

**Análise de elementos potencialmente tóxicos em águas e  
sedimentos do rio Sorocaba subsequente a sua recuperação  
ambiental**

**Caroline Ferreira da Silva**

Doutoranda, UFSCar, Brasil  
cferreiraufscar@gmail.com

**Elisabete Alves Pereira**

Professora Doutora, UFSCar, Brasil  
ealves@ufscar.br

**Mayara de Almeida Ribeiro Carvalho**

Doutoranda, UFSCar, Brasil  
mayaracarvalho@estudante.ufscar.br

**Luana Maria Tavares Rosa**

Doutora, UFSCar, Brasil  
luana\_mtr@hotmail.com

**Wander Gustavo Botero**

Professor Doutor, UFAL, Brasil  
wanderbotero@gmail.com

**Luciana Camargo de Oliveira**

Professora Doutora, UFSCar, Brasil  
lcamargo@ufscar.br

## RESUMO

A presença de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em ambientes aquáticos merece atenção, principalmente devido aos efeitos adversos que podem acarretar na qualidade das águas e, à saúde ecológica e humana. Neste contexto, este estudo teve como objetivo a análise e avaliação de EPTs em águas e sedimentos do rio Sorocaba em diferentes pontos amostrais distribuídos pela sua extensão urbana. As quantificações dos elementos foram realizadas por espectrometria de emissão atômica por plasma de microondas (MP-AES), após digestão ácida das amostras. Os EPTs Al, Fe e Mn estavam acima dos valores máximos permitidos (VMPs) por legislações brasileiras para águas e, As, Cu e Cr acima dos VMPs para sedimentos. Com base nos referidos resultados bem como na avaliação do uso do solo no entorno dos locais amostrados, é possível evidenciar que as elevadas concentrações de EPTs são, provavelmente, oriundas e/ou intensificadas por atividades antrópicas. Adicionalmente, o índice Fator de Enriquecimento (FE) aplicado, indicou enriquecimento antrópico moderado para As, Cr, Cu e Zn em três pontos da área de estudo, e muito elevado para Zn em um local. A presente investigação alerta quanto a parâmetros de atenção que devem ser investigados no ecossistema, uma vez que o rio Sorocaba já foi submetido a um programa de despoluição de suas águas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Qualidade da água. Rios urbanos. Contaminantes inorgânicos.

## 1 INTRODUÇÃO

Os elementos potencialmente tóxicos (EPTs) representam uma parcela significativa de contaminantes inorgânicos introduzidos em ecossistemas aquáticos por fontes antrópicas. Adicionalmente, o sedimento pode consistir em sumidouro bem como em fonte de EPTs, devido à capacidade de complexação desses oligoelementos com matéria orgânica, sulfetos e demais formas particuladas (LI, J. et al., 2023). Portanto, a avaliação da presença de EPTs em um corpo d'água é de extrema importância, por serem considerados um dos contaminantes ambientais mais nocivos devido aos seus potenciais de toxicidade, acumulação e não biodegradabilidade, que resultam em efeitos ecológicos negativos e riscos à saúde de seres vivos que estabelecem contato com o ecossistema contaminado (LI, Q. et al., 2023; OBAYOMI et al., 2023). Alguns EPTs são essenciais do ponto de vista biológico, mas quando em níveis acima do tolerável para organismos vivos, podem promover impactos negativos nos ambientes (JOSHI et al., 2022; CARVALHO et al., 2022).

Como consequência da intensificação da urbanização e industrialização, houve grande contribuição para o aumento da entrada de contaminantes nos ecossistemas fluviais, provenientes de efluentes domésticos e industriais. O referido panorama ambiental é preocupante, uma vez que concentrações de contaminantes acima dos níveis toleráveis podem resultar na degradação dos recursos hídricos comprometendo os seus usos múltiplos e, consequentemente, uma série de problemáticas ambientais e de saúde pública (BANDARI; SADHUKHAN, 2021; CETESB, 2015; YADAV et al., 2021). Atividades antrópicas foram as principais responsáveis pela degradação de ambientes aquáticos em diversos países (ABDULLAH et al., 2022; AITHANI et al., 2020; GETU; BHAT, 2021; MERHABY et al., 2021; OBIAHU et al., 2021; ROJAS et al., 2022). Similarmente, interferências antrópicas listadas no rio Sorocaba e em seus

ecossistemas associados, afetaram negativamente seus níveis de qualidade (CETESB, 2023; FERNANDES et al., 2016, 2017; SILVA et al., 2020).

O rio Sorocaba pertence à bacia hidrográfica Sorocaba e Médio Tietê (CBH-SMT), que foi inserida na lista de bacias que apresentaram níveis críticos de qualidade do Sistema Nacional de Informações sobre os Recursos Hídricos (SNIRH, 2015). Grande parte da extensão da bacia apresenta altos índices de urbanização e industrialização e, extensa fragmentação vegetal. Além disso, o rio é o principal manancial responsável pela provisão de água para a população localizada em sua área de drenagem, essas questões ressaltam a grande relevância e importância do desenvolvimento de estudos relativos às condições ambientais do ecossistema aquático (BORTOLETO et al., 2016; FABH-SMT, 2022; SAAE SOROCABA, 2022; SILVA et al., 2020).

