavy metals and arsenic: a review. **RSC Advances**, v. 5, p. 29885-29907, 2015. <https://doi.org/10.1039/C5RA02714D>

RIZZO, L. *et al.* Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 986-1008, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.265>

RODRIGUES, E.H.C. *et al.* Phytoplankton, Trophic State and Ecological Potential in reservoirs in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 14, n. 5, 2019.

RODRIGUEZ-NARVAEZ, O.M. *et al.* Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 323, p. 361-380, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>

ROJAS, C. *et al.* Accessibility disturbances to the biodiversity of urban wetlands due to built environment. **City and Environment Interactions**, v. 13, p. 100076, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100076>

RUHÍ, A. *et al.* Bioaccumulation and trophic magnification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in a Mediterranean river food web. **Science of the total environment**, v. 540, p. 250-259, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.009>

SARDINHA, D.S.; BONOTTO, D.M.; CONCEIÇÃO, F.T. Weathering rates at Alto Sorocaba basin, Brazil, using U-isotopes and major cations. **Environmental Earth Sciences**, v. 61, p. 1025-1036, 2010.

SCHILLER, A.P. *et al.* Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta de impacto ambiental de uma bacia hidrográfica. *Rev. Gestão. & Sust. Amb., Florianópolis*, v. 6, n. 3, p. 165–180, 2017.

SEKHARAN, S. *et al.* River pollution monitoring over an industrial catchment in urban ecosystem: Challenges and proposed geospatial framework. **Environmental Challenges**, v. 7, p. 100496, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100496>

SENGAR, A.; VIJAYANANDAN, A. Human health and ecological risk assessment of 98 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) detected in Indian surface and wastewaters. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 150677, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150677>

SENZE, M.; KOWALSKA-GÓRALSKA, M.; CZYŻ, K. Availability of aluminum in river water supplying dam reservoirs in Lower Silesia considering the hydrochemical conditions. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 16, p. 100535, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100535>

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA – SAAE. Programa de despoluição do rio Sorocaba. Disponível em: <<https://www.saaesorocaba.com.br/programa-de-despoluicao-do-rio-sorocaba/>>. Acesso em: out. 2022.

SHAHID, M.K. *et al.* Current advances in treatment technologies for removal of emerging contaminants from water—A critical review. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 442, p. 213993, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2021.213993>

SIDHU, G.P.S. *et al.* Insights into the tolerance and phytoremediation potential of *Coronopus didymus* L.(Sm) grown under zinc stress. **Chemosphere**, v. 244, p. 125350, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125350>

SILVA, F.L. Uma abordagem ecológica aplicada para a avaliação de distúrbios antropogênicos em zonas úmidas urbanas e no rio contribuinte. **Complexidade Ecológica**, v. 43, p. 100852, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100852>

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Caracterização Geral de UGRHI-10 – Conteúdo, tratamento e apresentação dos dados (Capítulo 1), 2000. Disponível em: <<https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6525/relsmtseg.pdf>>. Acesso em: nov. 2022.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **CBH-SMT**: Apresentação, 2020. Disponível em: <<https://sigrh.sp.gov.br/cbhsm/apresentacao>>. Acesso em: nov. 2022.

TRAN, N.H.; REINHARD, M.; GIN, K.Y.H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. **Water research**, v. 133, p. 182-207, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. National primary drinking water regulations: long term 1 enhanced surface water treatment rule. Final rule. **Federal register**, v. 67, n. 9, p. 1811-1844, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Surface Water Sampling. 2016.

VÉLEZ, V.P.P. *et al.* Emerging contaminants in trans-American waters. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2436>

WOHL, E. *et al.* River restoration. **Water Resources Research**, v. 41, n. 10, 2005. <https://doi.org/10.1029/2005WR003985>

WOHL, E.; LANE, S.N.; WILCOX, A.C. The science and practice of river restoration. **Water Resources Research**, v. 51, n. 8, p. 5974-5997, 2015.

