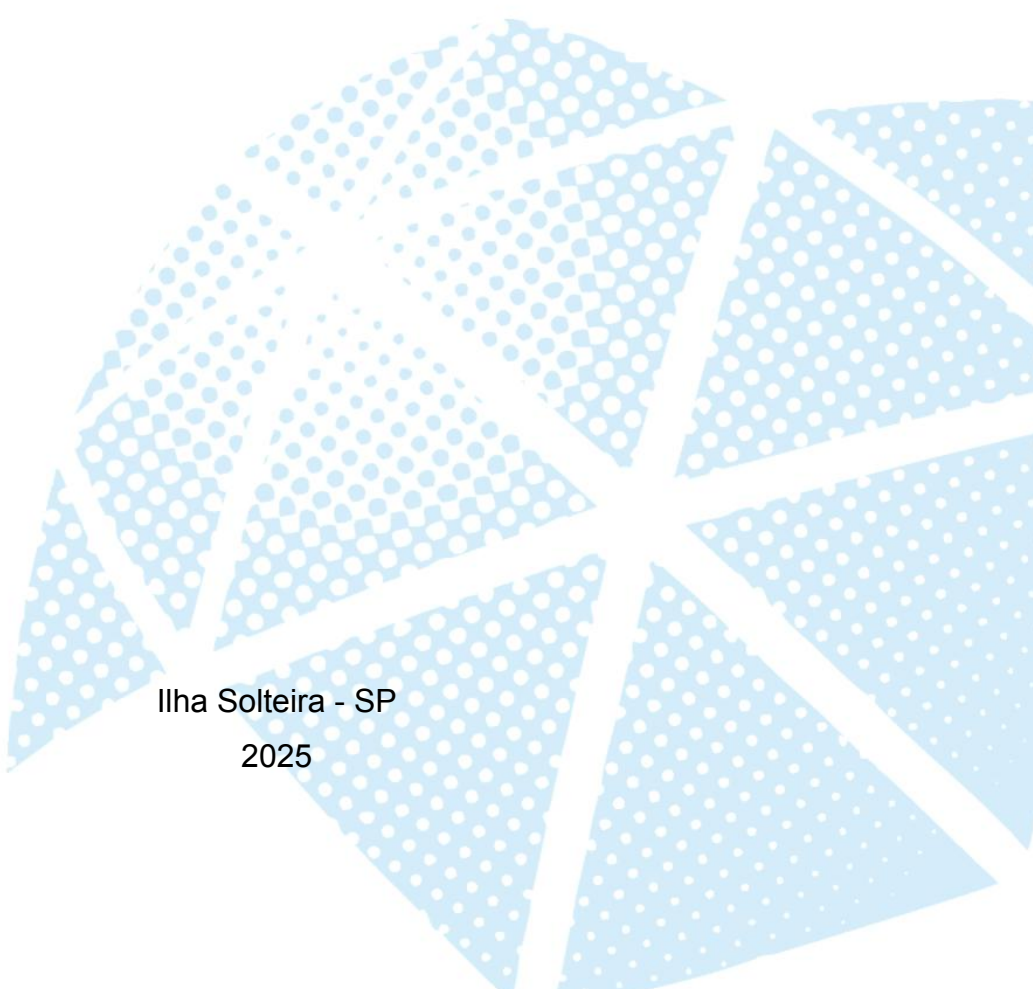


**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

LAICE DANIELE CORREIA

**ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO DE METAIS TÓXICOS E POTENCIALMENTE
TÓXICOS NOS ECOSSISTEMAS LÊNTICOS E LÓTICOS NO RIO
TELES PIRES- MT**



Ilha Solteira - SP
2025

LAICE DANIELE CORREIA

**ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO DE METAIS TÓXICOS E POTENCIALMENTE
TÓXICOS NOS ECOSSISTEMAS LÊNTICOS E LÓTICOS NO RIO
TELES PIRES – MT**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira para obtenção do título de Mestra em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Instrumentos da Política de Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Felipe André dos Santos

Ilha Solteira - SP

2025

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvida pela Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

- C824e Correia, Laice Daniele.
Estudo da distribuição de metais tóxicos e potencialmente tóxicos nos ecossistemas lênticos e lóticos no rio Teles Pires - MT / Laice Daniele Correia. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2025
199 f. : il.
- Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Instrumentos da Política de Recursos Hídricos, 2025
- Orientador: Felipe André dos Santos
Inclui bibliografia
1. Metais tóxicos. 2. Ecossistema aquático. 3. Biomagnificação. 4. Bioacumulação.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

A bacia hidrográfica do rio Teles Pires – MT, se localiza em uma das mais importantes regiões hidrográficas do Brasil, a Amazônica. A região objeto de estudo destaca-se por sua agropecuária altamente lucrativa para o país, além de possuir uma ictiofauna significativa e diversificada e grande potencial hidrelétrico. Todavia, sofre com impactos em relação ao garimpo ilegal e ao desmatamento (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021; Moreto *et al*, 2012; Prado, 2018; SEMA - MT, 2020).

Dessa forma, este estudo visa a geração de subsídios para a contribuição de um diagnóstico ambiental e orientação quanto ao planejamento e tomada de decisão na região estudada. Em relação a gestão hídrica, por meio da parceria com a Usina Hidrelétrica de Sinop – UHE Sinop, mapear e comparar as respostas das concentrações de metais tóxicos e potencialmente tóxicos nos diferentes ecossistemas presentes na área de influência da UHE Sinop, identificando potenciais processos de biomagnificação e bioacumulação na extensão do rio Teles Pires – MT.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

The Teles Pires River Basin – MT is in one of the most important hydrographic regions in Brazil, the Amazon. The region under study stands out for its highly profitable agriculture and livestock farming for the country, in addition to having a significant and diverse ichthyofauna and great hydroelectric potential. However, it suffers from impacts related to illegal mining and deforestation (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021; Moreto *et al*, 2012; Prado, 2018; SEMA - MT, 2020).

Therefore, the expected impact of this study is the generation of subsidies, aiming to contribute to an environmental diagnosis that contributes to guidance regarding planning and decision-making in the studied region, in relation to water management, through the partnership with the Sinop Hydroelectric Plant - UHE Sinop, mapping the responses of the concentrations of toxic and potentially toxic metals in the different ecosystems present in the area of influence of the Sinop HPP and identifying potential processes of biomagnification and bioaccumulation in the extension of the Teles Pires River – MT.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: "ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO DE METAIS TÓXICOS E POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS ECOSISTEMAS LÊNTICOS E LÓTICOS NO RIO TELES PIRES - MT"

AUTORA: LAICE DANIELE CORREIA

ORIENTADOR: FELIPE ANDRÉ DOS SANTOS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, área: Instrumentos de Política de Recursos Hídricos pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente



FELIPE ANDRÉ DOS SANTOS
Data: 10/03/2025 09:57:14-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. FELIPE ANDRÉ DOS SANTOS (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia de Biosistemas / Faculdade de Ciências e Engenharia - UNESP

Documento assinado digitalmente



CRISTIANO POLETO
Data: 07/03/2025 08:44:42-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. CRISTIANO POLETO (Participação Virtual)
Instituto de Pesquisas Hidráulicas - IPH / Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

Documento assinado digitalmente



DIOVANY DOFFINGER RAMOS
Data: 07/03/2025 10:14:47-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. DIOVANY DOFFINGER RAMOS (Participação Virtual)
Departamento de Educação / Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS)

Ilha Solteira, 06 de março de 2025

AGRADECIMENTOS

O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Convênio CAPES/UNESP nº 951420/2023. Agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Ao projeto “Estudo da distribuição de metais pesados no reservatório da Usina Hidrelétrica Sinop”, conforme o Contrato CES-014/2023-DMA, celebrado entre a Sinop Energia e UNESP, bem como toda a colaboração da equipe de Meio Ambiente da Sinop Energia, sendo, Juliano Mafra, Liandro Rosa e outros colaboradores da companhia, que ajudaram de forma direta ou indireta na execução deste estudo.

Meus agradecimentos também a todos os que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste estudo, em especial:

A Deus por ter me dado a oportunidade de cursar essa pós-graduação e me dar fôlego e coragem para continuar a minha caminhada para concluir essa pesquisa, apesar de tantas atribulações.

Dedico este projeto à minha família, por todos os incentivos e apoios ministrados, sem vocês eu não teria conseguido chegar até aqui.

Ao Professor e Orientador Dr. Felipe André dos Santos, por todo o suporte e dedicação dispensado ao decorrer do desenvolvimento deste projeto, por ter acreditado em meu potencial e pela oportunidade de crescimento a mim proporcionada, meus sinceros agradecimentos.

Ao laboratório de análises ambientais Venturo Análise Ambientais, por toda a excelência proporcionada nos ensaios.

E por fim, mas não menos importantes, as minhas amigas, Ana Teixeira, Bruna Laguna, Débora Lavoura e Mariela Arrizatto, que me apoiaram para que eu continuasse a trajetória, obrigada por acreditarem em meu potencial quando nem eu mesma acreditava.

“É necessário sair da ilha para ver a ilha, não nos vemos se não saímos de nós”.

José Saramago

RESUMO

O rio Teles Pires, o qual localiza-se em uma região Hidrográfica Amazônica, possui um elevado potencial hidrelétrico. Atualmente este potencial vem sendo aproveitado de forma sustentável pela Usina Hidrelétrica de Sinop, porém a região apresenta histórico natural de alguns metais, além de potenciais impactos ambientais que ocorrem ao entorno dos reservatórios e rio, tais como, atividades garimpeiras, desmatamentos e utilização de agrotóxicos em lavouras próximas às margens destes corpos hídricos. Neste contexto, o presente estudo se desenvolverá em vista com a linha de Pesquisa de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos e em consonância com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável n° 3 (Boa Saúde e Bem-Estar), n° 6 (Água Potável e Saneamento) e n° 17 (Parcerias e meios de implementação), tendo como objetivo realizar um diagnóstico da qualidade da água nos diferentes ecossistemas aquáticos do rio Teles Pires – MT, localizados na área de influência da Usina Hidrelétrica de Sinop, buscando comparar as respostas de persistência dos metais tóxicos (Hg, Cd, Pb e Cr) e potencialmente tóxicos (Zn e Cr) nos ecossistemas lênticos e lóticos, nas matrizes de água, sedimento e biota aquática, antes do represamento, no represamento e após o represamento. Foram realizadas três campanhas, uma na cheia e duas na estiagem e todo o ensaio foi realizado de acordo com metodologias acreditadas, efetuadas pelo laboratório parceiro Venturo Análises Ambientais. O estudo identificou concentrações traços de metais tóxicos e potencialmente tóxicos em todos os compartimentos e Hg acima dos valores máximos permitidos, em normativos legais, para o compartimento peixes, sendo um alerta para o bem-estar da população e equilíbrio do ecossistema, porém estes resultados estão de acordo com as especificidades da região, visto que o Hg, segundo a literatura, é natural na região Amazônica, mas pode estar sofrendo intensificação. Foi mapeada a persistência dos metais, com potenciais processos de biomagnificação e bioacumulação, na extensão do rio Teles Pires – MT, antes do represamento, no represamento e após o represamento. Conclui-se que esse estudo gerou subsídios para um planejamento da bacia, além de apresentar e comparar as especificidades de parâmetros físico-químicos dos sistemas lênticos e lóticos de um mesmo rio.

Palavras-chave: metais tóxicos; ecossistema aquático; biomagnificação e bioacumulação.

ABSTRACT

The Teles Pires River, located in the Amazon River Basin, has a high hydroelectric potential. This potential is currently being used sustainably by the Sinop Hydroelectric Plant. However, the region has a natural history of some metals, in addition to potential environmental impacts that occur around the reservoirs and river, such as mining activities, deforestation and the use of pesticides in work near the banks of water bodies. In this context, this work will be developed in view of the Water Resources Planning and Management Research line and in line with Sustainable Development Goals nº. 3 (Good Health and Well-Being), nº. 6 (Clean Water and Sanitation) and nº. 17 (Partnerships and Means of Implementation), aiming to carry out a diagnosis of water quality in different aquatic ecosystems of the Teles Pires River - MT, located in the area of influence of the Sinop Hydroelectric Power Plant, seeking to compare the persistence responses of toxic metals (Hg, Cd, Pb and Cr) and toxics (Zn and Cr) in lentic and lotic ecosystems, in the water, sediment and aquatic biota matrices, before damming, without damming and after damming. Three campaigns were carried out, one in the flood and two in the estimate and the entire test was carried out in accordance with accredited methodologies, carried out by the partner laboratory Venturo Análises Ambientais. The study identified trace concentrations of toxic and potentially toxic metals in all compartments and Hg above the maximum permitted values, in legal regulations, for the fish compartment, being a warning for the well-being of the population and balance of the ecosystem. However, these results are in accordance with the specificities of the region, since Hg, according to the literature, is natural in the Amazon region, but may be undergoing intensification. The persistence of metals was mapped, with potential biomagnification and bioaccumulation processes, in the extension of the Teles Pires River - MT, before the damming, in the damming and after the damming. It is concluded that this study generated subsidies for basin planning, in addition to presenting and comparing the specificities of physical-chemical parameters of the lentic and lotic systems of the same river.

Keywords: toxic metals; aquatic ecosystem; biomagnification and bioaccumulation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Detecção de metais em fitoplânctons e zooplânctons, na França.....	33
Figura 2: Estratos termais típicos de um ambiente lênticos.....	42
Figura 3: Mapa do desenho amostral do Projeto.....	59
Figura 4 : Temperaturas médias da água, para as três campanhas, (°C).....	65
Figura 5: Medições de temperatura da água na primeira campanha, nos perfis verticais (°C).....	66
Figura 6: Medições de temperatura da água na segunda campanha, nos perfis verticais (°C).....	67
Figura 7: Medições de temperatura da água na terceira campanha, nos perfis verticais (°C).....	68
Figura 8: Concentrações médias de turbidez (em NTU) e condutividade (em $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), obtidas nas campanhas	71
Figura 9:Concentrações de Turbidez e Condutividade detectadas na primeira campanha, nos perfis verticais.....	72
Figura 10: Resultados das concentrações de Turbidez e Condutividade detectadas na segunda campanha, nos perfis verticais.....	73
Figura 11: Resultados das concentrações de Turbidez e Condutividade detectadas na terceira campanha, nos perfis verticais.....	74
Figura 12 Concentrações médias de pH e OD obtidas nas campanhas	80
Figura 13: Concentrações de pH detectadas na primeira campanha, nos perfis verticais.....	81
Figura 14: Valores de OD mapeados na primeira campanha, nos perfis verticais (mg. L^{-1}).....	82
Figura 15: Concentrações de pH mapeadas na segunda campanha, nos perfis verticais.....	83
Figura 16: Concentrações de OD obtidas na segunda campanha, nos perfis verticais (mg. L^{-1}).....	84
Figura 17: Concentrações de pH obtidas na terceira campanha, nos perfis verticais.....	85
Figura 18: Concentrações de OD obtidas na terceira campanha, nos perfis verticais (mg. L^{-1}).....	86
Figura 19: Concentrações médias de zinco, detectadas nas campanhas, em mg. L^{-1}	91

Figura 20: Concentrações de zinco detectadas na primeira campanha, nos perfis (mg. L ⁻¹).....	92
Figura 21: Concentrações de zinco detectadas na segunda campanha, nos perfis (mg. L ⁻¹).....	93
Figura 22: Concentrações de zinco detectadas na terceira campanha, nos perfis (mg. L ⁻¹).....	94
Figura 23: Concentrações médias de mercúrio, detectadas nas campanhas,	97
Figura 24: Concentrações de mercúrio detectadas na segunda, em mg. L ⁻¹	98
Figura 25: Concentrações de mercúrio obtidas na terceira campanha, em mg. L ⁻¹ ..	99
Figura 26: Medidas de tendências centrais obtidas para as três campanhas, para os metais potencialmente tóxicos, em mg.kg ⁻¹	103
Figura 27: Concentrações dos metais potencialmente tóxicos cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidas na primeira e segunda campanhas, em mg.kg ⁻¹	104
Figura 28: Concentrações dos metais potencialmente tóxicos cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidas na terceira campanha, em mg.kg ⁻¹	105
Figura 29: Concentrações médias para os metais tóxicos chumbo e cromo, em mg.kg ⁻¹	111
Figura 30: Concentrações de chumbo (Pb) e cromo (Cr) detectadas na primeira e segunda campanhas, em mg.kg ⁻¹	112
Figura 31: Concentrações de chumbo (Pb) e cromo (Cr) detectadas na terceira campanha, em mg.kg ⁻¹	113
Figura 32: Concentrações médias para o metal tóxico mercúrio, em mg.kg ⁻¹	113
Figura 33: Concentrações de mercúrio (Hg) detectadas nas três campanhas, em mg.kg ⁻¹	114
Figura 34: Concentrações médias em Fitoplânctons, de cobre e zinco, em mg.kg ⁻¹	123
Figura 35: Concentrações médias para cobre e zinco na comunidade de Zooplâncton, em mg.kg ⁻¹	124
Figura 36: Concentrações de cobre e zinco detectadas para a primeira e segunda campanha, para Fitoplâncton e Zooplâncton, em mg.kg ⁻¹	125
Figura 37: Concentrações de cobre e zinco detectadas na terceira campanha, para Fitoplâncton e Zooplâncton (mg.kg ⁻¹).....	126
Figura 38: Concentrações médias detectadas nas campanhas para chumbo e cromo, no compartimento Fitoplâncton (mg.kg ⁻¹).....	135

Figura 39: Concentrações médias detectadas nas campanhas para cromo, no compartimento Zooplâncton.....	135
Figura 40: Concentrações detectadas na primeira e segunda campanha para cromo, no compartimento Fitoplâncton e Zooplâncton (mg.kg ⁻¹).....	136
Figura 41: Concentrações detectadas na terceira campanha para chumbo e cromo, no compartimento Fitoplâncton e Zooplâncton.....	137
Figura 42: Concentrações médias obtidas para o metal tóxico mercúrio, no compartimento Fitoplâncton e Zooplâncton (mg.kg ⁻¹).....	138
Figura 43: Concentrações de mercúrio, nos compartimentos Fitoplâncton e Zooplâncton, na primeira e segunda campanha.....	139
Figura 44: Concentrações de mercúrio, nos compartimentos Fitoplâncton e Zooplâncton, na terceira campanha (mg.kg ⁻¹).....	140
Figura 45: Concentrações médias detectadas para os metais potencialmente tóxicos Zn e Cu, em mg.kg ⁻¹	153
Figura 46: Concentrações médias obtidas para os metais tóxicos chumbo e cromo, em mg.kg ⁻¹	153
Figura 47: Concentrações médias obtidas para o metal tóxico mercúrio, em mg.kg ⁻¹	154
Figura 48: Concentrações de metais potencialmente tóxicos detectadas na primeira campanha, para macrófitas (mg.kg ⁻¹).....	155
Figura 49: Concentrações de metais tóxicos detectadas na primeira campanha, para macrófitas (mg.kg ⁻¹).....	156
Figura 50: Concentrações de metais potencialmente tóxicos detectadas na segunda campanha, para macrófitas (mg.kg ⁻¹).....	157
Figura 51: Concentrações de metais tóxicos detectadas na segunda campanha, para macrófitas (mg.kg ⁻¹).....	158
Figura 52: Concentrações de metais potencialmente tóxicos detectadas na terceira campanha, para macrófitas (mg.kg ⁻¹).....	159
Figura 53: Concentrações de metais tóxicos detectadas na terceira campanha, para macrófitas (mg.kg ⁻¹).....	160
Figura 54: Concentrações médias obtidas para as três campanhas, para o metal potencialmente tóxico zinco, em mg.kg ⁻¹	169
Figura 55: Concentrações médias calculadas para as três campanhas, para o metal tóxico cromo, em mg.kg ⁻¹	170

Figura 56: Concentrações médias calculadas para as três campanhas, para o metal tóxico mercúrio, em mg.kg^{-1}	170
Figura 57: Resultados obtidos na primeira campanha, de metais, em peixes (mg.kg^{-1})	171
Figura 58: Resultados obtidos na segunda campanha, de metais, em peixes (mg.kg^{-1})	172
Figura 59: Resultados obtidos na terceira campanha, de metais, em peixes (mg.kg^{-1})	173

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações de metais na matriz de água superficial (em $\mu\text{g L}^{-1}$).....	28
Tabela 2: Concentrações de metais detectados em sedimentos, em mg.kg^{-1}	31
Tabela 3: Concentração média de metais no Rio Paraíba do Sul e Imbé – SP, detectados em aguapés (mg.kg^{-1}).....	35
Tabela 4: Concentrações de metais em aguapés, no Reservatório de Guarapiranga	36
Tabela 5:Concentrações de metais detectadas em peixes, na Sérvia (em mg.kg^{-1}).37	
Tabela 6: LMT em peixes (mg.kg^{-1})	37
Tabela 7:Concentrações de metais em peixes no Canal de São Gonçalo, Rio Grande do Sul – campanha 1	38
Tabela 8:Concentrações de metais em peixes no Canal de São Gonçalo, Rio Grande do Sul – campanha 2	39
Tabela 9:Concentrações de metais em peixes em Bangladesh (mg.kg^{-1}).....	39
Tabela 10: Pontos de amostragem do projeto	59

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação dos corpos de água doce e os usos da água	26
Quadro 2: Valores de referência para os níveis de classificação em mg.kg ⁻¹	30
Quadro 3: Apresentação das matrizes e variáveis analíticas adotadas.....	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica
ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BHTP - Bacia Hidrográfica do Rio Teles Pires
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CMEB - Centro da Memória da Eletricidade no Brasil
CNAE - Conselho Nacional de Água e Energia
COGE - Comitê de Gestão de Empresas do Setor Elétrico
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral
EPA - Environmental Protection Agency
EPE - Empresa de Pesquisa Energética
FSG - Food Safety Guidelines
FVPs - Freshwater vascular plants
LD - Limite de detecção
LQ - Limite de Quantificação
LMT - Limites Máximos de Metais Tolerados
MO - Matéria Orgânica
MPT - Metais Potencialmente Tóxicos
ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
PCH's - Pequenas Centrais Hidrelétricas
PEL - Probable Effect Level
PNMA - Política Nacional de Meio Ambiente
RPS - Rio Paraíba do Sul
SEMA – MT - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso
TEL - Threshold Effect Level
UHE - Usina Hidrelétrica
VMP - Valor Máximo Permitido

LISTA DE SÍMBOLOS

°C: Graus Celsius
Cd: Cádmio
CE: Condutividade Elétrica
Cr: Cromo
Cr (III): Cromo trivalente
Cr (VI): Cromo Hexavalente
Cu: Cobre
Fe: Ferro
Fe₂O₃: Óxido Férnico
H⁺: Cátion hidrogênio
Hg: Mercúrio
Hg⁺¹: Mercuroso
Hg⁺²: Mercúrico
km²: Quilômetros quadrados
mg. L⁻¹: Miligramas por Litro
mg. kg⁻¹: Miligramas por quilo
mm: Milímetros
Mn: Manganês
MW: Megawatt
Ni: Níquel
NTU: *Nephelometric Turbidity Unit*
OD: Oxigênio Dissolvido
OH⁻: Hidroxila
Pb: Chumbo
pH: Potencial Hidrogeniônico
µg. g⁻¹: Micrograma por grama
µg.kg⁻¹: Micrograma por quilo
µm: Micra
UNT: Unidades Nefelométricas de Turbidez
µS.cm⁻¹: Micro-Siemens por centímetro
Zn: Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	OBJETIVOS	19
2	REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1	AS HIDRELÉTRICAS NO BRASIL	21
2.2	A QUALIDADE DA ÁGUA E A IMPORTÂNCIA DOS ESTUDOS AMBIENTAIS	23
2.3	MATRIZES AMBIENTAIS EM ESTUDOS DE QUALIDADES DE ÁGUAS E SEUS ASPECTOS LEGAIS	24
2.3.1	Água Superficial	24
2.3.2	A matriz de sedimentos	28
2.3.3	Fitoplânctons e Zooplânctons	31
2.3.4	Utilização de macrófitas e peixes como indicadores de qualidade da água	34
2.4	OS AMBIENTES LÊNTICOS E LÓTICOS	40
2.5	PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA	44
2.5.1	Temperatura e Potencial Hidrogeniônico (pH)	44
2.5.2	Turbidez	46
2.5.3	Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido	47
2.5.4	Metais: poluentes traços persistentes	49
2.5.4.1	Metais potencialmente tóxicos: cobre e zinco	50
2.5.4.2	Metais Tóxicos: cádmio, chumbo, cromo e mercúrio	51
3	MATERIAL E MÉTODOS	55
3.1	CARACTERÍSTICAS GERAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TELES PIRES	55
3.2	APRESENTAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	56
3.3	PONTOS AMOSTRAIS E PARÂMETROS ADOTADOS	58
3.4	AMOSTRAGEM	61

3.4.1	Amostragem de água.....	61
3.4.2	Sedimento.....	61
3.4.3	Fitoplâncton e Zooplâncton	62
3.4.4	Macrófitas	62
3.4.5	Peixes.....	63
3.5	TRATAMENTO E QUANTIFICAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	63
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
4.1	MATRIZ ÁGUA.....	65
4.1.1	Temperatura da água.....	65
4.1.2	Turbidez e Condutividade.....	70
4.1.3	pH e Oxigênio dissolvido (OD).....	79
4.1.3	Metais Potencialmente Tóxicos	90
4.1.5	Metais Tóxicos.....	97
4.2	MATRIZ SEDIMENTO.....	102
4.2.1	Metais Potencialmente Tóxicos: cobre e zinco.....	102
4.2.2	Metais Tóxicos: cádmio, chumbo, cromo e mercúrio	110
4.3	BIOTA.....	122
4.3.1	Fitoplâncton e Zooplâncton	123
4.3.1.1	Metais Potencialmente Tóxicos	123
4.3.1.2	Metais Tóxicos	134
4.3.2	Macrófitas	152
4.3.3	Peixes.....	168
5	CONCLUSÃO	179
6	SUGESTÕES E CORRELAÇÕES COM AS ODs.....	181
	REFERÊNCIAS.....	183

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de extrema importância no contexto da preservação ambiental e nos aspectos socioeconômicos. Todavia, a gestão de recursos hídricos no Brasil, ainda é um grande desafio, principalmente porque têm-se conhecimento que o país esteve por muitos anos limitado ao aspecto quantitativo, fortalecido pelo Código de Águas, conforme destacado por Oliveira (1957) e que, atualmente, boa parte das águas superficiais se encontram com sua qualidade com algum grau de comprometimento

Baseado em um cenário focado no crescimento econômico, o Brasil, no final do século XIX, foi delineando seu desenvolvimento no setor elétrico (Nogueira; Ferrão, 2015), visando uma produção em larga escala, a partir da geração de energia por meio de quedas d'água (CMEB, 2006). Para Bermann (2007) a priorização por construção de usinas hidrelétricas (UHEs) se justificava pelo grande potencial hidrelétrico no território brasileiro.

Caminhando junto ao desenvolvimento do setor, os regramentos ambientais quanto ao processo de licenciamento das usinas hidrelétricas também foram se estruturando. O Centro da Memória da Eletricidade no Brasil (CMEB, 2006), destaca que o país teve um importante passo no escopo do planejamento tradicional do setor elétrico, a partir de 1987, onde passa a considerar de forma integrada, os impactos sociais e ambientais, oriundos do processo de implantação das usinas hidrelétricas.

Em termos de avaliação de impacto ambiental, o aproveitamento hidrelétrico pode causar transformações no ecossistema, tais como: o surgimento de ecossistemas lacustres artificiais; modificação da dinâmica fluvial do curso d'água de um ambiente lótico para lêntico e heterogeneidade das temperaturas na coluna d'água, interferindo assim na distribuição das comunidades aquáticas. Acrescenta-se que o transporte de sedimentos também será afetado, os quais passam a ser depositados em maior proporção nos reservatórios, podendo contribuir para o assoreamento e para a concentração de metais potencialmente tóxicos (MPT), tanto de origem natural quanto antrópica (Esteves, 1998; Gaidoumi *et al.*, 2019).

Em condições naturais, os metais tóxicos e potencialmente tóxicos são resistentes à decomposição e podem acumular-se em microrganismos, na flora e na fauna aquática (Djikanović *et al.*, 2018) se perpetuando pelos diferentes níveis tróficos, podendo causar ainda danos à saúde humana e implicações importantes para a

biodiversidade, no que diz respeito às suas funções biológicas, mesmo em concentrações traços. Por isso a importância de um estudo ambiental para um diagnóstico, o qual permitirá traçar tendências de evolução da qualidade da água, que será expressa por meio das análises de parâmetros analíticos e mapear ações mitigadoras.

Nesse contexto, tem-se o rio Teles Pires, o qual localiza-se em uma região Hidrográfica Amazônica, com nascente localizada na região do Mato Grosso e se caracteriza como um importante tributário do Rio Tapajós, um dos corpos hídricos mais importantes do rio Amazonas (SEMA - MT, 2020). Possui elevado potencial hidrelétrico (Moretto *et al.*, 2012), com modificações em seus ecossistemas aquáticos, tanto que há em operação quatro grandes empreendimentos hidrelétricos, sendo eles: UHE Teles Pires, UHE São Manoel; UHE Colíder e UHE Sinop, destaca-se que essa última também atua como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010).

Além disso, a região possui uma ictiofauna importante, porém poucas informações acerca da limnologia e qualidade das águas, apesar de sujeita a potenciais impactos que podem acometer o equilíbrio do ecossistema, tais como depósitos naturais de mercúrio no solo, atividades garimpeiras, agricultura e desmatamento (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021; Prado, 2018; Roulet *et al.*, 1998).

Dessa forma, o presente estudo se desenvolve em vista com a linha de Pesquisa de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos, buscando contribuir para a gestão da qualidade da água, do equilíbrio do ecossistema aquático e em consonância com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável n.º 3 (Boa Saúde e Bem-Estar), n.º 6 (Água Potável e Saneamento) e n.º 17 (Parcerias e meios de implementação).

OBJETIVOS

O objetivo geral deste projeto é realizar um diagnóstico da qualidade da água nos diferentes ecossistemas aquáticos do rio Teles Pires – MT, localizados na área de influência da Usina Hidrelétrica de Sinop.

Os objetivos específicos são:

- Comparar as respostas dos ecossistemas lênticos e lóticos frente as concentrações dos metais tóxicos e potencialmente tóxicos;

- Confrontar os resultados dos analitos ensaiados com os padrões de qualidades e valores de referência existentes em legislações específicas e/ou com referências já mapeadas na literatura;
- Verificar a persistência dos metais tóxicos e potencialmente tóxicos nas diferentes matrizes ambientais (água, sedimento, biota) antes do represamento, no represamento e após o represamento e,
- Gerar um produto, sendo a própria dissertação, que permita gerar subsídios técnicos e bibliográficos, a fim de embasar a proposição de ciclos de monitoramentos ambientais, na região de estudo, focados em acompanhar potenciais processos de bioacumulação e biomagnificação.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 AS HIDRELÉTRICAS NO BRASIL

O desenvolvimento econômico, impulsionado pelo fim da Segunda Guerra Mundial, contribuiu para cenários de exploração intensiva dos recursos naturais, sendo o aproveitamento hidrelétrico fortemente incentivado (Sneddon, 2015; World Commission on Dam, 2000).

No Brasil, a expansão das hidrelétricas também seguiu o comportamento global e alavancou-se ao final dos anos de 1950. Todavia, a geração de energia elétrica por essa fonte já vinha sendo priorizada no final do século XIX e início do século XX, influenciada pela estrutura política do período, que enxergava tal investimento como um diferencial para o desenvolvimento econômico do país frente a tantos corpos hídricos no território (Oliveira, 2018).

Em 1905, ocorre a criação da Light Serviços de Eletricidade S.A., que possuía como tarefa realizar a implantação da engenharia de barragens, garantindo a expansão das hidrelétricas em operação (Pereira, 2015), além disso, durante o governo de Getúlio Vargas, na década de 1930, houve uma intervenção do Estado no setor, onde a partir do Código de Águas (1934), focado no aspecto quantitativo dos corpos hídricos, conferia à União a tarefa de autorizar ou conceder um aproveitamento da energia hidráulica, permitindo assim que o Estado tivesse a possibilidade de controlar a atividade das empresas do setor, a partir da fiscalização técnica, contábil e financeira.

Para estruturação do setor houve a criação, em 1939, do Conselho Nacional de Água e Energia (CNAE) e posteriormente, na década de 1960, do Ministério de Minas e Energia (MME). Na sequência, em 1961, a criação da Eletrobrás, que impulsionou ainda mais a instalação de hidrelétricas no país, já que era uma empresa estatal que tinha como responsabilidade realizar estudos, projetos, e operacionalizar unidades de produção (Oliveira, 2018, Pereira, 2015).

Caminhando junto ao desenvolvimento do setor, os regramentos ambientais quanto ao processo de licenciamento das usinas hidrelétricas, também foram se estruturando. A partir da Conferência de Estocolmo, em 1972, algumas movimentações pela consciência ambiental foram percebidas no Brasil, tanto que em 1983, foi aprovada a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), a qual estabeleceu

a obrigatoriedade dos grandes empreendimentos potencialmente poluidores tivessem que obter licenças ambientais, a partir da realização de estudos de impactos ambientais, com a existência de um órgão governamental que tinha como atribuição a fiscalização ao longo do processo de instalação e operação (Oliveira, 2018)

O Centro da Memória da Eletricidade no Brasil (CMEB, 2006), destaca que o país teve um importante passo no escopo do planejamento tradicional do setor elétrico, a partir de 1987, onde passa a considerar de forma integrada, os impactos sociais e ambientais, oriundos do processo de implantação das usinas hidrelétricas, tanto que em um relatório desenvolvido pela Eletrobrás, em 1989, do Comitê de Gestão de Empresas do Setor Elétrico (COGE), ocorreu a avaliação da incorporação de variáveis ambientais como constituintes dos planos de desenvolvimento para o setor elétrico (Oliveira, 2018).

Em termos de avaliação de impacto ambiental, o aproveitamento hidrelétrico pode causar transformações no ecossistema, tais como: o surgimento de ecossistemas lacustres artificiais; modificação da dinâmica fluvial do curso d'água de um ambiente lótico para lântico e heterogeneidade das temperaturas na coluna d'água, interferindo assim na distribuição das comunidades aquáticas. Acrescenta-se que o transporte de sedimentos também será afetado, os quais passam a ser depositados em maior proporção nos reservatórios, podendo contribuir para o assoreamento e para a concentração de metais potencialmente tóxicos (MPT), tanto de origem natural quanto antrópica (Esteves, 1998; Gaidoumi *et al.*, 2019).

Pereira (2015), destaca que no ano de 1995 ocorreu uma reestruturação no setor elétrico, a partir da criação da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e do Operador Nacional do Sistema (ONS), posteriormente, em 1998. Com a finalidade de desenvolver estudos e pesquisas, visando o subsídio do planejamento do setor energético brasileiro, surge em 2004, a Empresa de Pesquisa Energética (EPE), atuando para mapear as demandas energéticas por setor e tendo como foco a expansão energética do país.

Segundo a publicação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, “Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação” (ANA, 2016), o Brasil se configura como um dos maiores produtores mundiais de energia hidrelétrica, entretanto e cerca de 60% do potencial hidrelétrico do país ainda a ser aproveitado, está localizado na região Amazônica e no Centro-Oeste, tendo como desafios não só a questão técnica para instalação, mas também os aspectos

ambientais impulsionados pela preservação da biodiversidade, assim como sociais (EPE, 2007).

Por isso a importância do setor para o crescimento econômico, tanto que Oliveira (2018) destaca que ainda há um grande horizonte para o desenvolvimento hidrelétrico nacional, mas embasado na busca de formas sustentáveis para o uso dos recursos naturais.

2.2 A QUALIDADE DA ÁGUA E A IMPORTÂNCIA DOS ESTUDOS AMBIENTAIS

A gestão de recursos hídricos no Brasil, ainda é um grande desafio, principalmente porque têm-se conhecimento que o país esteve por muitos anos limitado ao aspecto quantitativo, fortalecido pelo Código de Águas (Oliveira, 1957).

Apesar da importância, a água é um dos recursos mais complexos para gestão, considerando o cenário atual, no qual as atividades como a agricultura, pecuária, indústria, bem como a gestão de centros urbanos com alta concentração populacional e a estrutura deficitária do saneamento básico, acabam contribuindo para o aporte de uma diversidade de substâncias nos corpos hídricos, as quais podem ser tóxicas e comprometer não somente a qualidade do manancial, mas também a saúde humana e o bem-estar dos organismos vivos, presentes no ambiente.

A qualidade da água está atrelada às suas características físicas, químicas e biológicas, as quais são medidas por meio da realização de ensaios laboratoriais ambientais, a partir da adoção de parâmetros de interesse (Von Sperling, 2005). As concentrações obtidas devem ser comparadas com os padrões de qualidade estabelecidos, por meio de regramentos ambientais, de acordo com a matriz de interesse.

É importante salientar que a qualidade da água irá definir a disponibilidade dos recursos hídricos frente aos vários usos múltiplos, sejam consuntivos ou não consuntivos. Ela sofre influência do regime hidrológico, do escoamento superficial, do uso e ocupação do solo, dos lançamentos industriais ou domésticos, assim como manejo do solo, disposição de resíduos sólidos, aspectos geológicos e pedológicos, além de cargas agrícolas (ANA, 2024).

Dessa forma, os estudos ambientais, buscam a partir do diagnóstico ambiental, direcionar para o monitoramento da qualidade da água dos corpos hídricos, nas bacias hidrográficas, sendo uma ferramenta de extrema importância para fins de

gestão dos recursos hídricos, pois é uma forma de diagnóstico que fornece subsídios para traçar linhas de tendências, no que diz respeito a evolução da qualidade da água, identificando comportamentos de respostas dos ambientes aquáticos frente aos impactos, o que contribui para uma avaliação sistemática. Reconhecer os parâmetros representativos, definir os locais de amostragem e identificar as fontes de poluição significativas são essenciais para que a ferramenta seja eficaz (Cunha; Calijuri, 2010; Figueiredo; Cruz-Fantin, 2014; Guerreiro *et al.*, 2020; Kotamäki *et al.*, 2019).

O estudo ambiental pode direcionar para que a partir de um processo de monitoramento, haja a identificação de áreas prioritárias quanto a necessidade de controle de poluição hídrica, por exemplo. Destaca-se que os parâmetros ambientais adotados no estudo de uma área se configurarão como indicadores de qualidade, expressando as concentrações de poluentes, bem como outras características do local de interesse (ANA, 2024), sendo o plano de amostragem uma das fases do processo de monitoramento cruciais para se obter resultados analíticos que realmente reflitam a qualidade daquele manancial, os quais orientarão de forma correta para uma tomada de decisão.

Ademais, o delineamento de um programa de coleta de amostras necessita que algumas variáveis sejam observadas como as características das áreas de influência e de estudo, assim como definição dos parâmetros legislados e investigativos, pois isso influenciará na definição da metodologia de coleta das amostras, além da forma de preservação dos analitos e os métodos analíticos que serão adotados para os ensaios laboratoriais (Brasil, 2023).

2.3 MATRIZES AMBIENTAIS EM ESTUDOS DE QUALIDADES DE ÁGUAS E SEUS ASPECTOS LEGAIS

2.3.1 Água Superficial

As águas superficiais nada mais são do que aquelas que não receberam nenhum tipo de tratamento. São aquelas encontradas em condições naturais em rios, lagos, riachos e entre outros, sendo a principal fonte para os usos múltiplos (Brasil, 2005).

Essas áreas que acumulam água podem se caracterizar como corpos d'água heterogêneos, isto é, apresentam variações de características ao longo do espaço e do tempo. Dessa forma, é de extrema importância que em estudos de diagnósticos

ambientais se busque obter uma amostra representativa (Brasil, 2023), visto que isso influenciará na acurácia das informações adquiridas, por meio dos ensaios analíticos.

Para realizar a coleta de amostras de águas brutas deve-se considerar que as mesmas não devem ser efetuadas em pontos próximos às margens ou pontos de lançamentos de efluentes líquidos, o que afetaria os resultados analíticos, uma vez que as características do curso d'água não serão bem representadas (Brasil, 2011).

Segundo o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Brasil, 2023) há algumas variáveis que contribuem para a heterogeneidade de um corpo hídrico, tais como: estratificação térmica, zona de mistura, a distribuição variada de materiais não dissolvidos (que apresentam densidade distinta da água) ou ainda quando há a presença de reações, tanto químicas quanto biológicas, além do desenvolvimento de algas na superfície, que afetam parâmetros como o pH e oxigênio dissolvido. Por isso, ensaios rápidos de campo, são importantes para compreender tais variações nas características. Neste contexto, é necessário considerar que as águas doces superficiais possuem padrões de qualidade que foram sendo moldados no Brasil, ao longo dos anos, por meio de regramentos legais.

Em 1934, surgiu o Código de Águas, o qual era focado no aspecto quantitativo quando se falava em uso da água, principalmente buscando garantir a demanda energética do país. Mais à frente, em 1976, a qualidade da água começou a ser pauta, a partir da Portaria do Ministério do Interior nº 13, de 15 de janeiro de 1976 (Portaria MINTER), que abordava a questão do enquadramento dos corpos de água doce. Esta, por sua vez, foi revogada pela Resolução CONAMA nº 20/1986, que trouxe a classificação dos corpos hídrico para águas doces, salinas e salobras, apresentando padrões de qualidade. Já em 1997, foi promulgada a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei das Águas nº 9433/1997, que estabeleceu o enquadramento dos corpos hídricos como um instrumento de comando e controle atrelado à gestão dos recursos hídricos. Mas a conceituação de padrões de qualidade e condições de qualidade das águas, junto ao instrumento do enquadramento, só surge a partir da Resolução CONAMA nº 357/2005, a qual revogou a Resolução CONAMA nº 20/1986.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), traz o conceito de condição de qualidade como àquela que um trecho de um corpo hídrico apresenta, em um determinado período, considerando os usos múltiplos, diante das classes de qualidade. Focada nos usos preponderantes, na proteção da saúde, do bem-estar humano e equilíbrio ecológico aquático, o regramento legal traz metas de qualidade

e apresenta parâmetros indicadores, os quais podem ser utilizados para caracterização de um trecho de um segmento do corpo d'água, estabelecendo os chamados valores máximos permitidos (VMP's) para os analitos de interesse.

É importante destacar que a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005), apresenta a classificação dos corpos hídricos em classes, de acordo com os usos mais exigentes (classe especial) e menos exigentes (classe 4), conforme descrito no Quadro 1.

Quadro 1: Classificação dos corpos de água doce e os usos da água

Classes	Usos preponderantes
Classe Especial	a) abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe 1	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000. d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas
Classe 2	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e à atividade de pesca.

Continua...

Continuação.

Classes	Usos preponderantes
Classe 3	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e e) à dessedentação de animais
Classe 4	a) à navegação; e b) à harmonia paisagística.

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº357/2005 (BRASIL, 2005).

Atrelado à Resolução CONAMA nº 357/2005, é possível compreender as características físicas, químicas e biológicas das águas superficiais (UDDIN, NASH, OLBERT, 2021), permitindo a escolha de parâmetros de acordo com a finalidade ou objetivo de um estudo.

Mesmo com o novo Marco Regulatório do Saneamento Básico, a lei nº 14026/2020, ainda há um grande déficit no que diz respeito aos sistemas de esgotamentos sanitários, no Brasil, o que reflete em riscos à saúde pública, em decorrência das doenças de veiculação hídrica. A contaminação da água destinada ao consumo humano se configura como um caso crítico, sendo indispensável o tratamento da água bruta para atender a esse uso múltiplo.

Diante disso, há a PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021, do Ministério da Saúde, a qual estabelece procedimentos de controle e padrões de potabilidade, visando a qualidade da água para consumo humano, contempla parâmetros químicos e microbiológicos que podem trazer alguns riscos à saúde humana, inclusive agrotóxicos, metais e produtos secundários do processo de tratamento de água, como Cloro Residual, Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos Totais (BRASIL, 2021a), sendo esses últimos com potencial carcinogênico.

É de suma importância a observância e aplicação desses padrões de qualidade estabelecidos, visando minimizar os impactos na saúde humana e o equilíbrio no ecossistema aquático, frente a contaminação dos recursos hídricos.

Destaca-se que referente as concentrações de metais já detectadas em corpos hídricos ao redor do mundo, Al-Afify e Abdel-Satar (2022), realizaram um mapeamento de alguns valores de referência obtidos em literatura. A Tabela 1 apresenta esses dados.

Tabela 1: Concentrações de metais na matriz de água superficial (em ug L⁻¹)

Rios	País	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Referência
Xinbian	China	3,20	0,88	0,10	0,03	0,14	Yu <i>et al</i> , 2022
Major	Argentina	22,00	3,10	1,70	ND		Avigliano e Schenone, 2015
Pearl	China	17,00, - 61,00	3,00 – 5,00	0,06 - 1,09	0,05 – 0,75	0,36 – 1,10	Jiao <i>et al</i> , 2018
Halda	Bangladesh	399,00 – 941,00	ND	700,00 – 2.600,00	<1,00 – 8,00	<11,00 – 14,00	Dey <i>et al</i> , 2021
Rios Ganga	País Índia	Zn 60,00,	Cu 10,00	Pb 120,00	Cd 5,00	Cr	Referência Aktar <i>et al</i> , 2010
Yixi Pasing	China Filipinas	134,00	16,00 63,00	25,00 628,00	1,00 51,00	249,00	Lu <i>et al</i> , 2018 Paronda <i>et al</i> , 2019
Nilo	Egito	21,10 – 133,00	14,00- 72,00	9,30 – 67,90	0,81 – 2,30	3,90 – 27,40	Al-Afify e Abdel-Satar, 2022

Nota: ND = não detectado.

Fonte: Adaptado de Al-Afify e Abdel-Satar, 2022.

2.3.2 A matriz de sedimentos

Os sedimentos são definidos como fragmentos de rochas e de solo desagregados pelo processo de intemperismo e erosão. Além das partículas finas, como argila e silte, também é constituído por partículas orgânicas. Todavia, em um ambiente urbano há uma gama de partículas complexas advindas de fontes antropogênicas, as quais são formadas, por exemplo, por partículas metálicas, resíduos de processos industriais e da construção civil e que apresentam propriedades químicas e mineralógicas que diferem daquelas provenientes das fontes naturais.

São amplamente empregados como uma matriz de estudo da qualidade dos ecossistemas aquáticos, por se acumularem no fundo da calha dos corpos hídricos, retratando assim as condições históricas, armazenando características de longos períodos de influência antrópica, por exemplo, as quais não são facilmente mapeadas por meio de estudos da qualidade somente na matriz de água. Além disso, quando contaminantes são detectados nos sedimentos, isso reflete um risco ao ecossistema,

visto que a transferência destes para a coluna de água pode ocorrer a partir do revolvimento do mesmo, por exemplo, a partir de aumento de vazões, chuvas ou atividades que possam causar perturbação no leito do rio (Brasil, 2023).

É importante destacar que a poluição sedimentar, em um corpo hídrico, está ligada ao carreamento de poluentes, tanto químicos quanto biológicos adsorvidos nos sedimentos. Ela se manifesta a partir de duas dimensões: a física e a química, sendo que a primeira está relacionada a perda da camada superficial do solo, a partir de processos erosivos laminares, os quais acabam contribuindo para o aumento dos níveis de turbidez no curso d'água, afetando a penetração de luz no ambiente e que podem levar a impactos ecológicos, em decorrência da deposição dessas partículas nos rios, lagos e reservatórios, contribuindo para o assoreamento. Já a segunda está ligada ao aporte nos cursos d'água de compostos químicos adsorvidos aos sedimentos, principalmente as frações de argila e silte (fração $< 63\mu\text{m}$). (Chistophoridis; Fytianos, 2006; Dapeng *et al.*, 2011), funcionando como um sumidouro de compostos orgânicos e inorgânicos, os quais vão se apresentando persistentes no ambiente.

Tsakovski *et al.* (2012), destacam que as análises de metais na matriz de sedimentos podem estimar o grau de contaminação em um ambiente. Além disso, Diagboya, Olu-Owolabi, Adebowale (2015) e Lu *et al.* (2016), salientam que as condições físico-químicas dos sedimentos de fundo e das águas superficiais em um ecossistema aquático podem contribuir para a precipitação e consequente biodisponibilidade dos metais para a biota aquática, por isso, estudar os sedimentos se torna algo decisivo, quando se avalia a toxicidade de metais.

Para avaliar os níveis de metais em áreas de estudo atreladas a qualidade ambiental, é essencial usar valores de amostras base (background) de locais não contaminados. Esses valores ajudam a comparar resultados em áreas degradadas e orientar para tomadas de decisões referentes a remediação de áreas contaminadas, por exemplo. É de suma importância comparar as concentrações de metais com valores de referência, os chamados *guidelines*, os quais se caracterizam como limites ou recomendações para proteger o meio ambiente, seja ele aquático e/ou terrestre.

Os *guidelines* ajudam a interpretar dados de análises químicas, desenvolver programas de monitoramento, embasar decisões regulatórias, avaliar riscos de contaminação e estabelecer objetivos de remediação. Todavia, apesar dos *guidelines* serem úteis, eles têm limitações, como por exemplo a falta de universalização, pois

são dados específicos para cada local, o que impacta em termos comparativos de resposta dos diferentes ambientes frente a uma contaminação (Florida Department of Environmental Protection, 1994; Mudrch; Azcue; Omee, 1993; Poletto; Merten, 2013).

Não há valores de referência estabelecidos para sedimentos na legislação brasileira, todavia, adota-se que os parâmetros analíticos devem estar em conformidade com os níveis estabelecidos para a classificação do sedimento a ser dragado, conforme definido na Resolução CONAMA nº 454/2012. Nela são estabelecidos níveis de contaminação, o chamado nível 1 ou TEL (*Threshold Effect Level*), que se refere a concentração limite abaixo da qual há baixa probabilidade de efeitos adversos relacionados à biota e o nível 2 ou PEL (*Probable Effect Level*), que diz respeito a concentração limite acima da qual pode-se ter efeitos adversos à biota (Brasil, 2012). O Quadro 2 apresenta os valores de referências para os metais tóxicos e potencialmente tóxicos para águas doces.