Um programa que teve como objetivo a despoluição das águas do rio Sorocaba foi implementado entre os anos 2000 e 2016, no qual foram construídas 17 estações elevatórias e 7 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), que juntas possuem a capacidade instalada para tratar 100% do esgoto gerado em Sorocaba (SAAE SOROCABA, 2022). Portanto, considerando o histórico ambiental do rio Sorocaba se faz necessária a avaliação de parâmetros de qualidade das suas águas e sedimentos, bem como das ocupações antrópicas no seu entorno. É importante ressaltar que além da quantificação de metais, deve-se considerar outros fatores para determinar o grau de poluição do sedimento (DUNG et al., 2013). Nesse sentido, o índice Fator de Enriquecimento (FE) consiste em uma ferramenta confiável para avaliar a presença e intensidade da deposição antrópica de contaminantes em sedimentos (BARBIERI, 2016).

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi verificar a influência de atividades antrópicas na qualidade das águas e sedimentos do Rio Sorocaba em relação a teores de EPTs. Para isso, o estudo do uso e ocupação do solo foram realizados e as concentrações de EPTs nas águas e sedimentos do rio Sorocaba foram avaliadas comparando-as com as legislações CONAMA n° 357/05, CONAMA n° 344/04 e Portaria GM/MS n° 888/21 e com o índice Fator de Enriquecimento (FE).

## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 Área de estudo**

O rio Sorocaba, formado pelos rios Sorocabuçu e Sorocamirim, é o principal rio que atravessa a cidade de Sorocaba, localizada no sudeste do estado de São Paulo. O município possui um alto grau de urbanização, de aproximadamente 99% (FABH-SMT, 2016). O corpo hídrico é um dos principais rios pertencentes à CBH-SMT que possui uma área de drenagem de 11.829 Km<sup>2</sup>, além de consistir em um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Tietê, possuindo cerca de 227 Km de extensão até sua confluência (FABH-SMT, 2016, 2022; FERNANDES et al., 2016).

### **2.2 Reagentes e Soluções**

Para o desenvolvimento do presente trabalho foram utilizados reagentes de grau analítico HNO<sub>3</sub> 65% (m/m) P.A. da *Qhemis* e HCl 37% (m/m) P.A./ACS da *NEON*. Soluções padrões de Fe de 1000 mg L<sup>-1</sup>, Cd de 1000 mg L<sup>-1</sup> e multielementar G180V (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn,

Mo, Ni, Pb, Se, Sr e Zn) de 5,00 mg L<sup>-1</sup> e (K) de 50 mg L<sup>-1</sup> da *SpecSol*, foram utilizadas para elaboração das curvas analíticas.

## 2.3 Instrumentação

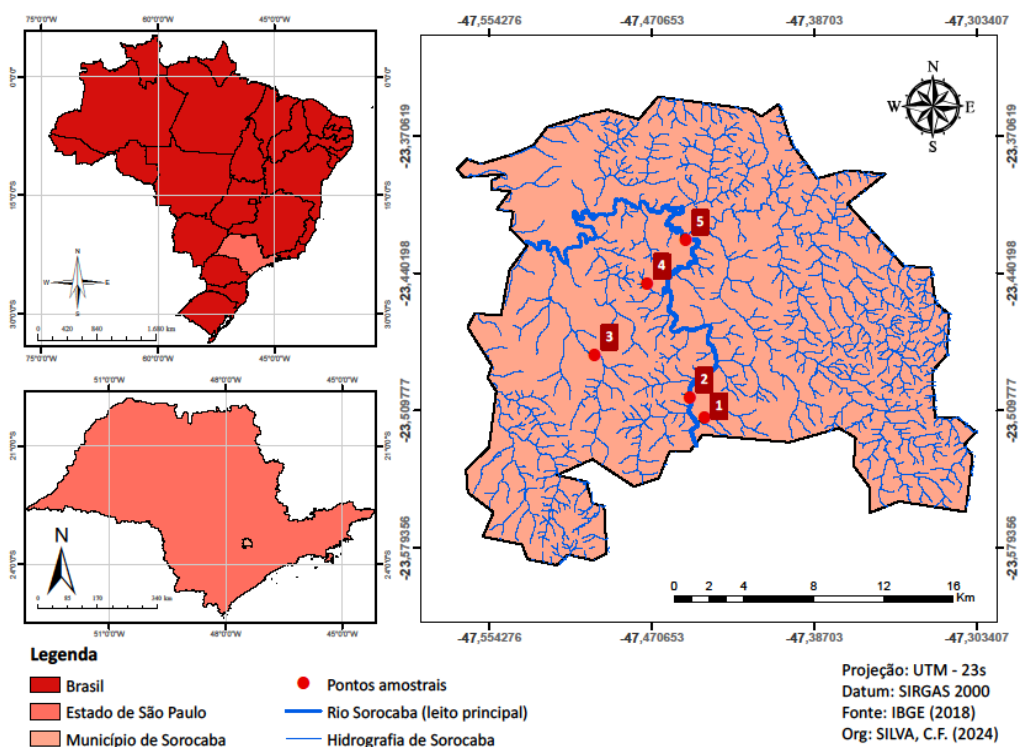
Os valores de pH e a temperatura da água foram medidos *in situ* com o medidor de pH da AKSO (modelo: AK90), previamente calibrado com solução padrão pH 4,0 e pH 10.

A digestão das amostras de sedimento foi efetuada em um sistema de digestão por micro-ondas (*Anton Paar*, modelo: *Multiwave PRO*) e a determinação dos teores de EPTs nas amostras de água e sedimento foi realizada em um espectrômetro de emissão atômica por plasma de micro-ondas (*Agilent*, modelo: 4200 MP-AES).

## 2.4 Procedimentos amostrais

As amostras de água e sedimento foram coletadas em outubro de 2022, em cinco locais no trecho urbano do rio Sorocaba (Figura 1). Os pontos 1, 3 e 4 foram demarcados em afluentes menores, e os demais, no leito principal do rio (Figura 1). As coordenadas dos pontos amostrais e suas respectivas características do entorno são apresentadas no Quadro 1.