WU, W. *et al.* Identification of source information for sudden water pollution incidents in rivers and lakes based on variable-fidelity surrogate-DREAM optimization. **Environmental Modelling & Software**, v. 133, p. 104811, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104811>

XU, Z. *et al.* Urban river pollution control in developing countries. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 3, p. 158–160, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0249-7>

YADAV, R.; RAJPUT, V.; DHARNE, M. Functional metagenomic landscape of polluted river reveals potential genes involved in degradation of xenobiotic pollutants. **Environmental Resources Management**, v. 192, p. 110332, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110332>

YANG, S. *et al.* A novel assessment considering spatial and temporal variations of water quality to identify pollution sources in urban rivers. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-11, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87671-4>

YIN, H.; ISLAM, M.S.; JU, M. Urban river pollution in the densely populated city of Dhaka, Bangladesh: Big picture and rehabilitation experience from other developing countries. **Journal of Cleaner Production**, v. 321, p. 129040, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129040>

ZINGRAFF-HAMED, A. *et al.* Urban and rural river restoration in France: A typology. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 994-1004, 2017. <https://doi.org/10.1111/rec.12526>

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados das análises de parâmetros de qualidade das águas e sedimentos do rio Sorocaba, alertam quanto a importância e necessidade de desenvolvimento de estudos semelhantes acerca da quantificação de parâmetros químicos de ecossistemas aquáticos, englobando inclusive, a análise de demais parâmetros de qualidade aquática.

Com base no referencial teórico abordado no capítulo introdutório deste trabalho e confirmando as justificativas apresentadas, é provável que o programa de despoluição implementado no rio Sorocaba teria apresentado maior efetividade no que concerne à recuperação ambiental do corpo hídrico, se o mesmo tivesse sido implementado em toda bacia hidrográfica ou ainda, englobado mais ecossistemas aquáticos adjacentes ao rio. Considerando assim, escalas maiores da área de interesse de implementação de medidas de recuperação ambiental.

Com base nos resultados obtidos foi possível constatar que a entrada de contaminantes orgânicos e inorgânicos ao longo dos cursos de água estudados apresentaram possíveis comprometimento dos seus níveis de qualidade.

Estes aspectos caracterizam problemáticas ambientais críticas, dado que dentre os usos múltiplos das águas afetados pela poluição, destaca-se o abastecimento público e ainda, o consumo de águas poluídas ou de organismos com altos níveis de elementos potencialmente tóxicos em seus organismos acarretam em doenças de veiculação hídrica, escassez de água potável, além de induzir os seres vivos em contato com essas águas à exposição aguda aos EPTs que ocasionam efeitos tóxicos muitas vezes severos, ou até mesmo letais, conforme evidenciado no capítulo 2. Nesse contexto, é primordial a identificação das possíveis fontes de contaminação da água.

As duas investigações realizadas, que objetivaram a obtenção de um diagnóstico ambiental do rio Sorocaba, englobaram análises de EPTs nas águas do rio e adicionalmente, a análise de dados secundários de parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos que são essenciais aos níveis de qualidade de águas superficiais. Os resultados obtidos nas investigações alertaram para a necessidade de melhor gestão das águas do rio Sorocaba, uma vez que as concentrações encontradas podem comprometer os níveis de qualidade das águas do manancial.

Em todas as investigações foram constatadas alterações de parâmetros de qualidade das águas em decorrência das intensas atividades antrópicas exercidas sobre as áreas de estudo.

Portanto, estratégias apropriadas para o controle da qualidade da água, devem ser urgentemente aplicadas em ecossistemas aquáticos submetidos a alterações significativas, sendo este o panorama do rio Sorocaba e demais ecossistemas associados.

REFERÊNCIAS

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>

AUDRY, S. *et al.* Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). **Environmental Pollution**, v. 132, n. 3, p. 413–426, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.025>

BEST, J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 1, p. 7-21, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0262-x>

BÜNING B. *et al.* Removal of emerging micropollutants from wastewater by nanofiltration and biofilm reactor (MicroStop). **Environmental progress & sustainable energy**, v. 40, n. 3, e13587, 2021.

CAPPARELLI, M.V. *et al.* An Integrative Approach to Assess the Environmental Impacts of Gold Mining Contamination in the Amazon. **Toxics**, 9, 149, 2021. <https://doi.org/10.3390/toxics9070149>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. Parte 1 - águas doces. 2015, São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2015_ParteI_25-07.pdf>. Acesso em: set. 2022.

CUMMING, G.S. *et al.* Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 50-57, 2014. <https://doi.org/10.1038/nature13945>

DANFÁ, S. *et al.* Supported TiO₂ in ceramic materials for the photocatalytic degradation of contaminants of emerging concern in liquid effluents: A Review. **Molecules**, v. 26, n. 17, 5363, 2021. <https://doi.org/10.3390/molecules26175363>

DEWAN, A.M., *et al.* Typhoid Fever and Its Association with Environmental Factors in the Dhaka Metropolitan Area of Bangladesh: A Spatial and Time-Series Approach. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, v. 7, n. 1. 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001998>

FERNANDES, A.M. *et al.* Combined analysis of trace elements and isotopic composition of particulate organic matter in suspended sediment to assess their origin and flux in a tropical disturbed watershed. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 844-854, 2016.