Quadro 2: Valores de referência para os níveis de classificação em mg.kg⁻¹

Metais tóxicos ou potencialmente tóxicos	Nível 1 (N1)	Nível 2 (N2)
Arsênio	5,9	17
Cádmio	0,6	3,5
Chumbo	35	91,3
Cobre	35,7	197
Cromo	37,3	90
Mercúrio	5,9	17
Níquel	0,6	3,5
Zinco	35	91,3

Fonte: Resolução CONAMA nº454/2012 (Brasil, 2012).

Destaca-se que não há necessidade de estudos complementares no ecossistema aquático, caso a concentração dos metais de interesse se apresente inferiores ou iguais ao nível 1 ou entre os níveis 1 e 2, exceto para mercúrio, cádmio, chumbo e arsênio (Brasil, 2012).

Em um levantamento realizado por Ma *et al.* (2021), mapeou-se um comparativo entre as concentrações de metais tóxicos e potencialmente tóxicos na matriz de

sedimento, em diversos rios ao redor do mundo em relação aos seus estudos, conforme destacado na Tabela 2.

Tabela 2: Concentrações de metais detectados em sedimentos, em mg.kg^{-1}

Localização	Cu	Zn	Pb	Cr	Hg	Cd	Referências
Fenhe River (China)	31,63	137,51	27,68	91,04	0,07	0,12	Ma <i>et al</i> (2021)
Rio Espírito Santo estuary (USA)	122,00	76,33	12,33	48,00	-	0,18	Williams &Block (2015)
Laura River estuary (Brazil)	13,03	-	-	56,50	-	3,73	Lima <i>et al</i> (2017)
Kelantan River (Malaysia)	21,66	57,78	52,01	59,32	-	0,07	Wang <i>et al</i> (2017)
Han River (Korea)	25,90	150,40	31,60	60,50	-	0,21	Lai <i>et al</i> (2013)
Salt- water River (Taiwan)	1001,00	1220,00	128,00	131,00	-	1,40	Lin <i>et al</i> (2011)
Yellow River estuary (China)	34,35	74,30	23,29	83,45	-	83,45	Rao <i>et al</i> (2018)
Xiashan Stream (China)	261,88	332,83	93,62	112,76	1,05	2,00	Li <i>et al</i> (2020)

Fonte: Adaptado de MA *et al* (2021).

Já Al-Afify e Abdel-Satar (2022), destacam que segundo a *Environmental Protection Agency (EPA)*, os valores limítrofes para sedimentos, referentes as concentrações de metais são de $121 \mu\text{g g}^{-1}$ para Zn; $31,6 \mu\text{g g}^{-1}$ para Cu, $35,8 \mu\text{g g}^{-1}$ para Pb, $0,99 \mu\text{g g}^{-1}$ para Cd e $43,4 \mu\text{g g}^{-1}$ para Cr.

Salienta-se que os valores de referência precisam ser utilizados havendo clareza sobre suas não universalizações. Todavia, essas informações são de extrema relevância para compreender o comportamento de estudos de distribuição de metais em sedimentos, a partir de tais levantamentos bibliográficos.

2.3.3 Fitoplânctons e Zooplânctons

Em ecossistemas aquáticos, estudar a presença e composição da comunidade fitoplanctônica é de extrema relevância para um diagnóstico ambiental (Darchambeau; Sarmiento; Descy, 2014). Trata-se de uma comunidade de organismos microscópicos, compostos por microalgas e cianobactérias, os quais habitam rios, lagos e represas, sendo encontrados em suspensão, caracterizam-se por serem essenciais para a existência da vida em um ecossistema, visto que são organismos fotossintetizantes

(Brasil, 2023), isto é, produtores primários, se configurando como a base da cadeia alimentar.

Em ambientes com escassez de nutrientes, os chamados oligotróficos, a comunidade fitoplanctônica é pouco expressiva, todavia, ela pode se apresentar mais abundante em ambientes ricos em nutrientes os chamados eutróficos, mas tais características podem levar a eutrofização, que está atrelada à proliferação excessiva de algas (Brasil, 2023).

Para Reynolds (2006), são organismos comumente adotados como bioindicadores da qualidade ambiental, apresentando assim maior desenvolvimento em ambientes lênticos. São extremamente sensíveis as alterações no ambiente, dessa forma, por se caracterizarem como a base da cadeia alimentar, modificações em sua composição e estrutura irão refletir em mudanças em todos os níveis tróficos superiores.

Portanto, em estudos de distribuição de metais tóxicos e potencialmente tóxicos, a adoção de fitoplânctons se mostrou efetiva, tanto que na região Amazônica, no Rio Tapajós, durante o período de estiagem, foram obtidos em amostras de fitoplâncton um nível médio de mercúrio total de 66 ng g^{-1} ou $0,066 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Roulet *et al.*, 2000), assim como uma concentração de $0,164 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Hg foi detectada na comunidade fitoplanctônica presente no Lago Michigan, nos Estados Unidos (Mason; Sullivan, 1997). Assim como Albarico *et al.* (2022), que detectou concentrações de metais tóxicos e potencialmente tóxicos em fitoplânctons em Taiwan, sendo eles: $1,47$ e $13,2 \text{ ug g}^{-1}$ ($1,47$ e $13,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) de cromo (Cr); $1,35 - 40,7 \text{ ug. g}^{-1}$ ($1,35 - 40,7 \text{ mg.kg}^{-1}$) de cobre (Cu) e $0,567 - 9,62 \text{ ug. g}^{-1}$ ($0,567 - 9,62 \text{ mg.kg}^{-1}$) de chumbo (Pb).

Além disso, se torna uma via de contaminação do zooplâncton por metais, visto que ele possui um papel de extrema importância em relação ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, conectando os produtores (fitoplânctons) e os demais níveis tróficos da cadeia alimentar (Bozelli; Huszar, 2003; Santos, 2014).

Os zooplânctons se caracterizam como àqueles organismos que podem estar presentes em toda a coluna d'água, com capacidade de locomoção limitada, sendo seres heterotróficos, presentes em quase todos os ecossistemas aquáticos, seja na forma de larvas, insetos, bactérias livres, protozoários, crustáceos ou outras formas de invertebrados. Ademais, são importantes nos ambientes como bioindicadores, visto que a comunidade zooplanctônica possui um ciclo de vida curta e, portanto,

apresenta respostas rápidas frente às alterações físico-químicas, no ecossistema aquático (Brasil, 2023).

Concentrações de metais tóxicos e potencialmente tóxicos em zooplânctons já foram mapeadas em diversos estudos. Mason e Sullivan (1997) detectaram concentrações de cerca de $0,064 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Hg no organismo vivo, além disso, um nível médio de $0,162 \text{ mg.kg}^{-1}$ também foram mapeadas por Roulet (2000). Já Coelho e Greco (1998) obtiveram resultados de concentrações de Cd de $0,97 \pm 0,23 \text{ mg.kg}^{-1}$, de Pb na ordem de $22,51 \pm 17,91 \text{ mg.kg}^{-1}$ e Zn na ordem de $177 \pm 95,30 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Além disso, Chouvelon *et al.* (2019), identificaram concentrações de metais essenciais e não essenciais na comunidade fitoplanctônica (6 - $<200 \text{ } \mu\text{m}$) e zooplanctônica (de 200 a $> 2000 \text{ } \mu\text{m}$), na França, considerando os períodos da Primavera e Inverno, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1: Detecção de metais em fitoplânctons e zooplânctons, na França

Trace metal concentrations (in mg.kg^{-1} dry mass) determined in biological compartments (size-classed plankton and fish), reported per element type (essential vs. non-essential), per season (spring (plankton) or summer (fish) 2010 vs. winter 2011) and per sampling zone (East vs. West). Values are mean $\pm$ standard deviation (SD). N = number of stations (for size-classed plankton) or number of pools of individuals (for fish), for which total metal concentrations could be determined within each area and at each season. Nd = not determined.

	N	Essential elements				Non-essential elements			
		Co	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Hg	Pb
		Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD	Mean $\pm$ SD
Spring or summer 2010 - East									
6-60 μm	4	6.7 $\pm$ 2.8	45.4 $\pm$ 4.2	58.8 $\pm$ 11.1	293 $\pm$ 72	0.56 $\pm$ 0.37	0.37 $\pm$ 0.16	0.570 $\pm$ 0.513	44.0 $\pm$ 15.1
60-200 μm	4	4.3 $\pm$ 3.0	22.2 $\pm$ 8.9	30.0 $\pm$ 11.6	142 $\pm$ 30	0.43 $\pm$ 0.36	0.61 $\pm$ 0.18	0.365 $\pm$ 0.535	38.9 $\pm$ 14.3
200-500 μm	3	0.22 $\pm$ 0.06	1.9 $\pm$ 0.5	7.0 $\pm$ 0.5	154 $\pm$ 14	0.14 $\pm$ 0.03	0.89 $\pm$ 0.08	0.037 $\pm$ 0.017	0.93 $\pm$ 0.09
500-1000 μm	3	0.24 $\pm$ 0.05	2.1 $\pm$ 0.5	8.1 $\pm$ 2.2	172 $\pm$ 18	0.16 $\pm$ 0.04	0.99 $\pm$ 0.01	0.042 $\pm$ 0.026	0.96 $\pm$ 0.46
1000-2000 μm	3	0.30 $\pm$ 0.07	3.4 $\pm$ 1.7	8.7 $\pm$ 2.5	186 $\pm$ 55	0.19 $\pm$ 0.05	1.0 $\pm$ 0.1	0.043 $\pm$ 0.023	1.3 $\pm$ 0.5
> 2000 μm	3	0.34 $\pm$ 0.19	1.8 $\pm$ 0.7	4.6 $\pm$ 2.2	63 $\pm$ 41	0.10 $\pm$ 0.04	0.36 $\pm$ 0.18	0.024 $\pm$ 0.019	1.3 $\pm$ 0.6
Sardine (Wh ^a)	8	Nd	0.52 $\pm$ 0.17	4.8 $\pm$ 0.7	85 $\pm$ 6	0.02 $\pm$ 0.00	0.06 $\pm$ 0.01	0.130 $\pm$ 0.036	0.21 $\pm$ 0.04
Anchovy (Wh ^a)	8	Nd	0.77 $\pm$ 0.11	5.9 $\pm$ 0.6	116 $\pm$ 17	0.03 $\pm$ 0.01	0.12 $\pm$ 0.03	0.275 $\pm$ 0.039	0.14 $\pm$ 0.04
Spring or summer 2010 - West									
6-60 μm	4	4.7 $\pm$ 1.1	65.6 $\pm$ 40.5	41.9 $\pm$ 31.9	439 $\pm$ 115	0.74 $\pm$ 0.74	0.38 $\pm$ 0.15	0.049 $\pm$ 0.039	72.4 $\pm$ 90.9
60-200 μm	4	3.5 $\pm$ 1.8	17.2 $\pm$ 6.8	20.3 $\pm$ 16.0	76 $\pm$ 54	0.11 $\pm$ 0.04	0.14 $\pm$ 0.04	0.031 $\pm$ 0.021	17.4 $\pm$ 5.9
200-500 μm	4	0.53 $\pm$ 0.15	3.0 $\pm$ 0.6	7.2 $\pm$ 1.9	114 $\pm$ 43	0.13 $\pm$ 0.04	0.58 $\pm$ 0.14	0.013 $\pm$ 0.009	2.4 $\pm$ 0.6
500-1000 μm	3	0.50 $\pm$ 0.25	3.0 $\pm$ 1.1	7.2 $\pm$ 0.7	138 $\pm$ 9	0.14 $\pm$ 0.02	0.49 $\pm$ 0.06	0.014 $\pm$ 0.007	2.8 $\pm$ 2.2
1000-2000 μm	4	0.54 $\pm$ 0.28	2.8 $\pm$ 1.1	6.3 $\pm$ 1.2	102 $\pm$ 20	0.11 $\pm$ 0.03	0.36 $\pm$ 0.10	0.015 $\pm$ 0.007	2.3 $\pm$ 1.4
> 2000 μm	4	0.36 $\pm$ 0.23	1.8 $\pm$ 0.9	3.3 $\pm$ 1.9	41 $\pm$ 33	0.06 $\pm$ 0.03	0.16 $\pm$ 0.13	0.008 $\pm$ 0.008	1.3 $\pm$ 0.8
Sardine (Wh ^a)	16	Nd	0.54 $\pm$ 0.11	5.1 $\pm$ 0.8	90 $\pm$ 12	0.02 $\pm$ 0.01	0.06 $\pm$ 0.01	0.141 $\pm$ 0.038	0.23 $\pm$ 0.07
Anchovy (Wh ^a)	11	Nd	0.65 $\pm$ 0.15	5.8 $\pm$ 0.7	123 $\pm$ 11	0.03 $\pm$ 0.01	0.11 $\pm$ 0.02	0.236 $\pm$ 0.054	0.13 $\pm$ 0.02
Winter 2011 - East									
6-60 μm	2	8.6 $\pm$ 0.4	44.0 $\pm$ 6.5	35.2 $\pm$ 13.0	158 $\pm$ 0	0.26 $\pm$ 0.07	0.14 $\pm$ 0.04	1.318 $\pm$ 1.459	53.2 $\pm$ 11.5
60-200 μm	2	1.8 $\pm$ 0.8	38.1 $\pm$ 29.9	27.9 $\pm$ 6.2	305 $\pm$ 92	0.20 $\pm$ 0.04	1.0 $\pm$ 0.3	0.264 $\pm$ 0.283	33.6 $\pm$ 14.2
200-500 μm	3	0.43 $\pm$ 0.14	4.4 $\pm$ 0.8	25.0 $\pm$ 16.4	198 $\pm$ 45	0.15 $\pm$ 0.02	1.2 $\pm$ 0.1	0.068 $\pm$ 0.007	9.2 $\pm$ 7.8
500-1000 μm	3	0.62 $\pm$ 0.49	5.9 $\pm$ 2.8	13.6 $\pm$ 2.3	218 $\pm$ 89	0.17 $\pm$ 0.05	0.92 $\pm$ 0.18	0.067 $\pm$ 0.011	22.5 $\pm$ 31.2
1000-2000 μm	2	0.39 $\pm$ 0.04	4.2 $\pm$ 1.3	18.6 $\pm$ 7.0	186 $\pm$ 60	0.16 $\pm$ 0.08	0.77 $\pm$ 0.02	0.063 $\pm$ 0.015	8.0 $\pm$ 3.1
> 2000 μm	1	0.95	6.9	9.1	137	0.14	0.78	0.042	11.0
Sardine (Wh ^a)	2	Nd	0.66 $\pm$ 0.10	4.8 $\pm$ 0.7	131 $\pm$ 5	0.02 $\pm$ 0.00	0.07 $\pm$ 0.01	0.290 $\pm$ 0.054	0.46 $\pm$ 0.0
Anchovy (Wh ^a)	1	Nd	0.66	6.3	131	0.05	0.11	0.371	0.17
Winter 2011 - West									
6-60 μm	3	7.5 $\pm$ 1.0	66.8 $\pm$ 18.7	42.8 $\pm$ 19.5	200 $\pm$ 40	0.31 $\pm$ 0.04	0.28 $\pm$ 0.12	0.115 $\pm$ 0.025	74.4 $\pm$ 45.1
60-200 μm	3	2.3 $\pm$ 0.5	27.2 $\pm$ 14.9	16.6 $\pm$ 3.1	126 $\pm$ 7	0.15 $\pm$ 0.02	0.65 $\pm$ 0.26	0.046 $\pm$ 0.011	13.6 $\pm$ 5.2
200-500 μm	3	0.28 $\pm$ 0.05	2.4 $\pm$ 0.7	10.8 $\pm$ 1.0	125 $\pm$ 8	0.13 $\pm$ 0.03	1.0 $\pm$ 0.1	0.040 $\pm$ 0.005	0.95 $\pm$ 0.30
500-1000 μm	3	0.30 $\pm$ 0.10	2.5 $\pm$ 0.3	9.7 $\pm$ 0.3	129 $\pm$ 10	0.14 $\pm$ 0.02	0.82 $\pm$ 0.14	0.038 $\pm$ 0.003	1.5 $\pm$ 1.1
1000-2000 μm	2	0.37 $\pm$ 0.03	4.0 $\pm$ 1.1	12.8 $\pm$ 1.4	122 $\pm$ 4	0.17 $\pm$ 0.01	0.61 $\pm$ 0.14	0.040 $\pm$ 0.003	2.5 $\pm$ 0.6
> 2000 μm	3	1.1 $\pm$ 0.4	5.5 $\pm$ 3.8	16.3 $\pm$ 6.5	107 $\pm$ 71	0.11 $\pm$ 0.06	0.43 $\pm$ 0.29	0.031 $\pm$ 0.021	8.6 $\pm$ 5.4
Sardine (Wh ^a)	1	Nd	0.84	6.3	121	0.02	0.06	0.335	0.62
Anchovy (Wh ^a)	3	Nd	0.64 $\pm$ 0.07	5.7 $\pm$ 0.4	134 $\pm$ 16	0.03 $\pm$ 0.01	0.10 $\pm$ 0.01	0.379 $\pm$ 0.066	0.13 $\pm$ 0.03

^a Wh = whole individuals (reconstructed data).

Fonte: Chouvelon *et al.* (2019).

2.3.4 Utilização de macrófitas e peixes como indicadores de qualidade da água

As macrófitas aquáticas se caracterizam como organismos que são visíveis a olho nu, fotossintetizantes, podendo se apresentarem no ambiente de maneira submersa, flutuante, livres ou fixas, com um papel ecológico de extrema importância nos ecossistemas aquáticos, sendo habitat e refúgio para organismos vivos variados e funcionando como local com acúmulo de nutrientes, os quais servirão de alimentos para a biota. Apresentam uma imensa variedade filogenética e taxonômica, sendo os gêneros mais conhecidos os aguapés, alfaces d'água, vitória régia e taboa (Bianchini-Junior, 2003; Brasil, 2023; Cook *et al.*, 1974; Dias *et al.*, 2013).

Estão presentes tanto em ambientes lênticos quanto lóticos, necessitam de disponibilidade de nutrientes para se desenvolverem, por isso são mais comuns em reservatórios, podendo assim impactar nos diversos usos múltiplos da água, tais como o abastecimento público, geração de energia e navegação. Possuem um ciclo de vida considerado curto e por se configurarem como seres com uma capacidade adaptativa elevada, são apreciados como bons bioindicadores de qualidade de água, caracterizando os ecossistemas aquáticos (Bianchini-Júnior, 2003; Brasil, 2023).

Uma das metodologias adotadas para utilização de macrófitas aquáticas como instrumento de monitoramento é a utilização de partes do vegetal para analisar bioacumulação de contaminantes (Brasil, 2023). Maresha *et al.* (2021), destacam que os metais tóxicos se configuram como elementos que apresentam essa capacidade de acumular-se em organismos vivos, tanto que para Othman *et al.* (2021), o aporte elevado desses contaminantes emergentes não geram impactos somente na água, mas em toda a estrutura trófica.

Adotado como indicador para verificação do quanto uma planta suporta, no que diz respeito ao aporte de metais, a razão entre as concentrações na raiz e folha têm sido mais aplicadas. A partir dessa razão é possível analisar a bioacumulação, por exemplo, se apresentar valores iguais ou inferiores a 1, ela não está retendo o contaminante na raiz e ocorre o transporte para as partes aéreas, como as folhas, isto significa que o limite de retenção na raiz já foi obtido (Soltan; Rashed, 2003).

As macrófitas aquáticas podem ser consideradas como filtros biológicos, sendo empregadas em processos de fitorremediação, devido a capacidade de adsorver e bioacumular metais, removendo-os de uma coluna d'água (Sivaci; Sivaci; Sökmen,

2004). O aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma das espécies que possuem diversos estudos voltados para bioacumulação de metais. Concentrações de cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr) e chumbo (Pb) foram detectadas no baixo, médio e alto Rio Paraíba do Sul (RPS) e Rio Imbé (Campaneli *et al.*, 2010), conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Concentração média de metais no Rio Paraíba do Sul e Imbé – SP, detectados em aguapés (mg.kg⁻¹)

Metal de interesse	Rio Imbé		Baixo RPS		Médio RPS		Alto RPS	
	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
Cu	9,78	11,50	12,60	26,50	14,10	23,20	14,50	12,60
Zn	41,1	57,30	49,70	74,10	80,90	470	128	76,70
Cr	3,53	2,51	3,44	11,70	7,05	22,40	2,66	4,70
Pb	2,64	1,46	1,25	3,88	3,41	7,15	2,00	4,99

Nota: PC – período chuvoso e PS= período seco

Fonte: Campaneli *et al.* (2010).

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, realizou um estudo da concentração de metais tóxicos e potencialmente tóxicos no Reservatório de Guarapiranga, em São Paulo (CETESB, 2020), em duas campanhas amostrais. Os resultados obtidos para aguapés foram comparados a valores de referência estabelecidos por Outridge e Noller (1991), para plantas vasculares aquáticas (*Freshwater vascular plants* – FVPs), sendo que esses valores se caracterizam como medianas das concentrações dos elementos tóxicos e potencialmente tóxicos em ambientes não contaminados e os valores máximos se trata de concentrações determinadas em plantas aquáticas que se encontravam em ambientes com contaminação. Os dados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Concentrações de metais em aguapés, no Reservatório de Guarapiranga

Primeira Campanha (mg.kg⁻¹)						
Pontos	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Ponto 1	0,28	5,90	19,00	0,030	3,18	80,00
Ponto 2	0,25	4,30	48,00	0,020	2,86	49,00
Ponto 3	0,37	3,00	251,00	0,020	3,13	63,00
Segunda Campanha (mg.kg⁻¹)						
Ponto 1	0,54	7,80	22,00	0,027	3,06	114,00
Ponto 2	0,34	26,00	72,00	0,035	8,56	66,00
Ponto 3	3,18	32,00	701,00	0,038	11,40	107,00
Valores de referência FVPs – mg.kg ⁻¹	1,00	4,00	7,90	0,50	6,10	52,00
Valores máximos FVPs – mg.kg ⁻¹	90,00	65,00	190,00	19,00	1.200,00	7.030,00

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2020).

Beckett e Davis (1977), apontaram que a concentração de 27 mg.kg⁻¹ de Pb se apresentou como a mais tóxica para os vegetais. Em um estudo realizado por Malar *et al.* (2015), aguapés foram submetidas a concentrações de 50 mg L⁻¹ de Pb e apresentaram em suas folhas, pecíolos e raízes, níveis de chumbo na ordem de 1,74 ± 0,04 mg. g⁻¹ (1.740 ± 40 mg kg⁻¹); 1,39 ± 0,04 mg. g⁻¹ (1.390 ± 40 mg kg⁻¹) e 1,99 ± 0,02 mg. g⁻¹ (1.990 ± 20 mg kg⁻¹), respectivamente. Já Tiwari, Dixit e Verma (2007), apontaram em seus estudos uma concentração de Zn de 62,4 mg.kg⁻¹ e de 24 mg.kg⁻¹ para Cu, em aguapés. Outro compartimento adotado para complementar estudos ambientais é a utilização de peixes, como indicadores de qualidade ambiental. Segundo o Guia de Coleta e Preservação de Amostras (BRASIL, 2023), os estudos com esses organismos podem envolver ensaios para verificação de contaminação por metais, por exemplo, bem como análise da estrutura da comunidade.

A presença de elementos traços, como os metais Cr; Zn; Hg e Cd, nos diferentes compartimentos do sistema aquático tem se intensificado (Avigliano *et al.*, 2019). Jayaprakash *et al.* (2015), destacam que peixes comerciais que habitam ambientes

impactados pela poluição, acabam sendo expostos aos contaminantes, os quais podem se acumular e bioacumular ou biomagnificar (no caso do mercúrio), ao longo da cadeia alimentar. Todavia, o aporte de poluentes persistentes em peixes pode ocorrer a partir da transferência deles da água para os organismos, a partir das superfícies respiratórias, ou por meio de alimentos contaminados, ocorrendo a absorção no trato digestivo (Bjerregaard; Andersen, 2007).

Milošević *et al.* (2013), em seus estudos, detectaram concentrações de metais tóxicos e potencialmente tóxicos em cinco espécies de peixes, no reservatório de abastecimento público Gruza Reservoir, na Sérvia, valores de referência estes que podem sofrer interferência dos eventos de guerra já presenciados na região. Os dados são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5:Concentrações de metais detectadas em peixes, na Sérvia (em mg.kg⁻¹)

Espécies	Pb	Cd	Cu	Hg
S. lucioperca	0.935 ± 0.324	0.007 ± 0.004	0.478 ± 0.153	0.147 ± 0.021
A. brama	0.331 ± 0.157	0.005 ± 0.001	0.354 ± 0.060	0.053 ± 0.003
C. gibelio	0.437 ± 0.287	0.008 ± 0.001	0.877 ± 0.286	0.084 ± 0.007
S. glanis	0.150 ± 0.039	0.007 ± 0.001	0.704 ± 0.112	0.078 ± 0.004
A. nobilis	0.099 ± 0.010	0.003 ± 0.000	0.089 ± 0.011	0.024 ± 0.001

Fonte: Adaptado de Milošević *et al* (2015).

No Brasil, há o estabelecimento de limites máximos de metais tolerados (LMT) em peixes, conforme Instrução Normativa nº88/2021 (BRASIL, 2021b), da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). A Tabela 6 apresenta os LMT.

Tabela 6: LMT em peixes (mg.kg⁻¹)

Objeto	Pb	Cd	Hg
peixes crus, congelados ou refrigerados	0,30	0,05	NA
Peixes bonito, carapeba, enguia, tainha, jurel, imperador, cavala, sardinha, atum e linguado crus, congelados ou refrigerados	NA	0,10	NA
Peixes espada e anchova crus, congelados ou refrigerados	NA	0,30	NA
Peixes predadores	NA	NA	1,00
Peixes, exceto predadores	NA	NA	0,50

Nota: NA = não aplicável

Fonte: Instrução Normativa nº88/2021 (Brasil, 2021b).

Silva *et al.* (2019), identificaram concentrações traços de metais em peixes de água doce, em Pelotas, Rio Grande do Sul. Em bagres foram detectadas $0,63 \pm 0,07$ mg.kg⁻¹ de Cu; já na espécie traíra, o estudo apontou concentrações de $23,1 \pm 0,1$ mg.kg⁻¹ de Zn e nas espécies de pintado e corvina, obteve-se resultados de Cu de $6,6 \pm 0,01$ mg.kg⁻¹ e $0,41 \pm 0,01$ mg.kg⁻¹, respectivamente.

Já Alves *et al.* (2018), detectaram concentrações de metais tóxicos e potencialmente tóxicos nas espécies *Cyphocharax voga* (biru); *Pimelodus clarias* (pintado); *Micropogonias furnier* (corvina) e *Loricariichthys anus* (viola), considerando duas coletas realizadas no Canal de São Gonçalo, no Rio Grande do Sul. As Tabelas 7 e 8 apresentam as informações obtidas, em cada campanha.

Tabela 7:Concentrações de metais em peixes no Canal de São Gonçalo, Rio Grande do Sul – campanha 1

Espécies	Estação do Ano	Cu mg.kg ⁻¹	Zn mg.kg ⁻¹	Cr µg.kg ⁻¹	Pb µg.kg ⁻¹
Biru	Outono	$10,7 \pm 0,01$	$2,6 \pm 0,1$	$253 \pm 5,5$	242 ± 12
	Inverno	$9,5 \pm 0,9$	$10,4 \pm 0,6$	470 ± 30	416 ± 26
Pintado	Outono	$10,5 \pm 0,04$	$2,2 \pm 0,1$	219 ± 23	$145 \pm 5,0$
	Inverno	$10,1 \pm 0,6$	$10,6 \pm 1,3$	243 ± 18	123 ± 14
Pintado	Primavera	$9,4 \pm 0,03$	$4,1 \pm 0,1$	332 ± 39	$487 \pm 2,0$
	Verão	$8,1 \pm 0,7$	$5,6 \pm 0,2$	$40 \pm 3,6$	$220 \pm 1,0$
Corvina	Outono	$10,5 \pm 0,3$	$6,2 \pm 0,7$	184 ± 20	202 ± 10
	Verão	$8,1 \pm 0,2$	$6,7 \pm 0,4$	$61 \pm 5,3$	$306 \pm 0,4$
Viola	Inverno	$10,3 \pm 0,1$	$12,5 \pm 0,3$	< LD	$306 \pm 9,5$
	Primavera	$8,8 \pm 0,01$	$1,8 \pm 0,01$	$832 \pm 0,01$	379 ± 18
	Verão	$11,4 \pm 0,7$	$1,8 \pm 1,9$	$89 \pm 4,1$	480 ± 80

Nota: LD = limite de detecção

Fonte: ALVES *et al.*, 2018.

Tabela 8:Concentrações de metais em peixes no Canal de São Gonçalo, Rio Grande do Sul – campanha 2

Espécies	Estação do Ano	Cu mg.kg ⁻¹	Zn mg.kg ⁻¹	Cr µg.kg ⁻¹	Pb µg.kg ⁻¹
Biru	Outono	10,6 ± 0,2	3,2 ± 0,3	218 ± 28	189 ± 10
	Inverno	8,2 ± 0,01	5,1 ± 0,01	221 ± 0,01	426 ± 40
Pintado	Inverno	1,0 ± 0,1	23,6 ± 2,7	228 ± 16	177 ± 17
	Primavera	8,2 ± 0,4	8,7 ± 2,4	455 ± 33	163 ± 1,0
Corvina	Verão	7,9 ± 0,4	11,5 ± 2,1	373 ± 90	167 ± 28
	Outono]	10,5 ± 0,1	5,5 ± 0,6	190 ± 16	129 ± 4,0
	Primavera	7,7 ± 0,4	2,8 ± 0,2	465 ± 2,2	37 ± 1,7
	Verão	8,4 ± 0,3	11,3 ± 0,7	61 ± 0,1	200 ± 7,8
Viola	Outono	10,5 ± 0,3	7,6 ± 0,1	319 ± 14	313 ± 1,2
	Inverno	11,1 ± 1,3	20,8 ± 0,2	396 ± 47	367 ± 0,2
	Primavera	7,3 ± 0,2	5,6 ± 0,3	338 ± 11	49 ± 4,9
	Verão	8,3 ± 0,4	9,8 ± 1,0	77 ± 10	139 ± 22

Fonte: Alves *et al.* (2018).

Hossain *et al.* (2023), mapearam concentrações médias de metais tóxicos e potencialmente tóxicos em peixes de água doce coletados no Rio Turag-Tongi-Balu, em Bangladesh. A Tabela 9 apresenta a faixa de concentração para cada elemento identificado e os limites estabelecidos de acordo com as Diretrizes de Segurança Alimentar (*Food Safety Guidelines* - FSG), destacadas pelos autores.

Tabela 9:Concentrações de metais em peixes em Bangladesh (mg.kg⁻¹)

Elementos	Faixa de concentração	FSG	Referência
Cr	0,31 – 3,31	13,00	<i>U.S. Food and Drug Administration - EUA</i>
Cu	0,06 - 4,05	30,00	<i>World Health Organization</i>
Zn	4,31 – 17,19	30,00	<i>Food and Agriculture Organization</i>
Cd	0,09 – 3,34	0,5	<i>Food and Agriculture Organization</i>
Pb	0,97 – 4, 56	0,2	<i>European Commission</i>
		0,3	<i>Ministry of Fisheries and Livestock - Bangladesh</i>

Fonte: Adaptado de Hossain *et al.* (2023).

No reservatório hidrelétrico de Zhoubai, na China, foram detectadas concentrações de metais em espécies de peixes. No *R. sinensis* as concentrações de Cu, Zn, Pb Cd e Hg foram $0,588 \pm 0,163 \text{ mg.kg}^{-1}$, $31,333 \pm 6,639 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,279 \pm 0,144 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,059 \pm 0,022 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,012 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Já em *C. giurinus* as concentrações de Cu, Zn, Pb, Cd, e Hg foram $0,437 \pm 0,059 \text{ mg.kg}^{-1}$, $18,341 \pm 2,858 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,368 \pm 0,151 \text{ mg.kg}^{-1}$, $0,037 \pm 0,009 \text{ mg.kg}^{-1}$, e $0,009 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente (Cai *et al.*, 2023).

No Brasil, Gomes, Manetta e Benedito (2018) identificaram concentrações médias de Hg em peixes da espécie *Prochilodus lineatus* (curimba) na região sul, no rio Baía ($3,49 \pm 1,26 \text{ mg.kg}^{-1}$), no rio Paraná ($3,42 \pm 2,50 \text{ mg.kg}^{-1}$) e no rio Ivinhema ($0,51 \text{ mg.kg}^{-1}$). Além disso, Santos Filho *et al.* (2016), constataram na mesma espécie, no Rio Cuiabá, concentrações de Hg ($0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$) e Cr ($0,32 \text{ mg.kg}^{-1}$). Já Lima *et al.* (2015), detectou concentrações de Cr na espécie *Serrasalmus rhombeus* ($0,548 \text{ mg.kg}^{-1}$), na bacia do rio Cassiporé, no Amapá.

É importante salientar que HACON *et al.* (1997) identificaram concentrações de mercúrio em peixes na Bacia do Rio Teles Pires na ordem de 0,040 a $3,60 \text{ mg.kg}^{-1}$.

2.4 OS AMBIENTES LÊNTICOS E LÓTICOS

Dentro dos sistemas continentais de águas doces há tanto os lênticos como lóticos, os quais possuem especificidades, em termos de condições de habitat e usos múltiplos da água. Thorp e Rogers (2015), enfatizam que é a presença ou ausência de fluxo de água, bem como o tempo de residência dela, que os caracterizam.

Mochev e Pavlov (2021), destacam que um ambiente lótico exibe altas velocidades de corrente, com fluxo constante da água, se configuram como sistemas heterogêneos, sendo que a turbulência acaba contribuindo para a não ocorrência de estratificação de temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido, bem como para a mistura, todavia, pode apresentar alta turbidez. Fagan (2002), complementa que ecossistemas lóticos possuem fluxo unidirecional, isto é, de montante para jusante, como é o caso de rios, riachos e córregos, possuindo assim redes dendríticas (uma rede hidrológica fluvial com diversos afluentes).

Já os ecossistemas lênticos não apresentam fluxo contínuo de água, pelo contrário, se caracterizam por apresentarem maior tempo de residência, bem como

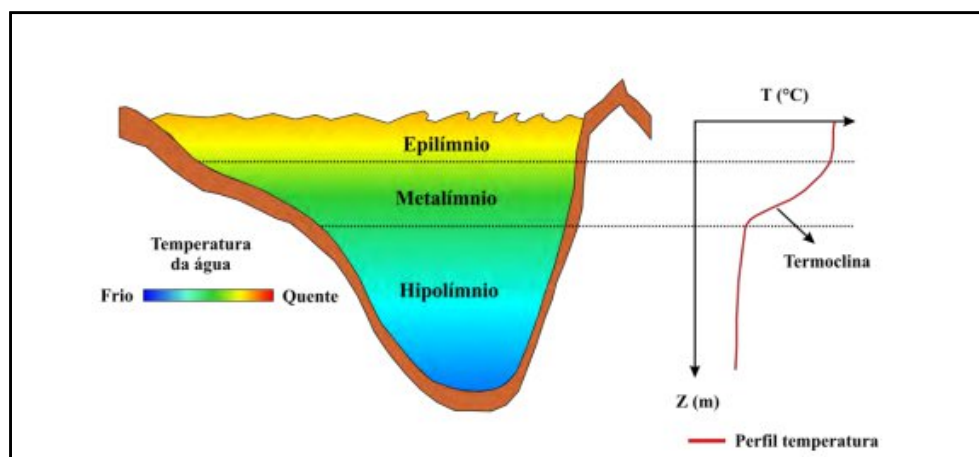
um fluxo estacionário de água (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015), comum em lagos, lagoas, pântanos, restingas e reservatórios artificiais. Mochek e Paolov (2021), salientam que em períodos mais quentes do ano, esse ambiente apresenta estratificação vertical de temperatura e de concentração de oxigênio dissolvido, sendo um sistema fechado.

Braga *et al.* (2005), destacam que a diferença de temperatura entre as camadas mais profundas e superficiais de um ambiente lântico é um dos comportamentos marcantes desse ecossistema, em decorrência do decaimento do aquecimento proveniente da incidência de radiação solar. Além disso, a redução gradativa da temperatura da água contribuirá para que haja diferença entre as densidades nas camadas, impedindo assim que elas se misturem (Esteves, 1998).

Para Tundisi e Tundisi (2008), é essencial estudar o processo de estratificação térmica, visto que ele influenciará nas características físicas, químicas e biológicas da água, refletindo em sua qualidade e impactando na biota aquática, pois podem contribuir para a menor ou maior solubilidade de substâncias. Essas camadas formadas pela diferença de temperatura e densidade são nomeadas como: epilímnio, metalímnio e hipolímnio.

A camada superior, o epilímnio trata-se da mais quente, mais turbulenta devido a ação do vento e àquela que é menos densa, com temperaturas mais uniformes e maiores. Já o hipolímnio corresponde a camada inferior, àquela que se localiza junto ao fundo dos ecossistemas lânticos, apresentando temperaturas mais baixas, por isso a água é mais fria e, portanto, mais densa e, há mínimos níveis de turbulências. Além disso, há uma camada intermediária, denominada de metalímnio, que se caracteriza por apresentar um termo clima, isto é, uma queda gradativa de temperatura em relação à camada superior, em decorrência da ação dos ventos e das diferenças de densidades (Braga *et al.*, 2005; Tundisi; Tundisi, 2008). A Figura 2, apresenta a distribuição das camadas.

Figura 2: Estratos termais típicos de um ambiente lânticos



Fonte: Adaptado de Curtarelli (2012).

Assireu *et al.* (2011), destacam que a sazonalidade no processo de estratificação térmica é influenciada pela localização geográfica, variáveis batimétricas e o próprio regime pluvial em que o ambiente lântico está inserido. Alcântara (2010), enfatiza que os ambientes lânticos artificiais, como os reservatórios, tendem a apresentar máxima estratificação térmica ao final do verão e no outono e inverno podem ter situações até mesmo de mistura completa da coluna d'água, devido a redução da temperatura superficial, favorecendo a circulação de água.

Em um reservatório com estratificação térmica, o oxigênio é produzido no epilímnia, na qual está inserida a chamada zona eufótica (corresponde a região que a incidência da radiação solar consegue penetrar na coluna d'água e possui seres fotossintetizantes), já no estrato hipolímnia é onde ocorre a decomposição da matéria orgânica, portanto apresenta redução da taxa de oxigênio dissolvido e também corresponde a zona afótica (sem incidência de luz, habitat de seres heterotróficos) além de apresentar pH mais baixo, que pode contribuir para a liberação na coluna de água de metais adsorvidos ao sedimento de fundo (Braga *et al.*, 2005).

Para Villa e Sampaio (2016), as águas paradas têm como característica, geralmente serem menos eficientes, no que diz respeito a dispersão de poluentes, o que contribui para o aumento de matéria orgânica nesses ambientes, podendo intensificar a formação de algas, as quais são indicativas de desequilíbrios no ecossistema aquático, originando o processo de eutrofização.

Figueiredo e Cruz-Fantin (2014), enfatizam que um reservatório funciona como um coletor e digestor, portanto, o aporte de cargas pontuais ou difusas influenciará

nas características físicas e químicas da água, já que essas fontes de poluição podem ser retidas, transformadas e/ou transportadas para a porção à jusante. Braga *et al.* (2005) e Von Sperling (2005), transcorrem que as chamadas fontes pontuais tratam-se daquelas que se sabe a procedência do lançamento, atingindo o corpo hídrico de forma concentrada, visto que há um ponto conhecido de geração e as chamadas fontes difusas, se caracterizam por ocorrerem em extensas áreas, atingindo os corpos hídricos de forma aleatória, sem ser possível identificar de forma simples a sua origem, por apresentar diversos pontos de descarga atrelados ao escoamento em áreas urbanas e agrícolas.

O crescimento socioeconômico e industrial acabou contribuindo para a construção de grandes reservatórios de água, seja para abastecimento público ou para a geração de energia, todavia, esses barramentos levam a uma perda de conectividade no ecossistema aquático, em decorrência da mudança da hidrologia e morfologia do corpo hídrico (Berkamp *et al.*, 2000; Esteves, 1998), o que de acordo com Kimmel, Lind e Paulson (1990), contribui para a formação de três zonas distintas: fluvial, transicional e lacustre.

A zona fluvial caracteriza-se como um ambiente lótico, sofrendo influência dos rios afluentes ao reservatório, apresentando maior velocidade e mistura, com uma quantidade significativa de materiais em suspensão, com alta disponibilidade de nutrientes. Já a chamada zona de transição é àquela que há redução do fluxo de água, com uma concentração de sólidos em suspensão reduzida, mas com alta produtividade primária ainda e maior presença de peixes. E por último, a zona lacustre, a qual possui um fluxo lento de água, sujeita a estratificação térmica e com tempo de residência elevado, todavia, matéria orgânica autóctone (Kimmel; Lind; Paulson, 1990; Jorgensen; 2015).

Os novos ambientes gerados pelo processo de reservação podem impactar no ciclo de vida dos peixes, devido as oscilações de pH e oxigênio dissolvido, provocadas pela estratificação térmica, além disso, espécies que efetuam migrações precisam vencer as resistências geradas pelo ambiente artificial (movimento ascendente na barragem acima), podendo contribuir para maiores concentrações de peixes à montante do reservatório (Oliveira; Goulart, 2000; Schork; Zaniboni-Filho, 2018)

O impacto ambiental gerado pela construção de reservatórios, como os destinados para sistemas hidrelétricos, é inerente ao processo, por isso não se configura como um motivo de proibição de novos empreendimentos, mas as ações

mitigadoras tornam-se essenciais para o equilíbrio do ecossistema aquático, a partir do monitoramento (Tundisi; Tundisi, 2008). Tanto que Carvalho (2015), destaca que tais sistemas são importantes no controle de cheias, além de fundamentais em momentos de escassez hídrica, contribuindo para o acréscimo de vazões mínimas, garantindo assim os usos múltiplos de água.

2.5 PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA

As variações limnológicas e da qualidade da água atrelados as dinâmicas temporais e espaciais, provenientes das relações entre os ambientes lóticos e lênticos em um corpo hídrico, podem impactar nos usos múltiplos da água, por isso, a definição de variáveis a serem monitoradas em um ecossistema aquático se configura como um desafio, pois é a partir das mesmas que se pode obter respostas que serão importantes para o planejamento hídrico. A escolha dessas variáveis se torna essencial para tomadas de decisões (Figueiredo, Cruz- Faintin, 2014).

A seguir são apresentados parâmetros importantes para a verificação da qualidade da água.

2.5.1 Temperatura e Potencial Hidrogeniônico (pH)

A temperatura da água de um corpo hídrico ou de um reservatório é a base para entender a dinâmica do ecossistema aquático, isto é, suas características físicas, o processo de reação química, a presença de biodiversidade e os fenômenos hidrodinâmicos (Karl *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2018).

Segundo o Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado do Mato Grosso (Mato Grosso, 2021), a temperatura é um parâmetro de suma importância por sofrer variações significativas pela influência de diversos fatores ambientais, como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade.

Além disso, esse parâmetro tem como papel principal o controle no meio aquático, influenciando em outros parâmetros analíticos, impactando na fauna aquática no que diz respeito ao crescimento de organismos, desova e incubação de ovos, bem como em processos de migração.

Dessa forma, segundo a Resolução CONAMA n°357/2005 (Brasil, 2005), a temperatura deve ser inferior a 40 °C, para fins de manutenção da vida aquática, em termos de lançamentos nos corpos hídricos.

Em relação ao potencial hidrogeniônico (pH), ele está correlacionado a intensidade das condições ácidas, alcalinas ou neutras em um meio líquido, com base na medição da concentração de íons de hidrogênio. De acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), o pH é expresso em uma escala logarítmica, de acordo com a equação 1:

$$(-\log_{10} a_{H^+}) + (-\log_{10} a_{OH^-}) = 14 \quad (1)$$

Onde:

$$\log_{10} a_{H^+} = \text{pH}$$

$$\log_{10} a_{OH^-} = \text{pOH}$$

Esteves (1998), salienta que a grande maioria dos corpos hídricos possuem pH que varia entre 6 e 8, mas podem ocorrer ecossistemas aquáticos com pH mais ácido ou mais alcalino. Por exemplo, meios onde há elevada concentração de ácidos orgânicos dissolvidos, o pH sofrerá redução, devido ao aumento de íons H⁺ (cátion hidrogênio) e àqueles onde o pH eleva-se, as concentrações de íons OH⁻ (hidroxila) são maiores, como é o caso de águas com baixa capacidade de neutralizar ácidos, onde a assimilação de dióxido de carbono (CO₂), decorrente do processo fotossintético, efetuado pelas macrófitas e as algas aquáticas, podem elevar o pH do meio. Ademais, águas com concentrações iguais de íons OH⁻ e H⁺, são chamadas de neutras e apresentam medições de pH na faixa de 7.

O pH também é decisivo na precipitação de elementos químicos como os metais tóxicos, que apresentam maior biodisponibilidade em meios ácidos (pH inferior a 7,0). Todavia, a maioria dos metais são insolúveis em água com pH neutro (pH igual a 7,0) ou básico (pH superior a 7,0), podendo ser adsorvidos pela matéria particulada, presente no meio, ou ainda pelos organismos aquáticos (Coradi; Fia; Pereira-Ramirez, 2009; Esteves, 1998; Laws, 1993).

Segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005 (Brasil, 2005), há restrições de uso das águas doces de acordo com as faixas de pH, dessa forma, para fins de proteção à vida aquática ele deve apresentar medições entre 6 e 9. Porém, é importante

destacar que o pH varia muito entre corpos hídricos, pois sofre influência dos tipos de solos das áreas ao entorno deles, o que o torna uma grandeza complexa.

2.5.2 Turbidez

De acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), a turbidez expressa uma propriedade óptica, na qual a luz é espalhada e absorvida ao invés de transmitida. Portanto, este parâmetro possui interface com a transparência da água, sendo determinada com base na medição do espalhamento de um feixe de luz que atravessa uma determinada amostra, sendo expressa por meio de Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT) ou *Nephelometric Turbidity Unit (NTU)*.

Tanto Braga *et al.* (2005) quanto Von Sperling (2005), enfatizam que a turbidez tem relação direta com os materiais particulados em suspensão, entre os quais se destacam: argila, silte, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, compostos orgânicos solúveis coloridos, plâncton e outros organismos microscópicos. Além disso, esse parâmetro pode reduzir a penetração da luz na coluna d'água e consequentemente, a transparência do meio, o que pode impactar na dinâmica do processo de fotossíntese da flora aquática.

Em regiões onde há elevada erodibilidade das margens dos corpos hídricos, principalmente em períodos de grandes precipitações, ocorre o aumento da turbidez, devido ao carreamento de partículas de minerais, como argila, silte, areia, ferro, manganês e zinco, além de fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo. Além disso, práticas agrícolas, muitas vezes inadequadas, também podem intensificar o carregamento de partículas para os corpos hídricos, afetando assim as comunidades biológicas aquáticas, como por exemplo, a produtividade de peixes (Brasil, 2014; Luiz; Pinto; Scheffer, 2012).

Zannin, Bonumá e Franco (2017), destacam que, em termos de deposição de sedimentos, a turbidez é uma variável importante a ser analisada, principalmente durante os períodos chuvosos, visto que é neste período que ocorre a maior produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de contribuição e, portanto, maior descarga sólida afluente. Eles transcorrem que a diferença de densidade entre a carga de sedimentos que chega em um reservatório e a água dele, gera um escoamento

estratificado, o que pode levar a maiores concentrações de sólidos no fundo e, portanto, maior turbidez.

Alves (2008), complementa que a densidade da corrente de turbidez, pode ser classificada como de fundo, isto é, quando o escoamento afluyente é mais denso que a água do reservatório; como de superfície, onde o escoamento afluyente é menos denso que a água do reservatório ou ainda de intermediária, ou seja, quando o escoamento afluyente é mais denso do que a água de superfície e menos denso do que a água de profundidade do reservatório.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005), há padrões de qualidade estabelecidos para o parâmetro turbidez. Dessa forma, caso o ambiente se enquadre como classe 1, o meio deve apresentar valores inferiores a 40 NTU e caso se enquadre como Classes 2 e 3, em relação aos usos múltiplos, a concentração de turbidez deve ser menor que 100 NTU.

2.5.3 Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido

O parâmetro condutividade elétrica (CE) está associado a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Para Nascimento *et al.* (2015), CE dependerá da quantidade de íons em solução no meio, dessa forma, quanto maior for a concentração de íons, maior será então a condutividade. Diante disso, pode-se avaliar que altos valores de CE podem caracterizar uma água com características corrosivas, podendo ter relação com as concentrações de metais, no ambiente.

De Melo *et al.* (2017), enfatizam que uma condutividade elevada pode estar atrelada a composição mineralógica da bacia de drenagem, com o regime de chuvas e a temperatura. O autor também salienta que há uma relação de proporcionalidade entre o teor de sais dissolvidos e a condutividade elétrica, tanto que Matthiensen *et al.* (2014) e Walton (1989), apresentam que se multiplicando a CE por um fator de correção padrão (normalmente 0,7), se obtém os sólidos dissolvidos.

A condutividade elétrica é expressa em unidades de resistência (mho - inverso de ohm ou Siemens: S) por unidade de comprimento (geralmente cm ou m) e em corpos hídricos naturais, CE possui teores inferiores a $100 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Brasil, 2014).

Já o parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD), em águas naturais ou residuárias, se caracteriza como uma variável de extrema importância para análise de poluição e

controle de processos de tratamento (APHA, 2017), sendo essencial para a manutenção dos processos de autodepuração do meio aquático.

Klaus e Seekell (2021), enfatizam que o OD em águas naturais pode ser fornecido por meio do oxigênio da atmosfera, na mistura da coluna d'água, a partir de ressaltos hidráulicos, impulsionada pela ação do vento e através da produção primária (processos fotossintéticos da fauna aquática, os quais são controlados pelas condições de disponibilidade de luz e nutrientes).