**Figura 1** - Mapa de localização de Sorocaba (SP), hidrografia do município e pontos amostrais



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

**Quadro 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 no entorno do ponto amostral
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°	Fragmentação da vegetação ribeirinha, urbanização e indústrias metalúrgicas
4	-23.448701° e -47.471330°	Indústria metalúrgica e urbanização
5	-23.423796° e -47.448045°	Fragmentação da vegetação ribeirinha, urbanização e indústrias de motores, fundição, têxtil, caldeiraria e metalúrgicas

**Fonte:** Elaborada pela autora (2023).

\***Lat.** = latitude e **Long.** = longitude.

Os procedimentos de limpeza e armazenamento dos materiais de coleta, bem como a amostragem, foram feitos com base no que determina o protocolo da *U.S. Environmental Protection Agency* (USEPA, 2016). Em cada ponto, foram coletados 500 mL de água que foi acidificada *in situ* a pH 2,0 com HNO<sub>3</sub> 1:1 (65% m/m) e sedimentos, que foram retirados com o auxílio de uma enxada e armazenados em sacos *zip lock*. Posterior a cada coleta, as amostras foram dispostas em caixa térmica com gelo e transportadas ao laboratório.

## 2.5 Procedimentos experimentais

As amostras de água foram submetidas à digestão ácida de acordo com os procedimentos da seção 3030E da *American Public Health Association* (APHA, 2000). Em triplicatas de 100 mL de água foram adicionados 5 mL de HNO<sub>3</sub> (65% m/m), que foram digeridas a 120 °C até a redução do volume para cerca de 10 mL.

As amostras de sedimentos foram dispostas para serem secas ao ar no laboratório. Posteriormente, foram maceradas em almofariz e pistilo de polipropileno e, peneiradas em peneira granulométrica de 14 *mesh* (1,41 mm) para melhor detalhamento da granulometria. Em seguida, as amostras foram submetidas à digestão ácida assistida por microondas de acordo com o método 3051A da USEPA (USEPA, 2007). Em triplicatas de 0,5 g de sedimento foram adicionados 9 mL de HNO<sub>3</sub> (65% m/m) e 3 mL de HCl (37% m/m), digeridos a temperatura de 175 ± 5 °C e pressão de 0.3 bar s<sup>-1</sup> durante 25 minutos.

Posteriormente às digestões, as amostras de águas e sedimentos foram transferidas para balões volumétricos de 25 mL, avolumadas com água ultrapura do sistema *Millipore Milli-Uni-Direct Q® 3UV* (18,2 MΩ cm<sup>-1</sup>) e armazenadas em tubos *falcon* até a determinação de EPTs.

As linhas de emissão utilizadas para a detecção de EPTs, os Limites de Detecção (LOD) e de Quantificação (LOQ), e as curvas analíticas construídas estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** - Linhas de emissão utilizadas no MP-AES, curvas analíticas, LOD e LOQ dos EPTs analisados

EPTs e Linhas de emissão	Sb	m	LOD (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	LOQ (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>
<b>Faixa de concentração: 0; 0,05; 0,1; 0,5; 1,0; 1,5; 2,5 mg L<sup>-1</sup></b>				
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
<b>Faixa de concentração: 0; 1,0; 2,5; 5,0; 7,5; 10; 12,5 mg L<sup>-1</sup></b>				
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
<b>Faixa de concentração: 0; 0,5; 1,0; 5,0; 10; 15; 25 mg L<sup>-1</sup></b>				
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).

**Sb** = desvio padrão do branco da curva de cada EPT.

**m** = Comprimento de onda.

<sup>1</sup> **LOD** = 3\*Sb/m

<sup>2</sup> **LOQ** = 10\*Sb/m

## 2.6 Avaliação da contaminação dos sedimentos por fator de enriquecimento (FE)

O grau de contaminação dos sedimentos do rio Sorocaba foi estimado a partir da avaliação de fatores de enriquecimento de elementos. O Fator de Enriquecimento (FE) (Eq. 1), consiste em um índice utilizado para identificar e quantificar a contaminação antrópica por EPTs em sedimentos (REIMANN; CARITAT, 2000) (Quadro 2). O FE estabelece a normalização comparando a concentração do elemento sob avaliação com a de um metal de referência, geralmente Al, Fe ou Mn. Neste estudo, o Al foi utilizado como referência, uma vez que consiste no elemento de normalização mais comumente utilizado na literatura geoquímica (BARBIERI, 2016; SUTHERLAND, 2000). Além disso, o Al é um dos marcadores das fases naturais de ligação ao metal e o segundo mais abundante na crosta terrestre, que geralmente se correlaciona com o teor de argila nos sedimentos. Portanto, fornece uma representação razoável da variabilidade natural das concentrações de metais nos sedimentos de granulação fina (MIL-HOMENS et al., 2007).

$$FE = \frac{(C_n/C_M)_{sample}}{(C_n/C_M)_{background}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

- $(C_n/C_M)_{sample}$  = Razão entre a concentração do elemento n ( $C_n$ ) e a concentração do elemento de referência ( $C_M$ ) na amostra de sedimento; e
- $(C_n/C_M)_{background}$  = Razão entre o valor de fundo do elemento n ( $C_n$ ) e o valor de fundo do elemento de referência ( $C_M$ ).

**Quadro 2** - Classificações para Fator de Enriquecimento (FE)

FE	< 2 Enriquecimento mínimo	2 - 5 Enriquecimento moderado	5 - 20 Enriquecimento significativo	20 - 40 Enriquecimento elevado	> 40 Extremamente enriquecido
----	------------------------------	----------------------------------	--	-----------------------------------	----------------------------------

Fonte: Adaptado de Sutherland (2000).