FERNANDES, A.M. *et al.* Avaliação dos fluxos das principais espécies químicas dissolvidas no rio Sorocaba (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 36, n. 1, p. 01-12, 2017.

FERNANDES, A.M.; CONCEIÇÃO, F.T.; MORTATTI, J. Hydrochemistry applied to assess the chemical weathering and soil removal rates in the Sorocaba River basin, São Paulo State. **Brazilian Journal of Geology**, v. 50, n. 1, 2020.

FERNANDES, I.F. *et al.* Ecotoxicological evaluation of water from the Sorocaba River using an integrated analysis of biochemical and morphological biomarkers in bullfrog tadpoles, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802). **Chemosphere**, v. 275, 2021.

FLAUSINO, F.R.; GALLARDO, A.L.C.F. Oferta de serviços ecossistêmicos culturais na despoluição de rios urbanos em São Paulo. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 13, 2021. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20200155>

GOMES, A.D.O. *et al.* Eutrophication effects on fatty acid profiles of seston and omnivorous fish in tropical reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 781, p. 146649, 2021.

GRIMM, N.B. *et al.* Global Change and the Ecology of Cities. **Science**, Washington, v. 319, p. 756-760, 2008.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Relatório técnico no 80 401- 205 - Atualização do relatório de situação dos recursos hídricos 1995 da bacia do Sorocaba e Médio Tietê (relatório zero) como subsídio à elaboração do plano de bacia. São Paulo, v. 1, nov. 2005. Disponível em: <

<https://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6930/volume-1-texto.pdf>>. Acesso em: out. 2021.

IRITANI, M.A.; EZAKI, S. Groundwater in the State of São Paulo. In: As águas subterrâneas do Estado de São Paulo. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente**, 2. ed, v.104, 2008.

JAKUBÍNSKÝ, J. The human impact on the current hydromorphological states of small watercourses in the Czech Republic. **Ecohydrology & Hydrobiology**. 4. ed. Polônia, v. 14, n. 4, p. 313-322, 2014.

LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review Environment and Resources**, v. 28, p. 205–241, 2003.

LI, F. *et al.* Human activities' fingerprint on multitrophic biodiversity and ecosystem functions across a major river catchment in China. **Global Change Biology**, v. 26, n. 12, p. 6867-6879, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.15357>

MELO, D.S. *et al.* Self-Organizing Maps for Evaluation of Biogeochemical Processes and Temporal Variations in Water Quality of Subtropical Reservoirs. **Water Resources Research**, v. 55, p. 10268-10281, 2019.

POLETO, C.; CASTILHO, Z.C. Impacto por poluição difusa de sedimento em bacias urbanas. In: POLETO, C. (Org.) Ambiente e Sedimento. Porto Alegre: Ed. ABRH, p. 193-227, 2008.

RODRIGUES, E.H.C. *et al.* Phytoplankton, Trophic State and Ecological Potential in reservoirs in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 14, n. 5, 2019.

SAEED, S.M.; SHAKER, I.M. Assessment of heavy metals pollution in water and sediments and their effect on *Oreochromis niloticus* in the northern delta lakes, Egypt. In: International Symposium on Tilapia in Aquaculture, 8, Egito. p. 475-490, 2008.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA – SAAE. Programa de despoluição do rio Sorocaba. Disponível em: <<https://www.saaesorocaba.com.br/programa-de-despoluicao-do-rio-sorocaba/>>. Acesso em: out. 2022.

SHEN, X. *et al.* A critical review on the phytoremediation of heavy metals from environment: Performance and challenges. **Chemosphere**, p. 132979, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132979>

SILVA, F.L. *et al.* An applied ecological approach for the assessment of anthropogenic disturbances in urban wetlands and the contributor river. **Ecological Complexity**, v. 43, 2020.

SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. **Journal of applied ecology**, v. 44, n. 6, p. 1089-1094, 2007.

SOSINSKI, L.W. A gestão dos usos múltiplos da água. 2010. Disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2010_1/agua/index.htm>. Acesso em: nov. 2022.