A solubilidade do oxigênio no meio aquoso é influenciada pela temperatura, dessa forma, quanto maior for a mesma, menor a concentração de OD. Diante disso, em um cenário de ocorrência de estratificação térmica da coluna d'água, por exemplo em reservatórios, com um processo de decomposição de matéria orgânica concomitantemente, pode ocorrer a depleção do oxigênio nas camadas mais profundas e contribuir para a mortandade de peixes, como destacado por Agostinho *et al.* (1992) e Gama (2020).

Para Von Sperling (2017), a poluição em um corpo hídrico é caracterizada pelo decréscimo dos teores de OD, devido ao processo de decomposição da matéria orgânica (MO). Além disso, Baylar e Bagatur (2006), destacam que, conforme os níveis de OD na água vão se apresentando em concentrações inferiores a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, a vida aquática fica sob situação de estresse, o que é prejudicial a dinâmica do ecossistema aquático.

Outro fator que pode afetar os níveis de oxigênio dissolvido é o processo de eutrofização, a partir da entrada de nutrientes, provenientes de atividades antrópicas ou pela presença de biomassa submersa, a partir da formação de um reservatório. Essas condições contribuem para a produtividade primária excessiva, com aumento até mesmo de macrófitas aquáticas flutuantes, quadro este que pode levar a concentrações de OD superiores ao ponto de saturação do meio, mascarando o grau de poluição, com medições de OD que podem se apresentar até mesmo superiores a 10 mg L^{-1} , mesmo em temperaturas acima de 20°C , configurando assim um cenário de supersaturação (Agostinho *et al.*, 1992; CETESB, 2023).

A medição da concentração de OD é uma ferramenta essencial para avaliar os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras, como rios, lagos e outros corpos d'água e quando resíduos oxidáveis, tais como matéria orgânica proveniente de esgoto, produtos industriais ou outros poluentes, são lançados em um corpo d'água, eles consomem oxigênio durante seu processo de decomposição e/ou

redução química, podendo refletir num maior potencial de toxicidade, no ambiente (CETESB, 2024), como é o caso de alguns metais, que em condições de redução de oxigênio dissolvido, podem se tornar mais biodisponíveis e solúveis, como o cromo, ferro e mercúrio.

2.5.4. Metais: poluentes traços persistentes

Os metais são elementos que podem ser encontrados de forma natural tanto nos ambientes como nos organismos vivos, nas chamadas concentrações traços. São oriundos de fontes litológicas, como processos intempéricos de rochas e erodibilidade das margens dos corpos hídricos, de fontes bióticas, a partir de processos de alterações físico-químicas do solo pela ação de organismos (bioturbação) e por meio de fontes antropogênicas, como os lançamentos de efluentes domésticos e industriais, atividades agrícolas, mineração e garimpo (Gonçalves; Lisboa; Bezerra, 2017; He *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2015).

Destaca-se que há alguns metais como o cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e o zinco (Zn) que se configuram como elementos essenciais aos seres vivos, quando em pequenas quantidades, se tornando tóxicos somente em elevadas concentrações (Levshina; Matyushkina, 2021; Varshal *et al.*, 1983), portanto, caracterizam-se como metais potencialmente tóxicos. Todavia, há grupos de metais, como o mercúrio (Hg), cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e cromo (Cr), que diferente dos potencialmente tóxicos, não são indispensáveis para a vida, sem função biológica definida e que em concentrações traços, isto é, baixíssimas, trazem riscos aos organismos vivos, manifestando efeitos mutagênicos e carcinogênicos (Bingam *et al.*, 1993), o que os torna metais tóxicos.

Zhang *et al.* (2016) e Wang *et al.* (2015), enfatizam que os elementos metálicos podem se combinar com partículas suspensas, bem como com sedimentos, a partir do processo de adsorção e, com esta interação, tendem a se precipitar e acumular-se no ambiente e podendo ficar biodisponível para os organismos vivos.

Assim como um sistema lântico contribui para a sedimentação de metais, perturbações hidráulicas podem contribuir para que eles sejam ressuspensos na coluna d'água. Por este motivo, os desenvolvimentos de estudos voltados ao monitoramento dos sedimentos, assim como da água de fundo e/ou coluna, podem ser essenciais para a compreensão da dinâmica espacial dos contaminantes e permitir

assim uma avaliação da melhor forma de gerir um reservatório, por exemplo (Peng *et al.*, 2020).

Gao *et al.* (2016), identificaram em seus estudos, que quando ocorre diminuição da velocidade da água de montante para jusante, em um reservatório, isso pode contribuir para a capacidade de autodepuração deles, em relação as concentrações de metais. Entretanto, Zhu *et al.* (2017), salientam que concentrações mais elevadas de metais estão presentes nas áreas de barramentos, de um corpo hídrico reservado, portanto o estudo da distribuição se torna de suma importância, para fins comparativos.

Em ecossistemas aquáticos, os metais podem gerar efeitos tóxicos ao acumular-se em microrganismos, na flora e na fauna aquática (Djikanović *et al.*, 2018), o que se configura como bioacumulação. Todavia, caso o acúmulo seja progressivo, se perpetuando pelos diferentes níveis tróficos, tem-se o que se chama de biomagnificação. Bradl (2005) e Djikanović *et al.* (2018), enfatizam que tais efeitos podem afetar taxas de reprodução, crescimento e comportamento dos organismos aquáticos, além de configurar cenários de mutagenicidade e carcinogenicidade.

2.5.4.1 Metais potencialmente tóxicos: cobre e zinco

Tanto o cobre (Cu) quanto o zinco (Zn) são micronutrientes presentes em solos do tipo latossolo (Santos *et al.*, 2018), portanto, a entrada desses elementos no corpo hídrico pode ter relação com processos de lixiviação do solo para a sua calha, por exemplo.

O cobre tem como função biológica auxiliar no metabolismo energético dos seres vivos, além de atuar no transporte de ferro ao organismo. Já o zinco é responsável por atuar na divisão celular, bem como em processos fisiológicos como o crescimento, agindo também como estabilizador de componentes celulares.

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2023), o elemento metálico cobre é empregado em diversos segmentos industriais, tais como: fabricação de tubos, acessórios para sanitário e utilizado na constituição de ligas e revestimentos. Dessa forma, fontes de entrada de cobre no meio ambiente podem ser: corrosão de tubulações por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgoto e efluentes industriais. Bednarova *et al.* (2013), enfatizam que o cobre

também pode estar presente em fungicidas e inseticidas, comuns em regiões agrícolas.

Ademais, Frascareli *et al.* (2018) e Pompêo *et al.* (2015), destacam que no reservatório Rio Grande, do Complexo Billings, localizado no Brasil, elevados teores de cobre foram detectados em sedimentos, devido a aplicação de algicidas, produto que possui em sua constituição o emprego de Cu, para fazer frente ao crescimento de fitoplâncton. Apesar de ser de suma importância, a fim de evitar o processo de eutrofização e a proliferação de cianobactérias, o produto acaba se acumulando nos sedimentos, podendo ser ressuspensos na coluna d'água e gerar efeitos adversos.

Doses elevadas de cobre tem grande toxicidade, por exemplo, concentrações de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ provocam a morte da fauna aquática, como trutas, carpas e bagres, assim como concentrações superiores a $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ são letais para microrganismos (CETESB, 2023) e para os seres humanos, para fins de padrão de potabilidade de água, de acordo com a Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021a), do Ministério da Saúde, a concentração máxima permitida é de 2 mg. L^{-1} .

Já o elemento metálico zinco (Zn), junto com seus demais compostos químicos, são empregados na fabricação de ligas metálicas, na galvanização do aço e em cosméticos. O Zn só se torna prejudicial quando em concentrações elevadas (CETESB, 2023). Seu valor máximo permitido (VMP) na água para consumo humano, de acordo com a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde, é de 5 mg. L^{-1} (Brasil, 2021a) e na água bruta superficial de $0,18 \text{ mg. L}^{-1}$, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005), para corpos hídricos enquadrados como Classes 1 e 2.

Além disso, em concentrações elevadas, principalmente em peixes de água doce, pode ocorrer desenvolvimento de quadros de baixa fertilidade e redução do crescimento dos indivíduos (Lima, 2013).

2.5.4.2 Metais Tóxicos: cádmio, chumbo, cromo e mercúrio

Os chamados metais tóxicos se enquadram como poluentes persistentes, os quais podem interagir com espécies bióticas e abióticas (Kijowska-Strugała *et al.*, 2020).

A detecção de concentrações significativas de metais tóxicos tem se intensificado, nos ecossistemas aquáticos. Kan *et al.* (2021), salientam que esses elementos

também podem ser simplesmente transportados por meio de deposição atmosférica, quando expostos ao ambiente, por exemplo, pela má gestão dos resíduos de fundição e, dessa forma, sendo uma porta de entrada para que eles venham a se acumular nos organismos vivos, a partir da cadeia alimentar.

Cabral *et al.* (2021), ressaltam que os metais tóxicos são constituintes de fertilizantes agrícolas. Portanto, regiões com manejo agrícola inadequado e sujeitas a processos erodíveis, contribuem para a lixiviação em direção as calhas dos rios, lagos e reservatórios.

Zhu *et al.* (2017), salientam que uma das fontes de entrada do cádmio (Cd) em uma bacia hidrográfica é a partir do uso de pesticidas inorgânicos. Além disso, solos não contaminados tendem a apresentar concentrações inferiores à 1 mg.kg^{-1} , mas um ambiente com presença de solos ácidos acaba contribuindo para elevadas concentrações de Cd no ambiente, visto que essa característica contribui para que a solubilidade do elemento se amplie (Cabral *et al.*, 2021). Já nas águas doces, são estabelecidos como padrões de qualidade, para os usos múltiplos empregados nos cursos d'água enquadrados de 1 a 2, a concentração de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ e para classe 3 $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (Brasil, 2005).

O cádmio também pode ser originário de efluentes industriais, como indústrias de galvanoplastias, fabricação de tintas, equipamentos eletrônicos, revestimentos de metais, fabricação de fertilizantes e baterias (CETESB, 2023; Luparello; Sirchia; Longo, 2010). Diante disso, formas de entrada no organismo dos seres vivos são por meio de águas e alimentos contaminados.

O elemento metálico Cd pode se acumular nos organismos que forem expostos a sua biodisponibilidade, gerando danos severos ao sistema reprodutivo e nervoso, bem como deformidade morfológica (Gupta *et al.*, 2015). Destaca-se que o cádmio quando na forma de óxido ou complexos solúveis, pode ser mais tóxico, porque assim são facilmente absorvidas pelos organismos aquáticos.

Outro metal que merece destaque é o chumbo (Pb), o qual tem aplicação na fabricação de baterias, tintas, inseticidas e ligas metálicas. Cabral *et al.* (2021), salientam que as atividades agrícolas influenciam diretamente no aporte deste elemento no meio ambiente, a partir do processo de lixiviação, tanto do solo quanto de fertilizantes e inseticidas.

Além da presença em efluentes industriais variados, Omar *et al.* (2019), destacam que o chumbo pode também ter a entrada durante o processo de distribuição de água

da estação de tratamento até as instalações do consumidor, já que está presente na constituição de tubulações metálicas.

O valor máximo permitido (VMP) de Pb, na água para consumo humano, é de 0,01 mg. L⁻¹ (Brasil, 2021a). Já para as águas doces, a concentração para os cursos d'água enquadrados como Classes 1 e 2 é de ,0001 mg. L⁻¹ e para a Classe 3 de 0,033 mg. L⁻¹ (Brasil, 2005). Em relação as águas para consumo humano o valor máximo permitido é de 0,01 mg L⁻¹ (Brasil, 2021a). Ademais, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2023), doses que podem ocasionar a letalidade de peixes, variam entre 0,1 e 0,4 mg. L⁻¹.

Já o cromo (Cr) ocorre naturalmente na natureza, estando presente nos animais, nas rochas e névoas vulcânicas. Ele é empregado na indústria para a produção de ligas metálicas, ações inoxidáveis, estruturas da construção civil, fertilizantes, tintas, pigmentos e curtumes, por exemplo. Sendo as formas estáveis o cromo trivalente - Cr (III) - e o cromo hexavalente - Cr (VI) -, sendo o primeiro essencial para os processos metabólicos da glicose e facilmente precipitado, podendo originar o Cr (VI) e o segundo possui elevada solubilidade, podendo ser acumulativo e carcinogênico (CETESB, 2023; Dermou *et al.*, 2007).

Para águas doces e àquelas destinadas ao consumo humano, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Portaria nº 888/2021(Brasil, 2021a) do Ministério da Saúde, o Cr deve apresentar concentrações inferiores a 0,05 mg. L⁻¹.

O mercúrio é um elemento metálico presente em reservas minerais de Cinábrio, assim como no petróleo (associado a hidrocarbonetos) e jazidas de carvão mineral. A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2023), destaca que o Hg é empregado na fabricação eletrolítica do cloro, assim como em equipamentos elétricos.

O mercúrio encontra-se na forma líquida, em temperatura ambiente, sendo extremamente volátil. Ao sofrer oxidação, caso haja a perda de um único elétron, origina o mercurioso (Hg⁺¹), todavia, se houver a perda de dois elétrons da sua camada de valência, formar-se-á o mercúrico (Hg⁺²). Hypolito e Sumi (2019), salientam que a forma bivalente pode originar o metilmercúrio, a partir da ação microbiológica. Essa forma orgânica lipofílica trata-se da mais tóxica e ela favorece a biomagnificação nas cadeias alimentares (Hansen; Danscher, 1997), se acumulando tanto na fauna quanto na flora, sendo a principal via de exposição humana a ingestão de água e alimentos contaminados (CETESB, 2023).

O mercúrio também é empregado no processo de extração do minério ouro, geralmente este procedimento é efetuado em terra ou as margens de um curso de água, no qual o Hg forma uma liga metálica com o ouro (amalgama), que é de fácil separação por meio do aquecimento. Todavia, o processo leva a perdas de mercúrio que tem a capacidade de permanecer na superfície do solo, podendo ser emitido para a atmosfera novamente ou infiltrar-se, ou ainda ser transportado pela água, na calha dos corpos hídricos. (Hypolito, Sumi, 2019; Lacerda; Bastos; Almeida, 2012; Pozzetti *et al.*, 2022).

O desmatamento pode contribuir para o aumento da mobilização do mesmo no ecossistema, pois o solo fica exposto e resulta na desgaseificação das reservas de Hg e coopera para uma maior lixiviação do solo, devido a erosão, intensificando assim mudanças na composição do solo, como por exemplo o aumentando do pH e a redução do teor de matéria orgânica, limitando assim a capacidade do mesmo de complexar e imobilizar Hg (Almeida *et al.*, 2009; Herpin *et al.*, 2002).

O mercúrio possui padrões de qualidade estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005), sendo que para águas doces, deve apresentar concentrações inferiores a $0,0002 \text{ mg. L}^{-1}$. Já para águas para consumo humano é de $0,001 \text{ mg. L}^{-1}$ (Brasil, 2021a).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TELES PIRES

A extensão da bacia do rio Teles Pires possui variações climáticas regionais, a qual é influenciada pelas áreas de transição de Cerrado e a Floresta Amazônica, com um clima do tipo Tropical Continental Alternadamente Úmido e Seco, em sua porção alta e média, com temperaturas médias que variam entre a faixa de 23,1 a 24,2 °C e pluviosidade anual total entre 1.700 e 1.850 mm (Tarifa, 2011; Santos *et al.*, 2017).

Com base nessa sazonalidade climática, o período de maior precipitação ocorre com maior frequência entre os meses de outubro a abril (Santos *et al.*, 2017). Segundo o Estudo de Impacto Ambiental (Themag Engenharia, 2010) da Usina Hidrelétrica de Sinop (UHE Sinop), o trimestre mais chuvoso ocorre, geralmente, entre os meses de dezembro a março. Já o período de estiagem inicia-se, continuamente, em maio e se estende até setembro, podendo ocorrer um pico entre os meses de junho a agosto.

Em relação as características pedológicas, Alcantara (2009), destaca que prevalecem o Latossolo Vermelho-Amarelo e o Latossolo Vermelho Escuro, os quais apresentam elevada permeabilidade (Themag Engenharia, 2010), sendo bem drenados (Alcantara, 2009), mais suscetíveis a erosões em períodos chuvosos. Umetsu *et al.* (2007), destacam que concentrações de pH levemente ácido já foram detectados na região, estando atrelada as condições geológicas e pedológicas da bacia.

Além disso, Moreira (2011), identificou em seu estudo que o rio Teles Pires apresentou maiores concentrações de condutividade elétrica no período chuvoso, apesar de médias relativamente baixas ($11,5 \pm 2,7 \mu\text{S. cm}^{-1}$), todavia o padrão da bacia hidrográfica onde este corpo hídrico está inserido, relaciona-se a estoque de íons nos solos e, portanto, o processo de carreamento do mesmo para as calhas dos corpos hídricos levaria a um aumento da concentração dos mesmos, refletindo num acréscimo da condutividade elétrica.

A Avaliação Ambiental Integrada da bacia hidrográfica do rio Teles Pires, (EPE, 2009), destaca que há áreas florestais preservadas, principalmente pela presença das unidades de conservação e terras indígenas, mas que sofrem com a implantação de atividades econômicas como extração de madeira e avanço das fronteiras

agrícolas, transformando radicalmente ambientes dos biomas Cerrado e Floresta Amazônica, originando as florestas secundárias (formações antropizadas).

A Bacia Hidrográfica do rio Teles Pires possui elevado grau de antropização, tanto que a porção central da bacia (na região dos municípios de Lucas do rio Verde, Sorriso e Sinop), na porção norte e ao longo da BR-163, a expansão da agricultura de soja e de outras monoculturas, como: arroz, algodão e milho, adentrou regiões do bioma Cerrado e Floresta Amazônica, levando ao desmatamento. Ademais, neste contexto, na região sul do Pará, há predomínio da atividade madeireira, com destaque para o município de Novo Progresso, que possui um polo de exploração de madeiras de alto valor econômico agregado, como por exemplo o mogno e, a porção baixa do Teles Pires que é marcada por atividades garimpeiras, principalmente associadas à extração de ouro (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021).

Ademais, a pesca e aquicultura, são atividades econômicas importantes na região, destacando-se a pesca artesanal (Mato Grosso, 2021). Há também a prática de extração mineral no município de Sinop, onde se localizam jazidas de exploração de areia e de extração de argila (Themag Engenharia, 2010).

3.2 APRESENTAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O rio Teles Pires localiza-se em uma região Hidrográfica Amazônica, com nascente localizada na região do Mato Grosso e se caracteriza como um importante tributário do Rio Tapajós, um dos corpos hídricos mais significativos do rio Amazonas (SEMA-MT, 2020). A bacia hidrográfica do rio Teles Pires (BHTP), possui uma área de drenagem de aproximadamente 145.600 km² e uma extensão de 1.431 km, banhando dois biomas brasileiros: o Cerrado e a Floresta Amazônica. Sendo seu rio principal o curso d'água de mesmo nome da bacia, o Teles Pires, o qual também é conhecido como Paranatinga e São Manoel (SEMA-MT, 2020; Veiga *et al.*, 2013).

A BHTP possui elevado potencial hidrelétrico (Moretto *et al.*, 2012), tanto que há em operação quatro grandes empreendimentos hidrelétricos, sendo eles: UHE Teles Pires, UHE São Manoel; UHE Colíder e UHE Sinop.

Rostirolla (2018), destaca que a UHE Sinop (Figura 3) possui uma capacidade de geração de energia elétrica de cerca de 400 MW, já a UHE Colíder com 300 MW, UHE São Manuel com 750 MW e UHE Teles Pires, com uma capacidade de geração de 1820 MW. Souza *et al.* (2016), salientam que, a partir do desenvolvimento das linhas

de transmissão elétrica, outros aproveitamentos elétricos se tornaram possíveis na região, como as chamadas Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's).

Dentre os empreendimentos hidrelétricos, a UHE Sinop, destaca-se por também atuar como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante, isto é, armazenará água em seu reservatório na época das chuvas e liberará ao longo do período de estiagem, permitindo assim uma geração de energia ao longo do ano, a partir de uma operação integrada do conjunto de usinas (Rostirolla, 2018; THEMAG ENGENHARIA, 2010).

O monitoramento hidrológico é realizado pelas UHE's, de acordo com a periodicidade estabelecida pelo órgão ambiental. Ademais, há também o acompanhamento da qualidade, por meio de pontos de monitoramento ao longo do rio Teles Pires, os quais são apresentados a sociedade por meio de um relatório de monitoramento da qualidade das águas superficiais do estado de Mato Grosso (Mato Grosso, 2021).

Segundo o “Relatório de monitoramento da qualidade das águas superficiais do estado de Mato Grosso 2018 – 2019” (Mato Grosso, 2021), as análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, nos nove pontos de monitoramentos presentes na bacia do rio Teles Pires, demonstram que o mesmo possui boa integridade ecológica, havendo alguns pontos que apresentam enriquecimentos orgânicos (regiões de Sorriso e Sinop) com concentrações de Fósforo Total em desconformidade com o enquadramento do corpo hídrico, que se configura como Classe 2.

Fearnside (2019), destaca que diversos autores salientam que a bacia hidrográfica do rio Teles Pires, devido a concentração de barramentos, pode apresentar maior biodisponibilidade de mercúrio. Nas modelagens realizadas na Avaliação Ambiental Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Teles Pires (EPE, 2009), a análise cumulativa demonstrou que os potenciais efeitos provenientes da atividade garimpeira apresentaram níveis médios, portanto, sendo necessário a realização de monitoramentos bem estabelecidos para análise da distribuição deste metal na área da bacia.

Roulet *et al.*, (1998), enfatizam que, na região amazônica, durante o processo de laterização (marcado pela lixiviação de bases, perda parcial de sílica e acumulação de alumínio e ferro), o mercúrio, resultante de processos intempéricos e da deposição atmosférica, foi se associando aos óxidos cristalizados, presentes nos latossolos, devido a considerável afinidade do analito com as frações finas dos mesmos, o que

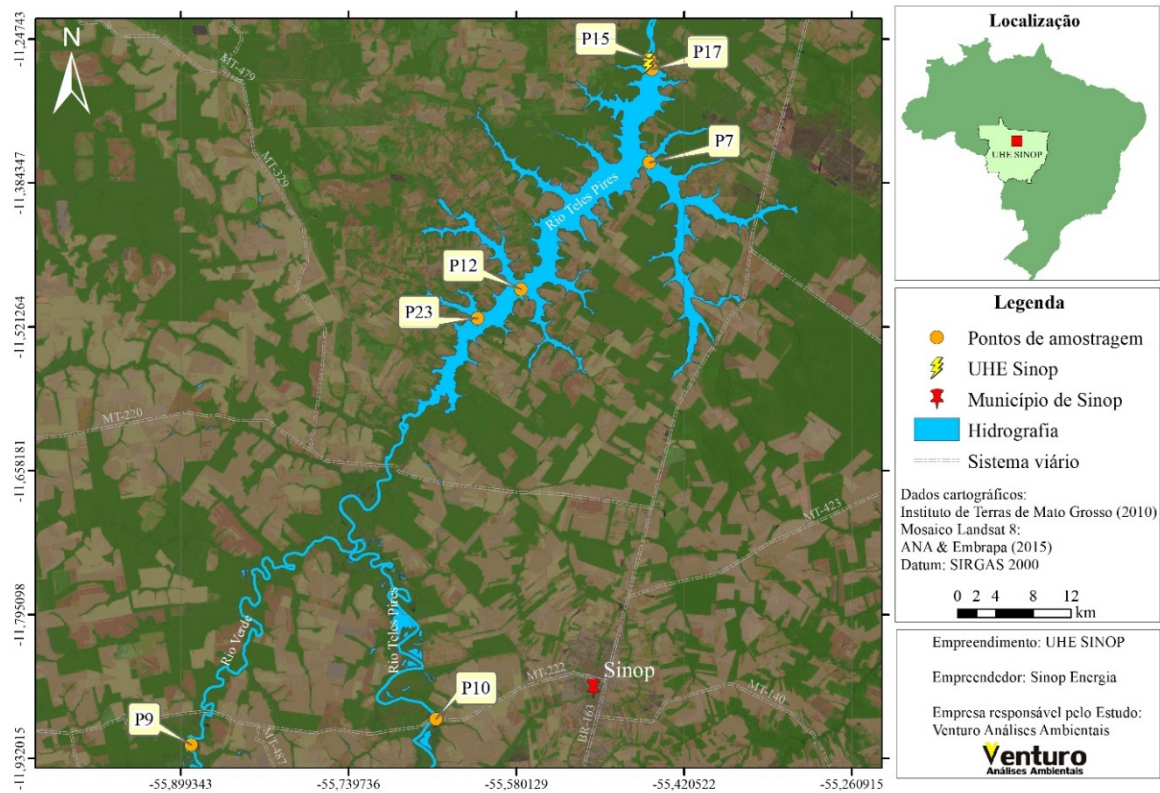
contribuiu para que o analito fosse sendo estocado nessas coberturas pedológicas e Duarte Diniz *et al.* (2021), também frisam que os processos de desmatamentos podem trazer riscos ao meio ambiente, pois a remoção da cobertura vegetal pode intensificar o aporte do analito nos corpos d' água, da região.

3.3 PONTOS AMOSTRAIS E PARÂMETROS ADOTADOS

Foram realizadas três coletas ao longo dos anos de 2023 a 2024, sendo duas nos meses de maio e setembro de 2023 (período de estiagem) e uma em janeiro de 2024 (período de cheia). Definiu-se um total de sete pontos amostrais, sendo dois deles antes da formação do reservatório, ponto P9 no rio Verde e ponto P10 no rio Teles Pires, ambos estão localizados em um ambiente lótico.

A fim de representar um ambiente lêntico, coletou-se quatro pontos ao longo do reservatório, identificados por P23, P12, P7 e P17 e um ponto após o reservatório, onde o curso d'água retorna a ser um ambiente lótico, identificado por P15. Todos os pontos amostrais estão ilustrados na Figura 3 e suas coordenadas apresentadas na Tabela 10.

Figura 3: Mapa do desenho amostral do Projeto



Fonte: Venturo (2023).

Tabela 10: Pontos de amostragem do projeto

Ponto	Descrição	Tipo de ecossistema	Coordenadas planas (UTM)*	
			Latitude	Longitude
7	Ribeirão Roquete 7	Lêntico	668.771	8.743.220
9	Rio Verde	Lótico	620.924	8.682.150
10	Teles Pires 1	Lótico	646.306	8.684.729
12	Teles Pires 3	Lêntico	655.377	8.729.969
15	Teles Pires 6 - 0,5 km jusante	Lótico	668.816	8.754.170
17	Montante da barragem	Lêntico	669.104	8.753.079
23	Teles Pires 23	Lêntico	650.860	8.726.914

*Datum: Sirgas 2000.

Fonte: Próprio autor.

Em caráter investigativo foram definidos um conjunto de doze (12) parâmetros analíticos, contemplando variáveis físico-químicas frequentemente adotadas em programas de monitoramento da qualidade da água, além do grupo de metais tóxicos e potencialmente tóxicos de interesse. O Quadro 3, apresenta a relação de

parâmetros analisados na extensão do rio Teles Pires – MT, bem como as matrizes (compartimentos) adotadas para o estudo.

Quadro 3: Apresentação das matrizes e variáveis analíticas adotadas

Matrizes (Compartimentos)	Tipo de variáveis	Variáveis	Unidade de medida	Método de análise
Água Bruta	Físico-químicas	Condutividade Elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	SMWW 2510 B
		Oxigênio Dissolvido	mg. L^{-1}	SMWW 4500 O G
		pH	-	SMWW 4500 H+ B
		Temperatura da amostra	$^{\circ}\text{C}$	-
		Turbidez	NTU / UNT	SMWW 2130 B
	Metais potencialmente tóxicos	Cobre	mg. L^{-1}	SMWW 3120 B/ 3030 B
		Zinco	mg. L^{-1}	SMWW 3120 B/ 3030 B
	Metais tóxicos	Cádmio	mg. L^{-1}	SMWW 3120 B/ 3030 B
		Chumbo	mg. L^{-1}	SMWW 3120 B/ 3030 B
		Cromo	mg. L^{-1}	SMWW 3120 B/ 3030 B
		Mercúrio	mg. L^{-1}	USEPA 1631 E / USEPA 1630 / POP-EFQ 002
Sedimento	Metais potencialmente tóxicos	Cobre	mg.kg^{-1}	USEPA 3050 B / 6010 D
		Zinco	mg.kg^{-1}	USEPA 3050 B / 6010 D
	Metais tóxicos	Cádmio	mg.kg^{-1}	USEPA 3050 B / 6010 D
		Chumbo	mg.kg^{-1}	USEPA 3050 B / 6010 D
		Cromo	mg.kg^{-1}	USEPA 3050 B / 6010 D
		Mercúrio	mg.kg^{-1}	USEPA Method 7473
Biota (Fitoplâncton, Zooplâncton, Macrófitas e Peixes)	Metais potencialmente tóxicos	Cobre	mg.kg^{-1}	POP-AL 001
		Zinco	mg.kg^{-1}	POP-AL 001
	Metais tóxicos	Cádmio	mg.kg^{-1}	POP-AL 001
		Chumbo	mg.kg^{-1}	POP-AL 001
		Cromo	mg.kg^{-1}	POP-AL 001
		Mercúrio	mg.kg^{-1}	USEPA Method 7473

Fonte: Próprio autor.

3.4 AMOSTRAGEM

Todo o procedimento de coleta e preservação das frascarias foi efetuado de acordo com as diretrizes estabelecidas no Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras (Brasil, 2011;2023) para as diferentes matrizes adotadas. Os ensaios laboratoriais, exceto os medidos em campo, foram realizados em parceria com o laboratório de análises ambientais Venturo Análises ambientais, o qual é certificado na norma ISO IEC 17025:2017, que trata sobre os requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração, no que diz respeito aos procedimentos padrões para confiabilidade dos ensaios laboratoriais (ABNT, 2017).

As etapas de amostragens, em cada matriz, são apresentadas abaixo.

3.4.1 Amostragem de água

Os parâmetros condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, temperatura do ar e da amostra e a turbidez foram coletados *on site* através de uma sonda multiparâmetro da marca YSI ProDSS.

Já para os ensaios dos metais potencialmente tóxicos e tóxicos, as amostragens foram efetuadas superficialmente (30 centímetros da lâmina da água) (Brasil, 2023), quando o ambiente se configurava como lótico e acondicionadas em frascos de polietileno, sendo preservadas até o momento das análises no laboratório (Brasil, 2023), além de refrigeradas ($\leq 6\text{ }^{\circ}\text{C}$), sem congelamento.

Estudos em perfis verticais (meio e fundo) foram desenvolvidos quando o ambiente se configurava como lântico, contemplando a determinação dos mesmos parâmetros da água superficial, sendo sua coleta por meio da garrafa de Van Dorn, um dos equipamentos apontados para realização de coletas em superfície e em profundidade (Brasil, 2023).

3.4.2 Sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas em todos os pontos (P7, P9, P10, P12, P15, P17 e P23) através de um coletor pontual de sedimento de fundo, denominada draga de Eckman, a qual permite a amostragem da camada superficial mais reativa do sedimento (APHA, 2012).

Segundo o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Brasil, 2023), esse equipamento é o mais adequado para amostragens em reservatórios, visto que possui uma boa eficiência e permite uma avaliação de potenciais contaminantes presentes em sedimentos finos.

3.4.3 Fitoplâncton e Zooplâncton

Como o objetivo da coleta não era a quantificação da biota, as amostras de fitoplânctons foram coletadas utilizando rede de náilon, com abertura de malha 15 µm e, para o zooplâncton, rede de 68 µm de abertura de malha.

O mergulho da rede foi realizado de acordo com a profundidade desejada, evitando que ela batesse ao fundo da calha, para evitar ressuspensões e possíveis contaminações da amostra e suspendendo a mesma calmamente até a superfície, conforme orientação do “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostra” (Brasil, 2023).

Posteriormente, as amostras retidas nas redes, foram transferidas para frascos de polietileno e preservadas com formol a 4%.

3.4.4 Macrófitas

As amostras frescas de macrófitas, da espécie Aguapé (*Eichhornia crassipes*), foram coletadas diretamente nos corpos hídricos, armazenadas em sacos de polietileno, lavadas com água ultrapura, identificadas e separadas em pecíolo, folha e raiz, sendo necessário no mínimo 300g de amostra para seguir com os ensaios laboratoriais, conforme orientação do “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras” (Brasil, 2023).

Posteriormente, as macrófitas frescas foram secas em estufas, com renovação de ar a 40 °C, trituradas e submetidas aos ensaios de determinação de metais.

Em cada ponto amostral foram coletadas duas amostras, sendo os resultados expressos em média.

3.4.5 Peixes

As espécies foram coletadas de acordo com o hábito alimentar, sendo a Cachorra (*Hydrolycus armatus*), Bico de Pato (*Sorubim lima*) e o Piranha-Preta (*Serrasalmus rhombeus*) espécies classificadas como predadoras. Já o Curimba (*Prochilodus lineatus*) espécie não predadora.

Todas as espécies de peixes foram obtidas por meio do auxílio da comunidade ribeirinha local, as quais realizaram a pesca tanto por meio da utilização de redes quanto por meio de varas. Destaca-se que para as coletas de espécimes realizadas no ponto P15, contou-se com o auxílio da equipe de consultoria que realiza o reposicionamento de peixes de montante para jusante da UHE Sinop.

Elas foram armazenadas do abrigo da luz, com refrigeração entre 4 °C e 10 °C (Brasil, 2023), até a realização das análises laboratoriais, para medição dos metais nos músculos das espécies coletadas.

3.5 TRATAMENTO E QUANTIFICAÇÃO DAS AMOSTRAS

Todas as amostras foram digeridas em uma solução de ácido nítrico PA 65%, Peróxido de hidrogênio PA e água deionizada MilliQ 18,2 mΩ cm. Esta etapa é necessária para a mineralização total das amostras, isto é, toda parte orgânica ser quebrada, ficando apenas a fração mineral.

Para as análises de chumbo, cádmio, cromo e zinco das amostras de água, sedimento, plânctons e zooplâncton, peixes e macrófitas foi utilizado um espectrômetro de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES, Thermo Scientific, modelo ICAP 6300 DUO) com vista axial e radial, com detector simultâneo de dispositivo de injeção de carga (Charge Injection Device - CID), com óptica purgado com gás argônio, em um intervalo de trabalho de 166 a 847 nm. O sistema de introdução da amostra foi composto de nebulizador concêntrico acoplado a uma câmara de nebulização ciclônica, tendo como ajuste de potência variando entre 750 e 1350 W. Uma solução acidificada de Zn, de concentração 2 mg. L⁻¹, foi utilizada na etapa de calibração do ICP OES

Para a determinação de mercúrio, em todas as amostras, utilizou-se a técnica de espectrometria de absorção atômica da Perkin Elmer, modelo SMS 100, da empresa

Venturo análises ambientais. Utilizando-se este equipamento não se faz necessário um tratamento prévio das amostras (Nunes *et al.*, 2024).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Visando condensar os dados obtidos, optou-se pela discussão por campanha e por compartimento.

4.1 MATRIZ ÁGUA

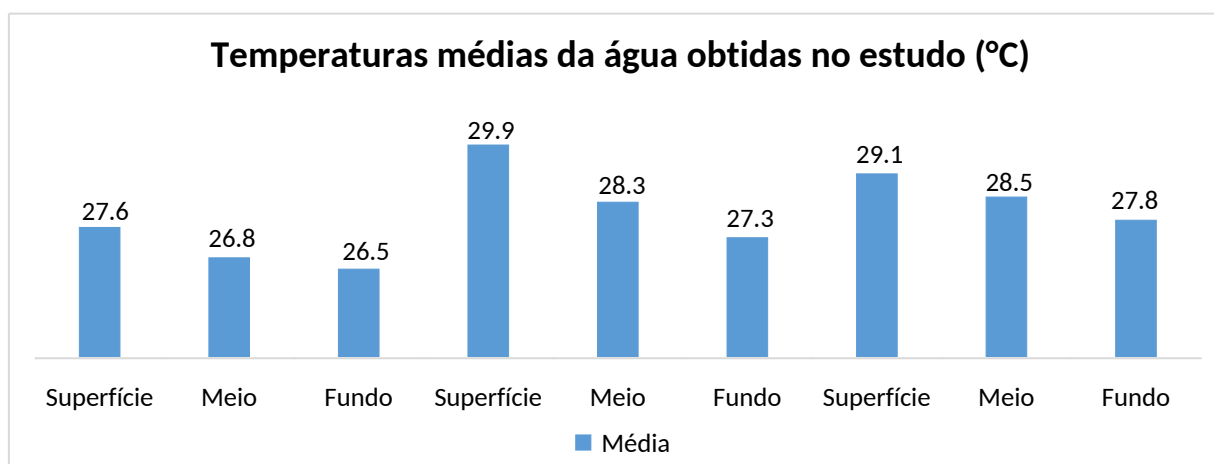
Para análise dos dados da matriz água deve-se considerar que as análises foram realizadas para os ambientes lânticos (pontos P7, P12, P17 e P23), considerando os três perfis verticais: superfície, meio (intermediário) e fundo, os quais serão discutidos separadamente, visto que se trata de ecossistemas distintos.

Ademais, para os ambientes lóticos (P9, P10 e P15), somente foram considerados os dados referentes a coleta do perfil superfície. Destaca-se também que para os parâmetros que possuem padrões de qualidade (valores máximos permitidos) legisáveis na Resolução CONAMA n°357/2005, os valores de referência foram apresentados nos gráficos.

4.1.1 Temperatura da água

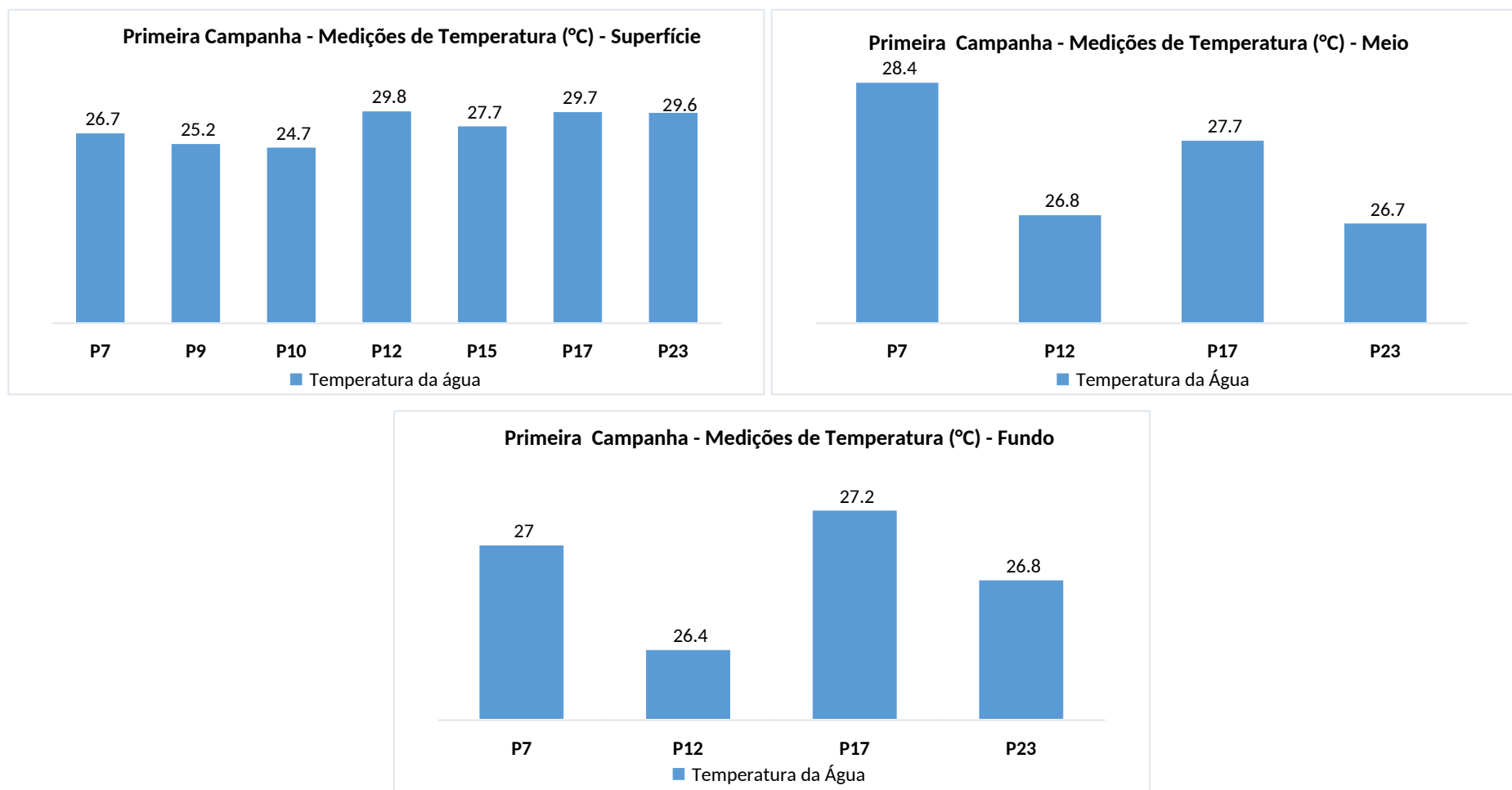
Os dados da tendência central média, assim como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas, são apresentados, para as medições de temperatura da água, nas Figuras de 4 a 7.

Figura 4 : Temperaturas médias da água, para as três campanhas, (°C)



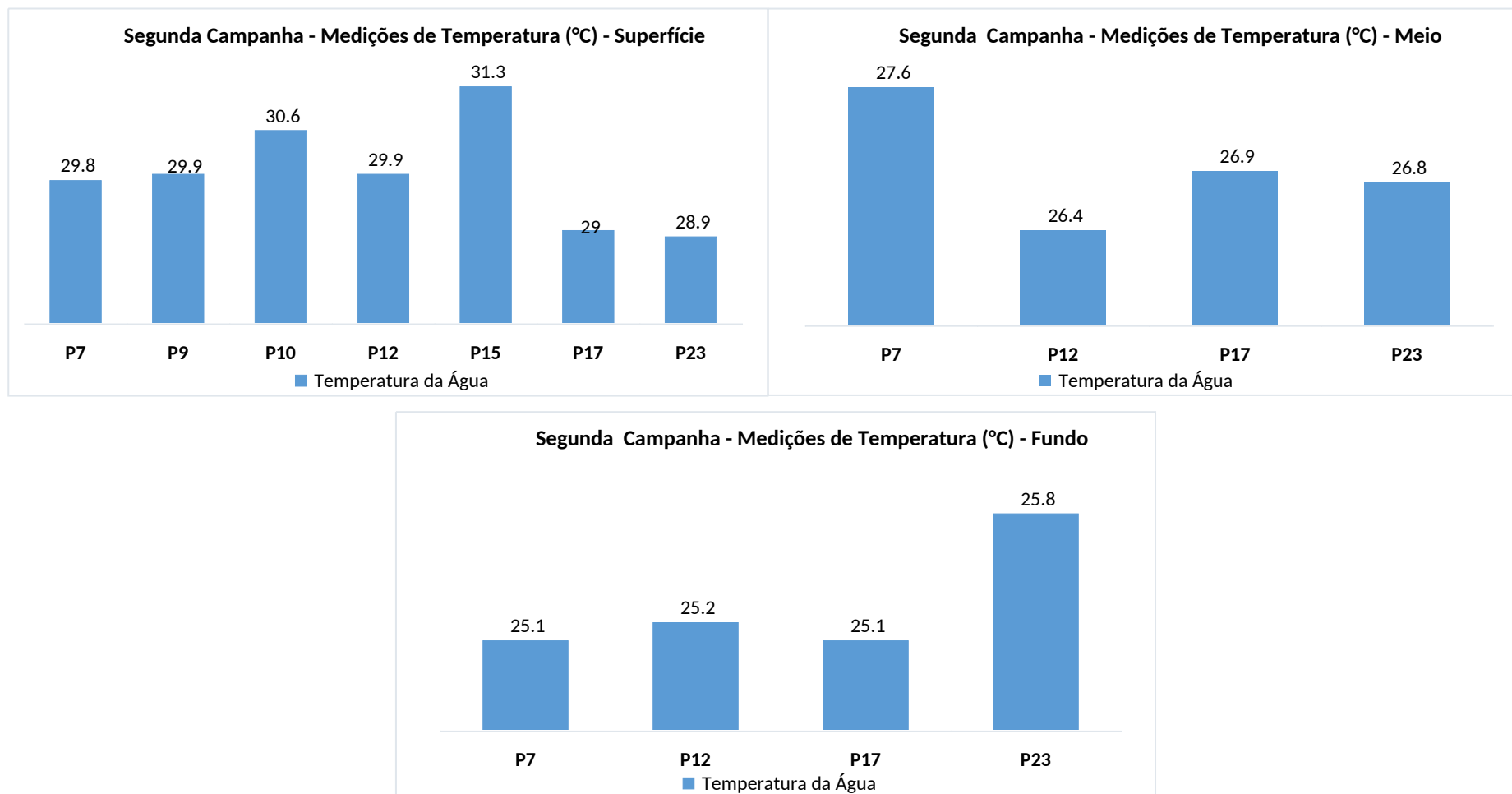
Fonte: Próprio autor.

Figura 5: Medições de temperatura da água na primeira campanha, nos perfis verticais (°C)



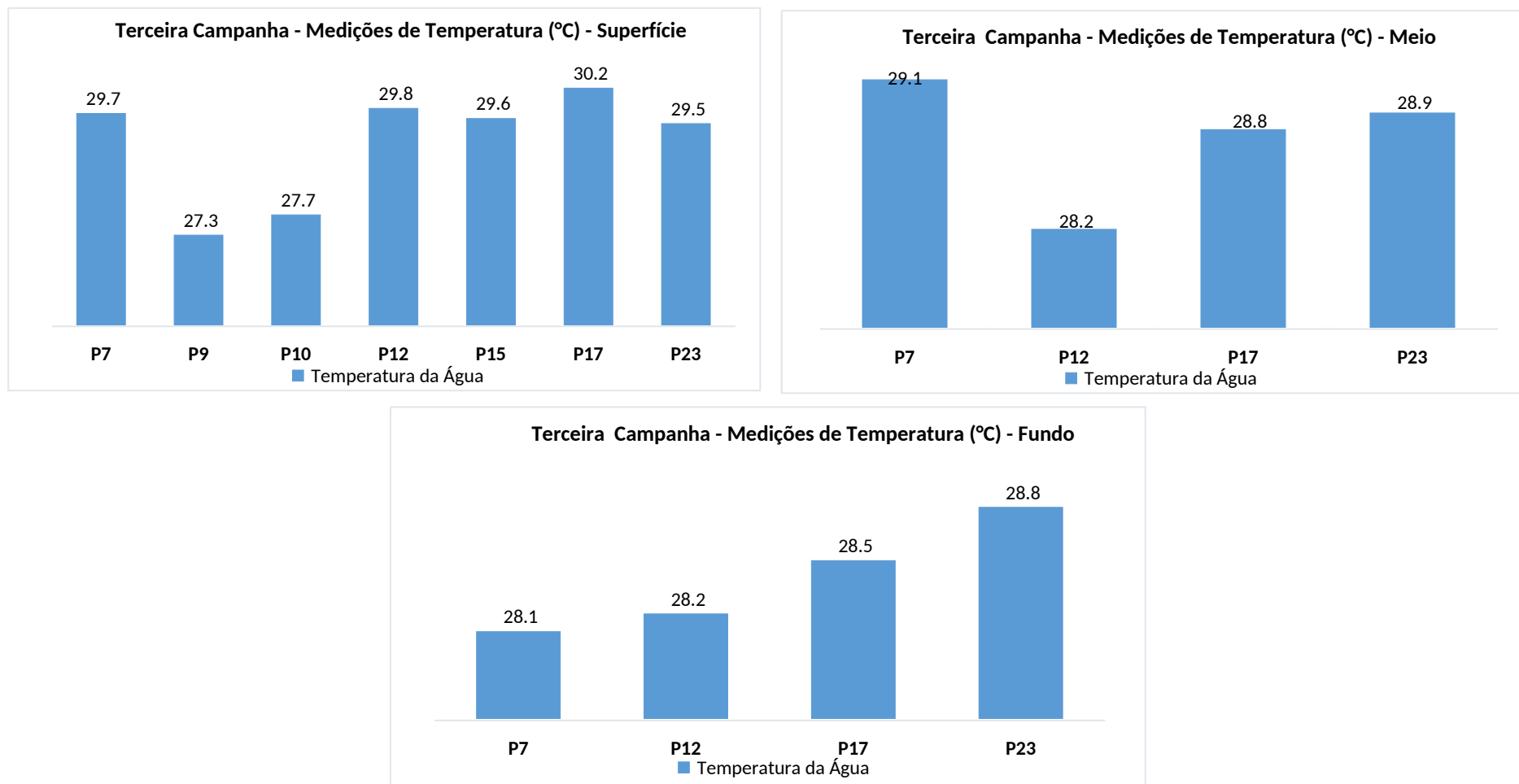
Fonte: Próprio autor.

Figura 6: Medições de temperatura da água na segunda campanha, nos perfis verticais (°C)



Fonte: Próprio autor.

Figura 7: Medições de temperatura da água na terceira campanha, nos perfis verticais (°C)



Fonte: Próprio autor.

A partir dos dados apresentados na Figura 4, considerando a primeira campanha, a temperatura do ar apresentou, no perfil superfície, uma média de $29,6 \pm 2,45$ °C. Já no perfil meio, uma média de $29,5 \pm 2,45$ °C, respectivamente. E no terceiro perfil vertical, o fundo, foi obtida uma média de $29,1 \pm 2,90$ °C.