Na avaliação da contaminação antrópica em sedimentos por meio de índices, se faz necessária a utilização de valores de referência, também denominados valores de fundo, representam as concentrações naturais dos elementos em um local específico (REIMANN; CARITAT, 2000). As concentrações de EPTs em ambientes naturais são heterogêneas e baseiam-se em atributos geológicos da região, portanto, a utilização de referenciais obtidos em regiões próximas à área de estudo é recomendada (NASCIMENTO; MOZETO, 2008).

Os valores de fundo dos EPTs, bem como o valor do metal de referência (Al), utilizados foram definidos por Cardoso-Silva *et al.* (2021) (Tabela 2), com base em dados da dinâmica de metais presentes em amostras de sedimentos profundos de um ecossistema aquático localizado na mesma região geográfica da área de estudo (reservatório de Itupararanga). O reservatório de Itupararanga está localizado no alto do curso do rio Sorocaba (FRASCARELI *et al.*, 2015). O índice FE foi calculado apenas para os elementos englobados no estudo paleolimnológico de Cardoso-Silva *et al.* (2021), sendo eles: Al, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn (Tabela 2).

**Tabela 2** – Valores de referência dos EPTs (mg/kg dw) definidos por Cardoso-Silva *et al.* (2021) para a represa de Itupararanga e desvio padrão ( $\pm$ DP)

Al*	As	Cr	Cu	Fe*	Mn	Ni	Pb	Zn
43.5 $\pm$ 2.1	3.0 $\pm$ 0.9	32.7 $\pm$ 1.7	19.2 $\pm$ 0.9	61.0 $\pm$ 11.0	583.9 $\pm$ 131.6	8.7 $\pm$ 0.6	25.8 $\pm$ 2.1	40.8 $\pm$ 4.4

Fonte: Cardoso-Silva *et al.* (2021).

\*g/kg dw

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Parâmetros físico-químicos da água

A temperatura das amostras de água do rio Sorocaba variou entre 22,4 e 26,7 °C e, valores de pH entre 6,8 e 9,3 (Tabela 3), sendo este último, acima do valor máximo estabelecido na resolução CONAMA n° 357/05 para Classe 2 – Águas Doces. No entanto, o valor de pH registrado está dentro da faixa permitida pela Portaria GM/MS n° 518/04 para águas destinadas ao consumo humano (pH de 6,0 a 9,5). Sendo assim, o valor obtido atende a pelo menos uma das legislações vigentes para o ecossistema de estudo.

**Tabela 3** - Resultados dos parâmetros físico-químicos dos 5 pontos amostrais no rio Sorocaba

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	CONAMA <sup>1</sup>
Temperatura (°C)	22,4	23,1	23,8	23,7	26,7	40
pH	7,3	7,1	7	6,8	9,3	6 – 9

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

<sup>1</sup> Valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos pela CONAMA n° 357/05 para Classe 2 – Águas doces.

#### 3.2 Elementos potencialmente tóxicos nas águas do rio Sorocaba

A determinação de EPTs nas amostras de água do rio Sorocaba foram feitas para os elementos: Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn. Os EPTs Ni, Co, Pb e As não foram detectados nas amostras de água em nenhum ponto amostral. As concentrações médias de EPTs foram comparadas com duas legislações brasileiras, sendo elas: a resolução CONAMA n° 357/05, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em águas (BRASIL, 2005) e, a Portaria GM/MS n° 888/21, que estabelece procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2021) (Tabela 4).

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. Cd foi quantificado apenas no ponto de coleta 1, porém, dentro do VMP das duas legislações utilizadas. O Mn apresentou concentrações acima dos VMPs nos pontos 3 e 4 e, os demais EPTs Zn, Ba, Cu e Cr apresentaram valores dentro dos VMPs estabelecidos em ambas legislações em todos locais amostrados (Tabela 4).

**Tabela 4** - Concentrações médias (mg L<sup>-1</sup>) e desvio padrão (±DP) dos EPTs analisados nas águas do rio Sorocaba

EPTs	P1	P2	P3	P4	P5	CONAMA <sup>1</sup>	GM/MS <sup>2</sup>
<b>Al</b>	<b>1,4556 ± 0,3936</b>	<b>4,6578 ± 0,9837</b>	<b>4,1953 ± 2,5522</b>	<b>1,7400 ± 0,5246</b>	<b>0,3924 ± 0,3859</b>	0,1	0,2
<b>As</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,01	0,01
<b>Ba</b>	0,171 ± 0,0046	0,0492 ± 0,0031	0,0608 ± 0,0031	0,0875 ± 0,0055	0,0376 ± 0,0012	0,7	0,7
<b>Cd</b>	0,001 ± 0,001	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,001	0,003
<b>Co</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,05	SR
<b>Cr</b>	0,0037 ± 0,0024	0,0054 ± 0,0018	0,0059 ± 0,0009	0,0045 ± 0,0007	< LOD	0,05	0,05
<b>Cu</b>	0,0058 ± 0,0006	0,0073 ± 0,0018	0,0088 ± 0,0008	0,0038 ± 0,0005	0,001 ± 0,0008	0,009	2
<b>Fe</b>	<b>0,7678 ± 0,0454</b>	<b>4,3402 ± 1,2304</b>	<b>3,3715 ± 0,6173</b>	<b>1,6254 ± 0,1823</b>	<b>0,344 ± 0,2246</b>	0,3	0,3
<b>K</b>	14,1096 ± 2,5434	46,2776 ± 2,1851	15,6272 ± 0,4967	7,4068 ± 0,4665	2,2307 ± 1,9399	SR	SR
<b>Mn</b>	0,0357 ± 0,002	0,09058 ± 0,0083	<b>0,1113 ± 0,0031</b>	<b>0,2395 ± 0,0161</b>	0,0522 ± 0,0022	0,1	0,1
<b>Mo</b>	0,0036 ± 0,0026	< LOD	0,0008 ± 0,0007	0,0069 ± 0,0005	< LOD	SR	SR
<b>Ni</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,025	0,07
<b>Pb</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,01	0,01
<b>Sr</b>	0,0684 ± 0,0014	0,0356 ± 0,0016	0,0475 ± 0,0013	0,0813 ± 0,0044	0,0256 ± 0,0017	SR	SR
<b>Zn</b>	0,0392 ± 0,0012	0,0349 ± 0,0064	0,0427 ± 0,0087	0,151 ± 0,0103	0,011 ± 0,0095	0,18	5