SOUZA Jr, C.M. *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

TUNDISI, J.G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, São Paulo, n. 70, p. 24-35, 2006.

YE Y. *et al.* A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management. **Bioresource Technology**, v. 1, n. 268, p. 749-58, 2018.

YUAN, J. *et al.* Variação temporal de metais pesados em lodo de esgoto em cidades típicas da província de Gansu, noroeste da China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 453, 2023. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-023-11091-2>

ZIPPER, C.E. *et al.* Spatial and temporal relationships among watershed mining, water quality, and freshwater mussel status in an eastern USA river. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 541, p. 603-615, 2016.

ZOURARAH, B. *et al.* Sedimentary records of anthropogenic contribution to heavy metal content in Oum Er Bia estuary (Morocco). **Environmental Chemistry Letters**, v. 7, n. 1, p. 67-78, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10311-008-0138-1>

APÊNDICES

APÊNDICE A – TESTE TUKEY PARA Zn

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		0,9606	0,9806	7,472E-08	0,009701
P2	0,9338		0,7507	5,224E-08	0,02656
P3	0,766	1,7		1,005E-07	0,004376
P4	24,48	24,41	23,71		6,674E-09
P5	6,165	5,231	6,931	30,64	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de zinco entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE B – TESTE TUKEY PARA Sr

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		8,457E-08	5,67E-06	4,326E-04	4,72E-09
P2	24,16		0,0007452	2,132E-09	0,002872
P3	15,38	8,77		6,682E-08	3,675E-06
P4	9,383	33,54	24,77		
P5	31,5	7,349	16,12	40,89	3,265E-10

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de estrôncio entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE C – TESTE TUKEY PARA Ba

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		5,067E-11	1,057E-10	5,854E-10	2,241E-11
P2	55,02		2,549E-02	1,882E-06	2,634E-02
P3	49,75	5,269		5,184E-05	0,0001686
P4	37,71	17,31	12,04		1,593E-07
P5	60,26	5,239	10,51	22,55	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de bário entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE D – TESTE TUKEY PARA Cu

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		4,127E-01	2,707E-02	1,332E-01	1,013E-03
P2	2,578		0,3928	8,177E-03	0,0001128
P3	5,214	2,636		6,266E-04	1,70E-05
P4	3,749	6,327	8,963		4,827E-02
P5	8,436	11,01	13,65	4,686	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de cobre entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE E – TESTE TUKEY PARA K

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		4,259E-09	8,59E-01	6,036E-03	6,540E-05
P2	31,76		7,43E-09	5,052E-10	2,31E-10
P3	1,383	30,38		1,525E-03	2,44E-05
P4	6,618	38,38	8		3,031E-02
P5	11,73	43,49	13,11	5,11	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de potássio entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE F – TESTE TUKEY PARA Mn

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		8,464E-05	4,76E-06	2,686E-10	1,875E-01
P2	11,39		7,44E-02	5,969E-09	1,57E-03
P3	15,68	4,291		3,274E-08	4,43E-05
P4	42,3	30,92	26,63		4,563E-10
P5	3,149	7,967	12,26	38,88	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de manganês entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE G – TESTE TUKEY PARA Cr

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		6,482E-01	4,47E-01	9,618E-01	8,706E-02
P2	1,962		9,96E-01	9,437E-01	1,03E-02
P3	2,48	0,5183		8,032E-01	5,98E-03
P4	0,9255	1,037	1,555		3,161E-02
P5	4,146	6,109	6,627	5,072	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de cromo entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE H – TESTE TUKEY PARA Fe

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		2,946E-04	3,45E-03	4,916E-01	9,169E-01
P2	9,831		3,83E-01	2,547E-03	1,14E-04
P3	7,165	2,666		4,236E-02	1,12E-03
P4	2,36	7,471	4,805		1,680E-01
P5	1,166	11	8,332	3,527	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de ferro entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).

APÊNDICE I – TESTE TUKEY PARA Al

	P1	P2	P3	P4	P5
P1		6,902E-02	1,36E-01	9,985E-01	8,282E-01
P2	4,36		9,91E-01	1,050E-01	1,37E-02
P3	3,73	0,6297		2,025E-01	2,71E-02
P4	0,3872	3,973	3,343		6,855E-01
P5	1,481	5,841	5,211	1,868	

Os valores em destaque indicam que há diferença significativa na concentração de alumínio entre os pontos amostrais correspondentes (valor-p < 0,05).