Já na segunda campanha, obteve-se uma média de $30,9 \pm 1,50$ °C no perfil superfície. No perfil meio, a média de $30,9 \pm 1,54$ °C, conforme apresentado na Figura 4. E no perfil de fundo os resultados indicaram uma média de $31,0 \pm 1,54$ °C. A terceira campanha apresentou uma média de $31 \pm 1,84$ °C, para o perfil superfície e de $29,9$ °C e $31 \pm 1,90$ °C, respectivamente, no perfil meio. Já no perfil fundo obteve-se uma média de $30,8 \pm 0,8$ °C.

Ao observar as temperaturas médias para o parâmetro temperatura da água, apontadas na Figura 4, nota-se que todas as temperaturas da água, mapeadas nas três campanhas, apresentaram valores inferiores a 40°C, isto é, em conformidade com o padrão de qualidade estabelecido pela Resolução CONAMA n°357/2005 (Brasil, 2005), para lançamentos de efluentes nos corpos hídricos, visando a manutenção da vida aquática.

Avaliando-se os dados expostos na Figura 5, a maior temperatura da água, na primeira campanha, no perfil superfície, foi de 29,8°C, no ponto P12 e a menor foi de 27,3°C, no ponto P10. Fia *et al.* (2015), destacam que o aumento do canal ao longo do percurso do corpo hídrico pode contribuir para o acréscimo da temperatura da água, devido a maior incidência de luz, o que poderia justificar a maior medição no ponto P12, visto que ele se configura como um ambiente lântico, com maior extensão alagada, do que a porção lótica (P10), do corpo hídrico.

Explorando-se os dados apresentados na Figura 5, nota-se que, na primeira campanha, a maior temperatura do perfil meio da coluna d'água foi de 28,4°C e a menor foi de 26,7°C. Já no perfil fundo foi de 27,2°C e 26,4°C, respectivamente. Braga *et al.* (2005), destacam que a diferença de temperatura entre as camadas mais profundas e superficiais de um ambiente lântico é um dos comportamentos marcantes desse ecossistema, em decorrência do decaimento do aquecimento, proveniente da incidência de radiação solar. Este comportamento pode ser observado no estudo já na primeira campanha, considerando os pontos P7, P12, P17 e P23., visto que todos apresentaram temperaturas inferiores nos perfis de meio e fundo em relação ao perfil superfície.

Já na segunda campanha, a temperatura máxima foi de 31,3°C (ponto P15) e a mínima de 28,9°C (ponto P23), no perfil superfície, conforme apresentado na Figura 6. Diferente do comportamento detectado na primeira campanha, os ambientes lóticos não apresentaram as menores temperaturas, tanto que a maior medição (ponto P15), esteve presente neste ecossistema. Todavia, as temperaturas obtidas se apresentaram inferiores nos perfis de fundo (máxima de 25,8 °C e mínima de 25,1°C), em relação ao perfil superfície, fortalecendo a visão de uma ocorrência de estratificação térmica, conforme pode ser analisado na Figura 6. Ademais, o perfil correspondente ao meio da coluna d'água, apresentou temperaturas inferiores ao perfil superfície, conforme apresentado na Figura 6, visto que o maior valor (26,9°C), foi inferior ao mapeado no perfil superfície (com um menor valor de 28,79 °C).

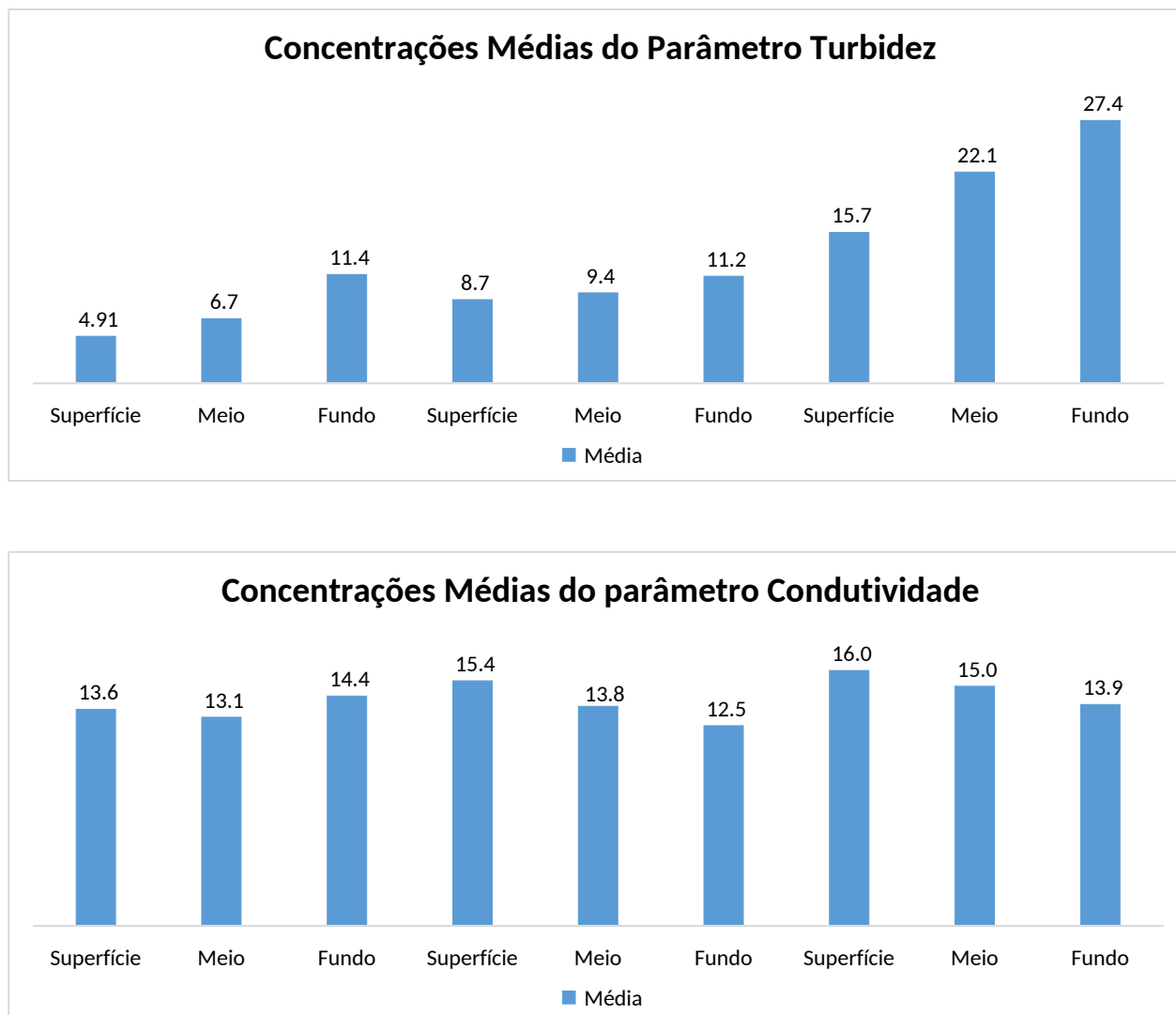
A terceira campanha, conforme apresentado na Figura 7, demonstrou como maior medição de temperatura da água um valor de 30,2 °C e um menor valor de 27,3°C. A Figura 7 apresentou que a maior temperatura do perfil de meio da coluna d'água foi de 29,1°C (ponto P7) e a menor 28,2°C (ponto P12). Já no perfil de fundo foram de 28,8°C (ponto P23) e 28,1°C (ponto P7), respectivamente. Esses resultados fortalecem as visões destacadas por Braga *et al.* (2005) e Tundisi e Tundisi (2008), de que a camada inferior, àquela que se localiza junto ao fundo dos ecossistemas lênticos, apresenta temperaturas mais baixas do que a superfície, portanto podendo se configurar como um ambiente com a presença de estratificação térmica.

Não foi detectado, nas campanhas, uma estratificação térmica máxima, que poderia ocorrer, conforme destacado por Alcântara (2010), ao final do verão. A terceira campanha ocorreu neste período (janeiro de 2024), a maior variação de temperatura foi notada exatamente na mesma. Já em relação a primeira e segunda campanhas não se notou variações significativas entre os perfis, Alcântara (2010), enfatizou que pode ocorrer mistura completa dos perfis no outono e inverno, mas as coletas foram realizadas no outono e na primavera, não permitindo uma avaliação robusta nesse sentido.

4.1.2 Turbidez e Condutividade

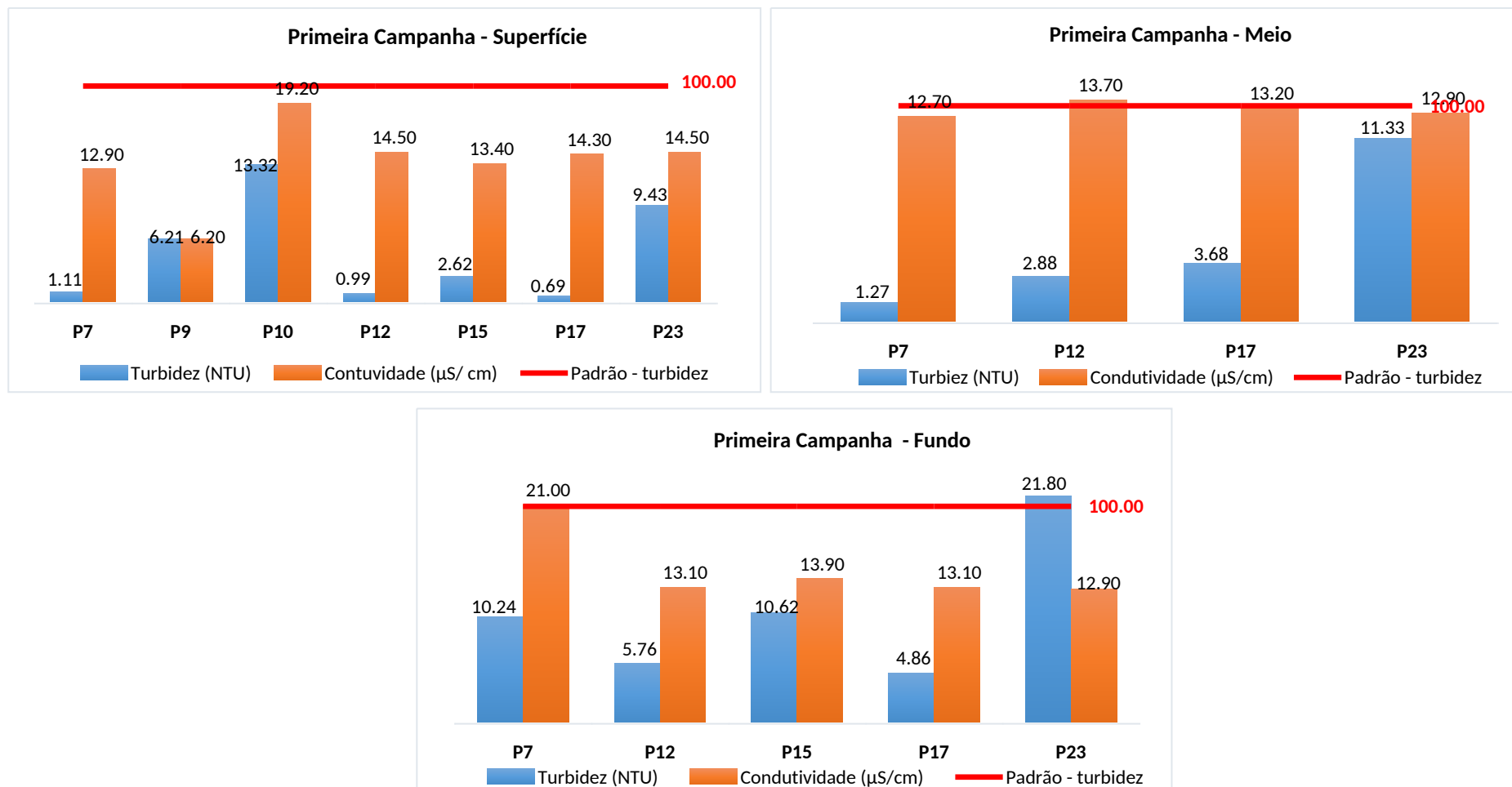
Os dados das tendências centrais médias, assim como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas, são apresentados para os analitos turbidez e condutividade, nas Figuras 8,9,10 e 11.

Figura 8: Concentrações médias de turbidez (em NTU) e condutividade (em $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$), obtidas nas campanhas



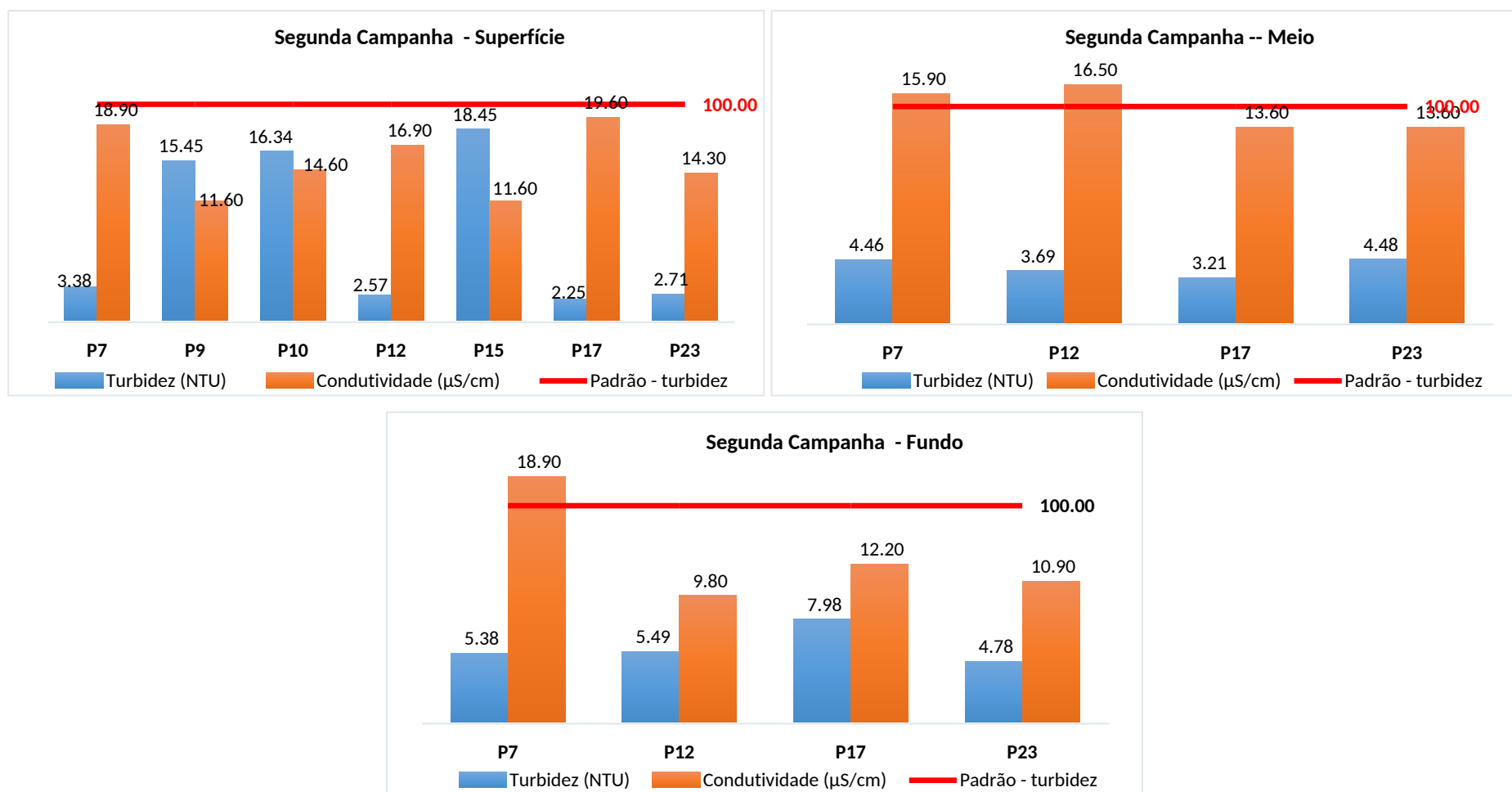
Fonte: Próprio autor.

Figura 9:Concentrações de Turbidez e Condutividade detectadas na primeira campanha, nos perfis verticais



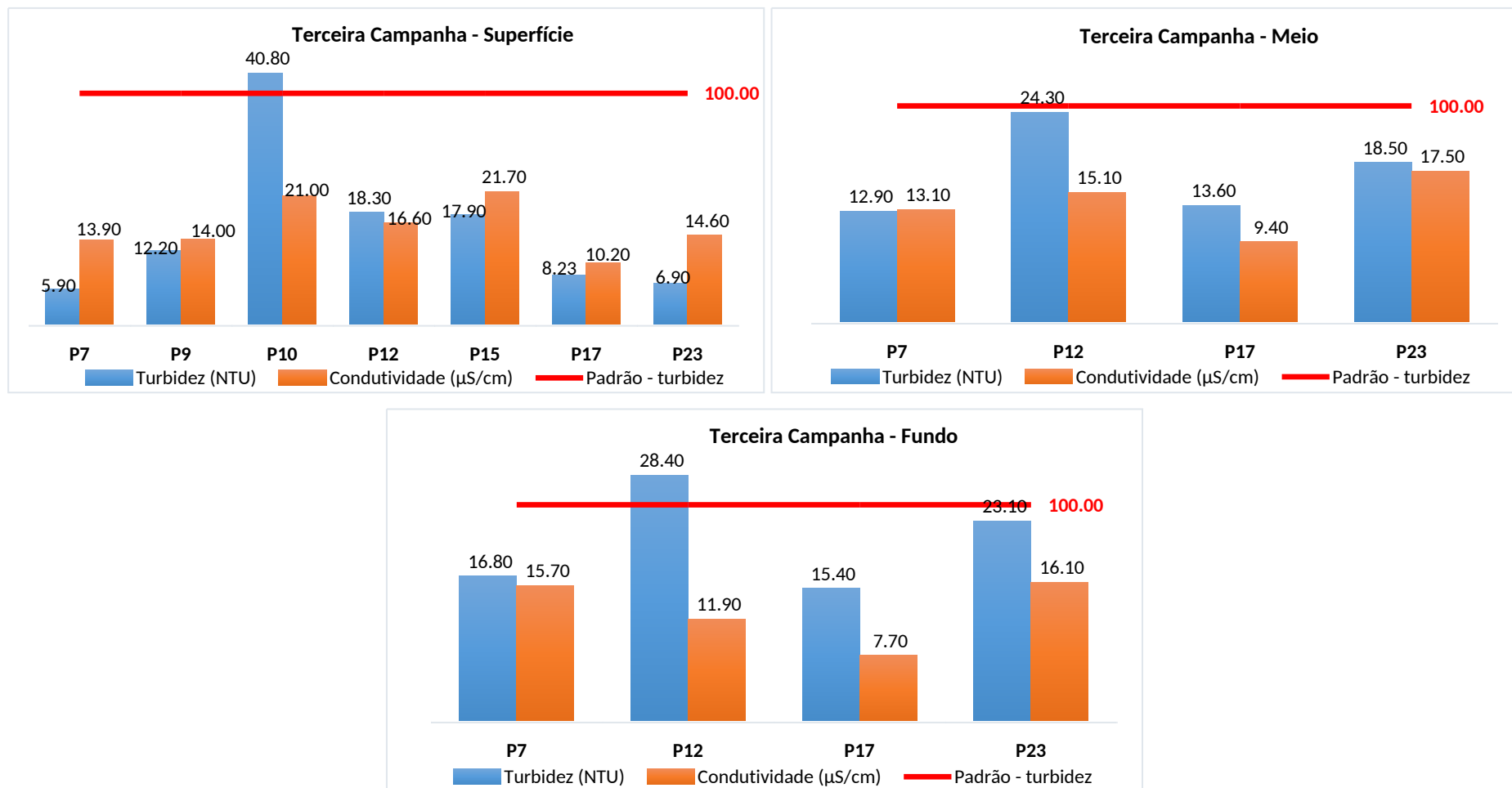
Fonte: Próprio autor.

Figura 10: Resultados das concentrações de Turbidez e Condutividade detectadas na segunda campanha, nos perfis verticais



Fonte: Próprio autor.

Figura 11: Resultados das concentrações de Turbidez e Condutividade detectadas na terceira campanha, nos perfis verticais



Fonte: Próprio autor.

Analisando-se a Figura 8, pode-se verificar que a primeira campanha apresentou no perfil superfície, considerando o parâmetro turbidez, uma média de $4,91 \pm 4,93$ NTU. No perfil de meio da coluna d'água a média foi de $6,70 \pm 5,11$ NTU, respectivamente e no perfil de fundo uma média de $11,4 \pm 6,0$ NTU.

Na segunda campanha, conforme apresentado na Figura 8, para o perfil superfície, o parâmetro turbidez apresentou uma média de $8,70 \pm 7,55$ NTU. No perfil intermediário (meio) a média de $9,40 \pm 6,86$ NTU. Já no perfil de fundo, a média foi de $11,2 \pm 6,74$ NTU.

Na terceira campanha os resultados obtidos, de acordo com a Figura 8, para o perfil superfície, foram o de uma média de $15,7 \pm 12,1$ NTU. Já no perfil intermediário (meio) uma média de $22,1 \pm 11,0$ NTU. Já em relação ao perfil de fundo, uma média de $27,4 \pm 11,30$ NTU.

Os pontos de coletas localizados no rio Verde (ponto P9) e no rio Teles Pires (pontos P10, P12, P15, P17 e P23) se caracterizam como cursos d'água enquadrados em Classe 2, conforme destacado no “Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso: 2018-2019 (Mato Grosso, 2021), já para o ribeirão Roquete não foram localizados enquadramentos aprovados, portanto, de acordo com o artigo 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) os corpos d'água não enquadrados serão considerados com um *default* equivalente a Classe 2. Dessa forma, o padrão de qualidade estabelecido para o parâmetro turbidez para um corpo hídrico enquadrado em Classe 2 são concentrações inferiores a 100 NTU e todos os pontos amostrados, conforme apresentado por campanha, nas Figuras Figura 9 Figura 10 Figura 11, apresentaram concentrações abaixo do valor de referência, estando em conformidade com a norma vigente.

Ao analisar o comportamento do analito turbidez em cada campanha, constata-se na Figura 9, que na primeira campanha, no perfil superfície, ele apresentou como maior valor de turbidez uma concentração de 13,32 NTU (ponto P10 lótico) e um menor valor de 0,69 NTU (ponto P17 lântico). Já no perfil intermediário (meio), a maior concentração detectada foi de 11,33 NTU (ponto P23 lântico) e a menor de 1,27 NTU (ponto P7 lântico). No perfil de fundo, foram detectadas como maiores e menores concentrações de turbidez 11,33 NTU (ponto P23 lântico) e 1,27 NTU (ponto P7 lântico), respectivamente. E no perfil de fundo, as concentrações de maior e menor

valor de turbidez foram 21,80 NTU (ponto P23 lântico) e 4,86 NTU (ponto P17 lântico), nesta ordem.

Observando-se os dados referentes a segunda campanha, os quais são apresentados na Figura 10, constata-se que no perfil superfície, o maior valor de turbidez foi de 18,45 NTU (ponto P15), no ecossistema lótico e o menor foi de 2,25 NTU (ponto P17), no ecossistema lântico. Salienta-se que esses pontos amostrais são referentes a jusante e montante da barragem, respectivamente, demonstrando que devido a velocidade de corrente, a turbulência pode contribuir para maior turbidez, conforme destacado por Mochev e Pavlov (2021). No perfil intermediário, obteve-se como maior concentração de turbidez um total de 4,48 NTU (ponto P23) e como menor valor 3,21 NTU (ponto P17). Já no perfil de fundo, a maior concentração detectada foi de 7,98 NTU (ponto P17) e a menor foi de 4,78 NTU (ponto P23).

E na terceira campanha, de acordo com a Figura 11, analisa-se que no perfil superfície, a maior concentração de turbidez foi de 40,80 NTU (ponto P10 lótico) e a menor foi de 5,90 NTU (ponto P7 lântico). No perfil intermediário (meio), foi detectada a maior concentração de 24,30 NTU (ponto P12) e como menor o valor de 12,90 NTU (ponto P7). No último perfil, foram detectados como maior e menor concentrações de turbidez 28,40 NTU (ponto P12) e 15,4 NTU (ponto P17), respectivamente. Na terceira campanha, verifica-se que o comportamento foi similar ao da segunda campanha, onde os ambientes lóticos se apresentaram com concentrações superiores em relação àquelas detectadas nos lânticos.

Maiores concentrações de turbidez foram detectadas na terceira campanha, a qual ocorreu em janeiro de 2024 e segundo Santos *et al.* (2017), o período de maior precipitação ocorre com maior frequência na região de estudo, entre os meses de outubro e abril, o que justificaria, portanto, as maiores concentrações, visto que, Alcântara (2009), enumerou que na porção do rio Teles Pires prevalecem os Latossolos Vermelho-Amarelo e Vermelho Escuro, os quais são mais suscetíveis as erosões em períodos chuvosos. Além disso, este fato é fortalecido quando se analisa que em regiões onde há elevada erodibilidade das margens dos corpos hídricos, principalmente em períodos de precipitação significativa, ocorre o aumento da turbidez, devido ao carreamento de partículas de minerais, como argila, silte, areia, ferro, manganês e zinco, além de fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo (Brasil, 2014; Luiz; Pinto; Scheffer, 2012).

Outro ponto que merece atenção está relacionado ao aumento das concentrações de turbidez no perfil de fundo, principalmente na terceira campanha. Fato este que pode estar atrelado a diferença de temperatura dos perfis, que acaba contribuindo para diferentes densidades. Zannin, Bonumá e Franco (2017), transcorrem que a diferença de densidade entre a carga de sedimentos que chega em um reservatório e a água dele, num período chuvoso, gera um escoamento estratificado, o que pode levar a maiores concentrações de sólidos no fundo e, portanto, maior turbidez. Além disso, Alves (2008), complementa que a densidade da corrente de turbidez, pode ser classificada como de fundo, isto é, quando o escoamento afluente é mais denso que a água do reservatório, sugere-se que este poderia ser um cenário que pode ter contribuído para tal comportamento da turbidez.

Já em relação ao parâmetro condutividade (CE), constata-se na Figura 8, que na primeira campanha, o perfil superfície apresentou uma média de $13,6 \pm 3,84 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Já no perfil intermediário obteve-se uma média de $13,1 \pm 3,88 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ e no perfil de fundo os resultados foram $14,4 \pm 4,62 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, respectivamente. Na segunda campanha, a Figura 8 expõe que o perfil superfície apresentou para o parâmetro condutividade, uma média de $15,4 \pm 3,24 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Enquanto no perfil intermediário, obteve-se uma média de $13,8 \pm 1,94 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, nesta ordem. Já no último perfil, a concentração média foi de $12,5 \pm 2,95 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

Na terceira campanha, conforme apresentado na Figura 8, o perfil superfície teve uma média de $16,0 \pm 4,12 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Já no perfil intermediário, o resultado obtido para média foi de $15,0 \pm 4,48 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. E no perfil de fundo, uma média de $13,9 \pm 4,08 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

Na Figura 9, nota-se que no perfil superfície, na primeira campanha, o maior valor do analito condutividade foi de $19,20 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P10 lótico) e a menor concentração foi de $6,20 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P9 lótico). Já no perfil intermediário, a maior concentração foi de $13,70 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P12 lêntico) e a menor foi de $12,70 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P7 lêntico). E no último perfil, o maior e menor valores detectados foram de $21,00 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P7 lêntico) e $12,90 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P23 lêntico), respectivamente.

Em relação a segunda campanha, a Figura 10, demonstra que o maior valor do analito no perfil superfície foi de $19,60 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P17 lêntico) e o menor foi de $11,60 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (pontos lóticos P9 e P15). No perfil intermediário, a maior concentração detectada foi de $16,50 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ (ponto P12 lêntico) e a menor foi de $13,60 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$

(pontos P17 e P23 lânticos) e no perfil de fundo a maior e menor concentrações foram de $18,90 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P7 lântico) e $9,80 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P12 lântico).

Na terceira campanha, conforme apresentado na Figura 11, a maior concentração de CE detectada no perfil superfície, foi de $21,70 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P15 lótico) e a menor foi de $10,20 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P17 lântico). Já no perfil intermediário, o maior valor obtido foi de $24,30 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P12 lântico) e o menor foi de $12,90 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P7 lântico). E no perfil fundo foram detectadas como maior e menor concentrações os valores de $16,10 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P23 lântico) e $7,70 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ponto P17 lântico), respectivamente.

Constata-se que entre os perfis não ocorreu variações significativas, todavia na primeira campanha, chama-se a atenção que a maior concentração de CE se apresentou no perfil de fundo, o que se sugere estar relacionado com o processo de carreamento de partículas do solo, visto que esse perfil também apresentou as maiores concentrações de turbidez. Vale destacar que o ambiente lântico se caracteriza por apresentar maior tempo de residência, bem como um fluxo estacionário de água (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015), o que pode influenciar na capacidade de deposição dos sólidos e do próprio transporte dos sedimentos, o que poderia refletir em uma maior CE. Alta turbidez pode estar relacionada a presença de minerais, como argila, silte, areia, ferro, manganês e zinco, além de fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo (Brasil, 2014; Luiz; Pinto; Scheffer, 2012).

Moreira (2011), em seu estudo no rio Teles Pires, apontou que o padrão da bacia se relaciona a estoque de íons nos solos e, portanto, o processo de carreamento do mesmo para as calhas dos corpos hídricos levaria a um aumento da concentração deles, refletindo em um acréscimo na condutividade elétrica. Isso é fortalecido também ao observar que a maior concentração detectada estava presente na terceira campanha, a qual ocorreu em janeiro de 2024 e segundo o Estudo de Impacto Ambiental (Themag Engenharia, 2010) da Usina Hidrelétrica de Sinop (UHE Sinop), o trimestre mais chuvoso ocorre, geralmente, entre os meses de dezembro a março.

Além disso, avaliando-se as concentrações à montante (ponto P17) e à jusante (ponto P15) da barragem da usina, nota-se que em todas as coletas para o perfil superfície, a concentração do analito se apresentou superior à jusante em relação à montante, o que pode indicar que o carreamento de solo ao longo da extensão do rio Teles Pires pode ter influenciado para um acúmulo de partículas à jusante, que pode ter refletido nas maiores concentrações, neste ponto. Além disso, o ponto P15 refere-

se a um ecossistema lótico, o qual Mochek e Pavlov (2021), destacam que exibe altas velocidades de corrente, sendo que a turbulência acaba contribuindo para alta turbidez, o que poderia também justificar as concentrações maiores neste ponto.

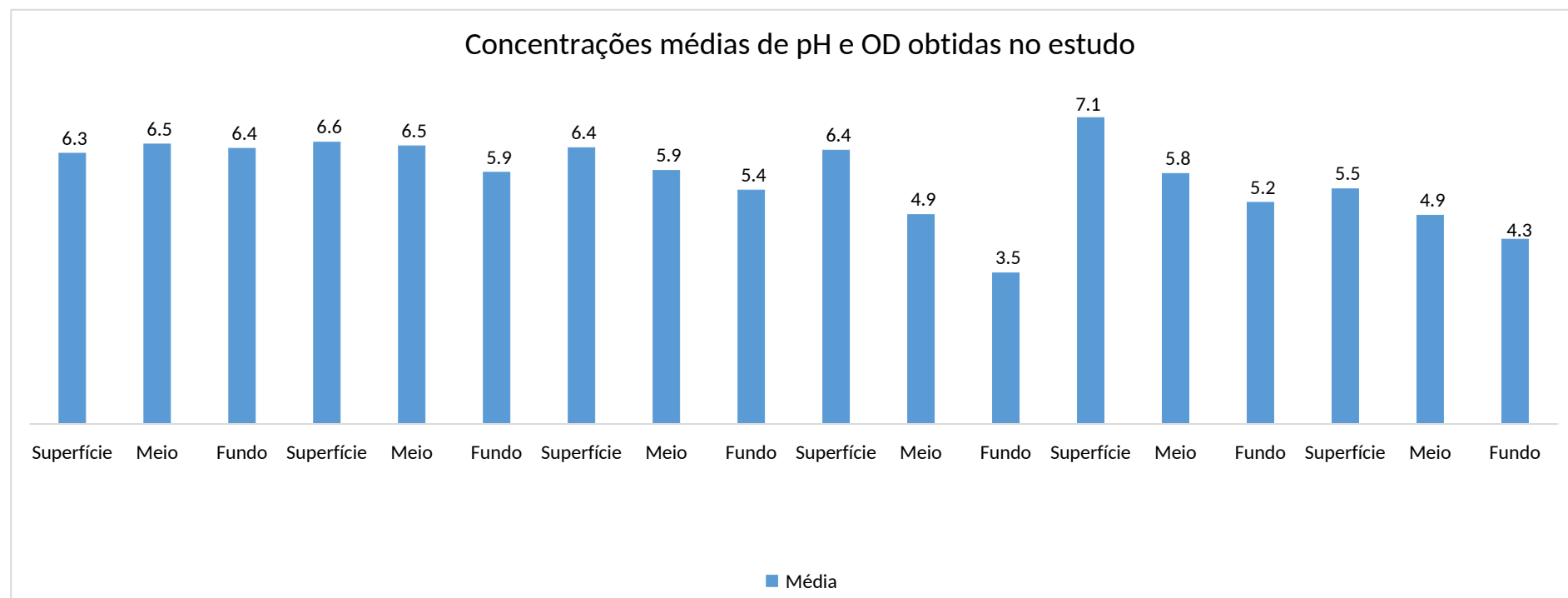
Não há um padrão de qualidade estabelecido em legislações ambientais para o parâmetro condutividade, todavia, em corpos hídricos naturais, CE possui teores inferiores a $100 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. (Brasil, 2014) e todos os pontos de coleta apresentaram valores inferiores ao mesmo. Além disso, observando as Figuras Figura 9 , Figura 10 e Figura 11, nota-se que as concentrações de condutividade, deste estudo, se apresentam iguais ou superiores as concentrações mapeadas por Moreira (2011), de $11,5 \pm 2,7 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, todavia, ainda bem baixas, demonstrando uma conformidade com o comportamento já detectado no corpo hídrico.

Destaca-se assim que em relação tanto ao parâmetro condutividade quanto para turbidez a qualidade da água não apresentou desconformidades.

4.1.3 pH e Oxigênio dissolvido (OD)

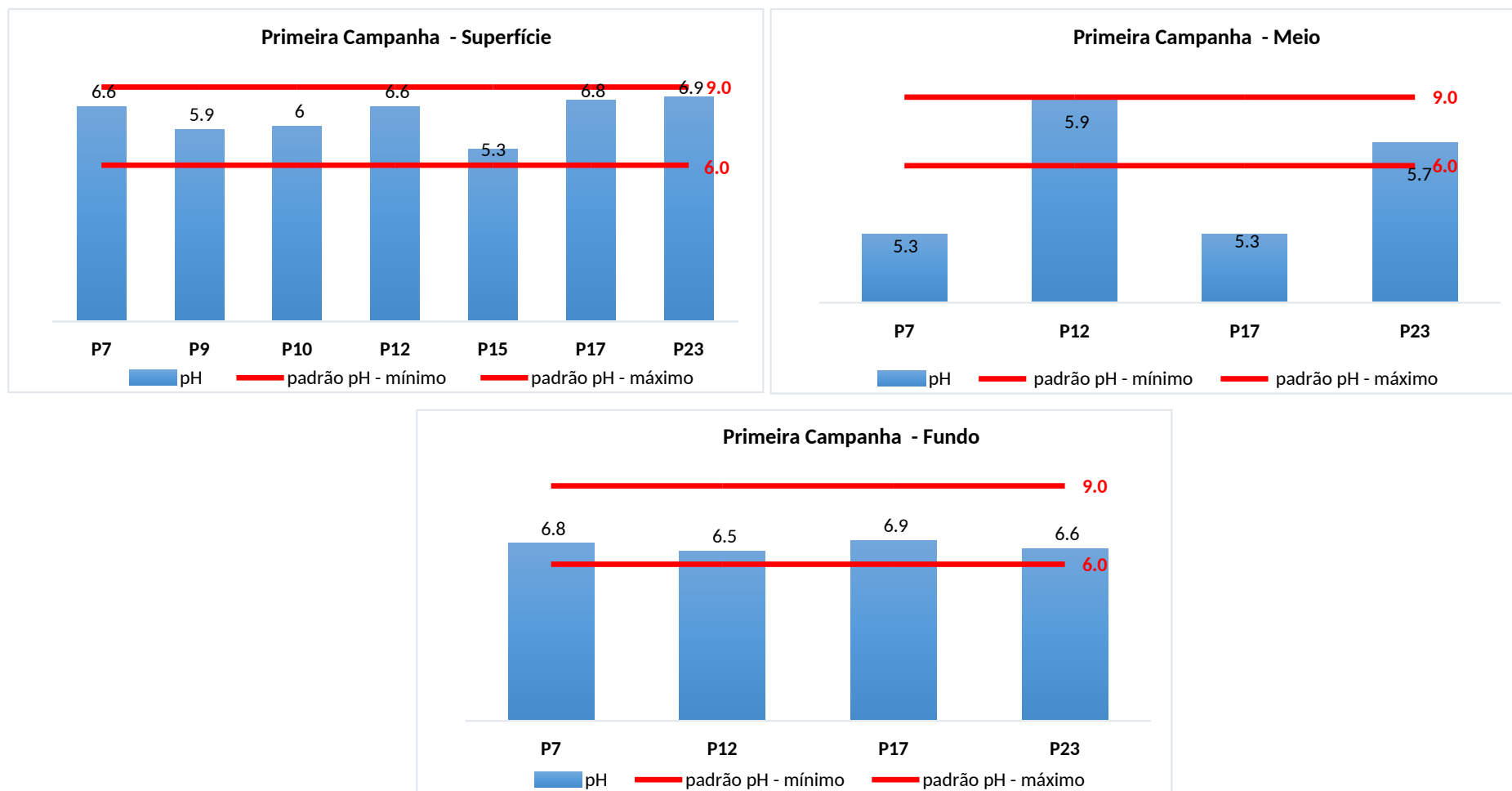
Os dados referentes as concentrações detectadas por ponto de coleta, considerando as três campanhas, bem como a tendência central média, são apresentados para os analitos pH e Oxigênio Dissolvido (OD), nas Figuras de 12 a 18.

Figura 12 Concentrações médias de pH e OD obtidas nas campanhas



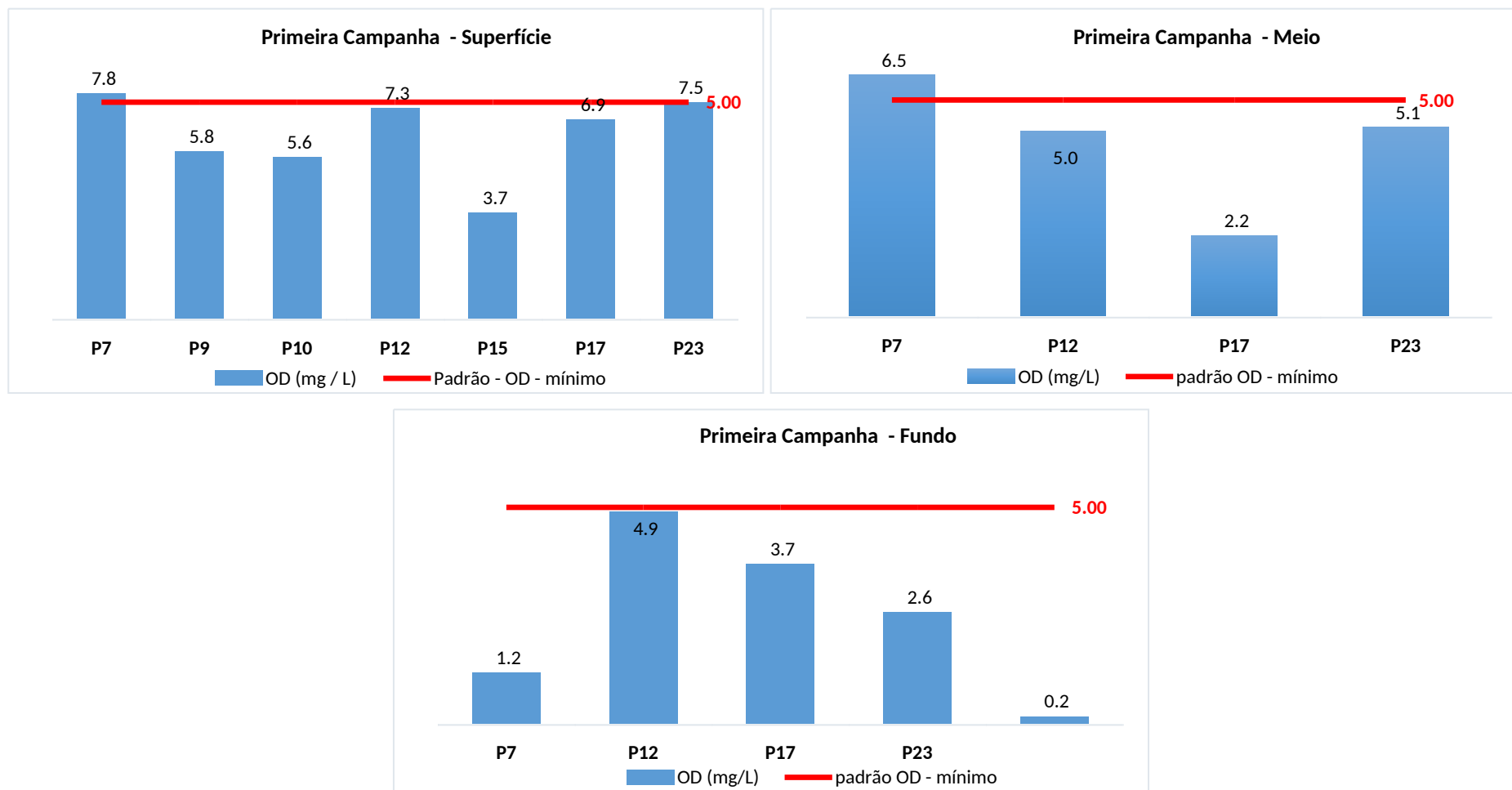
Fonte: Próprio autor.

Figura 13: Concentrações de pH detectadas na primeira campanha, nos perfis verticais



Fonte: Próprio autor.

Figura 14: Valores de OD mapeados na primeira campanha, nos perfis verticais (mg. L⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Figura 15: Concentrações de pH mapeadas na segunda campanha, nos perfis verticais

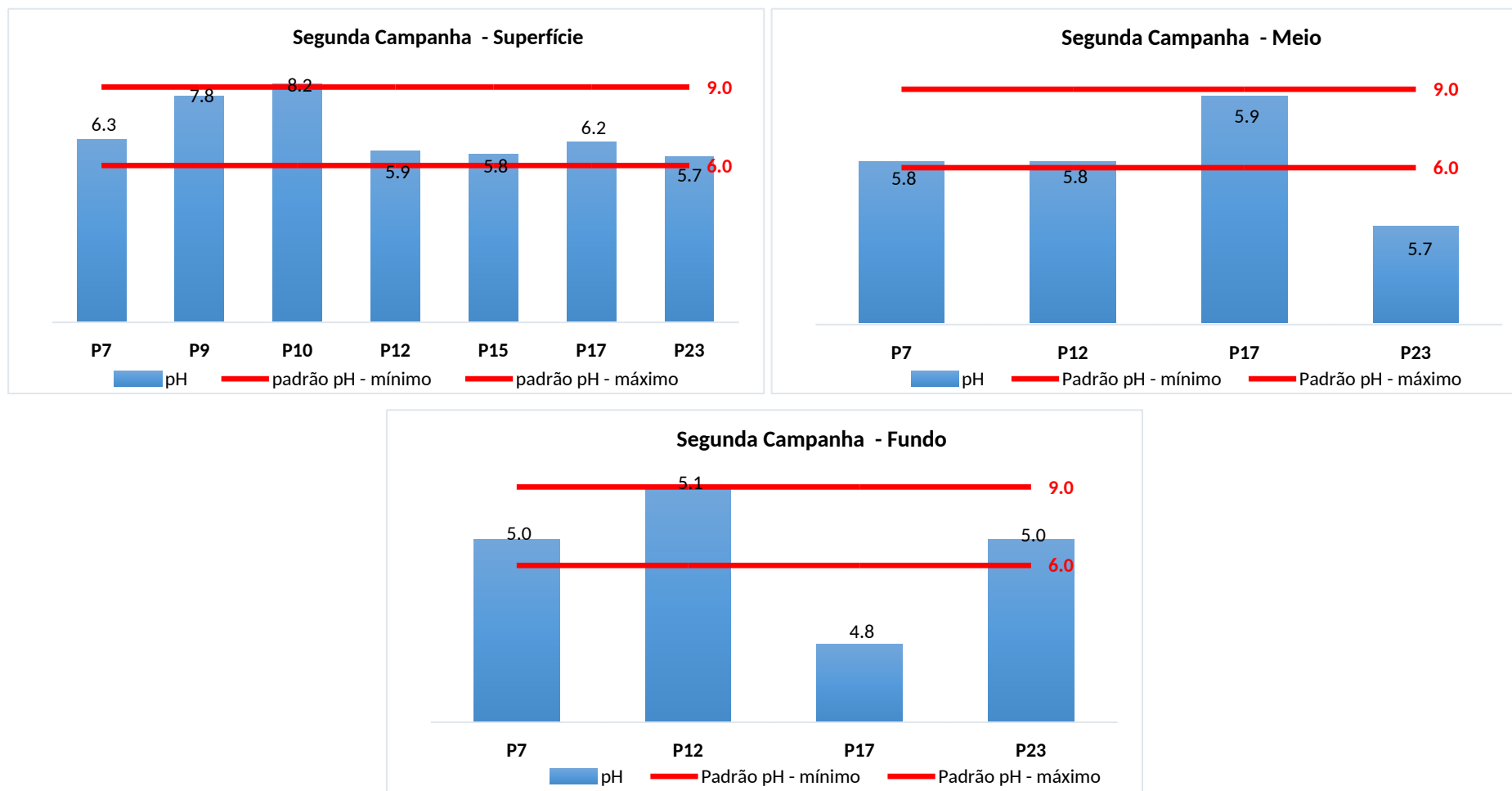
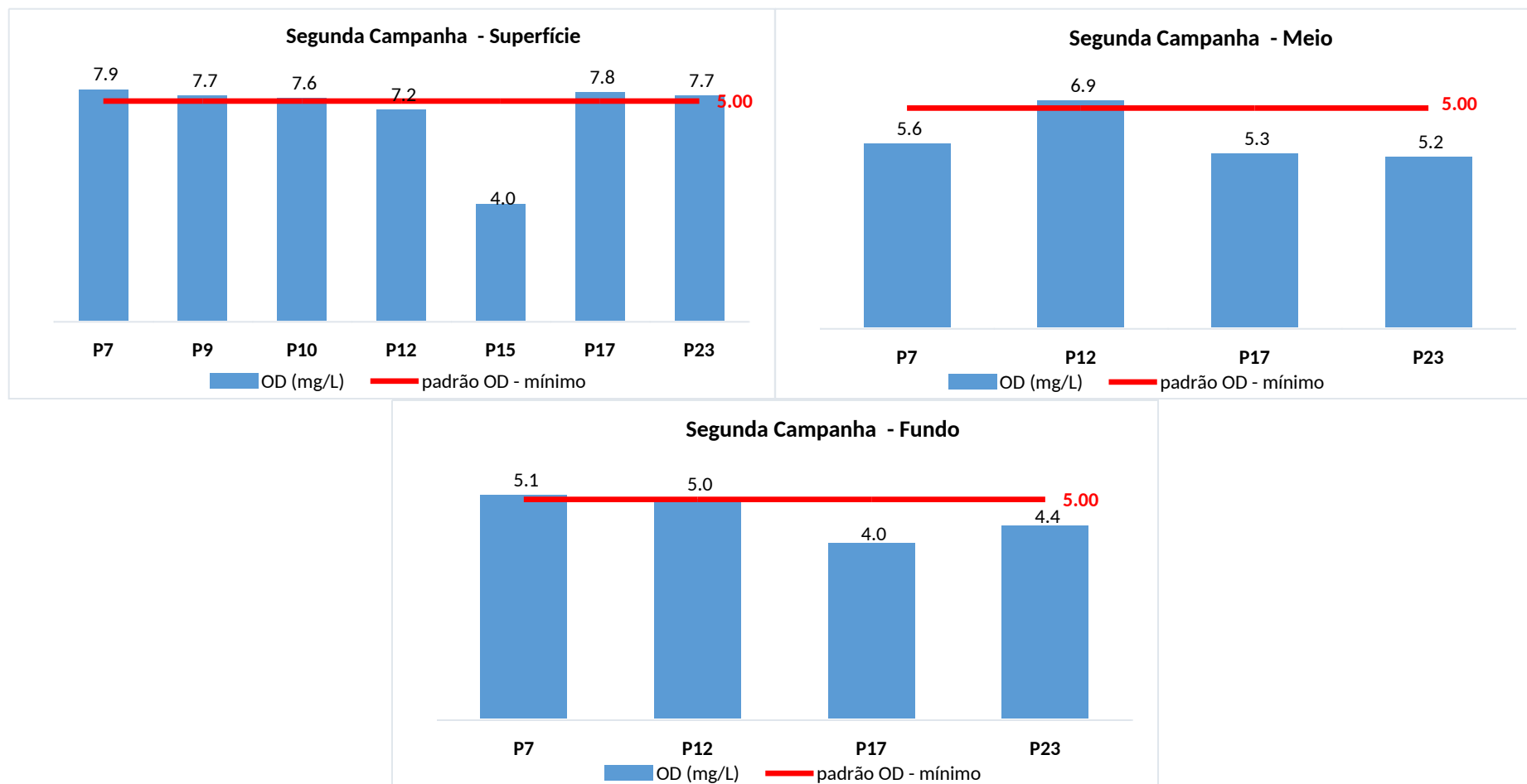
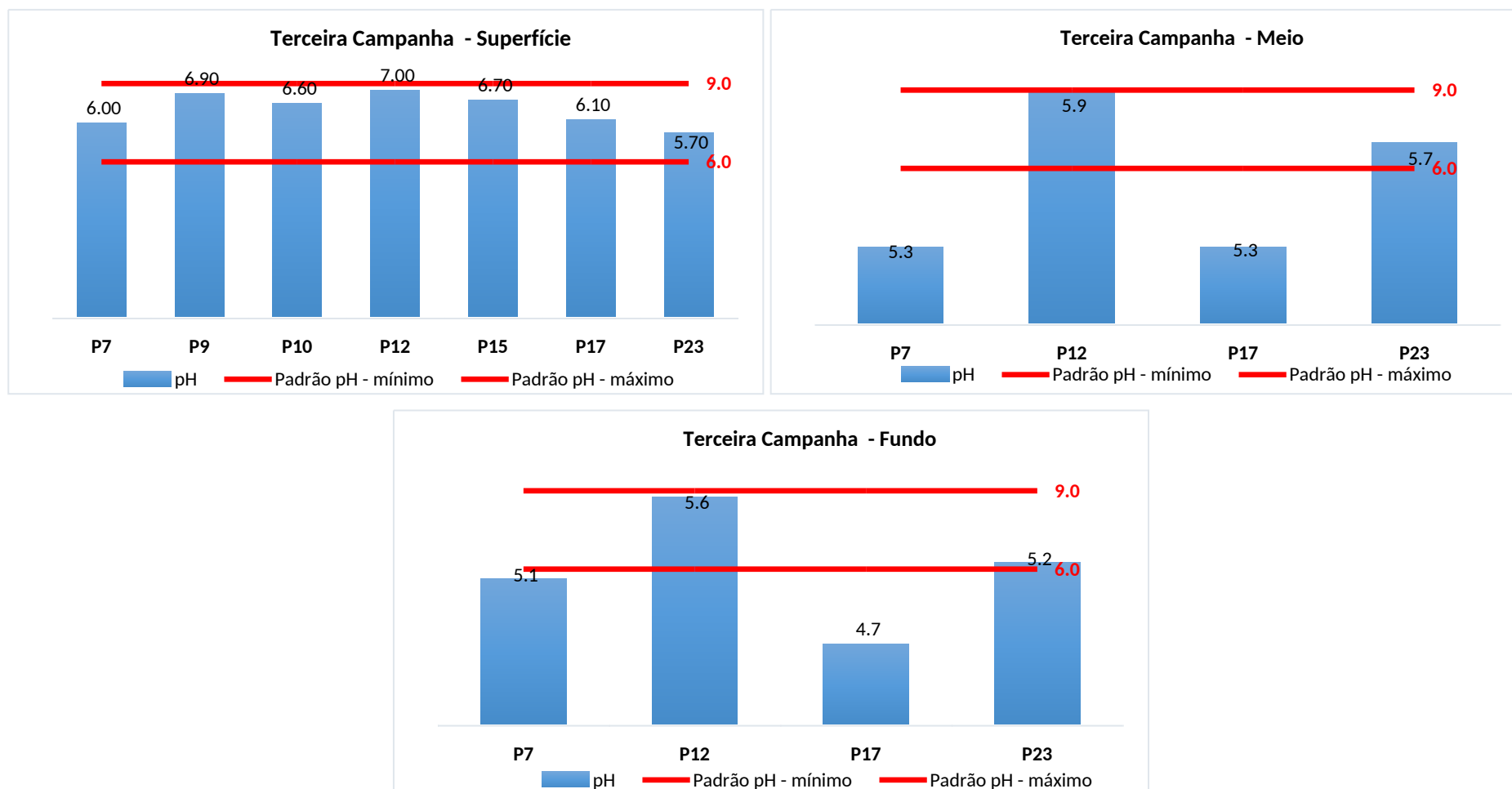


Figura 16: Concentrações de OD obtidas na segunda campanha, nos perfis verticais (mg. L⁻¹)



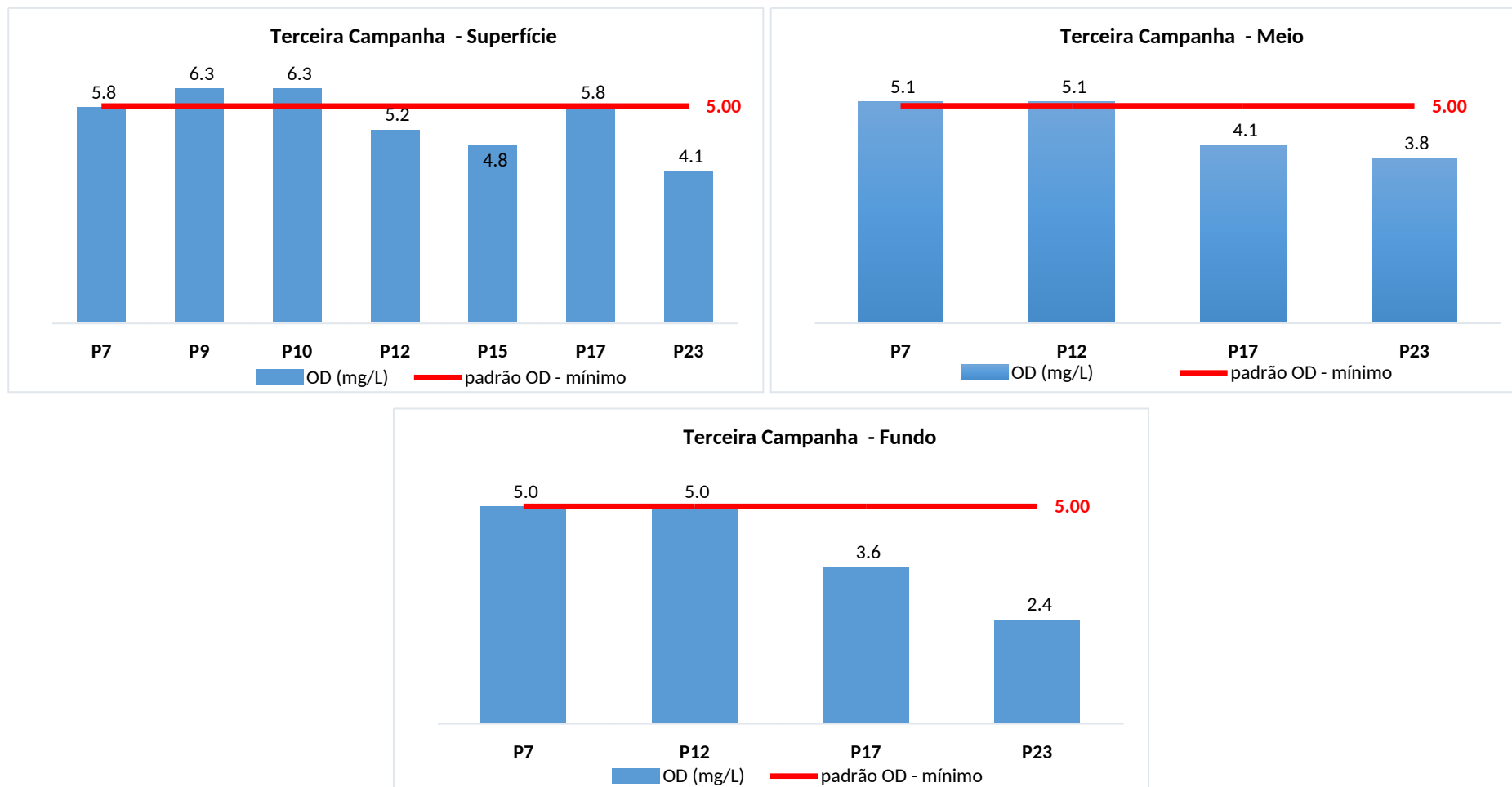
Fonte: Próprio autor.