**Fonte:** Elaborada pela autora (2023).

<sup>1</sup> Valores máximos permitidos (VMPs) estabelecidos pela CONAMA n° 357/05 para Classe 2 – Águas doces.

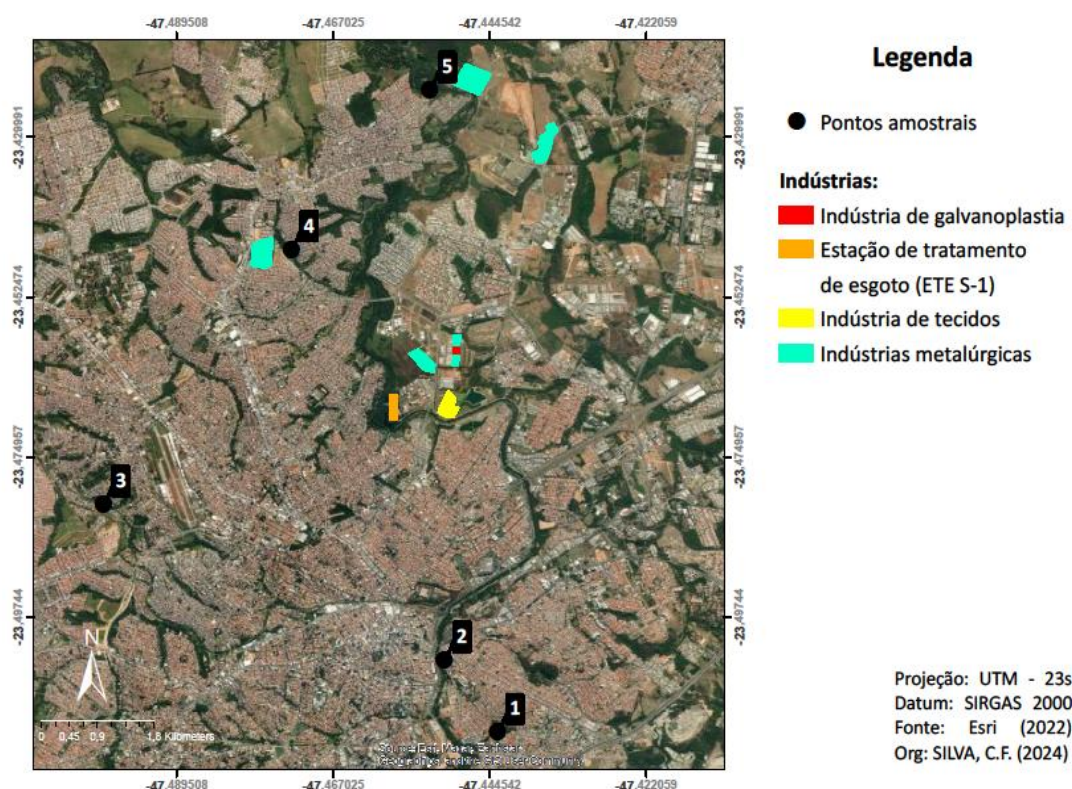
<sup>2</sup> Valores máximos permitidos (VMPs) estabelecidos pela Portaria GM/MS n° 888/21 para Consumo Humano.

**SR** = Sem referência na legislação analisada.

O Mn ocorre naturalmente nas águas superficiais. No entanto, atividades antrópicas também contribuem para entrada do elemento nos ecossistemas aquáticos, sendo esta uma questão de alerta, pois apesar de caracterizar um elemento necessário ao corpo humano apresenta toxicidade em níveis excessivos, causando sintomas clínicos semelhantes à doença de *Parkinson* (CETESB, 2021). Embora o EPT tenha sido quantificado em concentrações acima do VMP das legislações (Tabela 4), o teor registrado está de acordo com concentrações consideradas naturais para águas superficiais ( $\leq 0,2$  mg L<sup>-1</sup>) nos pontos 1, 2, 3 e 5 (CETESB, 2021).

O ponto de coleta 4, em que foi detectada a maior concentração de Mn, encontra-se próximo à três empresas do ramo industrial no qual o manganês e seus compostos são amplamente utilizados, sendo elas: empresa de galvanoplastia, de usinagem e de fixadores metálicos (CETESB, 2021), evidenciando que essas atividades podem ser as responsáveis pela presença do EPT acima dos VMPs das legislações nas águas do rio Sorocaba (Figura 2). Além disso, uma das ETEs (ETE S-1) está localizada próxima ao ponto 4, sendo esta outra potencial fonte de EPTs e demais contaminantes para as águas do rio (Figura 2).

**Figura 2** – Mapa das potenciais fontes de contaminantes aquáticos (indústrias) e pontos amostrais



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

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 (Tabela 4). Este resultado merece atenção ambiental e de saúde pública, devido ao potencial tóxico do elemento aos organismos vivos e em decorrência da sua presença no ambiente ser associada a atividades antrópicas, principalmente industriais e agrícolas (SENZE et al., 2021). A presença de Al em água foi associada à doença de Alzheimer e a *International Agency for Research on Cancer* (IARC) classifica a produção de Al como cancerígena, devido a casos de câncer em trabalhadores desse ramo industrial (CETESB, 2017).

O Fe também foi encontrado em concentrações acima dos VMPs das legislações CONAMA n° 357/05 e GM/MS n° 888/21 nos 5 pontos amostrais (Tabela 4). A ocorrência de ferro origem antrópica nas águas superficiais pode ser atribuída à contribuição por efluentes industriais de metalúrgicas, potenciais fontes presentes na área de estudo (CETESB, 2021). O Fe consiste em um elemento essencial para a maioria dos organismos vivos (BAEZ et al., 2022), no

entanto, concentrações de Fe acima de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  podem acarretar na contaminação biológica aquática em decorrência de ferro-bactérias, conferir cor e sabor à água e, causar danos às espécies presentes no ambiente (CETESB, 2021; DEY et al., 2022).

O município de Sorocaba apresenta uma paisagem altamente fragmentada, na qual grande parte dos usos do solo são destinados à urbanização ( $\approx 34\%$ ), agricultura ( $\approx 18,58\%$ ), pecuária ( $\approx 16,07\%$ ) e, somente uma pequena parcela ( $\approx 23,47\%$ ) corresponde à vegetação nativa (SILVA et al., 2020). Portanto, é possível inferir que a alta urbanização no entorno da área de estudo são, provavelmente, as principais responsáveis pelas alterações negativas nas águas do rio Sorocaba, configurando fontes de EPTs para o ambiente natural.

### 3.3 Elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos do rio Sorocaba

A determinação de EPTs nas amostras de sedimentos do rio Sorocaba foram feitas para os elementos: Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn. Os EPTs Ni, Co, Pb e Cd não foram detectados nas amostras de sedimento em nenhum ponto amostral e, As foi quantificado somente nos pontos 2 e 4 (Tabela 5). A legislação brasileira utilizada para a avaliação dos teores de EPTs nos sedimentos do rio Sorocaba foi a resolução CONAMA n° 344/04, que estabelece as diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação de material retirado ou deslocado do leito de corpos d'água jurisdicionais brasileiras (BRASIL, 2004). O As apresentou concentração acima do VMP da legislação no ponto 2 (Tabela 5). Cu e Cr também foram encontrados em concentrações acima do VMP da legislação nos pontos 1 e 5, respectivamente (Tabela 5).

**Tabela 5** - Concentrações médias ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e desvio padrão ( $\pm \text{DP}$ ) dos EPTs analisados nos sedimentos do rio Sorocaba

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

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

<sup>1</sup> Valores máximos permitidos (VMPs) estabelecidos pela CONAMA n° 344/04 para o material a ser dragado em Águas Doces (Nível 1 – Baixa probabilidade de efeitos adversos)

SR = Sem referência na legislação analisada.

Diversos EPTs ocorrem naturalmente no ambiente, originários de processos de intemperismo de rochas (BI et al., 2014). No entanto, as concentrações dos EPTs Cu, Cr e As acima dos valores máximos permitidos na legislação utilizada, consistem em aspectos de atenção em decorrência da presença desses elementos em elevadas concentrações no ambiente aquático serem, em sua maioria decorrentes de emissões antrópicas. Dentre as principais fontes, pode-se citar a mineração, indústrias de componentes metálicos, defensivos agrícolas e emissões veiculares (CETESB, 2015; LIU et al., 2019). A presença de indústrias dos referidos ramos citados nas extensões amostradas do rio Sorocaba, indica que as mesmas podem ser as principais responsáveis pelo aumento da entrada desses elementos nas águas do rio (Figura 2). Portanto, essas possíveis fontes devem ser estudadas, principalmente devido ao importante papel que os sedimentos desempenham em relação aos contaminantes aquáticos.

Os sedimentos possuem a capacidade de atuar como sumidouros de elementos como os metais e, posteriormente como fonte destes para a coluna d'água, uma vez que contaminantes inorgânicos não estão sujeitos à degradação e podem ressuspender ou dissolver-se facilmente nas águas superficiais, representando uma séria ameaça de longo prazo tanto para o meio e as espécies aquáticas presentes, quanto para seres humanos (CHEN et al., 2017).

Os elementos identificados em concentrações acima das arbitrárias pelas legislações (Cr, As e Cu) (Tabela 5), já foram associados aos escoamentos de estradas urbanas, devido a emissões e vazamentos de veículos motorizados. Neste sentido, pode-se inferir que essa também consiste em uma das principais fontes associadas à presença dos referidos elementos nos sedimentos do rio Sorocaba, como consequência do tráfego urbano intenso em seu entorno (BAEK; AN, 2010).

Portanto, o desenvolvimento de mais estudos e análises relativos às concentrações de EPTs no rio Sorocaba, são importantes para a identificação das fontes desses elementos para o ecossistema.

### **3.4 Avaliação da contaminação do sedimento por Fator de enriquecimento (FE)**

A partir do cálculo do índice FE (Eq. 1 e Quadro 2), realizado com os resultados das quantificações de EPTs no rio Sorocaba apresentados neste estudo e os valores de referência definidos por Cardoso-Silva et al. (2021) (Tabela 2) foi possível avaliar o grau de contaminação antrópica nas amostras de sedimentos do rio Sorocaba para a maioria dos EPTs estudados. Com base nos resultados do FE obtidos nos cinco pontos amostrais do rio Sorocaba, pode-se deduzir que as atividades antrópicas recorrentes em seu entorno estão afetando significativamente o enriquecimento de As, Cr, Cu e Zn no ambiente aquático (Tabela 6).