Figura 17: Concentrações de pH obtidas na terceira campanha, nos perfis verticais



Fonte: Próprio autor.

Figura 18: Concentrações de OD obtidas na terceira campanha, nos perfis verticais (mg. L⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Analisando-se a Figura 12, nota-se que a primeira campanha apresentou, no perfil superfície, uma medição de pH com uma média de $6,3 \pm 0,58$, já no perfil intermediário (meio) os valores foram $6,5 \pm 0,46$ e no perfil de fundo foi de $6,4 \pm 0,42$. Na segunda campanha, considerando-se o perfil superfície, o valor da média de $6,6 \pm 1,01$, já no perfil intermediário, os valores obtidos foram $5,8$ e $6,5 \pm 1,19$ e no perfil de fundo, os resultados foram de $5,1$ e $5,9 \pm 1,43$, respectivamente. E na terceira campanha, os valores obtidos para o perfil superfície, em relação a média, foi de $6,4 \pm 0,50$, para o perfil intermediário (meio) foi de $5,9 \pm 0,49$ e no perfil de fundo de $5,4 \pm 0,49$.

Constata-se que as medições médias das três campanhas refletem um comportamento de redução do pH de forma gradual entre os perfis, isto é, as medições do perfil superfície se apresentaram superiores aos valores obtidos para as camadas intermediárias e estas, por sua vez, superiores as medições de fundo, demonstrando uma possível influência do processo de estratificação térmica dos ambientes lânticos e Braga *et al.* (2005), destacam que a diferença de temperatura entre as camadas mais profundas e superficiais de um ambiente lântico é um dos comportamentos marcantes desse ecossistema, em decorrência do decaimento do aquecimento proveniente da incidência de radiação solar e isso impacta nas medições de pH também.

Analisando-se a Figura 12, constata-se que na primeira campanha que a média para OD foi de $6,4 \pm 1,44$ mg. L⁻¹, para o perfil superfície, para o perfil intermediário (meio), foi de $4,9 \pm 1,45$ mg. L⁻¹ e no perfil de fundo, de $3,5 \pm 2,29$ mg. L⁻¹. Já na segunda campanha, a média, para o perfil superfície, foi de $7,1 \pm 1,39$ mg. L⁻¹, sendo que no perfil intermediário essa medida foi de $5,8 \pm 1,34$ mg. L⁻¹ e no último perfil (de fundo) o resultado obtido foi de $5,2 \pm 1,58$ mg. L⁻¹. Ademais, na terceira campanha a média foi de $5,5 \pm 0,81$ mg. L⁻¹ (perfil superfície); de $4,9 \pm 0,81$ mg. L⁻¹ (perfil intermediário) e de $4,3 \pm 0,98$ mg. L⁻¹, no perfil de fundo.

Constata-se na Figura 12 que, assim como ocorreu com o parâmetro pH, houve uma redução gradativa das taxas de OD ao longo dos perfis, sendo que as menores concentrações estiveram presentes no perfil de fundo. Braga *et al.* (2005) transcorreram sobre esse comportamento, destacando que em um reservatório com estratificação térmica, o oxigênio é produzido no epilímnio (camada superficial), a qual está inserida na chamada zona eufótica e no extrato hipolímnio (perfil de fundo) é onde ocorre a decomposição da matéria orgânica, portanto, apresenta redução da taxa de oxigênio dissolvido, além de apresentar pH mais baixo, que pode contribuir

para a liberação na coluna de água de metais adsorvidos ao sedimento de fundo. Além disso, este comportamento detectado na região de estudo também é um alerta, visto que Agostinho *et al* (1992) e Gama (2020), destacam que a depleção do oxigênio nas camadas mais profundas pode contribuir para a mortandade de peixes, todavia, Tundisi e Tundisi (2008) esclarecem que o impacto ambiental gerado pela construção de reservatórios, como os destinados para sistemas hidrelétricos, é inerente ao processo, por isso não se configura como um motivo de proibição de novos empreendimentos, mas as ações mitigadoras tornam-se essenciais para o equilíbrio do ecossistema aquático, a partir do monitoramento e isso é fortalecido neste estudo.

Analisando-se os dados apresentados na Figura 13, na primeira campanha o analito pH apresentou como maior medição o valor de 6,9 (ponto P23 lântico) e como menor 5,3 (ponto P15 lótico), no perfil superfície. Já no perfil intermediário, a maior medição da variável físico-química foi 6,3 (ponto P15 lótico) e a menor foi de 5,3 (pontos P7 e P17, ambos lânticos). Ademais, no perfil de fundo foram obtidos como maior e menor valor 6,9 e 6,5, respectivamente (pontos P17 e P12).

Ao analisar os dados referentes ao analito Oxigênio Dissolvido (OD), constata-se na Figura 14, que na primeira campanha o perfil superfície apresentou como maior concentração de OD 7,8 mg. L⁻¹ (ponto P7 lântico) e como menor 3,7 mg. L⁻¹ (ponto P15 lótico). Já em relação ao perfil intermediário, nota-se que a maior concentração do analito foi de 5,1 mg. L⁻¹ (pontos P7 e P17) e a menor foi de 3,8 mg. L⁻¹ (ponto P23 lântico). Além disso, no perfil de fundo, foram detectadas como maior e menor concentração 4,9 mg. L⁻¹ (ponto P12) e 0,2 mg. L⁻¹ (ponto P23).

Já na segunda campanha, na Figura 15, constata-se que o maior valor de pH detectado foi de 8,2 (ponto P10 lótico) e o menor valor foi de 5,7 (ponto P23 lântico). No perfil intermediário (meio), nota-se que foram obtidos como maior e menor medições 5,9 e 5,7, respectivamente, apresentando certa uniformidade entre os resultados dos quatro pontos localizados em ambientes lânticos (P7, P12, P17 e P23). Ademais, no perfil fundo, notou-se uma queda nas medições, as quais também se apresentaram com mínima variação entre os pontos, sendo o maior valor medido de 5,1 e o menor de 4,8.

Avaliando-se a segunda campanha, observa-se na Figura 16, que ocorreu certa uniformidade entre as medições de OD da superfície, se encontrando na faixa de 7 mg.L⁻¹, exceto no ponto P15 (lótico), o qual apresentou o menor, com uma concentração de 4,0 mg.L⁻¹, o que chama a atenção, visto que o mesmo é o ponto

onde ocorre o retorno do rio Teles Pires para um ecossistema lótico, à jusante da barragem. Já nas coletas realizadas no perfil intermediário (meio), a maior concentração detectada foi de 5,1 mg. L⁻¹ (pontos P7 e P12) e a menor foi de 3,8 mg. L⁻¹ (ponto P23). Ademais, no último perfil (o de fundo), a maior concentração foi 5,8 mg. L⁻¹ (pontos P7 e P17) e a menor foi de 4,1 mg. L⁻¹ (ponto P23).

Na terceira campanha, observa-se na Figura 17 que para o perfil superfície o maior valor obtido foi 7,0 (ponto P12 lântico) e o menor foi 5,7 (ponto P23 lântico). No perfil intermediário (meio), detectou-se, como maior medição, um valor de 6,3 (ponto P15 lântico) e como menor valor 5,3 (pontos P7 e P17 lânticos). Já no perfil de fundo, nota-se que a maior medição foi de 6,2 (ponto P15 lântico) e a menor foi de 4,7 (ponto P17 lântico), demonstrando assim um aumento de pH de montante para jusante, da barragem.

Já na terceira campanha, constata-se na Figura 18, que para o perfil superfície, a maior concentração de OD foi de 6,3 mg L⁻¹ (pontos P9 e P10 lóticos) e a menor foi de 4,1 mg. L⁻¹ (ponto P23 lântico), enquanto no perfil intermediário (meio), o maior valor de oxigênio dissolvido foi de 5,1 mg. L⁻¹ (pontos P7 e P12) e o menor 3,8 mg. L⁻¹ (ponto P23). Já no último perfil, a maior concentração foi de 5,0 mg. L⁻¹ (pontos P7 e P12) e a menor de 2,4 mg. L⁻¹ (ponto P23).

Salienta-se que em todas as campanhas ocorreram medições que não se apresentaram em conformidade com a faixa de pH estabelecida pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (Brasil, 2005), para fins de proteção à vida aquática (pH entre 6 e 9), com valores inferiores a 6. Todavia, Umetsu *et al.* (2007), destacam que medições de pH levemente ácido já foram detectadas na região, estando atrelada as condições geológicas e pedológicas da bacia. Ademais, esse comportamento não apresentou variações entre as campanhas realizadas na cheia (terceira campanha) e na estiagem (primeira e segunda campanhas), havendo uniformidade neste aspecto.

Avaliando-se os pontos coletados separadamente, como as medidas de tendências centrais, nota-se que há um alerta em relação a constância do pH ácido nos diferentes perfis e este, por sua vez, é decisivo na precipitação de elementos químicos como os metais tóxicos, que apresentam maior biodisponibilidade em meios ácidos (Coradi; Fia; Pereira-Ramirez, 2009; Esteves, 1998; Laws, 1993).

Nota-se que o analito OD apresentou maiores concentrações nas campanhas realizadas no período de estiagem (primeira e segunda campanha) em relação ao período chuvoso (terceira campanha), assim como os ambientes lânticos

apresentaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido nas duas primeiras campanhas, o que difere do comportamento esperado, no qual devido a maior turbulência do corpo hídrico, haveria maior contribuição para a melhoria da oxigenação e maiores concentrações de oxigênio dissolvido, consequentemente.

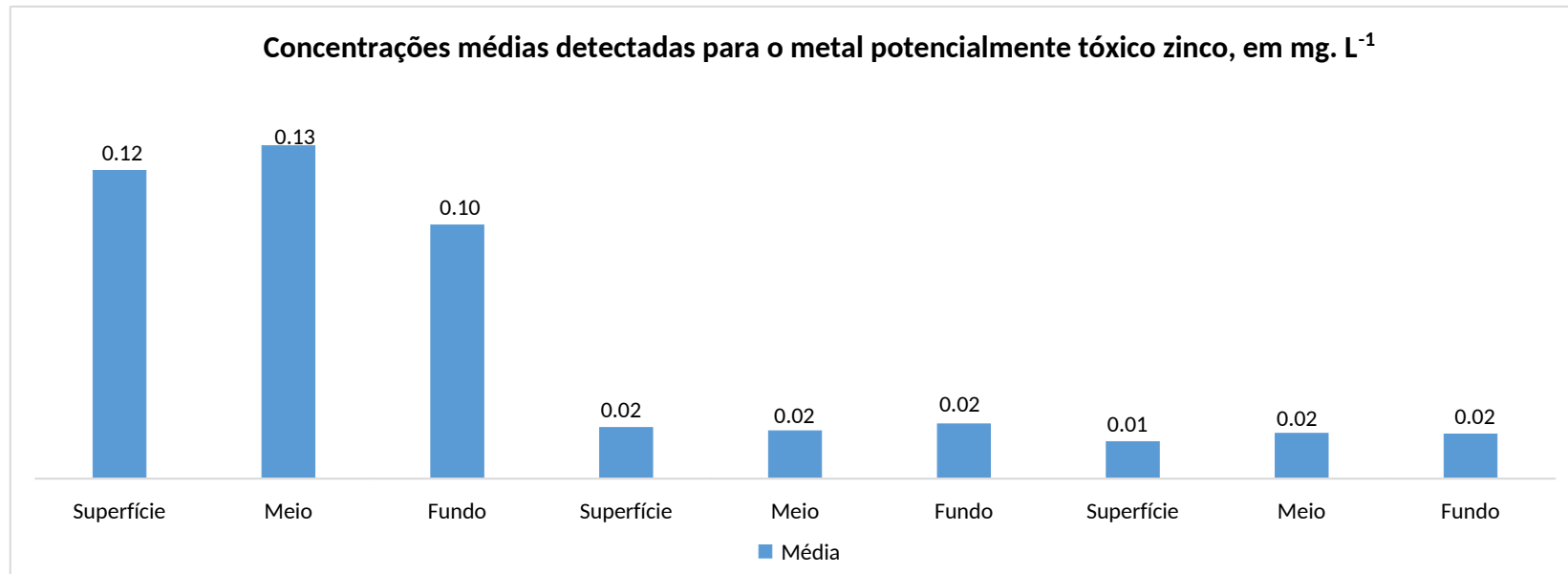
Baylar e Bagatur (2006), destacam que, conforme os níveis de OD na água vão se apresentando em concentrações inferiores a 5,0 mg. L⁻¹, a vida aquática fica sob situação de estresse, assim como, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), para corpos hídricos enquadrados como Classe 2, a concentração mínima de OD deve ser de 5,0 mg. L⁻¹. Os pontos de coletas localizados no rio Verde (P9) e no rio Teles Pires (P10, P12, P15, P17 e P23) se caracterizam como cursos d'água enquadrados em Classe 2, conforme destacado no "Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso: 2018-2019 (Mato Grosso, 2021), já para o ribeirão Roquete não foram localizados enquadramentos aprovados, portanto, de acordo com o artigo 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) os corpos d'água não enquadrados serão considerados com um *default* equivalente a Classe 2, portanto, consta-se que ocorreu uma diferença do enquadramento em ao menos um ponto de coleta no rio Teles Pires e no ribeirão Roquete, considerando as três campanhas realizadas. Porém por se tratar de um ambiente lântico esse os pontos citados e como descrito acima, podem sofrer influências naturais de um ambiente lântico (alto teor de matéria orgânica no fundo e pH ácidos) o que explica essa diferença no enquadramento.

4.1.3 Metais Potencialmente Tóxicos

Em relação ao grupo de metais potencialmente tóxicos estudados (cobre e zinco), somente serão apresentados os resultados superiores ao Limite de Quantificação (LQ), os quais só se apresentaram para o analito zinco, todavia, ressalva-se que os ensaios foram realizados para ambos os analitos.

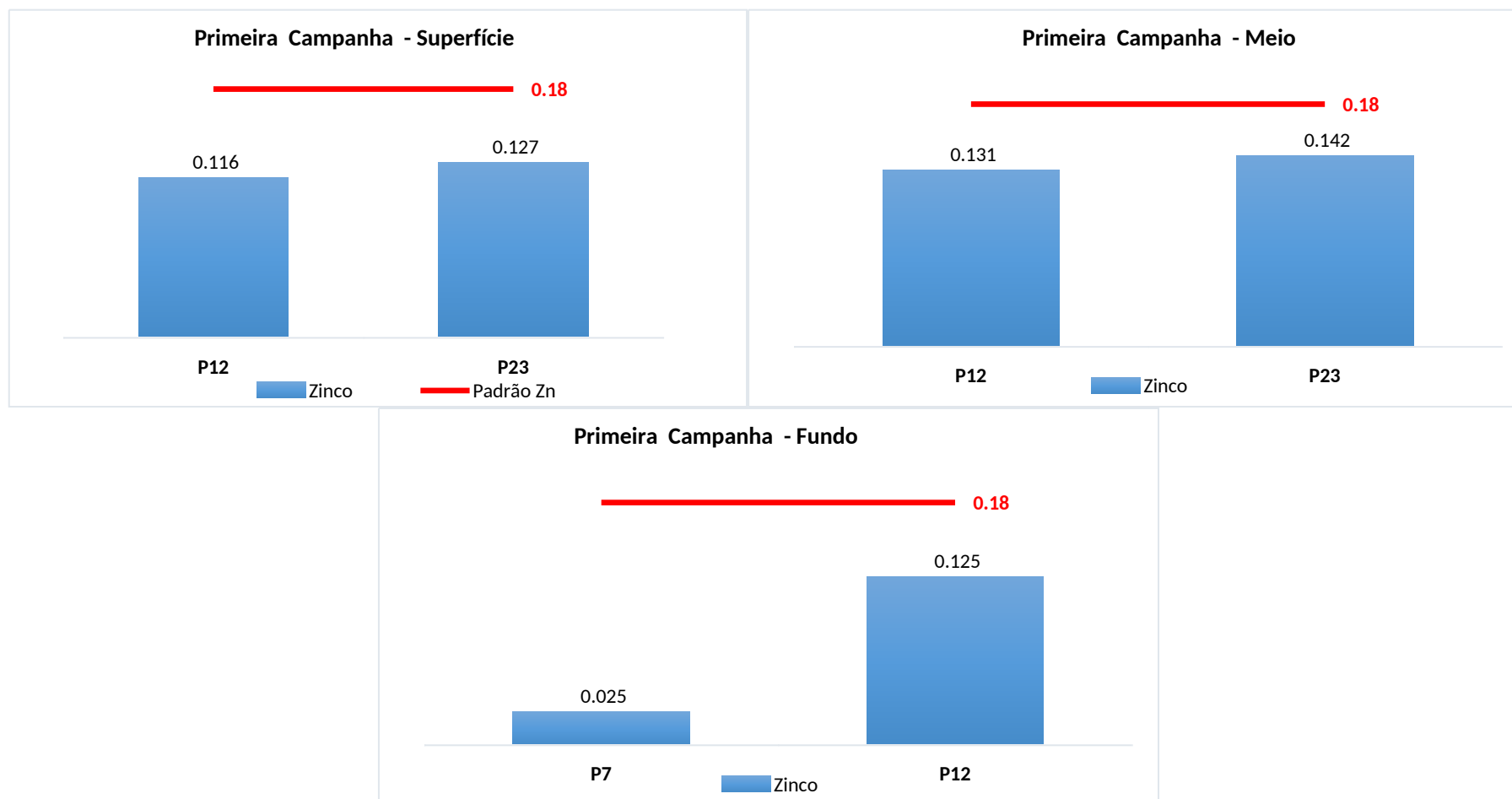
Dessa forma, os dados referentes a medida de tendência central média, bem como as concentrações detectadas por ponto de coleta, considerando as três campanhas são apresentados nas Figuras de 19 a 22.

Figura 19: Concentrações médias de zinco, detectadas nas campanhas, em mg. L^{-1}



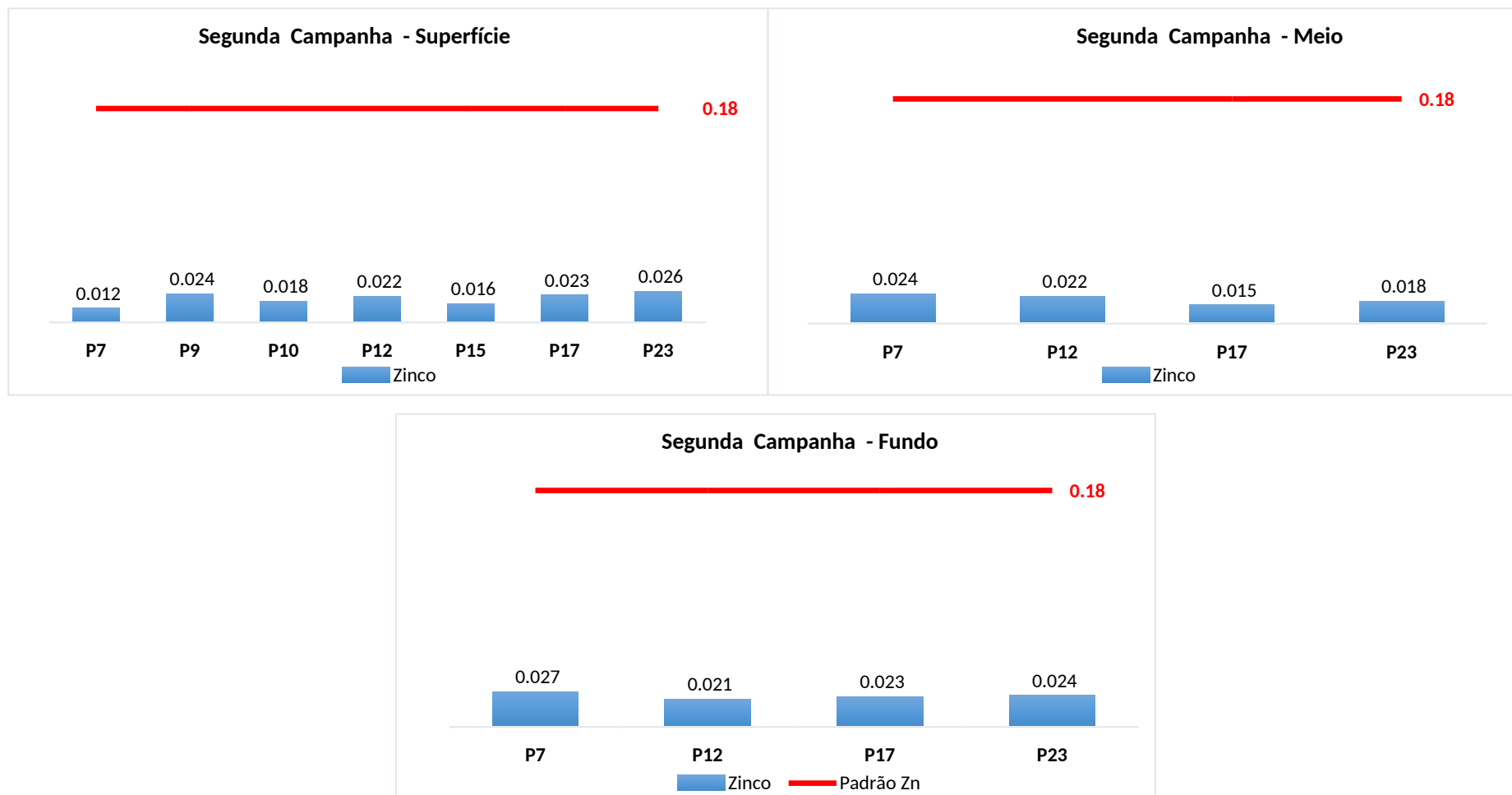
Fonte: Próprio autor.

Figura 20: Concentrações de zinco detectadas na primeira campanha, nos perfis (mg. L⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Figura 21: Concentrações de zinco detectadas na segunda campanha, nos perfis (mg. L⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Figura 22: Concentrações de zinco detectadas na terceira campanha, nos perfis (mg. L⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Avaliando-se a primeira campanha, na Figura 19, nota-se que o parâmetro zinco, para o perfil superfície a média obtida foi de $0,12 \pm 0,06 \text{ mg. L}^{-1}$. Já no perfil intermediário de $0,13 \pm 0,07 \text{ mg. L}^{-1}$ e no perfil de fundo, $0,10 \pm 0,06 \text{ mg. L}^{-1}$. Para a segunda campanha, as médias obtidas foram de $0,02 \pm 0,005 \text{ mg. L}^{-1}$ (perfil superfície); $0,02 \pm 0,003 \text{ mg. L}^{-1}$ (perfil intermediário) e $0,02 \pm 0,004 \text{ mg. L}^{-1}$ (perfil fundo). Já na terceira campanha, foram obtidas as médias de $0,01 \pm 0,003 \text{ mg. L}^{-1}$ para o perfil superfície, de $0,02 \pm 0,006 \text{ mg. L}^{-1}$, para o perfil intermediário e de $0,02 \pm 0,003 \text{ mg. L}^{-1}$, no perfil de fundo.

Ao analisar a primeira campanha, nota-se na Figura 20, que somente foram detectadas concentrações traços de zinco, no perfil superfície e intermediário em dois pontos de coleta, localizados nos trechos lânticos do rio Teles Pires. O primeiro ponto (P12) apresentou as concentrações de $0,116 \text{ mg. L}^{-1}$ e $0,129 \text{ mg. L}^{-1}$ e o segundo ponto (P23), teve como resultados as concentrações de $0,127 \text{ mg. L}^{-1}$ e $0,142 \text{ mg. L}^{-1}$, já no perfil de fundo, observa-se que o ponto P12 continuou apresentando concentrações do analito de interesse ($0,125 \text{ mg. L}^{-1}$) e o ponto P7 também teve detecção de zinco, na ordem de $0,025 \text{ mg. L}^{-1}$.

Já na segunda campanha, na Figura 21, o comportamento foi distinto da campanha anterior, com apresentação de concentrações de zinco em todos os pontos de coleta (lânticos e lóticos), as quais variaram entre $0,026 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P23) a $0,012 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P7), no perfil superfície. Além disso, no perfil intermediário (meio), todos os pontos caracterizados como lânticos apresentaram concentrações, as quais variaram entre $0,024 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P7) a $0,015 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P17). O mesmo comportamento foi observado no perfil de fundo, com concentrações do analito em todos os pontos lânticos, variando entre $0,027 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P7) a $0,021 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P12).

E na terceira campanha, observando-se a Figura 22, nota-se que assim como na segunda campanha, todos os pontos amostrais (lânticos e lóticos) apresentaram concentrações de zinco, no perfil superfície, as quais variaram entre $0,019 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P10) a $0,009 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P7) e tanto o perfil intermediário como de fundo tiveram concentrações em todos os pontos correspondentes aos ambientes lânticos, com concentrações que variaram entre $0,022 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P12) a $0,012 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P7) e $0,02 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P17) a $0,013 \text{ mg. L}^{-1}$ (ponto P12), respectivamente.

O aporte de zinco na calha dos corpos hídricos sugere-se estar relacionado a lixiviação do solo, visto que ele é um micronutriente presente em solos do tipo latossolo (Santos *et al.*, 2018), o qual predomina-se na região de estudo, conforme levantamento realizado por Alcantara (2009).

Avaliando-se a sazonalidade entre o período de cheia e estiagem, o primeiro se estende entre os meses de outubro a abril e o segundo inicia-se, continuamente, em maio e se estende geralmente até setembro (Santos *et al.*, 2017; Themag Engenharia, 2010), portanto, constata-se que as maiores concentrações do metal potencialmente tóxico zinco foram obtidas no período de estiagem (primeira e segunda campanhas), isto pode estar relacionado com o fato de no período em questão, a baixa vazão dos corpos hídricos refletir em uma limitação da capacidade de autodepuração do curso d'água, ocasionando uma menor diluição dos poluentes, que podem estar presentes em maior concentração no meio. Todavia, não foi detectado nenhuma outra variável que auxiliasse nessa análise.

Chama-se a atenção o fato de todos os ambientes lênticos apresentarem concentrações traços na segunda e terceira campanha, nos perfis intermediário e de fundo, fortalecendo que há uma disponibilidade do metal potencialmente tóxico, no ambiente, em diferentes perfis. O Zn só se torna prejudicial quando em concentrações elevadas (CETESB, 2023), sendo que seu valor máximo permitido (VMP) na água para consumo humano é de 5 mg. L⁻¹ (Brasil, 2021a) e na água superficial, seu padrão de qualidade para cursos d'água enquadrados em Classe 2, é de 0,18 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005) e nenhum deles foram violados neste estudo, mas devem ser observados, pela constância do analito no ambiente.

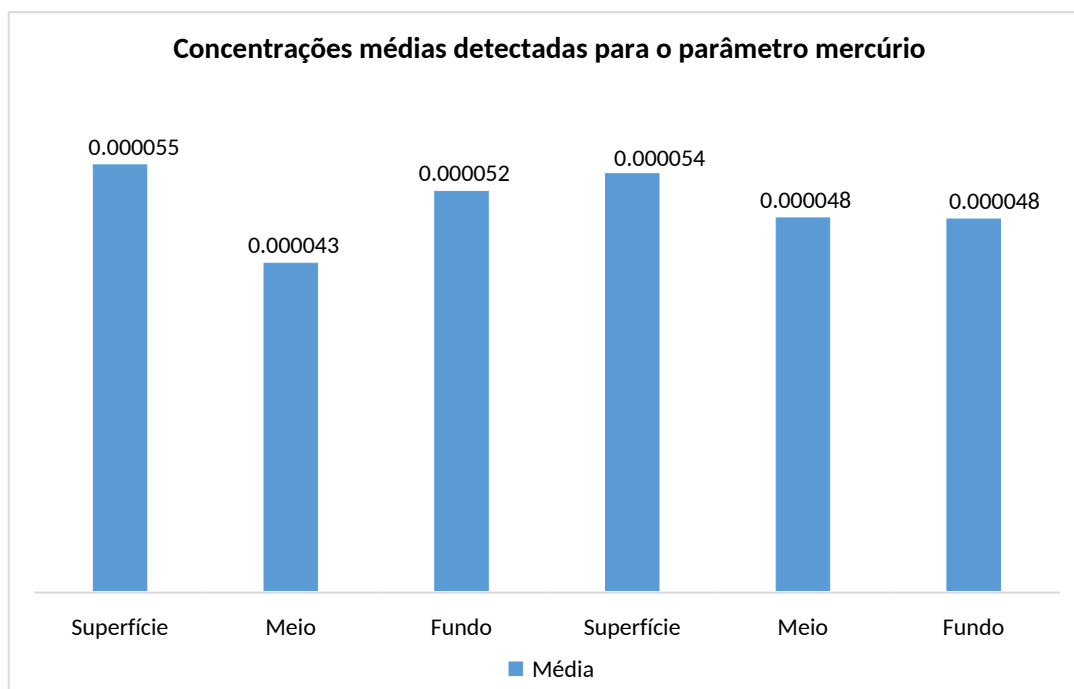
Além disso, comparando-se as concentrações entre os ambientes lênticos e lóticos, somente na terceira campanha, no perfil superfície, o resultado obtido do analito foi superior em um ponto de coleta lótico (ponto P10), diferente do comportamento das demais campanhas. Ao avaliar as concentrações de montante à jusante da barragem, nota-se que na segunda e terceira campanhas os pontos P15 (jusante) apresentaram concentrações inferiores aos resultados obtidos para as medições dos pontos P17(montante), o que pode sugerir que o ambiente lêntico, devido ao seu fluxo estacionário e maior tempo de residência tende a ter concentrações maiores dos analitos, conforme destacado por Villa e Sampaio (2016) pela possibilidade de menor eficiência de dispersão dos poluentes.

4.1.5 Metais Tóxicos

Em relação ao grupo de metais tóxicos, somente serão apresentados os resultados superiores ao Limite de Quantificação (LQ), para os analitos de interesse. Destaca-se que foram analisados os parâmetros: cromo, chumbo, cádmio e mercúrio, todavia, somente mercúrio refletiu em concentrações superiores ao LQ dos ensaios analíticos, na segunda e terceira campanha.

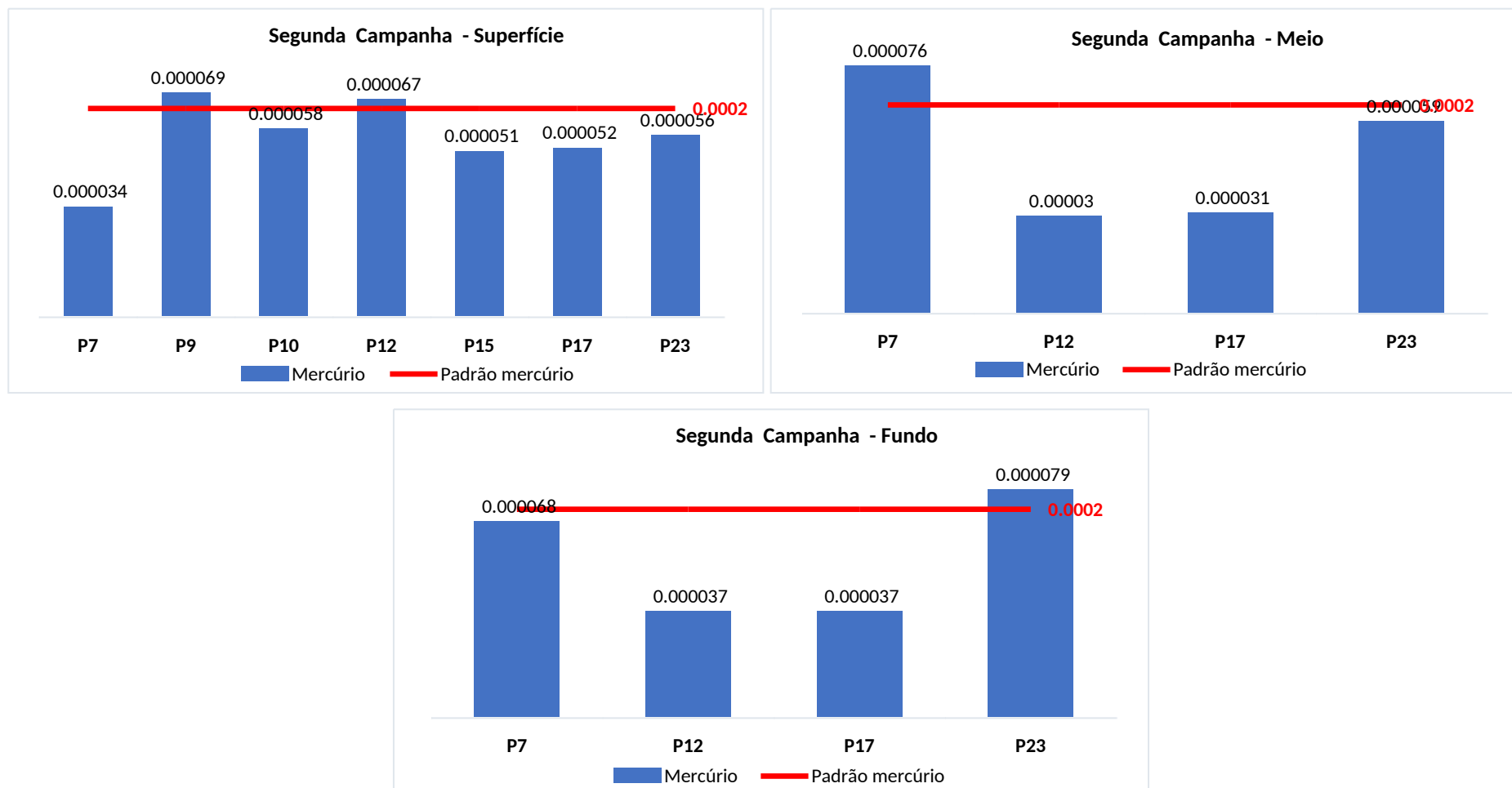
Dessa forma, os dados referentes a medida de tendência central média, bem como as concentrações detectadas por ponto de coleta, para o analito mercúrio, são apresentados nas Figuras 23, 24 e 25.

Figura 23: Concentrações médias de mercúrio, detectadas nas campanhas, em mg. L⁻¹



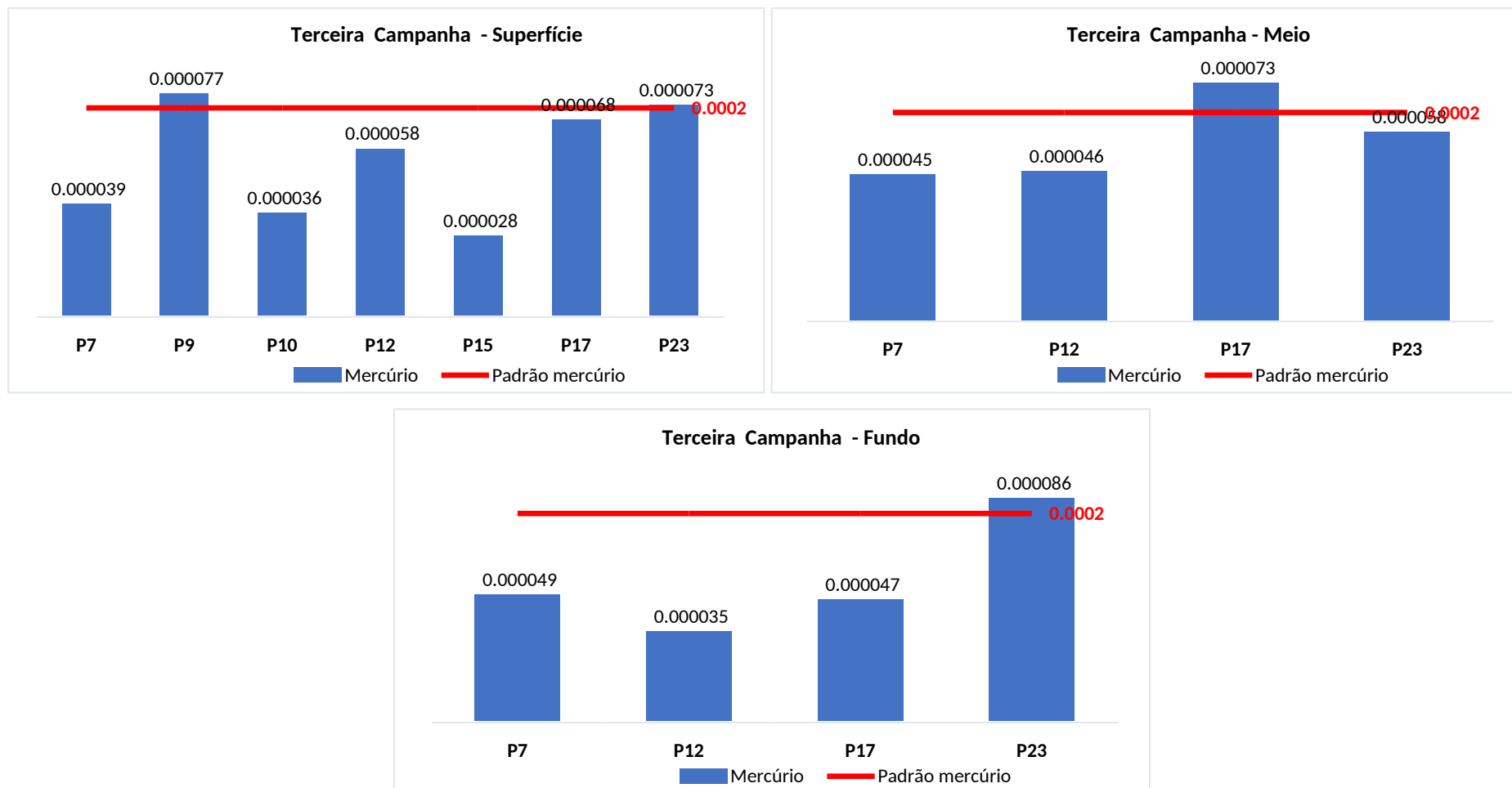
Fonte: Próprio autor.

Figura 24: Concentrações de mercúrio detectadas na segunda, em mg. L⁻¹



Fonte: Próprio autor.

Figura 25: Concentrações de mercúrio obtidas na terceira campanha, em mg. L⁻¹



Fonte: Próprio autor.

Avaliando-se os dados apresentados na Figura 23, nota-se que as médias para a segunda campanha, considerando o perfil superfície, foram de $0,000055 \pm 0,00001$ mg. L⁻¹. Já no perfil intermediário, de $0,000043 \pm 0,00002$ mg. L⁻¹ e no perfil de fundo de $0,000052 \pm 0,00003$ mg. L⁻¹. Ao analisar os resultados para a terceira campanha, nota-se que foram obtidas como médias os valores de $0,000054 \pm 0,00002$ mg. L⁻¹, para o perfil superfície, de $0,000048 \pm 0,00002$ mg. L⁻¹ para o perfil intermediário e de $0,000048 \pm 0,00002$ mg. L⁻¹, para o perfil de fundo, respectivamente.

Observa-se na Figura 24 que a maior concentração, na segunda campanha, para o perfil superfície, se apresentou em um ponto lótico (ponto P9), apresentando uma concentração de $0,000069$ mg. L⁻¹, sendo este, por sua vez, o corpo hídrico tributário (rio Verde) do curso d'água principal (rio Teles Pires), já a menor concentração ($0,000034$ mg. L⁻¹) foi no ponto P7, no também tributário ribeirão Roquete. Em relação aos demais pontos coletados, nota-se certa linearidade entre as concentrações detectadas, com mínimas variações.

Constata-se na Figura 24 que, em relação ao perfil intermediário (meio) da segunda campanha, a maior concentração detectada do analito foi de $0,000076$ mg. L⁻¹ (ponto P7), no então tributário rio Verde e a menor concentração foi de $0,00003$ mg. L⁻¹ (ponto P12). Analisa-se que no perfil de fundo, da segunda campanha, a maior concentração de mercúrio detectada foi de $0,000079$ mg. L⁻¹ (ponto P23) e a menor foi de $0,000037$ mg. L⁻¹ (pontos P12 e P17).

Ademais, observando-se a Figura 25, nota-se que a maior concentração do analito de interesse, no perfil superfície, da terceira campanha, foi $0,000077$ mg. L⁻¹, no afluente do rio Teles Pires, o rio Verde (ponto P9) e a menor concentração foi $0,000028$ mg. L⁻¹, no ponto P15, trecho lótico do rio Teles Pires. No perfil intermediário, a maior concentração detectada foi de $0,000073$ mg. L⁻¹, que corresponde ao ponto P17, o qual localiza-se à montante da barragem da usina, sendo que o menor resultado foi apresentado no ponto P7, com uma concentração de $0,000045$ mg. L⁻¹. E, no perfil de fundo, o maior valor foi de $0,000086$ mg. L⁻¹, no ponto P23 e o menor foi de $0,000035$ mg. L⁻¹, no ponto P12, ambos localizados no corpo hídrico principal.

Nota-se um potencial correlação entre o pH mais baixo e a presença de metais na coluna d'água, principalmente nos perfis intermediários e de fundo, da segunda e terceira campanha. Ambas apresentaram potencial hidrogeniônico inferior a 7,0, conforme apresentado no item

4.1.3 pH e Oxigênio dissolvido (OD), o que fortalece as visões de Braga *et al.* (2005) de que esse cenário pode contribuir para a liberação de metais adsorvidos aos sedimentos, na zona afótica. Ademais, para Villa e Sampaio (2016), as águas paradas têm como característica, geralmente serem menos eficientes, no que diz respeito a dispersão de poluentes e é possível constatar esse perfil no ambiente estudado, visto que todos os pontos lênticos apresentaram concentrações traços de mercúrio, todavia, ocorre uma redução à jusante da barragem (ponto P15), na segunda e terceira campanhas, onde o rio Teles Pires retorna a ser um ecossistema lótico, demonstrando a autodepuração dele.

O mercúrio possui padrões de qualidade estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005), sendo que para águas doces, deve apresentar concentrações inferiores a 0,0002 mg. L⁻¹ de Hg. Constata-se que todos os pontos amostrais apresentaram dados inferiores aos definidos na legislação ambiental brasileira, demonstrando a boa qualidade da água na área de influência estudada.

Todavia, a detecção dessas concentrações de mercúrio, mesmo que traços em diferentes perfis da matriz de água são um alerta, visto que ele é empregado no processo de extração do minério ouro, geralmente este procedimento é efetuado em terra ou as margens de um curso de água (Hypolito; Sumi, 2019; Lacerda; Souza, Ribeiro, 2004; Lacerda; Bastos; Almeida, 2012; Pozzetti *et al.*, 2022) e o desmatamento pode contribuir para o aumento da mobilização do mesmo no ecossistema, pois o solo fica exposto e resulta na desgaseificação das reservas de Hg e também coopera para uma maior lixiviação do solo, devido a erosão (Almeida *et al.*, 2009; Herpin *et al.*, 2002) e essas características estão presentes na Bacia Hidrográfica do rio Teles Pires, que possui elevado grau de antropização, levando ao desmatamento e é marcada por atividades garimpeiras, principalmente associadas à extração de ouro (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021).