Os EPTs As e Cr que apresentaram enriquecimento significativo nos pontos 2 e 4 (Tabela 6), respectivamente, foram classificados como poluentes prioritários pela USEPA devido aos seus potenciais de toxicidade (USEPA, 2002). Ambos elementos têm suas fontes antrópicas associadas à indústria têxtil (As) e metalúrgicas (Cr) (CETESB, 2021), ocupações que estão presentes no entorno dos dois pontos amostrais (Figura 2) e, portanto, consistem em potenciais fontes desses elementos para o ecossistema aquático.

O Cu que também apresentou enriquecimento significativo no ponto amostral 1 (Tabela 6), consiste em um elemento com potencial de tóxico para seres humanos, podendo

atingir órgãos como o fígado. O EPT também pode acarretar intoxicações extremamente nocivas a letais para organismos aquáticos acima dos níveis toleráveis. As fontes de cobre para o meio ambiente incluem os efluentes de estações de tratamento de esgotos e a precipitação atmosférica de fontes industriais (CETESB, 2021). Portanto, a ETE S-1 e as indústrias presentes no entorno da área de estudo (Figura 2), são as prováveis contribuintes para o enriquecimento de Cu nos sedimentos do rio Sorocaba.

**Tabela 6** – Classificações do (FE) nos 5 pontos amostrais do rio Sorocaba

EPTs	P1	P2	P3	P4	P5
Al	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
As	< LOD	<b>11,533</b>	< LOD	4,477	< LOD
Cr	1,792	2,358	1,301	<b>5,586</b>	3,736
Cu	<b>9,411</b>	2,800	1,024	3,453	1,392
Fe	0,763	1,058	0,731	1,462	0,589
Mn	1,490	2,087	0,663	4,285	0,887
Ni	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Pb	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Zn	<b>7,643</b>	<b>5,167</b>	2,309	<b>20,324</b>	3,503

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

O Zn foi o elemento mais influenciado por interferências antrópicas em toda área de estudo, principalmente no ponto de coleta 4 (P4), onde apresentou enriquecimento antrópico muito elevado (Tabela 6). No entanto, as concentrações de Zn nas amostras de água estiveram abaixo do VMP da CONAMA n° 357/05 em todos locais amostrados (inclusive no P4), evidenciando que provavelmente o EPT está complexado com sulfetos e matéria orgânica. Contudo, apesar da provável não-biodisponibilidade do elemento, o resultado alerta quanto a fatores de atenção no ambiente, uma vez que há risco de remobilização do EPT para coluna d’água (MARIANI; POMPÊO, 2008). O Zn e seus compostos são muito utilizados em indústrias de fabricações metálicas (CETESB, 2021) e aportes de Zn em bacias hidrográficas urbanas foram atribuídos ao desgaste de pneus nas superfícies de estradas (COUNCELL et al., 2004; MARZOLA et al., 2019), neste sentido, a entrada do elemento no ecossistema aquático pode ser atribuída ao escoamento urbano. As referidas ocupações do solo estão presentes no entorno da extensão analisada do rio Sorocaba, inclusive ao lado do ponto 4 (Figura 2).

#### 4 CONCLUSÃO

A partir da análise da distribuição de EPTs no rio Sorocaba, foi possível constatar que o ecossistema apresenta concentrações de Al, Fe e Mn acima dos VMPs de legislações brasileiras para águas e, As, Cu e Cr acima dos VMPs para sedimentos. Estes resultados caracterizam aspectos de atenção ambiental, uma vez que os referidos EPTs possuem potencial de toxicidade para seres vivos, e em decorrência das águas do rio serem destinadas para o abastecimento público.

O índice FE indicou enriquecimento significativo para os elementos As, Cr, Cu e Zn em três dos locais amostrados e, enriquecimento muito elevado por Zn no ponto 4. Os níveis de

contaminação antrópica nos sedimentos estudados refletem a importância do controle de possíveis fontes de contaminantes presentes no entorno do ecossistema, principalmente na extensão urbana. Também se faz necessária a realização de mais investigações de parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos importantes para os níveis de qualidade das águas, para melhor identificação das fontes naturais e antrópicas de liberação de EPTs, bem com demais contaminantes em toda extensão do rio, principalmente nos locais que apresentaram concentrações elevadas de EPTs. As alterações nos parâmetros de qualidade do rio Sorocaba, são em sua maioria, provavelmente associadas à intensificação das atividades antrópicas recorrentes no entorno do ecossistema.

Os resultados obtidos na presente investigação contribuem para a formação de informações relativas à avaliação de parâmetros químicos das águas e sedimentos do rio Sorocaba e alertam para a necessidade de melhorias no controle da entrada de contaminantes no manancial. O cenário ambiental observado no rio Sorocaba requer atenção, dado que panoramas semelhantes causaram danos à biodiversidade aquática em outras regiões do mundo.

#### AGRADECIMENTOS

Esse estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 (processo nº 88887.629659/2021-00), projeto pró-equipamentos (proposta nº 189683) CAPES nº 11/2014, e projeto de auxílio à pesquisa da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) processo nº 2016/10796-5.

#### REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

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>

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>

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20<sup>th</sup> ed. Washington, 2000.

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/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>

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>

BARBIERI, M. The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. **Journal of Geology & Geophysics**, v. 5, n. 1, p. 1-4, 2016. ISSN 2381-8719.