Fearnside (2019), destaca que diversos autores salientam que a bacia hidrográfica do rio Teles Pires, devido a concentração de barramentos, pode apresentar maior disponibilidade de mercúrio e as detecções de concentrações traços na extensão do corpo hídrico, fortalecem esse fato, mas demonstram que o processo de reservação isolado não é o único fator de potencial contribuição para maiores concentrações de mercúrio, devido as características da região.

Todavia essa tendência pode ter relação com a presença natural do mercúrio na região amazônica, visto que Roulet *et al.*, (1998) enfatizam que, durante o processo

de laterização, o mercúrio, resultante de processos intempéricos e da deposição atmosférica, foi se associando aos óxidos cristalizados, presentes nos latossolos, o que contribuiu para seu estoque nessas coberturas pedológicas e conforme destacado por Alcantara (2009), a região possui predominância de latossolos, os quais são suscetíveis a processos erosivos.

4.2 MATRIZ SEDIMENTO

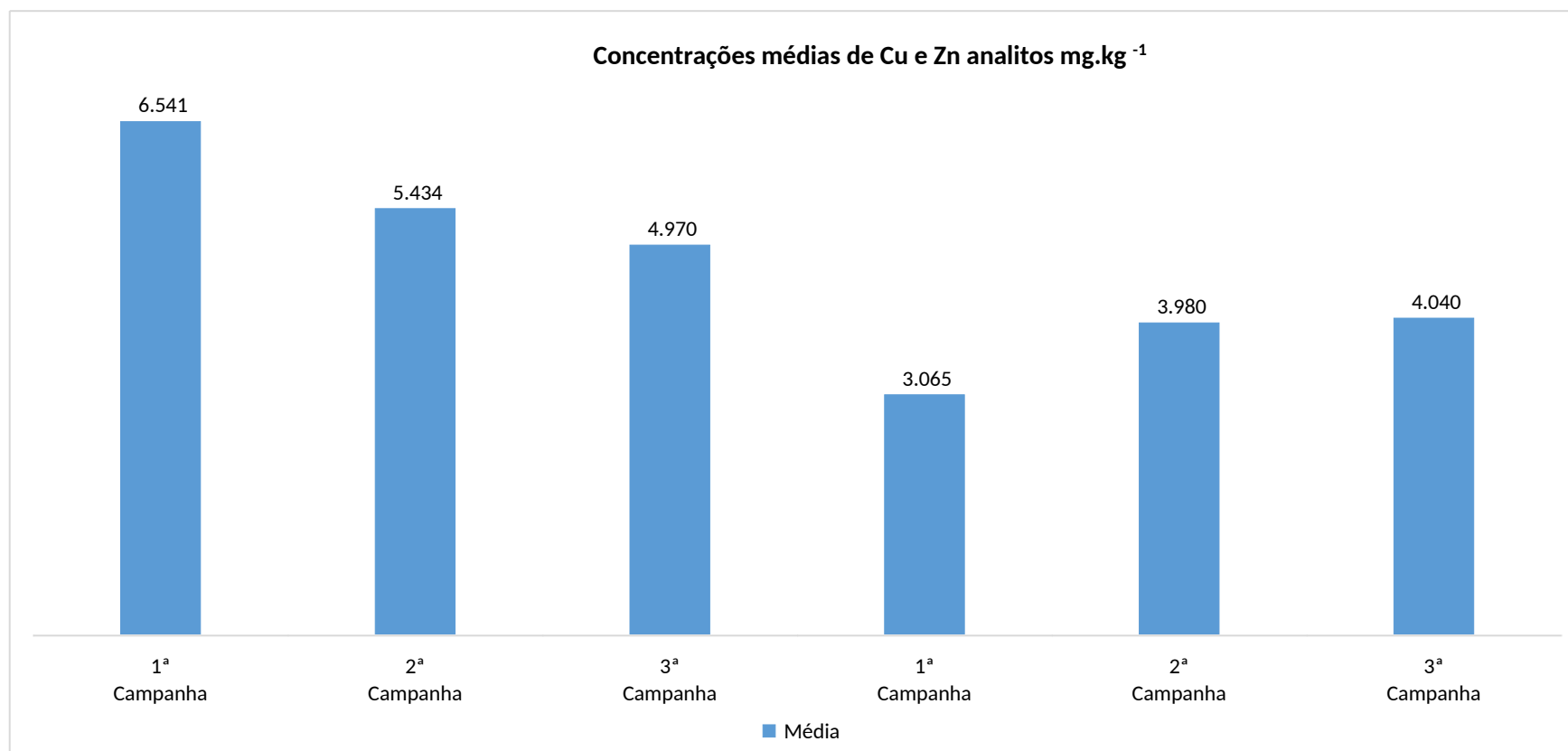
Para o compartimento sedimento serão apresentados somente os resultados obtidos que se apresentaram superiores ao Limite de Quantificação (LQ), nas campanhas realizadas.

Destaca-se também que para os parâmetros que possuem níveis estabelecidos para a classificação do sedimento a ser dragado, conforme definido na Resolução CONAMA nº 454/ 2012 (BRASIL, 2012), eles foram apresentados como valores de referência nos gráficos, sendo o chamado Nível 1(N1), aquele que se refere a concentração limite abaixo da qual há baixa probabilidade de efeitos adversos relacionados à biota e o Nível 2 (N2), que diz respeito a concentração limite acima da qual pode-se ter efeitos adversos à biota (Brasil, 2012)

4.2.1 Metais Potencialmente Tóxicos: cobre e zinco

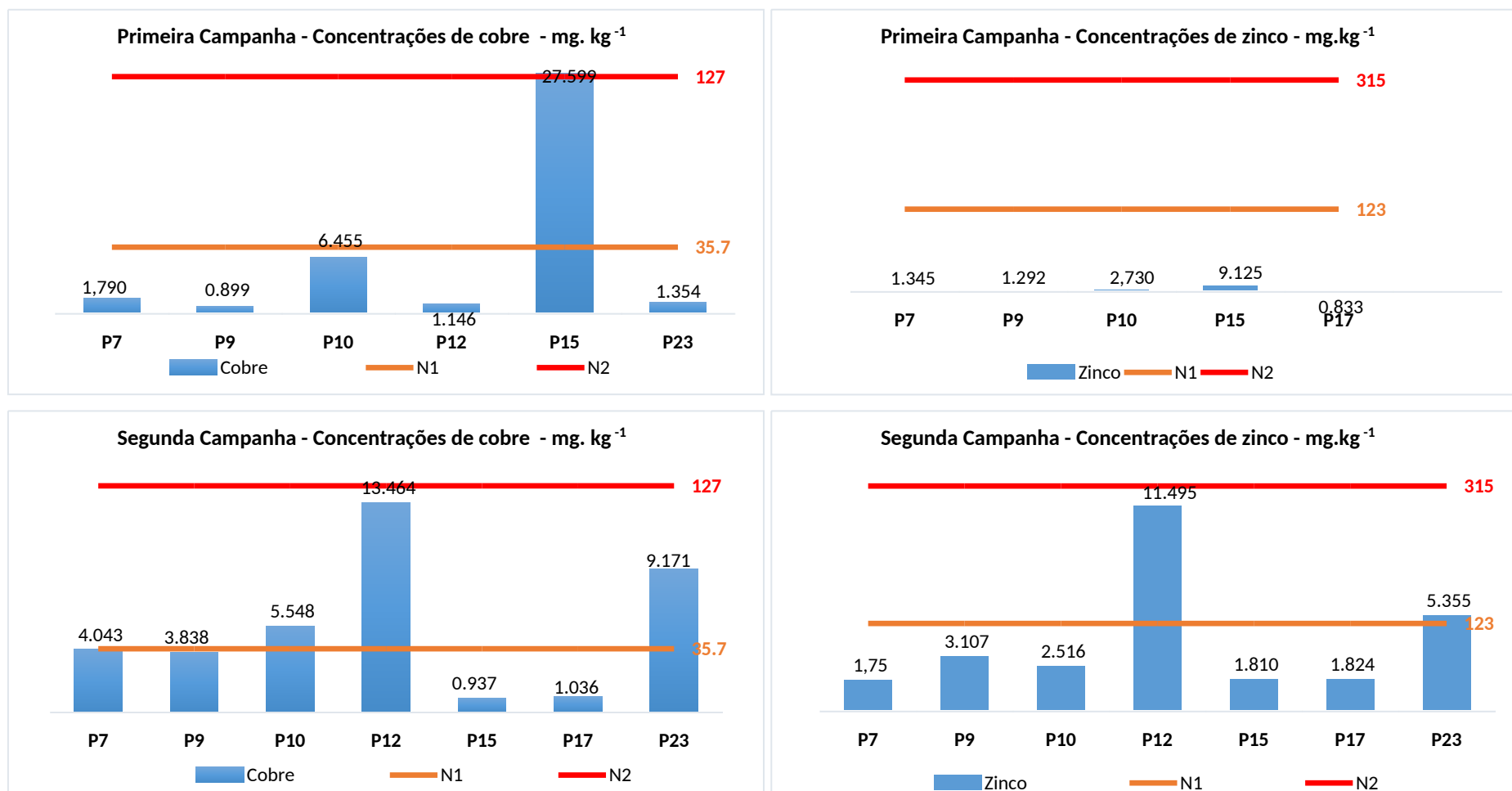
Os dados das tendências centrais médias, bem como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas, são apresentados para os analitos cobre (Cu) e zinco (Zn) nas Figuras 26, 27 e 28.

Figura 26: Medidas de tendências centrais obtidas para as três campanhas, para os metais potencialmente tóxicos, em mg.kg^{-1}



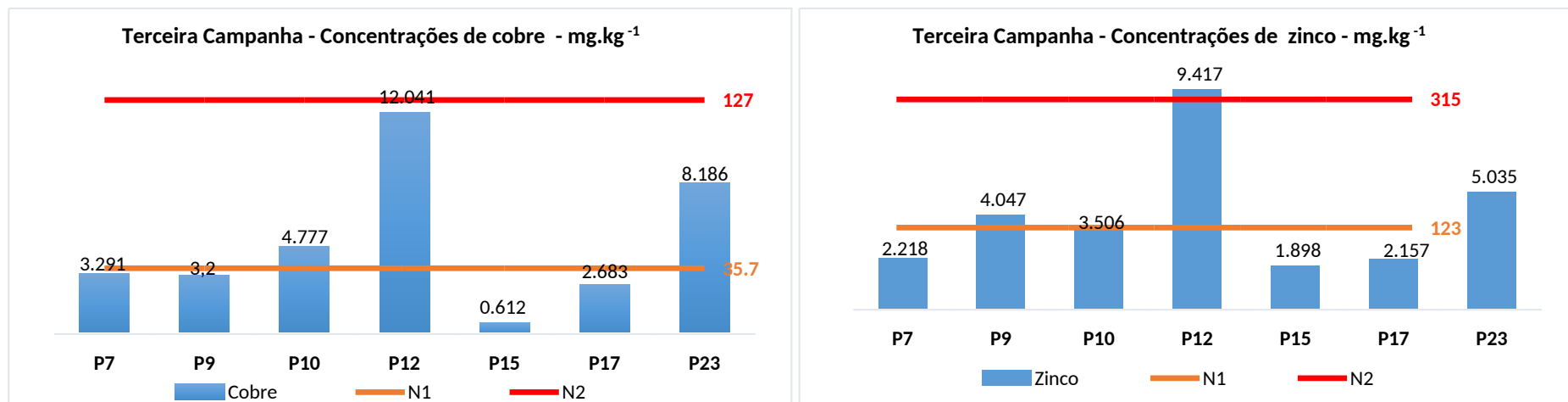
Fonte: Próprio autor.

Figura 27: Concentrações dos metais potencialmente tóxicos cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidas na primeira e segunda campanhas, em mg.kg^{-1}



Fonte: Próprio autor.

Figura 28: Concentrações dos metais potencialmente tóxicos cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidas na terceira campanha, em mg.kg^{-1}



Fonte: Próprio autor.

Em relação ao metal potencialmente tóxico Cobre (Cu), observa-se na Figura 26, que o analito apresentou, na primeira campanha, uma concentração média de $6,541 \pm 9,921 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já na segunda campanha, a média foi de $5,434 \pm 4,519 \text{ mg.kg}^{-1}$. E na terceira campanha, os resultados obtidos foram de uma média de $4,970 \text{ mg.kg}^{-1} \pm 3,885 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Já em relação ao analito zinco (Zn), nota-se na Figura 26, que a medida de tendência central média, da primeira campanha, foi de $3,065 \pm 3,197 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Já na segunda campanha, o resultado obtido foi de $2\ 3,980 \pm 3,549 \text{ mg.kg}^{-1}$. E na última campanha, a média foi de $4,040 \pm 2,634 \text{ mg.kg}^{-1}$. Dessa forma, avalia-se que a maior média se apresentou na terceira campanha, o que se sugere ter relação com um maior aporte de zinco no corpo hídrico, devido ao período chuvoso, o qual ocorre entre os meses de outubro a abril, conforme destacado por Santos *et al.* (2017).

Os resultados obtidos para Cu apresentaram-se inferiores aos níveis estabelecidos para a classificação do sedimento a ser dragado, conforme definido na Resolução CONAMA nº 454/ 2012 (Brasil, 2012), isto é, abaixo da concentração limite da qual há mínima probabilidade de efeitos adversos relacionados à biota ($N1 = 35,7 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior a concentração limite acima da qual pode-se ter efeitos adversos à biota ($N2 = 197 \text{ mg.kg}^{-1}$), portanto, em conformidade com a legislação pertinente e sem necessidade de estudos complementares para este analito em questão, no ecossistema aquático, conforme destacado na Resolução CONAMA nº 454/2012 (Brasil, 2012).

Em relação ao Zn, os resultados obtidos apresentaram-se inferiores aos níveis estabelecidos para a classificação do sedimento a ser dragado, conforme definido na Resolução CONAMA nº 454/ 2012 (Brasil, 2012), isto é, abaixo da concentração limite da qual há mínima probabilidade de efeitos adversos relacionados à biota ($N1 = 123 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior a concentração limite acima da qual pode-se ter efeitos adversos à biota ($N2 = 315 \text{ mg.kg}^{-1}$), portanto, em conformidade com a legislação pertinente e sem necessidade de estudos complementares para este analito em questão, no ecossistema aquático, conforme destacado na Resolução CONAMA nº 454/2012 (Brasil, 2012).

Constata-se na Figura 27, que na primeira campanha a maior concentração de Cobre foi de $27,599 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P15, à jusante da barragem UHE e, a menor concentração foi de $0,899 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P9. Ademais, comparando-se as concentrações nos pontos de coleta que correspondem aos ambientes lóticos (P9 – rio Verde e P10 – rio Teles Pires), nota-se que o ponto P9 (rio Verde), o qual se localiza no tributário do curso d'água em estudo, apresentou uma concentração de cobre inferior ao ponto situado no rio Teles Pires (ponto P10, com concentração de $6,455 \text{ mg.kg}^{-1}$), antes da confluência com o tributário. Dessa forma, pode-se avaliar que o afluente não contribuiu para o aumento do aporte do analito em questão no corpo hídrico, em estudo.

Além disso, comparando-se as concentrações à montante e à jusante da barragem da UHE de Sinop, observa-se que o ponto P15 apresentou o maior resultado de cobre detectado na primeira campanha (com concentração de $27,599 \text{ mg.kg}^{-1}$), o qual se configura como um ambiente lótico, localizado à jusante da usina. Já o ponto P17, apresentou o menor valor da campanha, abaixo do limite de quantificação da metodologia de ensaio ($< 0,500 \text{ mg.kg}^{-1}$), por isso não apresentado na Figura 27. Este

último ponto se localiza à montante da UHE, portanto, merece uma atenção o fato da concentração do analito cobre apresentar-se superior à jusante, visto que todos os demais pontos de coleta na área reservada do Teles Pires, apresentaram concentrações traços baixas, isto é, de 1,146 mg.kg⁻¹ (ponto P12) e 1,354 mg.kg⁻¹ (ponto P23) e Peng *et al* (2020), relatam que um sistema lântico contribui para a sedimentação de metais, o que justificaria o ponto P17 apresentar uma maior concentração.

Já na segunda campanha, de acordo com a Figura 27, analisa-se que a maior concentração de cobre detectada foi de 13,464 mg.kg⁻¹, no ponto P12 e a menor foi detectada no ponto P15 (0,937 mg.kg⁻¹). Nota-se ainda que o tributário do rio Teles Pires (ponto P9 rio Verde), como ponto de coleta localizado antes da confluência com o corpo hídrico principal, ainda com características de ambiente lótico, apresentou uma concentração de 3,838 mg.kg⁻¹, a qual foi inferior ao ponto P10 (5,548 mg.kg⁻¹), o qual localiza-se no trecho lótico do rio Teles Pires.

É possível também notar que o outro tributário do rio Teles Pires, o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração de 4,043 mg.kg⁻¹, a qual se mostrou inferior aos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12 = 13,464 mg.kg⁻¹ e ponto P23 = 9,171 mg.kg⁻¹), entretanto superior aos pontos localizados próximo a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = 0,937 mg.kg⁻¹ e P17 = 1,036 mg.kg⁻¹). Diferente do comportamento da primeira campanha, observa-se que há maior concentração do analito à montante do trecho onde se localiza a UHE Sinop, isto é, o ponto P15, localizado à jusante apresentou uma concentração de 0,937 mg.kg⁻¹ e o ponto P17, localizado à montante, apresentou um valor de 1,036 mg.kg⁻¹, isso pode ser justificado pelo fato do ponto P15 se configurar como aquele que retorna a ser um ecossistema lótico e sua turbulência, menor tempo de residência, podem auxiliar na sua capacidade de autodepuração ou até mesmo nesse transporte do analito, não permitindo uma deposição rápida das partículas.

Já na terceira campanha, de acordo com a Figura 28, a maior concentração de cobre foi de 12,041 mg.kg⁻¹, no ponto P12 e a menor foi de 0,612 mg.kg⁻¹, no ponto P15. Essa campanha apresentou comportamento semelhante à anterior, com maior concentração detectada à montante do trecho onde se localiza a UHE Sinop (ponto P15 = 0,612 mg.kg⁻¹ e ponto P17 = 2,683 mg.kg⁻¹) e com o tributário rio Verde (ponto P9) apresentando concentração inferior ao ponto de confluência com o curso d'água

principal (ponto P10), com concentrações de 3,200 mg Kg⁻¹ e 4,777 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Ademais, na terceira campanha, o ribeirão Roquete (ponto P7), afluente do rio Teles Pires, também apresentou o mesmo comportamento da campanha anterior, isto é, refletindo uma concentração inferior aos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12 = 12,041 mg.kg⁻¹ e ponto P23 = 8,186 mg.kg⁻¹), entretanto, superior aos pontos localizados próximos a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = 0,612 mg Kg⁻¹ e P17 = 2,683 mg.kg⁻¹).

Nota-se, na Figura 27, que a maior concentração de zinco detectada na primeira campanha foi de 9,125 mg.kg⁻¹ (ponto P15) e a menor detectada foi no ponto P17 (0,833 mg.kg⁻¹). Ademais, observa-se que assim como para o analito cobre, a concentração à jusante da barragem da UHE (ponto P15 = 9,125 mg.kg⁻¹) se mostrou superior ao ponto localizado à montante (ponto P17 = 0,833 mg.kg⁻¹).

Já em relação ao tributário rio Verde (ponto P9 = 1,292 mg.kg⁻¹), ele apresentou concentração inferior ao rio Teles Pires (ponto P10 = 2,730 mg.kg⁻¹), quando comparado ao trecho anterior a sua confluência com o rio principal. Já o tributário ribeirão Roquete (ponto P7) apresentou uma concentração de 1,345 mg.kg⁻¹, isto é, superior as concentrações detectadas nos trechos à montante de sua confluência com o rio Teles Pires (pontos P12 e P23 abaixo do LQ) e em um dos trechos à jusante de sua confluência (ponto P17 = 0,833 mg.kg⁻¹), todavia, superior ao outro trecho à jusante (ponto P15 = 9,125 mg.kg⁻¹).

Avalia-se na Figura 27 que na segunda campanha a maior concentração de zinco foi de 11,495 mg.kg⁻¹ (ponto P12) e a menor de 1,750 mg.kg⁻¹ (ponto P7). A diferente da primeira campanha, foi que a concentração do analito foi maior à montante da barragem da UHE (ponto P17 = 1,824 mg.kg⁻¹) do que à jusante (ponto P15 = 1,810 mg.kg⁻¹). Em relação ao tributário rio Verde (ponto P9), ele apresentou uma concentração inferior de zinco em relação ao trecho lótico do rio Teles Pires, antes de sua confluência (ponto P10), apresentando 3,107 mg.kg⁻¹ e 2,516 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Já o ribeirão Roquete, também afluente do rio Teles Pires, apresentou concentração de 1,75 mg.kg⁻¹, a qual se mostrou inferior as concentrações à montante (ponto P12 = 11,495 mg.kg⁻¹ e P23 = 5.355 mg.kg⁻¹) e à jusante de sua confluência

com o rio principal já em seus trechos lânticos e lótico (ponto P17 = 1,824 mg.kg⁻¹ e P15 = 1,810 mg.kg⁻¹, respectivamente).

Constata-se na Figura 28, que o analito zinco, na terceira campanha, apresentou a maior concentração no ponto P12 (9,417 mg.kg⁻¹) e a menor no ponto P15 (1,898 mg.kg⁻¹). Além disso, diferente da campanha anterior, o tributário Rio Verde (ponto P9) apresentou uma concentração de 4,047 mg.kg⁻¹, o qual se mostrou superior ao trecho lótico do rio Teles Pires (ponto P10), que obteve um valor de 3,506 mg.kg⁻¹, podendo haver a possibilidade do maior aporte do metal potencialmente tóxico nos trechos lânticos do rio Teles Pires ser proveniente de seu próprio trecho lótico.

Chama-se a atenção que a concentração do analito zinco se mostrou superior à montante da barragem da UHE, isto é, o ponto à montante (P17) apresentou uma concentração de 2,157 mg.kg⁻¹, já o ponto à jusante (P15), foi de 1,898 mg.kg⁻¹ e o afluente ribeirão Roquete (P7), apresentou uma concentração inferior aos pontos de coleta localizados à jusante de seu ponto de confluência com o trecho alagado do rio Teles Pires (Ponto P17 = 2,157 mg.kg⁻¹) e seu retorno a ecossistema lótico (ponto P15 = 1,898 mg.kg⁻¹), entretanto, inferior aos pontos de coleta à montante (ponto P12 = 9,417 mg.kg⁻¹ e P23 = 5,035 mg.kg⁻¹).

Em linhas gerais, o aporte dos metais potencialmente tóxicos identificados nas coletas pode ter relação com o fato de tanto o cobre quanto o zinco serem micronutrientes presentes em solos do tipo latossolo (Santos *et al.*, 2018), o qual está presente na extensão do rio Teles Pires, conforme apresentado por Alcantara (2009) e, portanto, a entrada desses elementos no corpo hídrico sugere-se estar atrelada a processos de lixiviação do solo para a calha, dos corpos hídricos.

Em termos de variação de concentração ,de acordo com a sazonalidade, a primeira e a segunda campanha foram realizadas no período de estiagem e a terceira no período chuvoso, todavia, não se notou variações significativas em relação a este aspecto de forma conclusiva, visto que as maiores médias de zinco se apresentaram na terceira campanha, podendo ter relação com o processo de lixiviação , intensificado pelo período chuvoso, mas esse comportamento não foi verificado para o analito cobre, já que a maior média de concentração foi na primeira campanha, o que também poderia ser justificado pelo fato de que na estiagem, pode ocorrer uma maior concentrações dos poluentes, devido a menor vazão, para diluição dos mesmos.

Chama-se a atenção o fato dos pontos com maiores concentrações, tanto para o analito cobre quanto para zinco, serem aqueles caracterizados como ecossistemas

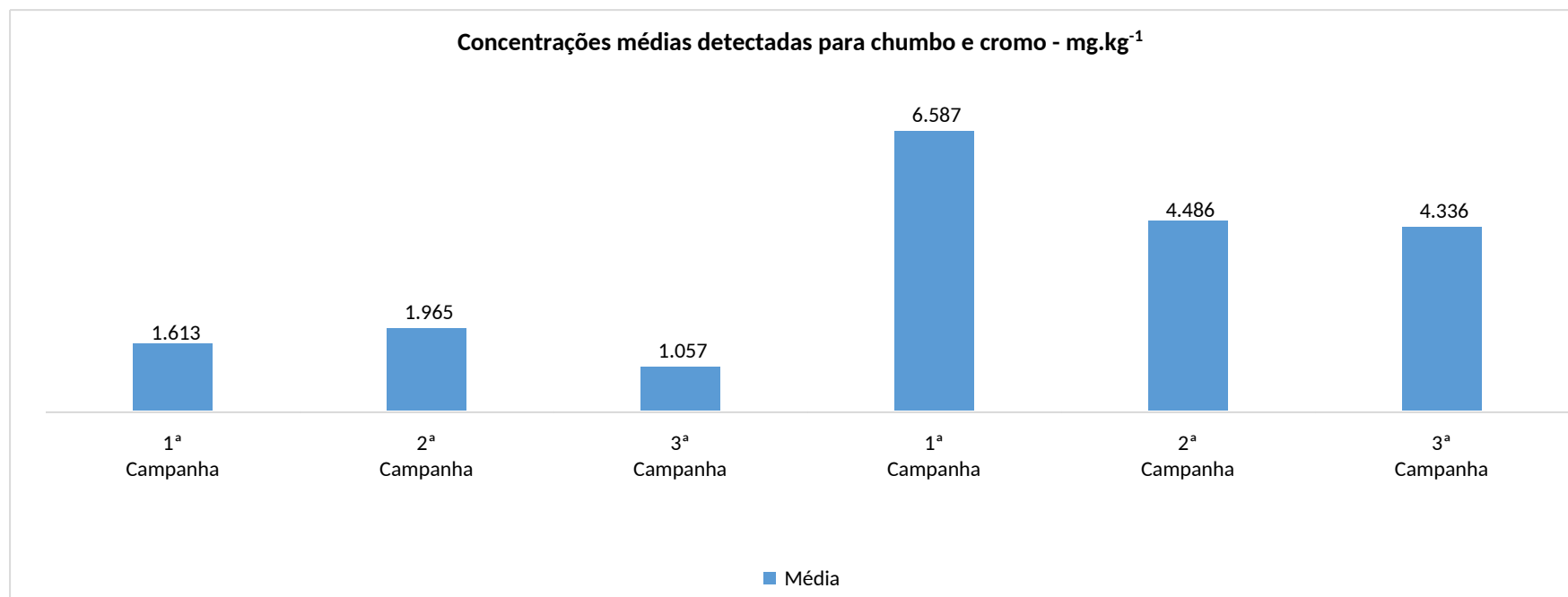
lênticos, o que pode ser uma questão de suma importância, visto que Peng *et al.* (2020), destacaram que este tipo de sistema contribui para a sedimentação de metais, fato este, percebido nas campanhas realizadas e fortalecido pela literatura.

Ma *et al* (2021), detectaram concentrações de zinco (Zn) na ordem de 137,51 mg.kg⁻¹ e de cobre (Cu) de 31,63 mg.kg⁻¹, superiores aos detectados nas campanhas realizadas e estes mesmos autores citam que houve detecção no rio Laura, no Brasil, de concentrações de Cu de 13,03 mg.kg⁻¹, semelhantes as maiores concentrações observadas neste estudo. Já Al-Afify e Abdel-Satar (2022), destacam que segundo a *Environmental Protection Agency (EPA)*, os padrões de qualidade para sedimentos, referentes as concentrações de metais são de 121 µg. g⁻¹ (121 mg.kg⁻¹) para Zn e 31,6 µg. g⁻¹ (31,6 mg.kg⁻¹) para Cu e nenhuma das concentrações deste estudo foram superiores a tais valores de referência.

4.2.2 Metais Tóxicos: cádmio, chumbo, cromo e mercúrio

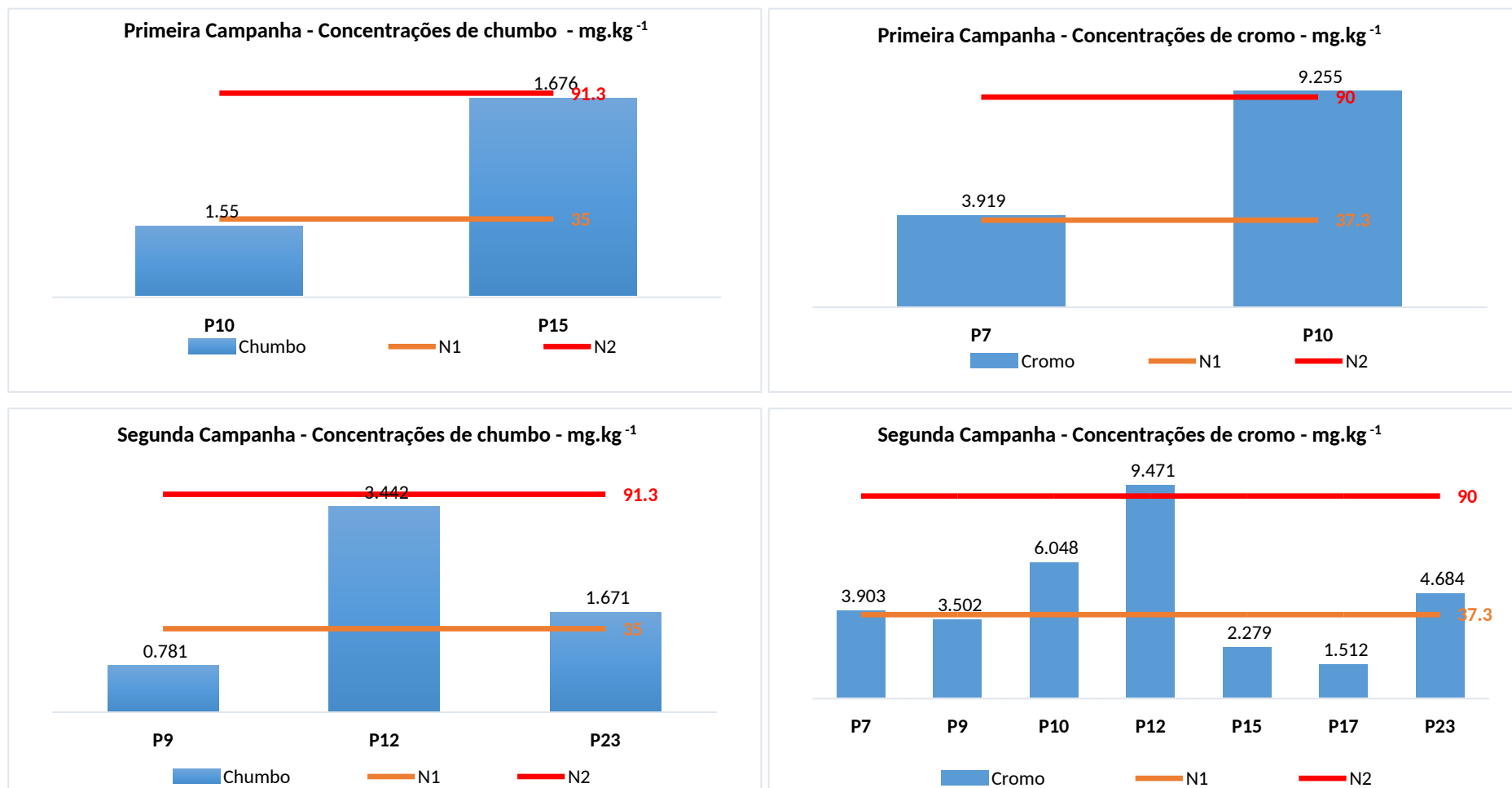
Foram analisados os metais tóxicos cádmio, chumbo, cromo e mercúrio. Os dados das tendências centrais médias, bem como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas, são apresentados para os analitos que tiveram concentrações acima do LQ, isto é, para chumbo, cromo e mercúrio, nas Figuras 29,30,31,32 e 33.

Figura 29: Concentrações médias para os metais tóxicos chumbo e cromo, em mg.kg^{-1}



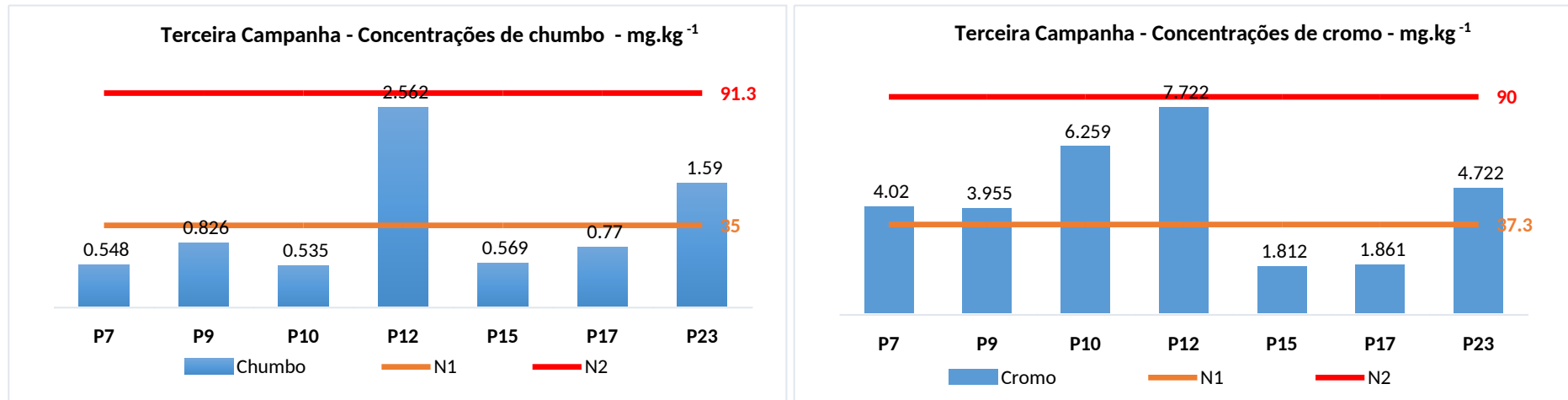
Fonte: Próprio autor.

Figura 30: Concentrações de chumbo (Pb) e cromo (Cr) detectadas na primeira e segunda campanhas, em mg.kg^{-1}



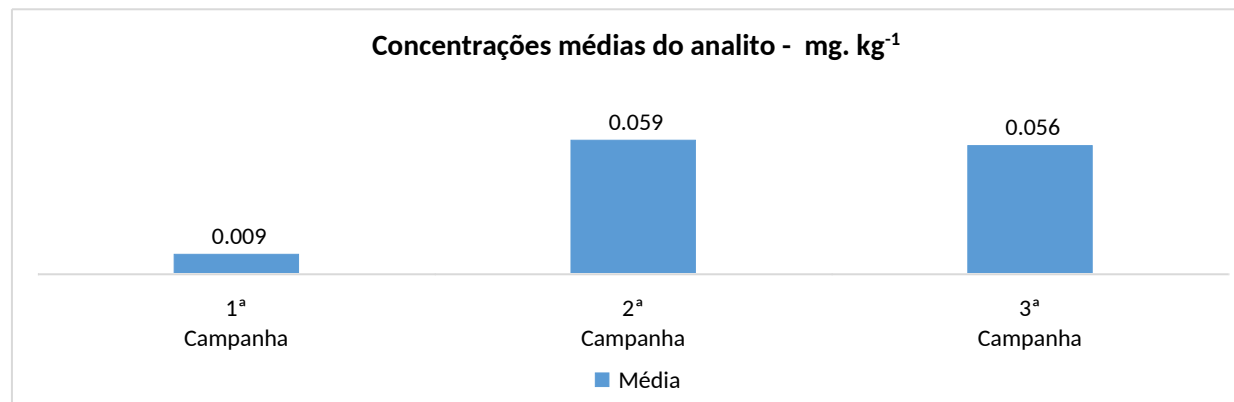
Fonte: Próprio autor.

Figura 31: Concentrações de chumbo (Pb) e cromo (Cr) detectadas na terceira campanha, em mg.kg^{-1}



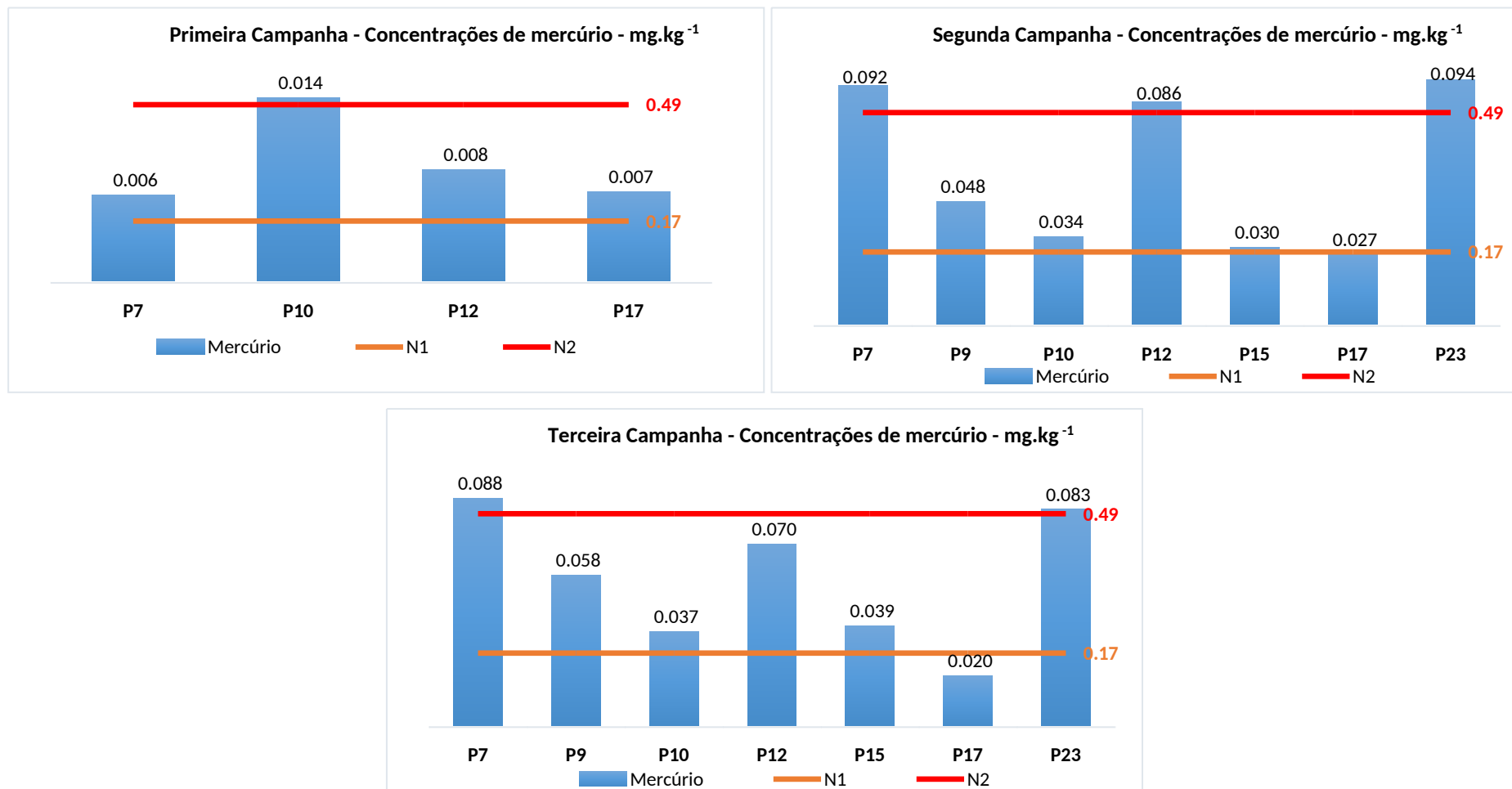
Fonte: Próprio autor, 2024.

Figura 32: Concentrações médias para o metal tóxico mercúrio, em mg.kg^{-1}



Fonte: Próprio autor.

Figura 33: Concentrações de mercúrio (Hg) detectadas nas três campanhas, em mg.kg^{-1}



Fonte: Próprio autor.

Avaliando-se os dados referentes a primeira campanha, para os analitos chumbo (Pb) e cromo (Cr), nota-se na Figura 29, que a média para Pb foi de $1,613 \pm 0,788 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para Cr de $6,587 \pm 3,564 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Já em relação a segunda campanha, a média de Pb foi de $1,965 \pm 1,309 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para o analito Cr de $4,486 \pm 2,657 \text{ mg.kg}^{-1}$. E na última campanha a média foi de $1,057 \pm 0,759 \text{ mg.kg}^{-1}$ para chumbo e para cromo de $4,336 \pm 2,162 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Já na Figura 30, é possível constatar, que na primeira campanha, somente foram detectadas concentrações traços, acima do LQ, para o analito chumbo, nos pontos P10 ($1,55 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P15 ($1,676 \text{ mg.kg}^{-1}$), ambos lóticos. Destaca-se que o primeiro ponto se refere a um trecho lótico do rio Teles Pires, à montante dos ambientes lênticos formados pelo reservatório da UHE, enquanto o segundo localiza-se em um trecho lótico do corpo hídrico principal e à jusante da UHE Sinop, sendo possível avaliar a persistência do analito e maior concentração após a UHE.

Já o analito cromo, conforme descrito na Figura 30, apresentou concentrações acima do LQ, na primeira campanha, somente nos pontos P7 ($3,919 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P10 ($9,255 \text{ mg.kg}^{-1}$). O ponto P7, o ribeirão Roquete, refere-se a um tributário do rio Teles Pires, que tem sua confluência em um trecho lêntico e próximo da barragem da UHE Sinop, já o ponto P10 está localizado em um trecho lótico do corpo hídrico principal, à montante do trecho reservado. Nota-se, portanto que o afluente do rio Teles Pires pode vir a contribuir para um aporte do analito de interesse em seu trecho reservado, todavia, a maior concentração no ambiente lótico, pode ter relação com o período de estiagem, o qual pode ter contribuído para a maior concentração dos poluentes.

Analisa-se na Figura 30, que na segunda campanha, foram detectadas concentrações de Pb em apenas três pontos de coleta: P9 ($0,781 \text{ mg.kg}^{-1}$); P12 ($3,442 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P23 ($1,671 \text{ mg.kg}^{-1}$), sendo que a maior concentração foi detectada no ponto onde o rio Teles Pires se torna lêntico (trecho reservado) e a menor foi em seu tributário rio Verde, em um ambiente lótico, sendo que sua confluência ocorre à montante dos trechos lênticos, do corpo hídrico principal. Nota-se que as maiores concentrações estavam, portanto, no corpo hídrico principal, ao comparar com o tributário.

Já em relação as concentrações de Cr, nota-se na Figura 30, que foram detectadas concentrações traços do analito em todos os pontos amostrais. Constata-se que a maior concentração foi no ponto P12 ($9,471 \text{ mg.kg}^{-1}$), o qual se configura como um trecho lêntico, localizado na extensão do reservatório, todavia, à montante

da barragem UHE Sinop. Ademais, ao comparar as concentrações do analito à montante e jusante da barragem da usina, nota-se que o Cr apresentou resultados superiores à jusante (ponto P15 = 2,279 mg.kg⁻¹ e o ponto P17 = 1,512 mg.kg⁻¹), o que pode demonstrar que os ambientes lênticos podem contribuir para a persistência do metal, visto que o ponto P15 continuou a apresentar concentrações traços.

Além disso, avaliando-se as concentrações detectadas nos tributários, a Figura 30 demonstra que o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração de 3,903 mg.kg⁻¹, a qual se mostrou inferior aos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12 = 9,471 mg.kg⁻¹ e P23 = 4,684 mg.kg⁻¹), entretanto, superior aos pontos localizados próximo a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = 2,279 mg.kg⁻¹ e P17 = 1,512 mg.kg⁻¹) e o ponto P9, localizado no tributário rio Verde, localizado à montante dos primeiros pontos de coleta dos trechos lênticos do rio Teles Pires (P12 e P23) apresentou concentração inferior aos mesmos (3,502 mg.kg⁻¹) e ao trecho lótico do corpo hídrico principal, o ponto P10 (6,048 mg.kg⁻¹), demonstrando que ambos podem não ter contribuído para a piora na concentração do analito de interesse, no rio Teles Pires.

Já na terceira campanha, constata-se na Figura 31, que foi a única campanha onde tanto chumbo quanto cromo foram detectados em todos os pontos amostrais. Destaca-se que a maior concentração de cromo detectada foi de 7,722 mg.kg⁻¹, no primeiro ponto de coleta, localizado no trecho reservado do rio Teles Pires (ponto P12) e a menor concentração foi à jusante do trecho onde se localiza a barragem da UHE Sinop, no ponto P15 (1,812 mg.kg⁻¹).

A concentração detectada no tributário rio Verde (ponto P9), foi de 3,955 mg.kg⁻¹, a qual foi inferior ao resultado obtido no trecho onde o rio Teles Pires encontrava-se como um sistema lótico (ponto P10 = 6,259 mg.kg⁻¹), o que pode demonstrar que o afluente do corpo hídrico em estudo pode não ter contribuído diretamente para as concentrações do analito cromo no meio. Já em relação ao outro tributário, o ribeirão Roquete (ponto P7), ele apresentou uma concentração de 4,020 mg.kg⁻¹, a qual se mostrou inferior aos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12 = 7,722 mg.kg⁻¹ e P23 = 4,722 mg.kg⁻¹), entretanto, superior aos pontos localizados próximos a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = 1,812 mg.kg⁻¹ e P17 = 1,861 mg.kg⁻¹).

Já em relação ao analito chumbo, nota-se na Figura 31, que a maior concentração detectada, na terceira campanha, foi de 2,562 mg.kg⁻¹, no ponto P12, o mesmo que

apresentou maior concentração para o analito cromo. Já a menor concentração foi de $0,535 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto localizado no trecho lótico do rio Teles Pires (ponto P10), antes da transição para um ecossistema lêntico. Semelhante as demais campanhas, o tributário, o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração de $0,548 \text{ mg.kg}^{-1}$, a qual se mostrou inferior aos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (pontos P12 = $2,562 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P23 = $1,590 \text{ mg.kg}^{-1}$), entretanto, superior àqueles localizados próximos a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = $0,569 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P17 = $0,77 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Todavia, o tributário rio Verde (ponto P9), demonstrou concentração superior ao trecho lótico do rio Teles Pires (ponto P10), antes de sua confluência com o mesmo, isto é, de $0,826 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,535 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente, podendo-se assim analisar que o ponto P12 (primeiro ponto amostral já localizado na área reservada, após a confluência entre o rio Verde e o rio Teles Pires - trecho lótico), pode ter sofrido influência de ambos os trechos, que acabaram contribuindo para uma maior concentração do analito de interesse neste ponto amostral.

Os resultados apresentaram-se inferiores aos níveis estabelecidos para a classificação do sedimento a ser dragado, conforme definido na Resolução CONAMA nº 454/ 2012 (BRASIL, 2012), isto é, para o analito chumbo, abaixo da concentração limite da qual há mínima probabilidade de efeitos adversos relacionados à biota ($N1 = 35 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior a concentração limite acima da qual pode-se ter efeitos adversos à biota ($N2 = 91 \text{ mg.kg}^{-1}$) e para o analito cromo, dos valores de referência $N1 = 37,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $N2 = 90 \text{ mg.kg}^{-1}$. Portanto, ambos em conformidade com a legislação pertinente, todavia, para cromo não há necessidade de estudos complementares para este analito em questão, no ecossistema aquático, conforme destacado na Resolução CONAMA nº 454/2012, mas para chumbo é importante avaliar (Brasil, 2012), sugere-se então que se realizem ciclos de monitoramento na região para melhor compreensão da persistência do analito.

Em um levantamento realizado por Ma *et al.* (2021), foram mapeados comparativos entre as concentrações de metais tóxicos em sedimentos em diversos rios ao redor do mundo e para os parâmetros chumbo e cromo foram detectadas concentrações de $12,33$ a $93,62 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $48,00$ a $112,76 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Nota-se que nenhum dos pontos amostrais, deste estudo, demonstraram concentrações semelhantes àsquelas mapeadas na literatura.

Ademais, avaliando-se a sazonalidade entre o período de cheia e estiagem, o primeiro se estende entre os meses de outubro a abril e o segundo inicia-se, continuamente, em maio e se estende geralmente até setembro (Santos *et al.*, 2017; Themag Engenharia, 2010), portanto, constata-se que ocorreu pouca variação entre os períodos, quando observa-se a segunda e terceira campanha (estiagem e cheia, respectivamente). Já em relação a primeira e a terceira campanha, observa-se que no período de cheia, a concentração se mostrou mais persistente, tanto que foram detectadas concentrações traços dos analitos em todos os pontos amostrais, na terceira campanha, o que sugere-se ter relação com a maior lixiviação dos solos para a calha dos corpos hídricos, visto que na extensão do rio Teles Pires há a presença de solos do tipo latossolos, os quais são suscetíveis à erosão (Santos *et al.*, 2018) e Cabral *et al.* (2021), ressaltam que os metais tóxicos, como o cromo e chumbo, são constituintes de fertilizantes agrícolas e a região se destaca pela agropecuária intensiva (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021).

Diagboya, Olu-Owolabi, Adebawale (2015) e Lu *et al.* (2016), salientam que as condições físico-químicas dos sedimentos de fundo e das águas superficiais em um ecossistema aquático podem contribuir para a precipitação e consequente biodisponibilidade dos metais para a biota aquática, portanto, avaliando-se os pontos coletados e as concentrações de pH do perfil vertical de fundo, nota-se que há um alerta em relação a constância do pH ácido nas três campanhas e este, por sua vez, é decisivo na precipitação de elementos químicos como os metais tóxicos, que apresentam maior biodisponibilidade em meios ácidos (Coradi; Fia; Pereira-Ramirez, 2009; Esteves, 1998; Laws, 1993). E Braga *et al.* (2005), destacaram que o pH mais baixo desse perfil vertical pode contribuir para a liberação na coluna de água de metais adsorvidos ao sedimento de fundo e pode-se verificar que este comportamento pode estar presente nesse trecho estudado.

Já para o analito mercúrio, constata-se na Figura 32, que na primeira campanha a média de concentração detectada foi de $0,009 \pm 0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já na segunda campanha, de $0,059 \pm 0,031 \text{ mg.kg}^{-1}$ e na terceira campanha de $0,056 \pm 0,026 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Nota-se que as maiores concentrações estiveram presentes na terceira campanha.

Analisa-se, na Figura 33, que na primeira campanha somente foram detectadas concentrações de mercúrio nos pontos P7 ($0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$); P10 ($0,014 \text{ mg.kg}^{-1}$); P12 ($0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P17 ($0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nota-se que o ponto de maior concentração

(P10), se caracteriza como um ambiente lótico e o ponto P7, afluente do rio Teles Pires em seu trecho lântico, apresentou concentração inferior ao ponto onde ocorre sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12) e ao trecho à montante do barramento (ponto P17).

A concentração à montante do trecho onde se localiza a barragem da UHE Sinop chama a atenção, visto que pode indicar que há a ocorrência de persistência do metal tóxico ao longo da extensão do reservatório e podendo se estender para os próximos reservatórios hidrelétricos, mesmo em concentrações traços, visto que dentre os empreendimentos hidrelétricos, a UHE Sinop, destaca-se por também atuar como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010), por isso a necessidade de monitoramento na região.

Já em relação a segunda campanha, conforme apresentado Figura 33, o analito mercúrio foi detectado em todos os pontos amostrais, diferenciando-se do comportamento refletido na primeira campanha. Ademais, a maior concentração foi de $0,094 \text{ mg Kg}^{-1}$, no ponto P23, o qual se localiza à jusante da confluência entre os cursos d'água lóticos rios Verde (ponto P9) e Teles Pires (ponto P10) e ambos com concentrações inferiores ao ponto citado ($0,048 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,0034 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente).

Salienta-se também, que divergindo da primeira campanha, o tributário rio Verde (ponto P9) apresentou concentração superior ao curso d'água principal ($0,048 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,0034 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente), o que pode indicar que isso pode ter contribuído para um maior aporte no trecho reservado do rio Teles Pires, pois o primeiro ponto localizado nessa região apresentou a maior concentração do analito de interesse (ponto P12).

Diferente do comportamento detectado com outros analitos identificados, o tributário, o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração de $0,092 \text{ mg.kg}^{-1}$ de mercúrio, a qual se mostrou superior a um dos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12 = $0,086 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior ao outro ponto (ponto P23 = $0,094 \text{ mg.kg}^{-1}$). Todavia, a concentração detectada ainda foi superior àquelas obtidas nos pontos localizados próximos a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = $0,030 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P17 = $0,027413 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Avaliando-se os pontos à montante (ponto P17) e à jusante (ponto P15) do trecho onde se localiza a barragem da UHE, nota-se aumento da concentração à jusante (de $0,027 \text{ mg.kg}^{-1}$ para $0,030 \text{ mg.kg}^{-1}$), o que pode ser indicativo de que apesar da redução das concentrações ao longo do trecho reservado, ainda há persistência do analito de interesse, o qual pode indicar um potencial de deslocamento da persistência para além do trecho em estudo.

Já na terceira campanha, constata-se na Figura 33, que novamente houve detecção de mercúrio em todos os pontos amostrais e seguindo o mesmo comportamento da segunda campanha, as maiores concentrações foram detectadas no tributário rio Verde (ponto P7) e em um dos trechos iniciais da área alagada (ponto P23), os quais apresentaram concentrações de $0,088$ e $0,083 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente.

Ademais, nota-se que o tributário rio Verde (ponto P9), demonstrou concentração superior ao trecho lótico do rio Teles Pires (ponto P10), antes de sua confluência com o mesmo, isto é, de $0,0583 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,0367 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente, podendo-se assim analisar que o ponto P12 (primeiro ponto amostral já localizado na área reservada, após a confluência entre os rios Verde e o Teles Pires trecho lótico), pode ter sofrido influência de ambos os trechos, que acabaram contribuindo para uma maior concentração do analito de interesse neste ponto amostral ($0,070 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Já em relação aos trechos à montante e à jusante do trecho onde se localiza a barragem da UHE, nota-se que há uma maior concentração à jusante da usina (ponto P15 = $0,039 \text{ mg.kg}^{-1}$) em relação a montante (ponto P17 = $0,020 \text{ mg.kg}^{-1}$). Esse comportamento pode ser um ponto para reflexão e de alerta, visto que pode indicar que há potencial de ocorrência de persistência do metal tóxico além da extensão do reservatório e podendo se estender para os próximos reservatórios hidrelétricos, localizados à jusante, visto que a UHE Sinop, destaca-se por também atuar como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (ROSTIROLLA, 2018; Themag Engenharia, 2010).

Todas as concentrações detectadas para o analito mercúrio apresentaram-se inferiores aos níveis estabelecidos para a classificação do sedimento a ser dragado, conforme definido na Resolução CONAMA nº 454/ 2012 (BRASIL, 2012), isto é, abaixo da concentração limite da qual há mínima probabilidade de efeitos adversos relacionados à biota ($N1 = 0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior a concentração limite acima da qual pode-se ter efeitos adversos à biota ($N2 = 0,49 \text{ mg.kg}^{-1}$). Todavia, a legislação

apresenta que mesmo que as concentrações se apresentem inferiores aos níveis 1 e 2, para mercúrio, isso não isenta de necessidade de estudos complementares (Brasil, 2012), o que fortalece a visão de monitoramento destacada neste estudo.

Comparando-se com os dados obtidos na literatura, as maiores concentrações detectadas neste estudo, para a segunda e terceira campanha estão próximas às detectadas por Ma *et al.*, (2021) em um rio localizado na China (Fenhe River), no qual se obteve um resultado de 0,07 mg.kg⁻¹.

É possível ainda correlacionar a potencial biodisponibilidade do mercúrio com o pH dos ambientes, isto é, Braga *et al.* (2005), expuseram que em ambientes lênticos, no estrato hipolímnio (perfil de fundo) é onde há a presença de pH mais baixo, que pode contribuir para a liberação na coluna de água de metais adsorvidos ao sedimento de fundo e o pH também é de extrema importância no que diz respeito a precipitação de elementos químicos como os metais tóxicos, que apresentam maior biodisponibilidade em meios ácidos (pH inferior a 7,0) (Coradi; Fia; Pereira-Ramirez, 2009; Esteves, 1998; Laws, 1993) e este comportamento pode ser verificado nas campanhas, pois exceto para os pontos P9 e P10 (lóticos), onde o pH da superfície se mostrou superior a 7,0 na segunda campanha, o ponto P15 (lótico) e os demais pontos lênticos tiveram medições de pH ácido em todas as coletas, no caso do ponto P15 no perfil superfície e no caso dos ecossistemas lênticos, nos perfis de fundo e isso pode ter contribuído para que se notasse a persistência do analito, ao longo do corpo hídrico.

Destaca-se que o mercúrio é utilizado no processo de extração do minério ouro (Hypolito; Sumi, 2019; Lacerda; Souza; Ribeiro, 2004; Lacerda; Bastos; Almeida, 2012; Pozzetti *et al.*, 2022) e que o processo de desmatamento pode contribuir para o aumento da mobilização do mesmo no ecossistema, pois o solo fica exposto (Almeida *et al.*, 2009; Herpin *et al.* 2002) e essas atividades são encontradas na região de estudo (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021), podendo se configurarem como potenciais impactos para a persistência e disponibilidade no analito.

Ademais, considerando a sazonalidade dos períodos de cheia e estiagem, nota-se que a primeira e a segunda campanha ocorreram no período de estiagem, todavia, somente a segunda campanha apresentou comportamento de maior concentração do analito e ao comparar tal coleta com a terceira campanha, observa-se que a mesma apresentou maiores concentrações do que na cheia, o que poderia estar relacionado ao fato dos analitos se encontrarem mais concentrados em decorrência da baixa

vazão dos corpos hídricos, a qual reflete em uma limitação da capacidade de autodepuração do curso d'água, ocasionando uma menor diluição dos poluentes.

As maiores concentrações do analito mercúrio estiveram presentes, em sua maioria, em ambientes lênticos e esses ecossistemas não apresentam fluxo contínuo de água, pelo contrário, se caracterizam por apresentarem maior tempo de residência, bem como um fluxo estacionário de água (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015), o que pode ter contribuído para uma menor eficiência na dispersão de poluentes, conforme é fortalecido por Villa e Sampaio (2016).

As concentrações traços de mercúrio em todos os pontos de coleta na segunda e terceira campanha fortalecem a visão de Fearnside (2019) de que a presença de vários barramentos no rio Teles Pires, poderiam contribuir para uma maior biodisponibilidade do analito, por isso a necessidade de monitoramentos. Todavia essa tendência pode ter relação com a presença natural do mercúrio na região amazônica, visto que Roulet *et al.* (1998), enfatizaram que durante o processo de laterização (marcado pela lixiviação de bases, perda parcial de sílica e acumulação de alumínio e ferro), o mercúrio, resultante de processos intempéricos e da deposição atmosférica, foi se associando aos óxidos cristalizados, presentes nos latossolos, devido a considerável afinidade do analito com as frações finas dos mesmos, o que contribuiu para que o mercúrio fosse sendo estocado nessas coberturas pedológicas e, conforme destacado por Alcantara (2009), a região possui predominância de latossolos, os quais são suscetíveis a processos erosivos.

De maneira geral, destaca-se que para a matriz sedimento a qualidade da água se mostra boa, todavia, a realização de ciclos de monitoramentos para acompanhar e compreender a persistência dos metais tóxicos chumbo e mercúrio são essenciais, nesta região.

4.1 BIOTA

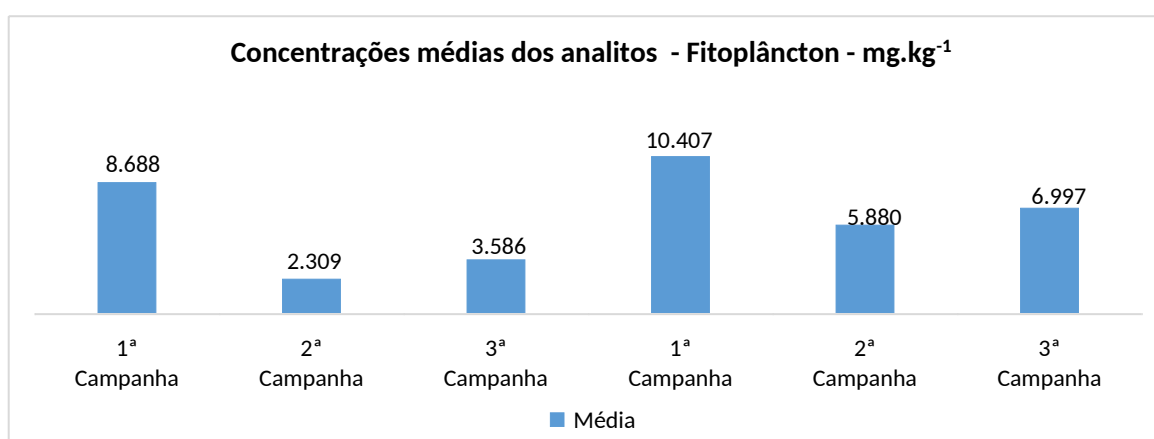
4.1.4 Fitoplâncton e Zooplâncton

Para os compartimentos das comunidades aquáticas, fitoplânctons e zooplânctons, serão apresentados somente os resultados obtidos que se mostraram superiores ao Limite de Quantificação (LQ), nas campanhas realizadas.

4.1.4.1 Metais Potencialmente Tóxicos

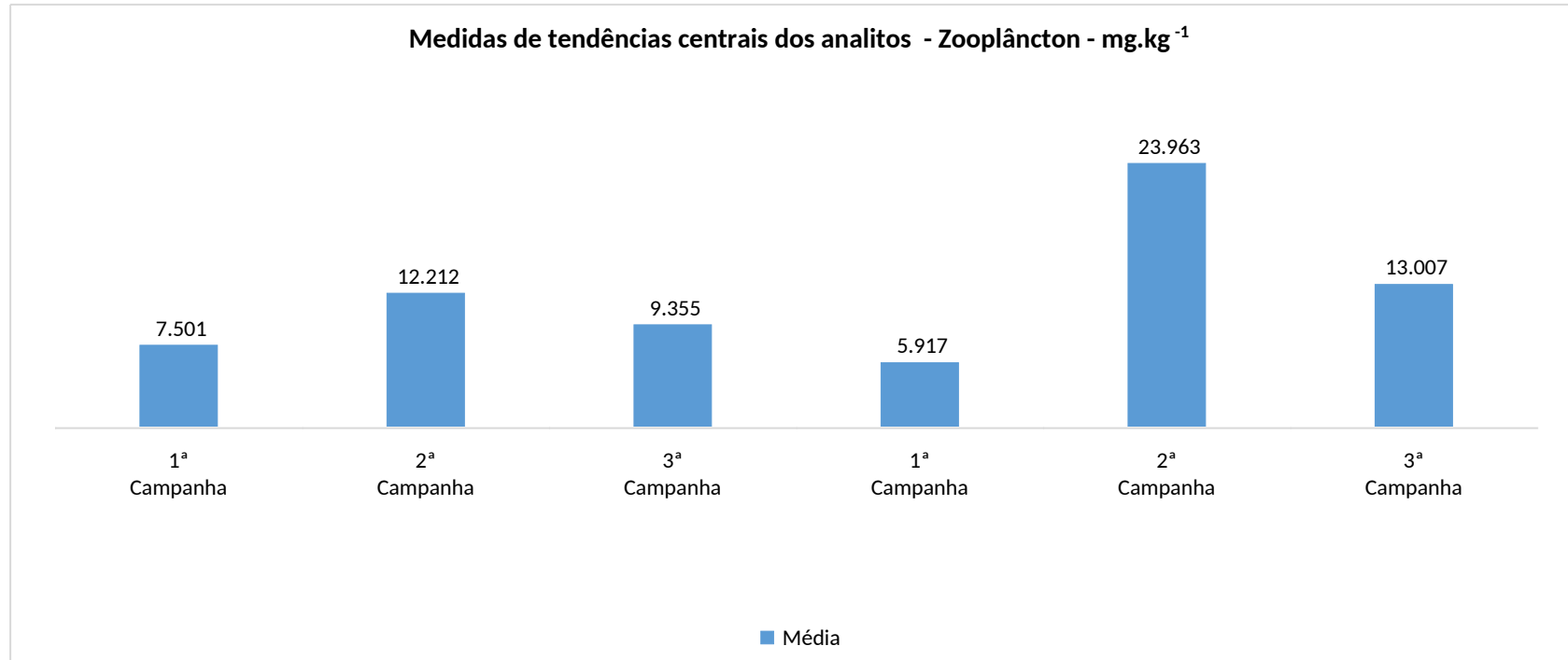
Os dados de tendência central média, bem como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas, são apresentados para os analitos cobre e zinco nas Figuras de 34 a 37.

Figura 34: Concentrações médias em Fitoplânctons, de cobre e zinco, em mg.kg^{-1}



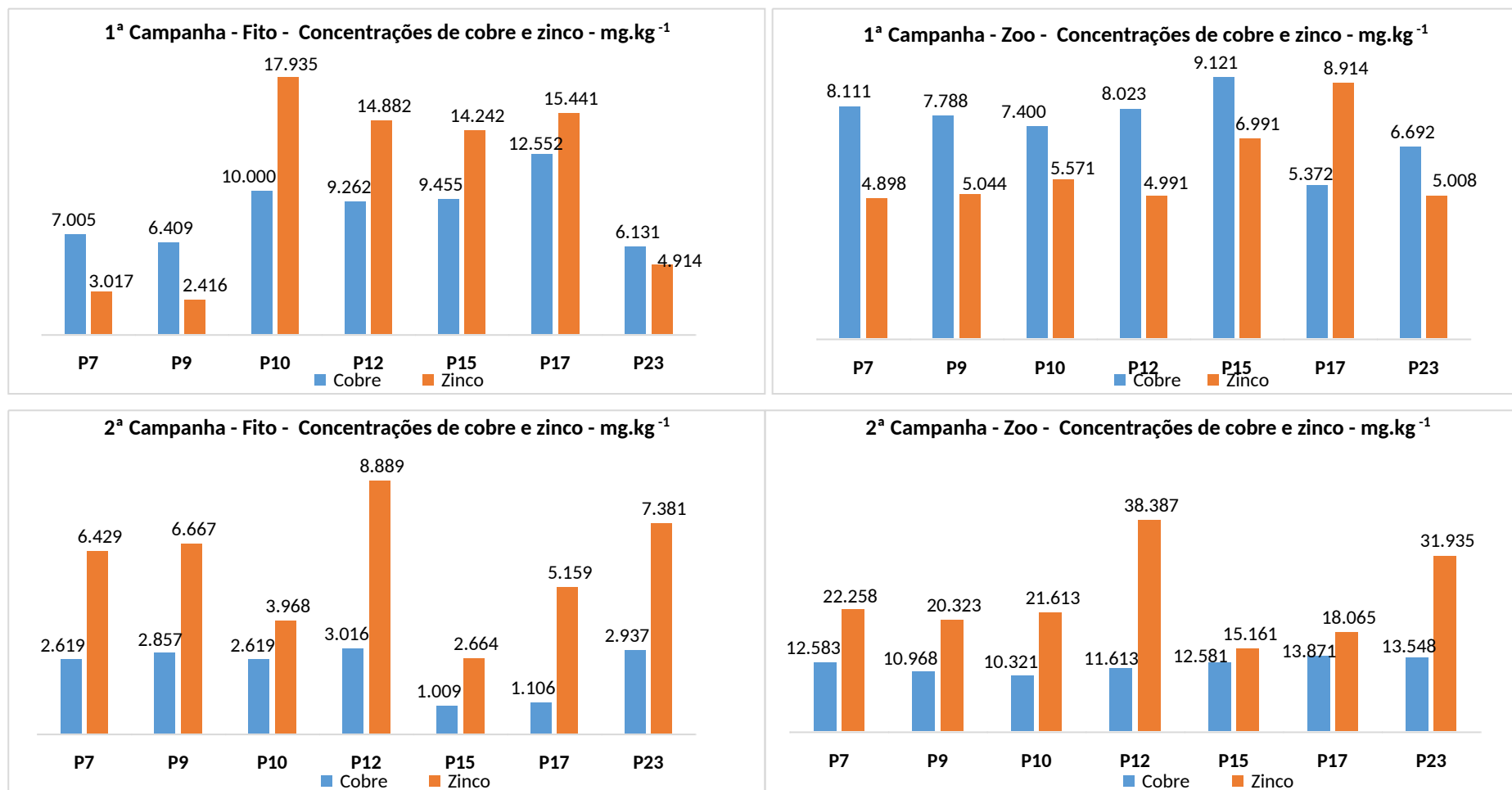
Fonte: Próprio autor.

Figura 35: Concentrações médias para cobre e zinco na comunidade de Zooplâncton, em mg.kg^{-1}



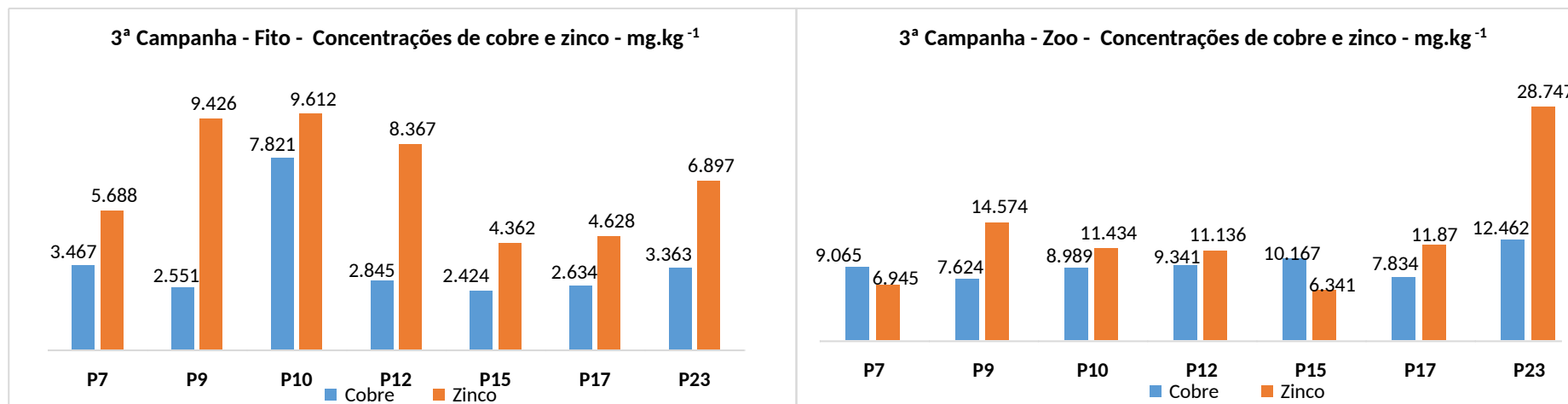
Fonte: Próprio autor.

Figura 36: Concentrações de cobre e zinco detectadas para a primeira e segunda campanha, para Fitoplâncton e Zooplâncton, em mg.kg^{-1}



Fonte: Próprio autor.

Figura 37: Concentrações de cobre e zinco detectadas na terceira campanha, para Fitoplâncton e Zooplâncton (mg.kg⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Constata-se, na Figura 34, que para o compartimento Fitoplâncton, na primeira campanha, a concentração média para analito cobre (Cu) foi de $8,688 \pm 2,314$ mg.kg⁻¹ e para o analito zinco (Zn) de $10,407 \pm 6,651$ mg.kg⁻¹. Já na segunda campanha, o parâmetro Cu apresentou uma média de $2,309 \pm 0,868$ mg.kg⁻¹ e para o parâmetro Zn de $5,880 \pm 2,111$ mg.kg⁻¹. E, por fim, na terceira campanha, a média para o analito cobre foi de $3,586 \pm 1,909$ mg.kg⁻¹ e para o parâmetro zinco de $6,997 \pm 2,194$ mg.kg⁻¹.

Já na Figura 35, verifica-se que para o compartimento Zooplâncton, na primeira campanha, a média foi para o analito Cu, de $7,501 \pm 1,193$ mg.kg⁻¹ e para o analito Zn, de $5,917 \pm 1,513$ mg.kg⁻¹. Já na segunda campanha, o parâmetro cobre apresentou uma média de $12,212 \pm 1,309$ mg.kg⁻¹ e para o parâmetro zinco, o resultado de $23,963 \pm 8,221$ mg.kg⁻¹. E, por fim, na terceira campanha, para o analito Cu a média foi de $9,355 \pm 1,624$ mg.kg⁻¹ e para o parâmetro Zn de $13,007 \pm 7,512$ mg.kg⁻¹.

Avaliando-se os resultados obtidos para Fitoplâncton, na primeira campanha, constata-se na Figura 36, que a maior concentração de cobre detectada foi de 12,552 mg Kg⁻¹, na coleta realizada no ponto P17, o qual se localiza no trecho lântico do rio Teles Pires, à montante de onde se localiza a barragem da UHE Sinop. Já a menor concentração foi 6,131 mg.kg⁻¹, na biota coletada no ponto P23, também localizado no trecho lântico do corpo hídrico principal. Já em reação ao analito zinco, nota-se que a maior concentração detectada na biota foi de 17,935 mg.kg⁻¹, no trecho lótico amostrado do rio Teles Pires, antes da reservação (ponto P10) e, a menor concentração foi de 2,416 mg.kg⁻¹, no ponto P9, no tributário rio Verde.

Além disso, comparando-se as concentrações à montante e à jusante da barragem da UHE de Sinop, observa-se que a biota coletada no ponto P15 (à jusante) apresentou um resultado de Cu inferior àquela coletada no ponto P17 (à montante), demonstrando, que apesar da persistência do analito, houve uma possível autodepuração neste trecho, a qual pode estar relacionada ao retorno das características lóticas, que podem auxiliar em uma velocidade de transporte e tempo de residência maior, auxiliando na dispersão dos poluentes e menor absorção pela biota. As concentrações foram de 9,455 mg.kg⁻¹ e 12,552 mg.kg⁻¹, respectivamente. Já para o analito Zn, o mesmo comportamento foi observado, com uma concentração de 15,441 mg.kg⁻¹ na biota coletada à montante (ponto P17) e de 14,242 mg.kg⁻¹ naquela coleta à jusante (ponto P15).

Nota-se na Figura 36, que para o compartimento Fitoplâncton, ocorreu uma menor concentração de cobre na biota coletada no tributário do trecho lótico do rio Teles Pires, localizado no rio Verde (ponto P9), com uma concentração de 6,409 mg.kg⁻¹, frente a um resultado de 10,000 mg.kg⁻¹, demonstrando que o tributário pode não ter contribuído para um maior aporte do analito, no corpo hídrico principal. E este mesmo comportamento foi identificado para o analito zinco, com concentrações de 2,46 mg.kg⁻¹ e 17,935 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Ainda é possível analisar que o outro tributário do rio Teles Pires, para o compartimento Fitoplâncton, o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração na biota para Cu de 7,005 mg.kg⁻¹, a qual se mostrou inferior a um dos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal e bem próximo da concentração obtida para o outro ponto (ponto P12 = 9,262 mg.kg⁻¹ e ponto P23 = 6,131 mg.kg⁻¹) e também dos pontos localizados próximos a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (ponto P15 = 9,455 mg.kg⁻¹ e P17

=12,552 mg.kg⁻¹), demonstrando que este corpo hídrico pode não ter contribuído para um maior aporte do analito no trecho lêntico e lótico do rio Teles Pires. Todavia, verifica-se que os pontos de coleta da biota caracterizados como lênticos, foram apresentando maiores concentrações na extensão do corpo hídrico principal, até o ponto à montante do barramento, demonstrando a persistência do analito ao longo do corpo hídrico. Já para o analito Zn, todas as concentrações à montante e à jusante do trecho de confluência se mostraram com concentrações inferiores no ponto P7 (3,017 mg.kg⁻¹) frente aos pontos P12 (14,882 mg.kg⁻¹); P23 (4,914 mg.kg⁻¹); P15 (14,242 mg.kg⁻¹) e P17 (15,441 mg.kg⁻¹).

Para o compartimento Zooplâncton, na primeira campanha, constata-se na Figura 36, que a maior concentração na biota para o analito cobre foi de 9,121 mg.kg⁻¹, no ponto P15, à jusante do trecho onde se localiza a barragem da UHE e a menor concentração foi de 5,372 mg.kg⁻¹, justamente à montante da barragem (ponto P17), podendo demonstrar que há persistência do analito em questão, além do barramento, o qual pode ser transportado para os trechos à jusante da região e ir se acumulando na biota. Já para o analito zinco, nota-se que a maior concentração detectada foi de 8,914 mg.kg⁻¹, no ponto P17, à montante da barragem e, a menor concentração foi de 4,898 mg.kg⁻¹, no tributário ribeirão Roquete (ponto P7).

Ainda é possível notar, na primeira campanha, que o tributário do rio Teles Pires, o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração na biota para Cu de 8,111 mg.kg⁻¹, a qual se mostrou inferior a um dos pontos de coleta localizados à montante da confluência desse corpo hídrico com o rio principal e pouca variação frente ao outro ponto coletado (ponto P12 = 8,023 mg.kg⁻¹ e P23 = 6,692 mg.kg⁻¹, respectivamente), entretanto, superior a um dos pontos localizados próximos a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = 9,121 mg.kg⁻¹ e P17 = 5,372 mg.kg⁻¹), podendo demonstrar que o mesmo pode ter contribuído para um maior aporte do analito nestes trechos do rio Teles Pires, já que a biota apresentou maior concentração.

Já o outro tributário, o rio Verde (ponto P9), apresentou concentração de cobre na biota superior ao trecho lótico que terá confluência com o corpo hídrico principal (P10), com resultados de 7,788 mg.kg⁻¹ e 7,400 mg.kg⁻¹, respectivamente, todavia, inferior ao trecho lêntico, após sua confluência (ponto P12), o qual apresentou um resultado de 8,023 mg.kg⁻¹. Esses resultados demonstram que havia certa linearidade nas concentrações traços de cobre, porém ela aumentou, no trecho lêntico, após a

confluência dos corpos hídricos de interesse, o que pode ter sofrido influência das características principais do sistema, isto é, o fluxo estacionário e maior tempo de residência do ambiente lântico (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015).

Já o analito Zn, nota-se, na primeira campanha, que houve mínimas variações de concentrações, considerando os trechos lóticos do tributário rio Verde (ponto P9 = $5,044 \text{ mg kg}^{-1}$), do corpo hídrico principal (ponto P10 = $5,571 \text{ mg.kg}^{-1}$) e o primeiro trecho lântico coletado, à jusante de ambos (ponto P12 = $4,991 \text{ mg.kg}^{-1}$), o que pode demonstrar que, inicialmente, o aporte de cobre proveniente dos trechos lóticos não impactou em uma maior concentração do analito, todavia, foi à jusante do primeiro ponto lântico coletado, que ocorreu a maior concentração em relação aos sistemas lânticos (ponto P17 = $8,914 \text{ mg.kg}^{-1}$), portanto, pode ter ocorrido uma contribuição das características do sistema para tal comportamento, como observado também para o analito Cu.

Constata-se na Figura 36, que na segunda campanha, para o compartimento Fitoplâncton, o analito cobre apresentou como maior concentração o valor de $3,016 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P12 e, a menor concentração foi de $1,009 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P15. Já para o parâmetro zinco, a maior concentração foi de $8,889 \text{ mg.kg}^{-1}$, também no ponto P12 e a menor concentração foi de $2,664 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P15, à jusante da barragem UHE Sinop.

Nota-se que para essa campanha houve uma variação mínima nas concentrações obtidas para cobre. Por exemplo, no ponto P9 (ambiente lótico), localizado no afluente rio Verde, a concentração na biota foi de $2,857 \text{ mg.kg}^{-1}$ e no ponto P10 (trecho lótico do rio Teles Pires, antes da confluência com o Rio Verde e transição para um ecossistema lântico), o valor obtido foi de $2,619 \text{ mg.kg}^{-1}$ e considerando que após a confluência de ambos e início dos trechos reservados do corpo hídrico principal, a concentração foi para $3,016 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P12), o que pode demonstrar que o afluente pode não ter contribuído para o maior aporte do analito de interesse, todavia, no trecho lântico pode ter ocorrido um ambiente propício para o aumento da concentração de Cu e maiores concentrações assim na biota..

Já o analito zinco apresentou maior concentração, na segunda campanha, no ponto P9 (Rio Verde) em relação ao ponto P10, com valores de $6,677 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $3,968 \text{ mg.kg}^{-1}$, demonstrando que o afluente apresentava praticamente o dobro da concentração de Zn em relação ao corpo hídrico principal, conforme apresentado na Figura 36. Ademais o ponto P12, localizado no trecho inicial da reserva e à jusante

da confluência do rio Verde com o rio Teles Pires, apresentou a maior concentração de Zn da campanha, de $8,899 \text{ mg.kg}^{-1}$ e isto pode estar relacionado com o comportamento do ambiente lântico de geralmente ser menos eficiente em termos de dispersão de poluentes, conforme destacado por Villa e Sampaio (2016).

Avaliando-se a Figura 36, verifica-se que o tributário do rio Teles Pires, para o compartimento Fitoplâncton, o ribeirão Roquete (ponto P7), apresentou uma concentração de Cu na biota de $2,619 \text{ mg.kg}^{-1}$, a qual se mostrou inferior aos pontos de coleta localizados à montante de sua confluência com o corpo hídrico principal (ponto P12 = $3,016 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P23 = $2,937 \text{ mg.kg}^{-1}$) e superior aos pontos localizados próximo a barragem da UHE, à jusante de sua confluência (pontos P15 = $1,009 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P17 = $1,106 \text{ mg.kg}^{-1}$), demonstrando que ele pode não ter contribuído para um aporte significativo do analito no trecho lântico, do rio Teles Pires. Ao avaliar o mesmo cenário para o analito zinco, consta-se na Figura 36, que o ponto P7 apresentou o mesmo comportamento, com uma concentração de $6,429 \text{ mg.kg}^{-1}$, a qual se mostrou inferior aos pontos P12 ($8,889 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P23 ($7,381 \text{ mg.kg}^{-1}$), todavia, superior aos pontos P15 ($2,664 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P17 ($5,159 \text{ mg.kg}^{-1}$).

No compartimento Fitoplâncton, ainda na segunda campanha, também se analisa que no trecho onde se localiza a barragem da UHE Sinop, à montante, as concentrações foram superiores às de jusante na biota, tanto para cobre quanto para zinco (P15 = $1,009 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu e $2,664 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Zn e P17 = $1,106 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu e $5,159 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Zn), o que pode ter relação com o retorno do corpo hídrico principal a um ecossistema lótico, no ponto P15, o que pode ter contribuído para uma melhor dispersão de poluentes, devido ao tempo de residência e velocidade maiores.

Para o compartimento Zooplâncton, na segunda campanha, constata-se na Figura 36, que a maior concentração de cobre foi de $13,871 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P17 e a menor foi de $10,321 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P10. Já em relação ao parâmetro zinco, a maior concentração foi de $38,387 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P12) e a menor de $15,161 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P15).

Analisa-se, na Figura 36, que as maiores concentrações de Zn na biota estiveram presentes nos primeiros pontos de coleta do trecho lântico do rio Teles pires (pontos P12 = $38,387 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P23 = $31,935 \text{ mg.kg}^{-1}$), os quais também se configuram como trechos à montante da confluência do ribeirão Roquete (Ponto P7) com o corpo hídrico principal e que apresentaram concentrações superiores ao mesmo, que teve como resultado obtido de $22,258 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já para o analito cobre, o comportamento foi um

pouco distinto, pois no ponto P7 ($12,583 \text{ mg.kg}^{-1}$), a concentração foi bem próxima a do ponto P12 ($11,613 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior ao ponto P23 ($13,548 \text{ mg.kg}^{-1}$). Demonstrando que o afluente pode não ter contribuído para um maior aporte do analito de interesse, no corpo hídrico principal.

Ao avaliar o comportamento de montante à jusante da barragem, verifica-se na Figura 36, que o ponto P17 (à montante), apresentou concentrações na biota de $13,871 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu e $18,065 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Zn, as quais foram inferiores as concentrações detectadas no ponto P15 (à jusante) $12,581 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu e $15,161 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Zn, podendo assim demonstrar que mesmo havendo a persistência de maiores concentrações do analito ao longo dos trechos reservados, há uma certa autodepuração no ambiente, o que pode ter relação com o retorno do rio Teles Pires para um treco lótico, com maior velocidade e menor tempo de residência.

A Figura 37, demonstra que na terceira campanha, para o compartimento Fitoplâncton, diferente do comportamento detectado nas demais campanhas, a maior concentração na biota para cobre foi de $7,821 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P10, o qual se configura como um trecho lótico do rio Teles Pires e a menor concentração foi de $2,424 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P15, à jusante da barragem da UHE. Já o parâmetro zinco apresentou uma maior concentração de $9,612 \text{ mg.kg}^{-1}$, também no ponto P10 e uma menor concentração de $4,362 \text{ mg.kg}^{-1}$, justamente à jusante da barragem, no ponto P15.

Ademais, na Figura 37 avalia-se que o ponto localizado no afluente rio Verde, antes de sua confluência com o rio Teles Pires, apresentou uma concentração de Zn de $9,426 \text{ mg.kg}^{-1}$, muito próxima da maior concentração do corpo hídrico principal (ponto P10 = $9,612 \text{ mg.kg}^{-1}$), portanto nesta campanha, o ambiente lótico para o analito em questão, se mostrou com maiores concentrações. Já para cobre, esse comportamento não foi notado, apesar do ponto P10 apresentar a maior concentração da campanha ($7,821 \text{ mg.kg}^{-1}$), o ponto P9 teve um resultado de $2,551 \text{ mg.kg}^{-1}$, semelhante as demais concentrações detectadas nos trechos lóticos analisados.

Nesta campanha, também se notou na Figura 37, que o tributário ribeirão Roquete (ponto P7), com um valor de $3,467 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu, apresentou concentrações superiores tanto referentes aos pontos à montante de sua confluência com o rio Teles Pires (pontos P12 = $2,845 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P23 = $3,363 \text{ mg.kg}^{-1}$) quanto aos à jusante (pontos P15 = $2,424 \text{ mg.kg}^{-1}$ e P17 = $2,634 \text{ mg.kg}^{-1}$), o que pode demonstrar que o mesmo não contribuiu para aumentar o aporte do analito de interesse no corpo hídrico principal.

Já o analito Zn apresentou um comportamento distinto, no ponto P7 (5,688 mg.kg⁻¹), com concentração inferior aos pontos à montante de sua confluência (pontos P12 = 8,367 mg.kg⁻¹ e P23 = 6,897 mg.kg⁻¹) e superior aos pontos à jusante (pontos P15 = 4,362 mg.kg⁻¹ e P17 = 4,628 mg.kg⁻¹), demonstrando certa capacidade de autodepuração na extensão reservada e lótica (pós trecho reservado) do rio Teles Pires, principalmente quando se avalia o trecho P15 (jusante da barragem da UHE) e P17 (à montante da barragem).

Já na Figura 37, observa-se para o compartimento Zooplâncton, que na terceira campanha, a maior concentração de cobre foi de 12,462 mg.kg⁻¹, no Ponto P23 e a menor foi de 7,834 mg.kg⁻¹, no ponto P17, à montante da barragem. Já para o parâmetro zinco, a maior concentração foi de 28,747 mg.kg⁻¹, também no ponto P23 e a menor foi de 6,341 mg.kg⁻¹, no ponto P15, à jusante da barragem.

Avaliando-se o comportamento de montante para jusante, nota-se distinções entre os analitos, pois a Figura 37 demonstra que para Cu houve aumento da concentração de jusante (ponto P15 = 10,167 mg.kg⁻¹) para montante da barragem (ponto P17 = 7,834 mg.kg⁻¹) na biota, podendo assim demonstrar uma possibilidade de aporte do analito para os corpos hídricos à jusante, visto que a UHE Sinop, destaca-se por também atuar como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010). Já o analito Zn apresentou uma concentração à montante de 11,870 mg.kg⁻¹ (ponto P17) e à jusante de 6,341 mg.kg⁻¹ (ponto P15), demonstrando que apesar da persistência do analito, ocorreu redução de sua concentração à jusante do barramento.

Em relação ao tributário ribeirão Roquete (ponto P7), nota-se na Figura 37, que a concentração de sua biota para cobre (9,065 mg.kg⁻¹) foi inferior às concentrações dos pontos à montante de sua confluência com o rio Teles Pires (pontos P12 = 9,341 mg.kg⁻¹ e P23 = 12,462 mg.kg⁻¹), significando, portanto, que o aporte de Cu do afluente, pode não ter contribuído para auxiliar em maiores concentrações nos ambientes lênticos à jusante e consequentemente na biota. Todavia, ele apresentou concentração superior a somente uns dos pontos à jusante de sua confluência com o rio Teles Pires (ponto P17 = 7,824 mg.kg⁻¹) e inferior ao outro (P15 = 10,167 mg.kg⁻¹), ficando assim, incerta sua contribuição direta para um maior aporte do analito em questão. Já para o analito Zn, avalia-se na Figura 37 que o ponto P7 (6,945 mg.kg⁻¹) apresentou uma concentração inferior aos pontos à montante de sua confluência

(pontos P12 = 11,136 mg.kg⁻¹ e P23 = 28,747 mg.kg⁻¹) e ao ponto à jusante P15 (6,341 mg.kg⁻¹), porém superior ao outro ponto, o P17 (11,870 mg.kg⁻¹).

De maneira geral, tanto o cobre quanto o zinco são micronutrientes presentes em solos do tipo latossolo (Santos *et al.*, 2018), portanto, sugere-se que a entrada desses elementos nos corpos hídricos estudados pode estar atrelada a processos de lixiviação do solo para as suas calhas e Alcântara (2009) destacou que a região de estudo apresenta predominância deste tipo de solo, o qual é suscetível a processos erosivos.

Ademais, em termos de sazonalidade, as maiores concentrações dos analitos cobre e zinco detectados no compartimento Fitoplâncton se apresentaram superiores na estiagem (primeira campanha), ao comparar com a coleta realizada no período de cheia (terceira campanha), todavia, a segunda campanha (realizada também no período de estiagem), não demonstrou semelhança com a primeira campanha, em termos de maiores concentrações, sendo um pouco inconclusivo definir que a estiagem é o período com maior possibilidade de maiores aportes dos analitos. Já em relação ao compartimento Zooplâncton, nota-se que houve certa semelhança em relação ao comportamento do compartimento Fitoplâncton, com maiores concentrações na estiagem, porém na segunda campanha e a primeira campanha (também coletada na estiagem) apresentando resultados inferiores a terceira campanha (cheia), o que poderia ter relação com o maior aporte de solo, a partir da lixiviação.

Os compartimentos das comunidades de Fitoplâncton e Zooplâncton não possuem normativas legais que estabelecem valores de referência para concentrações de metais. Todavia, comparando-se as concentrações médias do analito cobre para Fitoplâncton, com a concentração identificada por Albarico *et al.* (2022), em Taiwan, de 1,35 – 40,7 ug. g⁻¹ (1,35 – 40,7 mg.kg⁻¹) de cobre (Cu), nota-se que as três campanhas apresentaram resultados dentro dessa faixa, havendo uma similaridade no comportamento. Além disso, o estudo demonstrou resultados inferiores aos mapeamentos realizados por Chouvelon *et al.* (2019), na França, que identificou concentrações superiores à 16,6 ± 3,1 mg.kg⁻¹, no inverno e na ordem de 30,0 ± 11,6 mg.kg⁻¹, no período da primavera – verão. Já para zinco (Zn), ainda em relação ao compartimento Fitoplâncton, as concentrações detectadas neste estudo, se apresentaram inferiores àquelas mapeadas por Chouvelon *et al.* (2019), na França,

a qual catalogou concentrações superiores à 100 mg.kg^{-1} , considerando os períodos de primavera – verão e inverno.

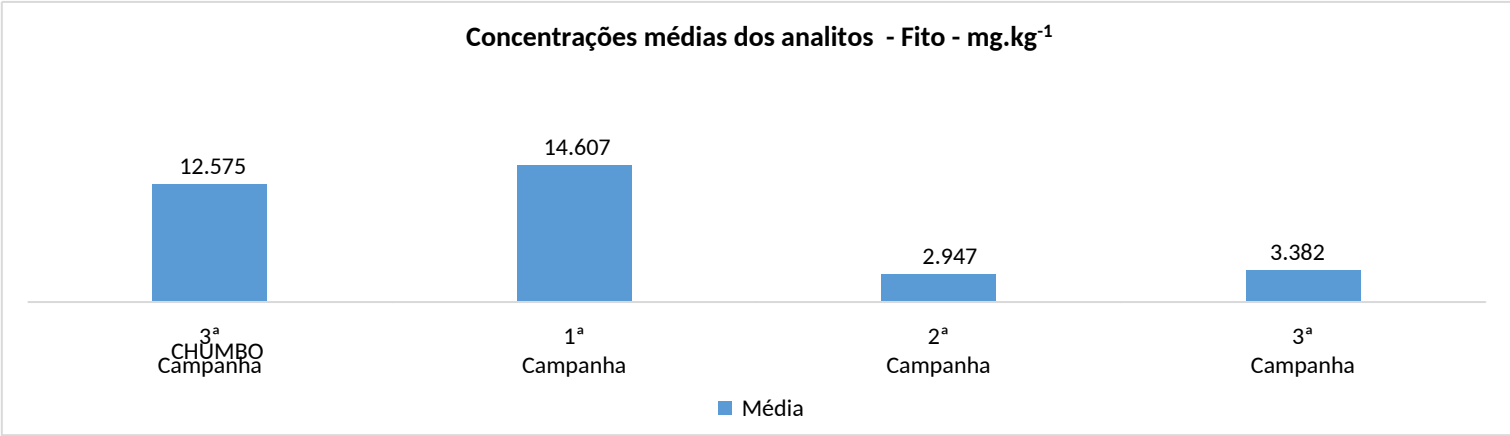
Todavia, para o compartimento Zooplâncton as concentrações detectadas neste estudo, para o analito cobre, se apresentaram de acordo com àquelas obtidas por Chouvelon *et al.* (2019), com concentração mínima de $3,3 \pm 1,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ e máxima de $9,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já para o analito zinco, as concentrações obtidas foram inferiores àquelas detectadas por Coelho e Greco (1998) no Reservatório da Pampulha (Zn na ordem de $177 \pm 95,30 \text{ mg.kg}^{-1}$) e Chouvelon *et al.* (2019) (Zn entre 41 e 137 mg.kg^{-1}).

É importante destacar que o fato de concentrações traços dos metais terem sido detectadas em zooplâncton, demonstram que ele pode ser uma via de contaminação por metais, visto que ele possui um papel de extrema importância em relação ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, conectando os produtores (fitoplânctons) e os demais níveis tróficos da cadeia alimentar (Bozelli; Huszar, 2003; Santos, 2014), assim como para fitoplânctons, que se configuram como produtores. Este estudo demonstra a persistência dos metais nos diferentes níveis tróficos.

4.1.4.2 4.3.1.2 Metais Tóxicos

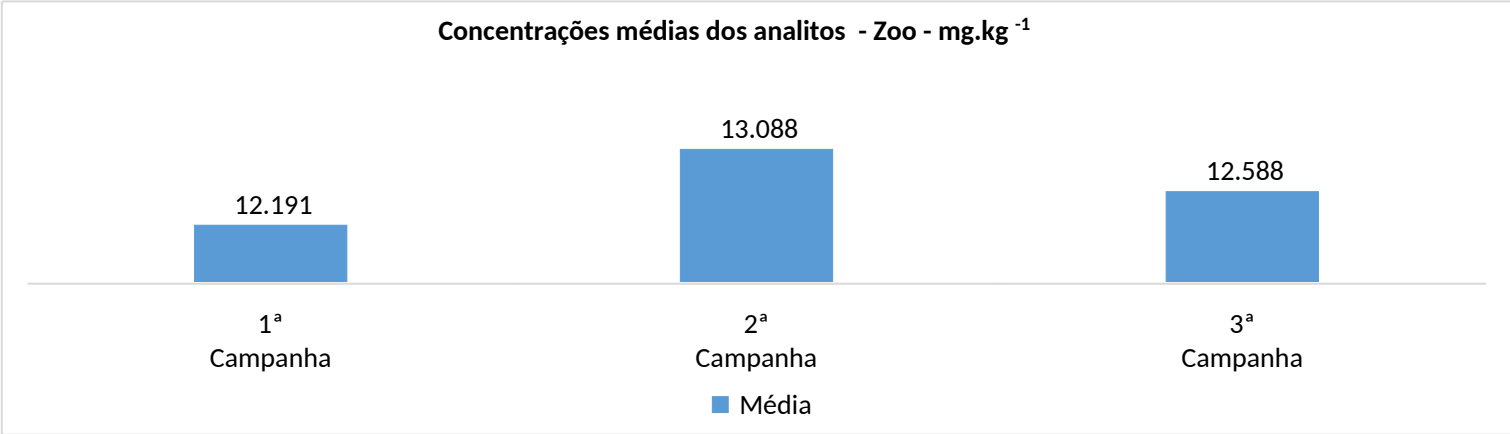
Os dados das concentrações médias, bem como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas, são apresentados para os analitos que tiveram resultados acima do LQ, isto é, para chumbo, cromo e mercúrio, conforme apresentado nas figuras de 38 a 44.