<https://iris.uniroma1.it/handle/11573/925249>

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 GM/MS 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://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888\\_07\\_05\\_2021.html](https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html)>. Acesso em: nov. 2022.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 518 de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <[https://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/portaria\\_518.pdf](https://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/portaria_518.pdf)>.

Acesso em: out. 2023.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 344 de 25 de março de 2004**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Disponível em: <<https://www.areaseg.com/conama/2004/344-2004.pdf>>. Acesso em: out. 2023.

BRASIL. **Resolução CONAMA 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\\_rtfcd\\_a\\_ltrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_ltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf)>. Acesso em: nov. 2022.

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>

CARDOSO-SILVA, S. *et al.* Paleolimnological evidence of environmental changes in seven subtropical reservoirs based on metals, nutrients, and sedimentation rates. **Catena**, v. 206, p. 105432, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105432>

CARVALHO, M.A.R. *et al.* Natural and anthropogenic sources of potentially toxic elements to aquatic environment: A systematic literature review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 34, p. 51318-51338, 2022.

<https://doi.org/10.1007/s11356-022-20980-x>

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/10.1007/s11356-017-9272-2>

CETESB - 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.

CETESB - 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.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2022: Série relatórios**, 2023. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2023/09/Relatorio-de-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2022.pdf>>. Acesso em: nov. 2023.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo: Parte 1 - águas doces**, 2015. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp->

[content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb\\_QualidadeAguasSuperficiais2015\\_Partel\\_25-07.pdf](content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2015_Partel_25-07.pdf)>. Acesso em: nov. 2022.

COUNCELL, T.B. *et al.* Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. **Environmental science & technology**, v. 38, n. 15, p. 4206-4214, 2004. <https://doi.org/10.1021/es034631f>

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>

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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.008>

FERNANDES, A.M. *et al.* Avaliação dos fluxos das principais espécies químicas dissolvidas no rio Sorocaba (SP). **Geociências**, v. 36, n. 1, p. 01-12, 2017. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i1.12289>

FRASCARELI, D. *et al.* Spatial and seasonal heterogeneity of limnological variables in Ituparanga reservoir associated with the land use in the Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 771–781, 2015. <http://ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/1715>

FABH-SMT - FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Plano de Bacia Hidrográfica 2016-2027**, 2016. Disponível em: <[https://agenciasmt.com.br/userfiles/image/Nova%20Pasta/Plano\\_bacia\\_Parte%20I%20comp.pdf](https://agenciasmt.com.br/userfiles/image/Nova%20Pasta/Plano_bacia_Parte%20I%20comp.pdf)>. Acesso em: nov. 2023.

FABH-SMT - FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Plano de Bacias: Relatório de Situação 2022/2021**, 2022. Disponível em: <<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>

JOSHI, P. *et al.* Environmental Pollution of Potentially Toxic Elements (PTEs) and its Human Health Risk Assessment in Delhi Urban Environs, India. **Urban Climate**, v. 46, p. 101309, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101309>

LI, J. *et al.* A Comprehensive Exploration on Occurrence, Distribution and Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in the Multi-Media Environment from Zhengzhou, China. **Toxics**, v. 11, n. 2, p. 140, 2023. <https://doi.org/10.3390/toxics11020140>

LI, Q. *et al.* Potentially toxic elements in lake sediments in China: Spatial distribution, ecological risks, and influencing factors. **Science of The Total Environment**, v. 868, p. 161596, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161596>

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>

MARIANI, C.F.; POMPEO, M.L.M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment—Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 284–288, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0018-0>

MARZOLA, E.L. *et al.* Spatial modeling applied to environmental monitoring: identifying sources of potentially toxic metals in aquatic system. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 41, p. 1339-1350, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0218-5>

- 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>
- MIL-HOMENS, M. *et al.* Regional geochemical baselines for Portuguese shelf sediments. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 418-427, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.007>
- NASCIMENTO, M.R.L.; MOZETO, A.A. Reference Values for Metals and Metalloids Concentrations in Bottom Sediments of Tietê River Basin, Southeast of Brazil. **Soil & Sediment Contamination**, v. 17, n. 3, p. 269-278, 2008. <https://doi.org/10.1080/15320380802006996>
- OBAYOMI, O.O. *et al.* Ecological risk assessment of potentially toxic elements in the bottom sediments of a stream in Oke-Ere, Kogi State, North Central Nigeria. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 20, p. 13107–13118, 2023. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s13762-023-04851-7>
- OBIAHU, O.H.; YAN, Z.; UCHENNA, U.B. Spatiotemporal analysis of land use land cover changes and built-up expansion projection in predominantly dystric nitosol of Ebonyi state, Southeastern, Nigeria. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100145, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100145>
- REIMANN, C.; CARITAT, P. Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. **Environmental science & technology**, v. 34, n. 24, p. 5084-5091, 2000. <https://doi.org/10.1021/es001339o>
- 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>
- SAAE SOROCABA - SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SOROCABA. **Programa de despoluição do rio Sorocaba**. Disponível em: <<https://www.saaesorocaba.com.br/programa-de-despoluicao-do-rio-sorocaba/>>. Acesso em: out. 2022.
- 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 & Management**, v. 16, p. 100535, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100535>
- 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, p. 100852, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100852>
- SUTHERLAND, R.A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. **Environmental Geology**, v. 39, p. 611-627, 2000. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils**. Revision 1. Washington, DC, 2007.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 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.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Surface Water Sampling**, 2016.
- YADAV, R.; RAJPUT, V.; DHARNE, M. Functional metagenomic landscape of polluted river reveals potential genes involved in degradation of xenobiotic pollutants. **Environmental Research**, v. 192, p. 110332, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110332>