Figura 38: Concentrações médias detectadas nas campanhas para chumbo e cromo, no compartimento Fitoplâncton (mg.kg⁻¹)



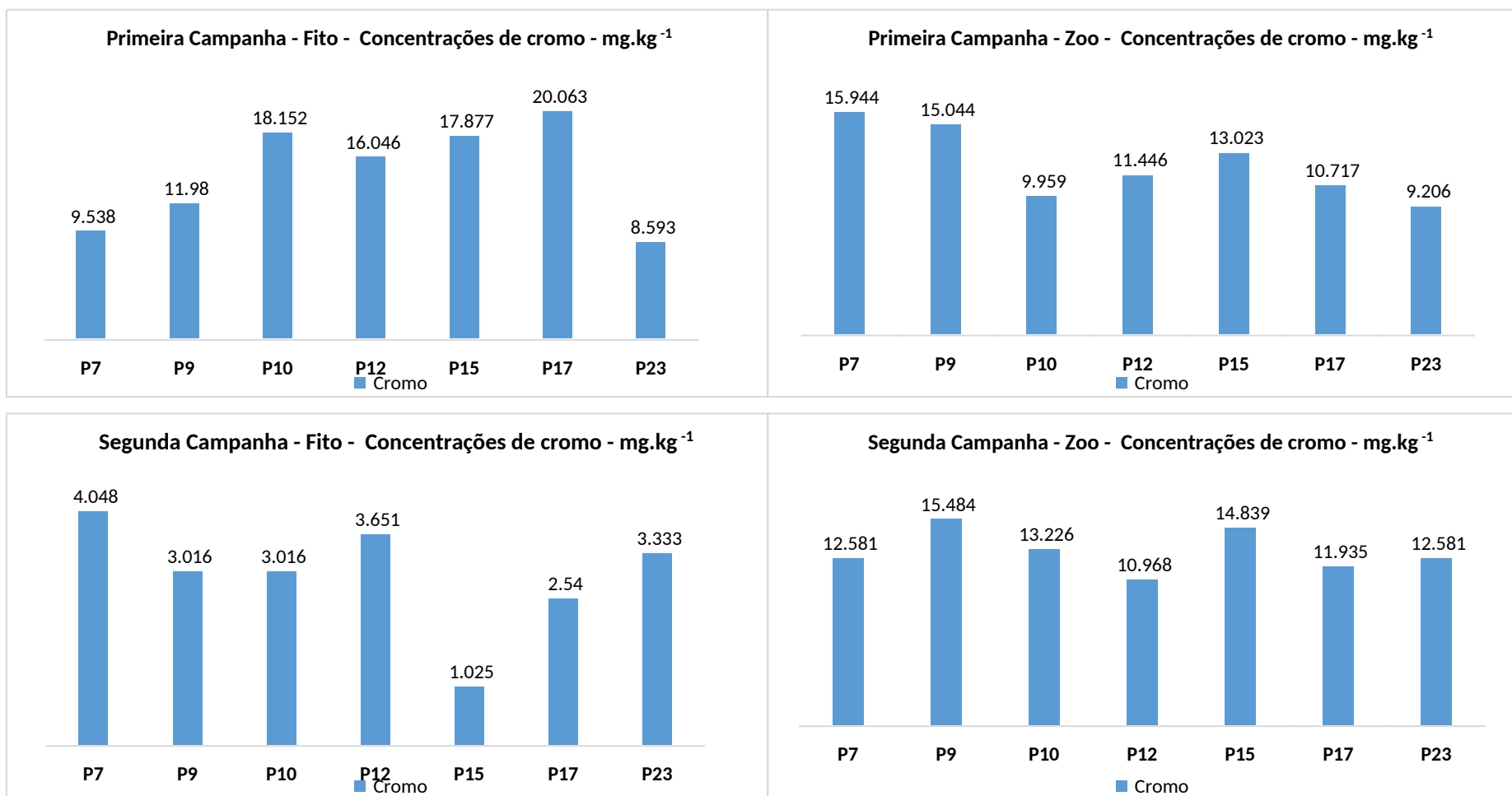
Fonte: Próprio autor, 2024

Figura 39: Concentrações médias detectadas nas campanhas para cromo, no compartimento Zooplâncton



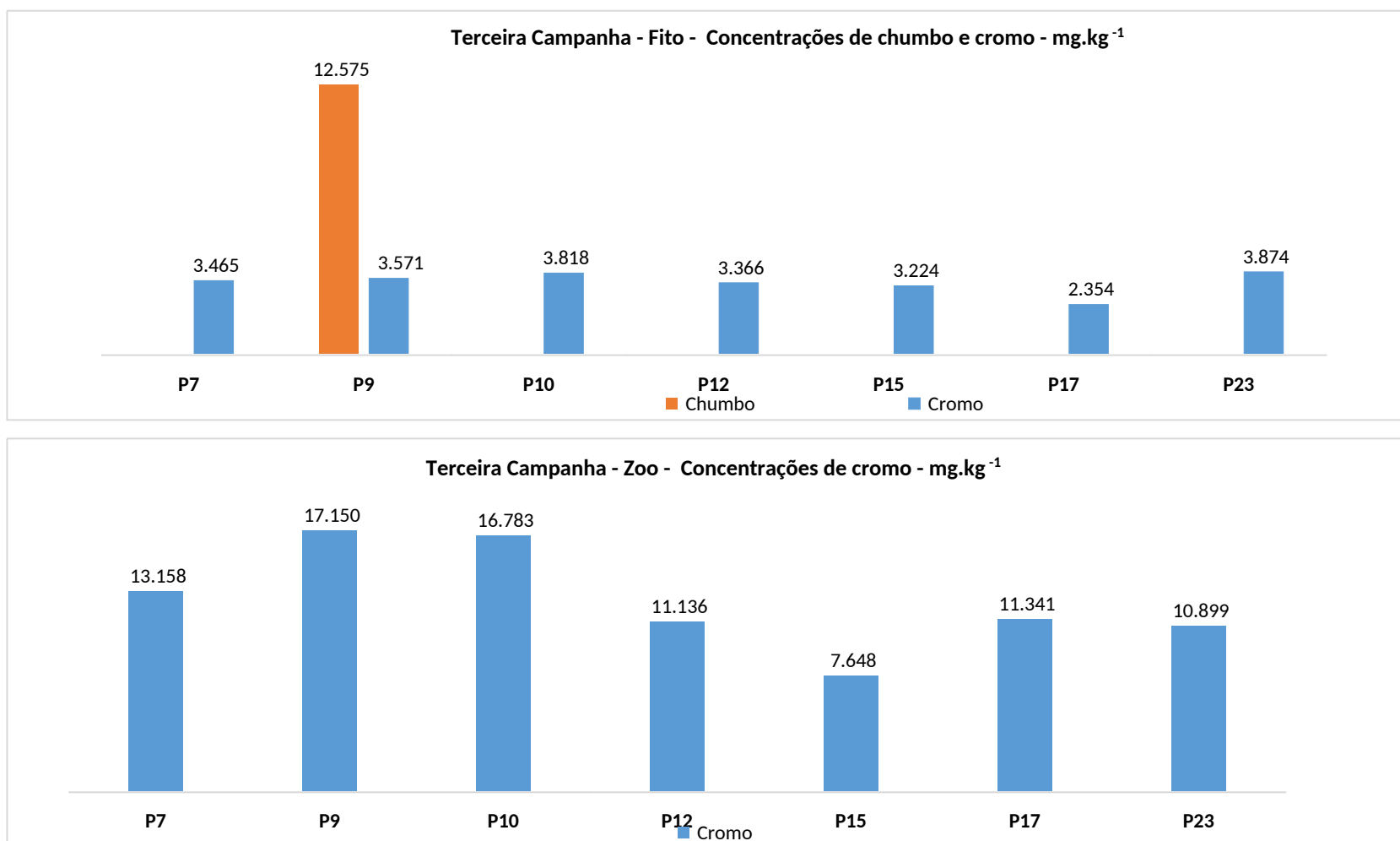
Fonte: Próprio autor.

Figura 40: Concentrações detectadas na primeira e segunda campanha para cromo, no compartimento Fitoplâncton e Zooplâncton (mg.kg^{-1})



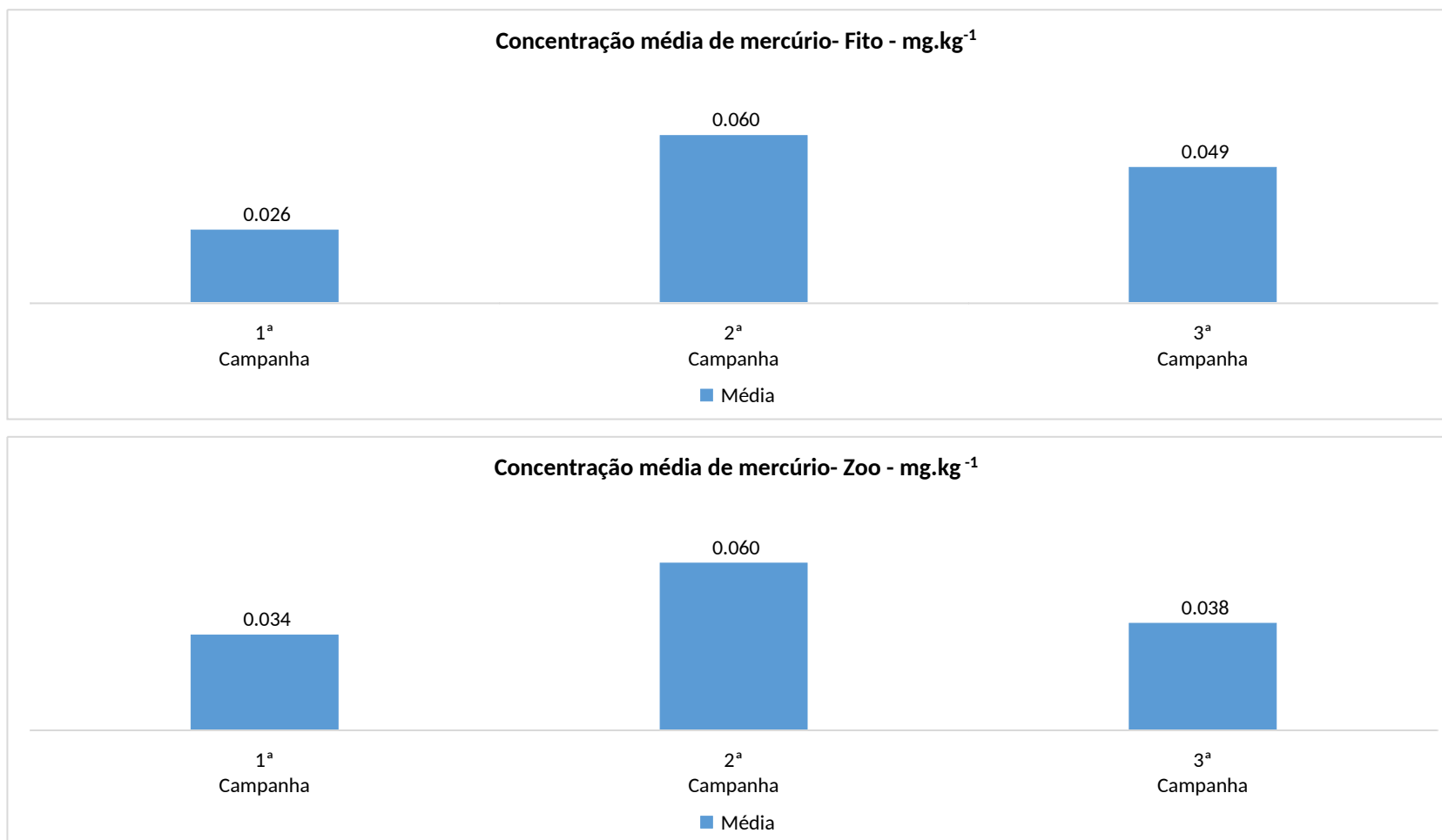
Fonte: Próprio autor.

Figura 41: Concentrações detectadas na terceira campanha para chumbo e cromo, no compartimento Fitoplâncton e Zooplâncton



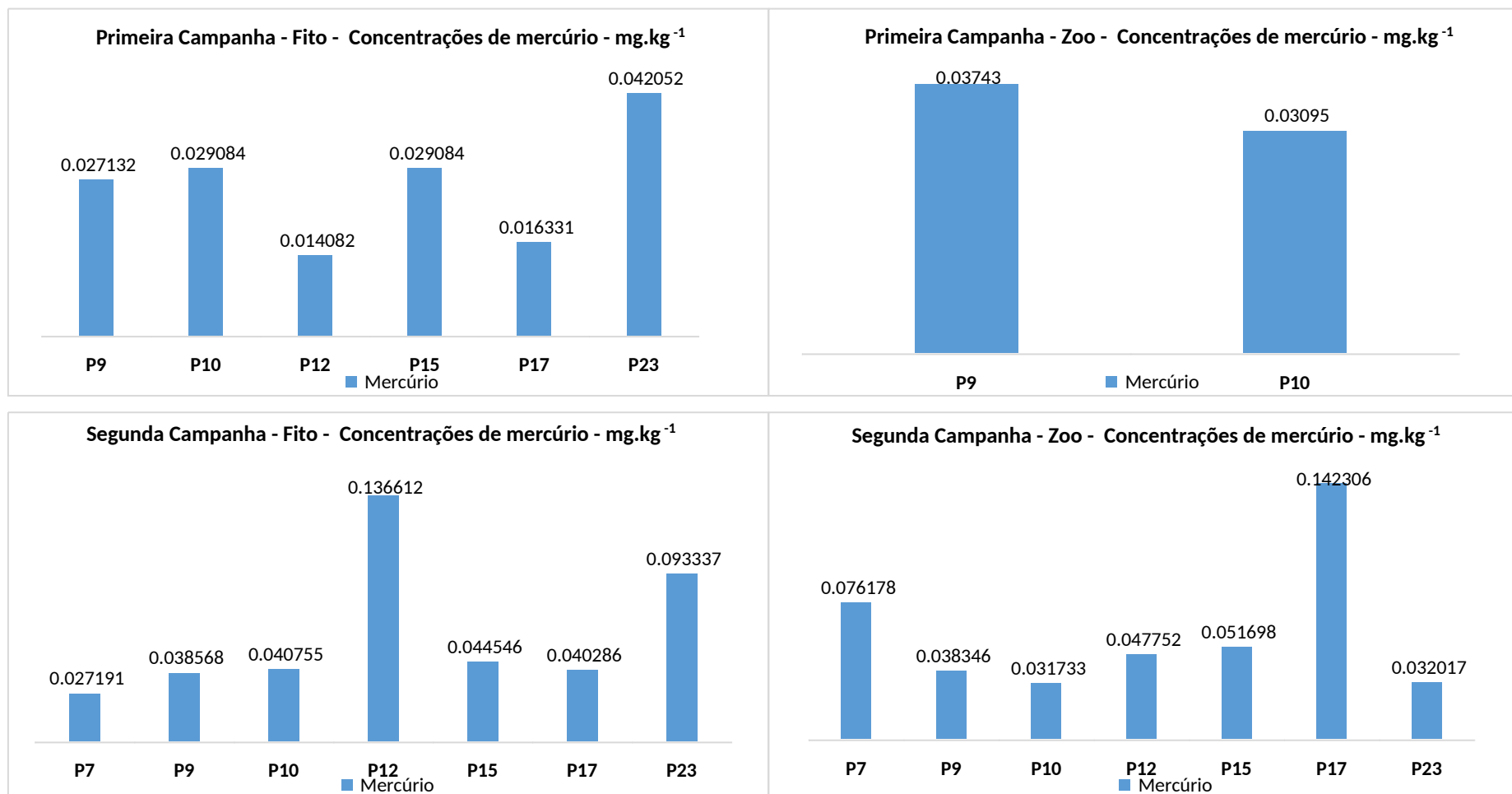
Fonte: Próprio autor.

Figura 42: Concentrações médias obtidas para o metal tóxico mercúrio, no compartimento Fitoplâncton e Zooplâncton (mg.kg^{-1})



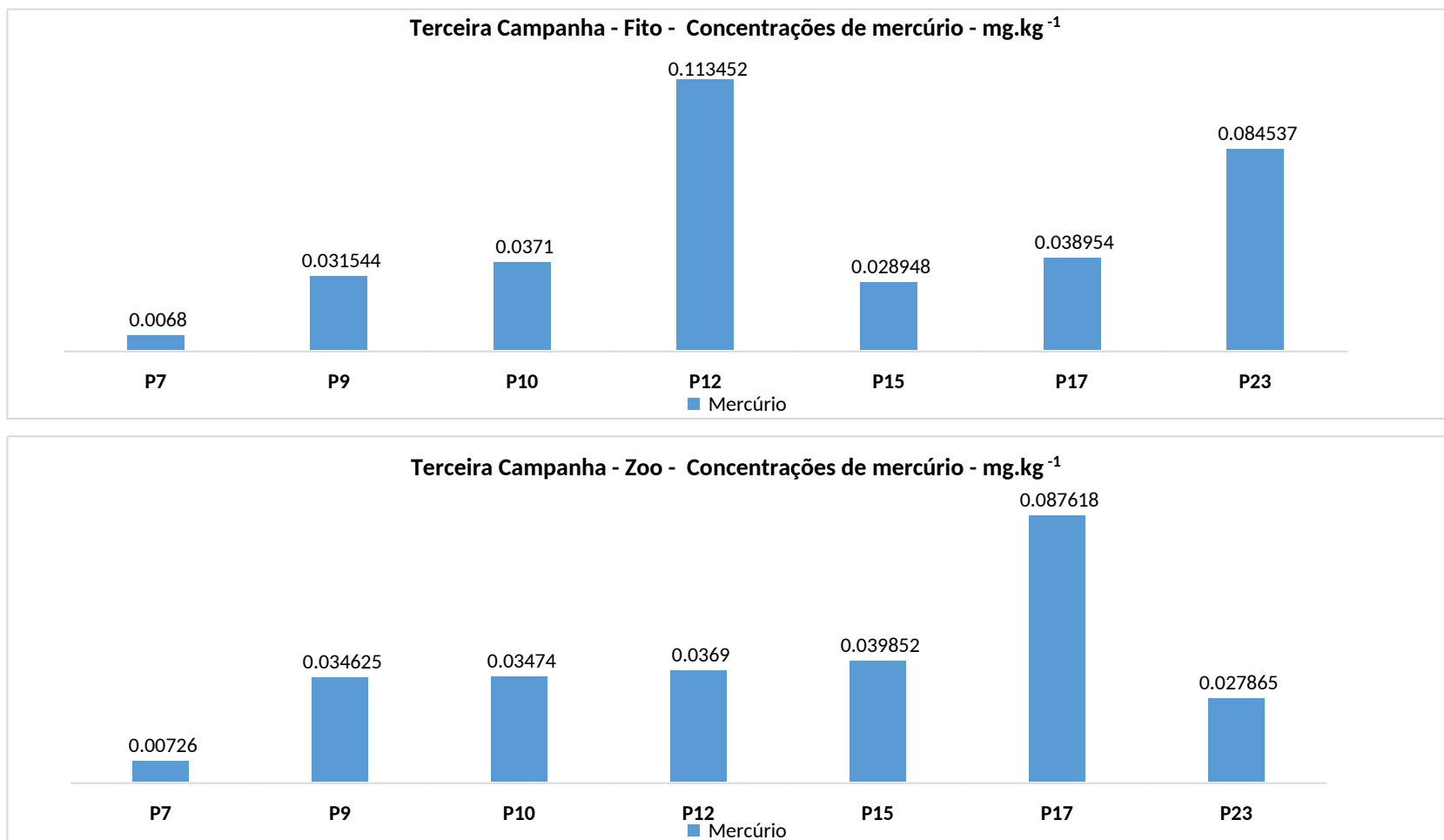
Fonte: Próprio autor.

Figura 43: Concentrações de mercúrio, nos compartimentos Fitoplâncton e Zooplâncton, na primeira e segunda campanha



Fonte: Próprio autor.

Figura 44: Concentrações de mercúrio, nos compartimentos Fitoplâncton e Zooplâncton, na terceira campanha (mg.kg⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Considerando as medidas de tendências centrais para o parâmetro chumbo, no compartimento Fitoplâncton, constata-se na Figura 38, que a média foi de $12,575 \pm 4,573 \text{ mg.kg}^{-1}$, o qual foi detectado acima do LQ, somente na terceira campanha. Já em relação ao analito cromo (Cr), na primeira campanha a média foi de $14,607 \pm 4,544 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já na segunda campanha foi de $2,947 \pm 0,977 \text{ mg.kg}^{-1}$. E por fim, na terceira campanha, a média foi de $3,382 \pm 0,509 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Ademais, em relação ao compartimento Zooplâncton, conforme a Figura 39, a média na primeira campanha para Cr foi de $12,191 \pm 2,567 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já na segunda campanha, de $13,087 \pm 1,589 \text{ mg.kg}^{-1}$. E, por fim, na última campanha, a concentração de Cr obtida para a média foi de $12,588 \pm 3,407 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Avaliando-se a Figura 40, consta-se que, para o compartimento Fitoplâncton, a maior concentração, na primeira campanha, do metal tóxico cromo foi de $20,063 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P17, à montante da barragem da UHE e, a menor concentração, foi de $8,593 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P23. Além disso, nota-se que ao comparar as concentrações do afluente lótico (ponto P9 rio Verde) com o ponto lótico do rio Teles Pires (ponto P10, antes da confluência com o rio Verde), o primeiro apresentou uma concentração de $11,980 \text{ mg.kg}^{-1}$ e o segundo de $18,152 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que demonstra que o curso d'água principal possuía uma concentração do analito superior, antes da confluência com seu tributário. Além disso, ao observar o comportamento do trecho lântico, consta-se que o ponto P7, localizado no ribeirão Roquete, apresentou concentração de $9,538 \text{ mg.kg}^{-1}$, inferior àquela detectada em um dos pontos localizados à montante do trecho de confluência com o rio Teles Pires (ponto P12 = $16,046 \text{ mg.kg}^{-1}$) e superior ao outro ponto, o P23 ($8,593 \text{ mg.kg}^{-1}$) e em relação aos pontos à jusante da confluência, o ponto P7 se mostrou com concentração inferior aos pontos P17 ($20,063 \text{ mg.kg}^{-1}$) e P15 ($17,877 \text{ mg.kg}^{-1}$), dessa forma, o afluente pode ter contribuído para um maior aporte do analito, no corpo hídrico principal.

Já em relação ao trecho da barragem da UHE, nota-se que a maior concentração foi detectada à montante (P17 = $20,063 \text{ mg.kg}^{-1}$) do que à jusante (P15 = $17,877 \text{ mg.kg}^{-1}$), o que pode demonstrar, que apesar da mínima redução de concentração entre os trechos, ainda há um alerta em relação a possibilidade da persistência do metal tóxico além da região de estudo.

Em relação ao compartimento Zooplâncton, na primeira campanha, a maior concentração de cromo foi de $15,944 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P7) e a menor de $9,206 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P23), conforme destacado na Figura 40. Além disso, nota-se que o afluente rio

Verde (ponto P9 = 15,044 mg.kg⁻¹) apresentou concentração superior ao ponto localizado no trecho lótico do rio Teles Pires (ponto P10 = 9,959 mg.kg⁻¹), podendo assim, ter contribuído para um maior aporte e principalmente, para a persistência do analito no corpo hídrico principal. Em relação ao tributário ribeirão Roquete (ponto P7), nota-se que ele apresentou uma concentração de 15,944 mg.kg⁻¹, superior as concentrações dos pontos à montante (P12 = 11,446 mg.kg⁻¹ e P23 = 9,206 mg.kg⁻¹) e à jusante (P15 = 13,023 mg.kg⁻¹ e P17 = 10,717 mg.kg⁻¹), o que pode demonstrar que o afluente pode ter contribuído para um maior aporte de cromo no corpo hídrico principal.

Ao avaliar, ainda na Figura 40, nota-se que no trecho da barragem, a maior concentração mostrou-se à jusante (P15 = 13,023 mg.kg⁻¹) em relação à montante (P17 = 10,717 mg.kg⁻¹) e isso pode contribuir para que a persistência do analito Cr perdure para às regiões à jusante da barragem, visto que a UHE Sinop, destaca-se por também atuar como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010).

Em relação a segunda campanha, para o compartimento Fitoplâncton, constata-se na Figura 40, que a maior concentração de cromo foi de 4,048 mg.kg⁻¹, no ponto P7 e a menor foi de 1,025 mg.kg⁻¹, no ponto P15. Nota-se que o ponto de maior concentração se refere ao afluente do rio Teles Pires, sendo que sua confluência com o curso d'água principal se dá no trecho lântico do mesmo. Ademais, esse ponto apresentou maior concentração do que os pontos à montante (P12 = 3,651 mg.kg⁻¹ e P23 = 3,333 mg.kg⁻¹) e à jusante (pontos P15 = 1,025 mg.kg⁻¹ e P17 = 2,540 mg.kg⁻¹), podendo demonstrar que o maior aporte do analito pode ter tido contribuição direta do tributário em questão.

Em relação aos ambientes lóticos, ambos os pontos (rio Verde e rio Teles Pires) apresentaram a mesma concentração (pontos P9 e P10), com um valor de 3,016 mg.kg⁻¹ (Figura 40). A qual foi inferior a concentração do trecho à jusante da confluência dos mesmos (ponto P12 = 3,651 mg.kg⁻¹), o qual se configura como lântico.

Já em relação aos trechos da barragem da UHE, nota-se na Figura 40, que a concentração à jusante foi menor (P15 = 1,025 mg.kg⁻¹) que à montante (P17 = 2,540 mg.kg⁻¹), o que demonstra que pode ter ocorrido certa autodepuração, no trecho, já que a concentração do analito sofreu redução e o trecho P15 se configura como aquele que retorna as características lóticas, portanto, a maior velocidade de

transporte e menor tempo de residência, podem ter contribuído para a dispersão de parte do poluente, de forma mais eficiente.

Ao avaliar o compartimento Zooplâncton, constata-se na Figura 40, que a maior concentração de cromo detectada, na segunda campanha, foi de 15,484 mg.kg⁻¹, no ponto P9, o trecho lótico, do afluente do rio Teles Pires, o que pode demonstrar que na confluência com ele (ponto P10 = 13,226 mg.kg⁻¹), pode ter contribuído para a persistência do analito. Já a menor concentração foi de 10,968 mg.kg⁻¹, no ponto P12, o primeiro ponto amostral no trecho lêntico do corpo hídrico principal.

Além disso, nota-se na Figura 40, que a maior concentração se apresentou à jusante da barragem da UHE (ponto P15 = 14,839 mg.kg⁻¹) em relação à montante (ponto P17 = 11,935 mg.kg⁻¹).

Em relação ao tributário ribeirão Roquete (ponto P7), ele apresentou uma concentração de 12,581 mg.kg⁻¹, o qual demonstrou um resultado igual ao ponto P23, à montante de sua confluência para o corpo hídrico principal e superior ao ponto P12 (10,958 mg.kg⁻¹), podendo dessa forma, ter contribuído na persistência das concentrações do analito na extensão alagada do rio Teles Pires.

Ao avaliar a terceira campanha, para o compartimento Fitoplâncton, nota-se na Figura 41, que uma concentração de chumbo foi detectada no ponto P9, no tributário rio Verde, com um resultado de 12,575 mg.kg⁻¹ e Cabral *et al.* (2021), salientam que as atividades agrícolas influenciam diretamente no aporte deste elemento no meio ambiente, a partir do processo de lixiviação, tanto do solo quanto de fertilizantes e inseticidas e Alcântara(2009) pontuou que a região possui a presença de solos erodíveis e também se destaca por agricultura, principalmente de monoculturas (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021).

Já em relação ao parâmetro cromo, ele apresentou certa linearidade em sua concentração ao longo dos pontos amostrais, isto é, poucas variações, com uma maior concentração inferior as detectadas nas demais campanhas, na ordem de 3,874 mg.kg⁻¹, no ponto P23 e, a menor no ponto P17, de 2,354 mg.kg⁻¹, conforme apresentado na Figura 41 .

Além disso, observa-se que a concentração no trecho lótico do rio Teles Pires, no ponto P10 (3,818 mg.kg⁻¹), se mostrou superior ao trecho lótico de seu afluente, antes da confluência entre eles (ponto P9 = 3,571 mg.kg⁻¹), avalia-se que os resultados se mostraram muito próximos, o que pode indicar que o aporte do tributário não contribuiu diretamente para a presença do analito de interesse, no corpo hídrico principal.

Ao avaliar o trecho referente ao outro tributário do rio Teles Pires, o ribeirão Roquete (ponto P7), o mesmo apresentou uma concentração de $3,465 \text{ mg.kg}^{-1}$, a qual foi superior ao ponto P12 ($3,366 \text{ mg.kg}^{-1}$) e inferior ao ponto P23 ($3,874 \text{ mg.kg}^{-1}$), trechos esses à montante de sua confluência com a área reservada do corpo hídrico principal além disso, em relação aos trechos localizados à jusante da confluência, sua concentração foi superior ($P17 = 2,354 \text{ mg.kg}^{-1}$ $P15 = 3,224 \text{ mg.kg}^{-1}$), demonstrando que o mesmo pode não ter contribuído para um aporte significativo do metal tóxico na região, pois não ocorreu uma variação significativa entre as concentrações detectadas à jusante e as concentrações à montante com certa constância, evidenciam que o corpo hídrico principal já possuía concentrações do analito, independentemente de sua contribuição, conforme observa-se na Figura 41

Constata-se na Figura 41, que as concentrações no trecho da barragem da UHE se apresentaram superiores à jusante em relação à montante (ponto $P15 = 3,224 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $P17 = 2,354 \text{ mg.kg}^{-1}$) e assim como nas demais campanhas, esse comportamento pode acabar contribuindo para que as concentrações do analito Cr perdurem para às regiões à jusante da barragem, visto que a UHE Sinop, também atua como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010).

Já em relação ao compartimento Zooplâncton, na terceira campanha, constata-se na Figura 41, que o analito cromo apresentou as maiores concentrações nos ambientes lóticos, tanto no tributário rio Verde (ponto $P9 = 17,150 \text{ mg.kg}^{-1}$) quanto no rio Teles Pires (ponto $P10 = 16,783 \text{ mg.kg}^{-1}$), o que demonstra que mesmo o afluente apresentando um valor superior, a variação foi mínima em relação ao detectado no corpo hídrico principal, o que pode demonstrar que o afluente não contribuiu para um maior aporte do analito de interesse, no rio Teles Pires.

A menor concentração foi detectada no ponto P15, divergindo das demais campanhas, visto que em todas elas a concentração à jusante da barragem (ponto P15) foi superior àquela detectada à montante (ponto P17), o que não aconteceu nesta campanha, que apresentou as concentrações de $7,648 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $11,341 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Dessa forma, pode-se avaliar que entre os trechos lênticos do rio Teles Pires até sua transição para um ambiente lótico (ponto P15), pode ter ocorrido um processo de autodepuração, pois a concentração à montante da reservação (pontos P9 e P10) tiveram concentrações superiores, conforme observa-se na Figura 41.

Ademais, avaliando-se o tributário ribeirão Roquete (ponto P7), constata-se que ele apresentou uma concentração superior tanto aos pontos à montante quanto à jusante de sua confluência com o rio Teles Pires. Para o tributário foi obtido um resultado de $13,158 \text{ mg.kg}^{-1}$, já para os pontos à montante foram de $11,136 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P12) e $10,899 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P23) e os localizados à jusante foram de $7,648 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P17) e $11,341 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P15). Essas informações podem refletir que o ribeirão Roquete pode não ter contribuído para a persistência do analito no corpo hídrico principal, pois apesar de apresentar maior concentração, ocorreu redução na concentração do analito, no trecho à jusante e o fato de todos os pontos, exceto P15, se localizarem no trecho lântico e apresentarem queda na concentração, podem demonstrar que apesar do fluxo estacionário, nota-se um processo de autodepuração entre os trechos, ou um processo de sedimentação que pode ter contribuído para esse comportamento de redução, visto que esse analito foi detectado também na matriz sedimento, neste estudo.

Em relação a sazonalidade, para o compartimento Fitoplâncton, nota-se que as maiores concentrações (primeira e segunda campanha) foram detectadas no período de estiagem, o que pode estar relacionado com o fato da comunidade fitoplanctônica ser constituída por microalgas e cianobactérias, as quais são mais abundantes em ambientes ricos em nutrientes (Brasil, 2023) e em períodos de estiagem, é comum que haja maior concentração de poluentes e Villa e Sampaio (2016), destacam que as águas paradas têm como característica, geralmente serem menos eficientes, no que diz respeito a dispersão dos mesmos, o que contribui para o aumento de matéria orgânica nesses ambientes, podendo intensificar a formação de algas.

Já em relação aos Zooplânctons, os mesmos não apresentaram esse mesmo comportamento detectado para os Fitoplânctons, pois as concentrações entre as campanhas foram muito similares, todavia, o pico de maior concentração ocorreu no período chuvoso (terceira campanha) e se apresentou em trechos lóticos na região de estudo, (Brasil, 2023) os quais estão presentes na forma de larvas, insetos, bactérias livres, protozoários, crustáceos ou outras formas de invertebrados, dessa forma, pode ser possível, que ocorreu um maior aporte dos mesmos a partir de processos de lixiviação do solo, visto que Alcântara (2009), destaca que a região de estudo possui como característica a presença de solos erodíveis.

Tanto para as comunidades fitoplanctônicas como zooplanctônicas, não há valores de referência estabelecidos em normativos legais, portanto, buscou-se na

literatura valores comparativos de referência. Dessa forma, para fitoplânctons, avalia-se que as concentrações detectadas para cromo e chumbo, neste estudo, se apresentaram de acordo com àquelas detectadas por Albarico *et al* (2022), em Taiwan, de 1,47 e 13,2 ug. g⁻¹ (1,47 e 13,2 mg.kg⁻¹) de cromo (Cr) e superior à de chumbo, detectada pelos mesmos autores, que foi de 0,567 a 9,62 ug. g⁻¹ (0,567 – 9,62 mg.kg⁻¹). Chouvelon *et al.* (2019), em seus ensaios, na França, detectou uma concentração de chumbo de 17,4 ± 5,9 mg.kg⁻¹, portanto, o resultado deste estudo se encontra dentro desta faixa também. Em relação ao Zooplâncton, em levantamentos de literatura, não se obteve valores para ensaios com o analito cromo.

Já o analito mercúrio, constata-se na Figura 42, que as concentrações médias para o compartimento Fitoplâncton, na primeira campanha foram de 0,026 ± 0,014 mg.kg⁻¹. Na segunda campanha, os resultados foram de 0,060 ± 0,040 mg.kg⁻¹ e na terceira campanha, foram de 0,049 ± 0,037 mg.kg⁻¹. Nota-se, portanto, maiores concentrações detectadas na segunda campanha.

Já em relação ao compartimento Zooplâncton, observa-se na Figura 42, que para o analito mercúrio, na primeira campanha, a média foi de 0,034 ± 0,017 mg.kg⁻¹. Já na segunda campanha, foi de 0,060 ± 0,04 mg.kg⁻¹. E, por fim, na última campanha, os valores médios foram de 0,038 ± 0,024 mg.kg⁻¹. Dessa forma, maiores concentrações detectadas na segunda campanha.

Constata-se na Figura 43, que na primeira campanha, para o compartimento Fitoplâncton, a maior concentração detectada foi de 0,042052 mg.kg⁻¹, no ponto P23 e a menor, foi de 0,01482 mg.kg⁻¹, no ponto P12. Diferente do comportamento detectado para o outro metal tóxico (o cromo), o mercúrio não apresentou concentração acima do Limite de Quantificação (LQ) no tributário ribeirão Roquete (ponto P7), o qual, portanto, pode não ter contribuído para o aporte do analito de interesse no corpo hídrico principal.

Nota-se que apesar do primeiro ponto de coleta do ambiente já reservado do rio Teles Pires se apresentar com a menor concentração da campanha (ponto P12 = 0,014082 mg.kg⁻¹), o ponto à jusante deste, o P23, apresentou a maior concentração da campanha (0,042052 mg.kg⁻¹), o que pode evidenciar que as características do ambiente lântico podem ter influenciado para um processo de concentração dos poluentes, devido a menor eficiência de dispersão dos mesmos, conforme destacado por Villa e Sampaio (2016), ser uma característica deste tipo de sistema. Todavia, os trechos à montante do ponto de maior concentração (P23), que correspondem aos

pontos P9 e P10, se configuram como trechos lóticos e sendo o P9 tributário do rio Teles Pires e ambos apresentaram concentrações traços de mercúrio ($0,027132 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,029084 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente), as quais demonstram que já havia a persistência do metal à montante do trecho reservado, todavia, chama-se a atenção o fato da concentração ter reduzido no ponto P12, mas praticamente triplicado no ponto P23, à jusante, conforme observa-se na Figura 43.

Além disso, na Figura 43, avalia-se que no trecho onde se localiza a barragem da UHE, a concentração à jusante (ponto P15) se mostrou superior àquele montante (ponto P17), sendo as concentrações de $0,029084 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,016331 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. E assim como para o analito cromo, trata-se de um sinal de alerta, visto que todos os trechos do rio Teles Pires apresentaram concentrações do analito e tal persistência pode contribuir para que ele seja transportado para as regiões à jusante da barragem, visto que a UHE Sinop, também atua como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010).

Em relação ao compartimento Zooplâncton, na primeira campanha, nota-se na Figura 43, que o metal tóxico mercúrio somente foi detectado nos ambientes lóticos, no tributário do corpo hídrico principal, o rio Verde (ponto P9) e no trecho lótico do rio Teles Pires (ponto P10), com concentrações de $0,03743 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,03095 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. A maior concentração nesses pontos pode ter relação com o comportamento, do período de estiagem, no qual pode ocorrer uma menor vazão de diluição e, portanto, menor dispersão dos poluentes, concentrando àqueles já presentes no ambiente.

Na Figura 43, observa-se que o compartimento Fitoplâncton, na segunda campanha, apresentou a maior concentração justamente no primeiro ponto amostral localizado no sistema lêntico do rio Teles Pires, o ponto P12, com um resultado de $0,136612 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que evidencia, portanto, que ocorreu maior concentração do analito de interesse quando presente no ambiente lêntico, provavelmente, devido as características de fluxo estacionário e autodepuração menos eficiente (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015; Vila; Sampaio, 2016), visto que os pontos à montante da reservação, apresentaram concentrações inferiores ao ponto em questão, de $0,038568 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P9) e $0,040755 \text{ mg.kg}^{-1}$ (ponto P10).

Já o ribeirão Roquete (ponto P7), afluente do rio Teles Pires, apresentou a menor concentração da campanha ($0,027191 \text{ mg.kg}^{-1}$), conforme apresentado na Figura 43.

Este cenário pode demonstrar que o afluente não contribuiu para um maior aporte de mercúrio no corpo hídrico principal

O ponto P15, localizado à jusante da barragem da UHE, apresentou uma concentração superior ao ponto P17, localizado à montante, apresentando os valores de $0,044546 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,040286 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. O que demonstra que as concentrações de mercúrio podem perdurar para as regiões à jusante da barragem, visto que a UHE Sinop, também atua como uma usina de regularização de vazões para as demais usinas à jusante (Rostirolla, 2018; Themag Engenharia, 2010).

Em relação ao compartimento Zooplâncton, na segunda campanha, o analito mercúrio apresentou maior concentração no ponto P17 ($0,142306 \text{ mg.kg}^{-1}$), o qual se localiza à montante da UHE Sinop e, portanto, divergindo da campanha anterior, onde a concentração do analito se mostrou inferior exatamente neste ponto. O trecho à jusante da barragem, o ponto P15, apresentou uma concentração de $0,051698 \text{ mg.kg}^{-1}$, conforme destacado na Figura 43, o que pode estar relacionado ao retorno ao sistema lótico, no ponto P15.

Já a menor concentração detectada foi de $0,031733 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P10, o trecho lótico do rio Teles Pires e este, por sua vez, possui confluência com o rio Verde (ponto P9), antes da reservação do corpo hídrico principal e o tributário apresentou uma concentração de $0,038346 \text{ mg.kg}^{-1}$, bem próxima do ponto P10. E este cenário pode demonstrar que o afluente não teve um aporte que gerou pico do analito no corpo hídrico principal, visto que as concentrações eram similares entre eles, todavia, o trecho à jusante da confluência e alteração de sistema lótico para lêntico, o ponto P12, apresentou uma concentração superior a ambos, de $0,047752 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que pode ter relação com a já persistência do analito no corpo hídrico principal, mas uma contribuição das características do ambiente lêntico, isto é, fluxo estacionário e autodepuração menos eficiente (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015; Vila, Sampaio, 2016), pois o ponto P23, que se localiza à jusante, apresentou uma redução da concentração do analito ($0,032017 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Em relação ao tributário ribeirão Roquete (ponto P7), o mesmo apresentou uma concentração de $0,076178 \text{ mg.kg}^{-1}$, isto é, superior aos pontos localizados à montante (ponto P12 = $0,047752 \text{ mg.kg}^{-1}$ e ponto P23 = $0,032017 \text{ mg.kg}^{-1}$) e a um dos pontos localizados à jusante (ponto P15 = $0,051698 \text{ mg.kg}^{-1}$) e este comportamento pode demonstrar que o tributário pode ter contribuído para um maior aporte do analito de interesse no corpo hídrico principal, pois o ponto P17, o primeiro localizado após a

sua confluência, foi o que apresentou a maior concentração de mercúrio, conforme observa-se na Figura 43.

Na terceira campanha, o compartimento Fitoplâncton demonstrou semelhança com a segunda campanha, conforme observa-se na Figura 44, pois a maior concentração foi detectada no ponto P12 ($0,113452 \text{ mg.kg}^{-1}$) e o que chama a atenção é que os pontos à montante desse trecho são lóticos (P9 e P10), diferentes do mesmo e ambos apresentaram concentrações inferiores a P12 ($0,031544 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,0371 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente), podendo assim demonstrar que os mesmos podem ter contribuído para a persistência do analito, todavia, há a possibilidade das características de fluxo estacionário e menor eficiência na dispersão dos poluentes do sistema lânticos eficiente (Brasil, 2005; Thorp; Rogers, 2015; Vila; Sampaio, 2016), do trecho P12, terem contribuído para uma maior concentração do analito de interesse nesta região.

Mas observando-se o trecho P23, à jusante de P12, verifica-se na Figura 44, que a concentração reduziu para $0,084537 \text{ mg.kg}^{-1}$, podendo assim demonstrar que pode ter ocorrido uma autodepuração mais eficiente no trecho e isso pode ser fortalecido ao avaliar que após a barragem da UHE, no ponto P15, a concentração já havia reduzido para $0,028948 \text{ mg.kg}^{-1}$, a menor concentração detectada entre os pontos amostrais localizados após a reservação do rio Teles Pires.

Ao observar ainda o tributário, o ribeirão Roquete (ponto P7), ele apresentou a menor concentração detectada na campanha, de $0,0068 \text{ mg.kg}^{-1}$, sendo possível assim constatar que ele pode não ter contribuído para um maior aporte de mercúrio no corpo hídrico principal.

Já para o compartimento Zooplâncton, na terceira campanha, constata-se na Figura 44, que a maior concentração detectada foi de $0,087618 \text{ mg.kg}^{-1}$, exatamente no ponto P17, à montante da barragem UHE. Chama-se a atenção o fato das concentrações localizadas nos trechos lânticos do rio Teles Pires se apresentarem na faixa de aproximadamente 30 mg.kg^{-1} e haver esse pico de concentração somente neste trecho, o que poderia estar relacionado com a dinâmica da velocidade do trecho, que segundo Gao *et al.* (2016), se ocorrer diminuição da velocidade da água de montante para jusante em um reservatório, isso pode contribuir para a capacidade de autodepuração dos mesmos, em relação as concentrações de metais, todavia, isso não foi verificado nesta campanha.

Em relação a menor concentração detectada, assim como ocorreu para o compartimento Fitoplâncton, foi no ponto P7, no tributário ribeirão Roquete. O resultado obtido foi de $0,00726 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que permite avaliar que o aporte de mercúrio proveniente do afluente não contribuiu para aumentar a concentração no curso d'água principal, visto que os trechos lóticos do rio Teles Pires e do rio Verde já apresentavam concentrações do analito à montante (ponto P10 = $0,034625 \text{ mg.kg}^{-1}$ e ponto P9 = $0,03474 \text{ mg.kg}^{-1}$), bem como os trechos lênticos à montante (ponto P12 = $0,0369 \text{ mg.kg}^{-1}$ e ponto P23 = $0,027865 \text{ mg.kg}^{-1}$) e à jusante no trecho lótico e lêntico da barragem (ponto P15 = $0,039852 \text{ mg.kg}^{-1}$ e ponto P17 = $0,087618 \text{ mg.kg}^{-1}$) de sua confluência com o corpo hídrico principal, conforme apresentado na Figura 44.

De maneira geral, as maiores concentrações de mercúrio se mostraram superiores na segunda campanha, a qual ocorreu no período de estiagem, assim como a primeira campanha. O que pode ter contribuído para esse comportamento é a redução da vazão de diluição dos poluentes, podendo assim, concentrá-los no ambiente. Todavia, na primeira campanha esse comportamento não foi totalmente percebido.

O aporte de mercúrio nos corpos hídricos sugere-se ter relação com o emprego do mesmo no processo de extração do minério ouro, o qual trata-se de um procedimento efetuado em terra ou as margens de um curso de água e que leva a perdas do analito e o mesmo tem a capacidade de permanecer na superfície do solo (Hypolito; Sumi, 2019; Lacerda; Souza; Ribeiro, 2004; Lacerda; Bastos; Almeida, 2012; Pozzetti *et al.*, 2022) e a região de estudo possui essa prática sendo realizada, devido as atividades garimpeiras (EPE, 2009; Mato Grosso, 2021). Além disso, a região é marcada pela presença de solos erodíveis (Alcântara, 2009), o que também propicia o aporte do analito nos corpos hídricos, visto que, conforme destacado por Duarte Diniz (2021) e Roulet *et al.* (1998), as coberturas pedológicas latossólicas da região amazônica, em seu processo de formação, adsorveram mercúrio, o que caracteriza um estoque do analito nos horizontes do solo e essa tendência é fortalecida pelos resultados do estudo.

Fearnside (2019), destaca que diversos autores salientam que a bacia hidrográfica do rio Teles Pires, devido a concentração de barramentos, pode apresentar maior biodisponibilidade de mercúrio e isso foi fortalecido por este estudo, ao verificar a persistência do analito na extensão do corpo hídrico principal nos diferentes ecossistemas, todavia, Tundisi e Tundisi (2008), deixam claro que o

impacto ambiental gerado pela construção de reservatórios, como os destinados para sistemas hidrelétricos, é inerente ao processo, por isso não se configura como um motivo de proibição de novos empreendimentos, mas foco em ações mitigadoras para o equilíbrio do ecossistema aquático, novamente fortalecendo a importância de ciclos de monitoramento ambiental na região.

Além disso, o mercúrio (Hg) não possui valores de referência estabelecidos para os compartimentos Fitoplâncton e Zooplâncton em normativos legais, todavia foram levantadas referências em estudos já realizados nessa temática.

Dessa forma, as concentrações detectadas na segunda e terceira campanhas, do compartimento Fitoplâncton, se apresentaram de acordo com as mapeadas na região Amazônica, no Rio Tapajós, durante o período de estiagem, com um nível médio de mercúrio total de 66 ng g^{-1} ($0,066 \text{ mg kg}^{-1}$) (Roulet *et al.*, 2000) e, além disso, todas as campanhas apresentaram concentrações similares as que foram mapeadas, na França, por Chouvelon *et al.* (2019), com concentração mínima de $0,031 \pm 0,021 \text{ mg.kg}^{-1}$ e máxima de $0,570 \pm 0,513 \text{ mg.kg}^{-1}$. Todavia, as concentrações obtidas neste estudo se apresentaram inferiores às detectadas no Lago Michigan, nos Estados Unidos, de $0,164 \text{ mg kg}^{-1}$ de Hg (Mason; Sullivan, 1997).

Em relação ao compartimento Zooplâncton, Mason e Sullivan (1997) detectaram concentrações de cerca de $0,064 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Hg no organismo vivo e ela foi detectada neste estudo em ao menos um ponto amostral na segunda e na terceira campanha. Chouvelon *et al.* (2019), mapearam concentrações na comunidade de mínima de $0,008 \pm 0,0008 \text{ mg.kg}^{-1}$ e máxima de $0,068 \pm 0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$ e com exceção do ponto P7, na terceira campanha, os demais tiveram resultados superiores a concentração mínima detectada pelos autores e na segunda e terceira campanha, observa-se que o estudo apresentou resultados de mercúrio em ao menos um ponto amostral, superiores ao máximo detectado por Chouvelon *et al.* (2019). Destaca-se que nenhum ponto amostral apresentou resultados de Hg similares ao nível médio obtido por Roulet *et al.* (2000), de $0,162 \text{ mg.kg}^{-1}$.

O que chama a atenção, de maneira geral, é que os metais tóxicos foram detectados em todas as coletas de Fitoplâncton e o mesmo é a base da cadeia alimentar e Reynolds (2006), enfatizou que modificações em sua composição e estrutura irão refletir em mudanças em todos os níveis tróficos superiores, portanto, na região de estudo se configura como um alerta, fortalecendo a importância dos

estudos complementares (ciclos de monitoramentos, por exemplo) para acompanhamento da persistência dos metais.

Além disso, o compartimento Zooplâncton pode estar presente em toda a coluna d'água (Brasil, 2023) e o fato de os metais tóxicos terem sido detectados na maioria dos pontos amostrais, demonstra que eles podem realmente se configurar como uma via de contaminação, visto que possuem um papel de extrema importância em relação ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, conectando os produtores (fitoplânctons) e os demais níveis tróficos da cadeia alimentar (Bozelli; Huszar, 2003; Santos, 2014).

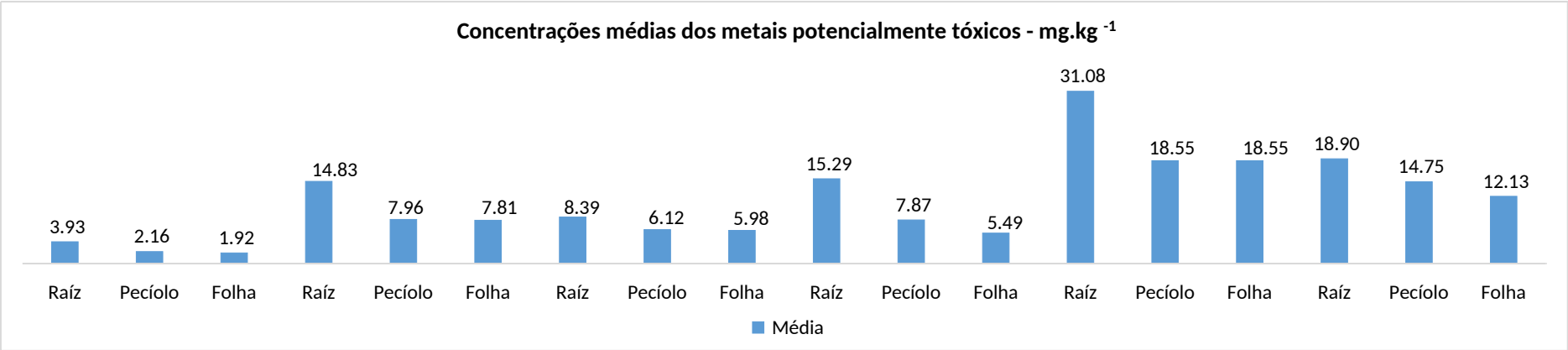
Outro ponto relevante é que a maior biodisponibilidade de metais tóxicos no ambiente, pode ter relação com o parâmetro pH e o que chama a atenção é que no item 4.1.3 pH e Oxigênio dissolvido, deste estudo, se observa que o pH ácido esteve muito presente nos trechos, o que pode embasar o estudo, visto que a persistência dos metais, principalmente nos ambientes lênticos, demonstrou que essa característica pode mesmo ter sido potencialmente decisiva na precipitação dos analitos (Coradi; Fia; Pereira-Ramirez, 2009; Esteves, 1998; Laws, 1993) e consequente bioacumulação nas comunidades aquáticas.

4.1.5 Macrófitas

Para o compartimento macrófitas serão apresentados os dados de concentrações médias, bem como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando cada campanha realizada.

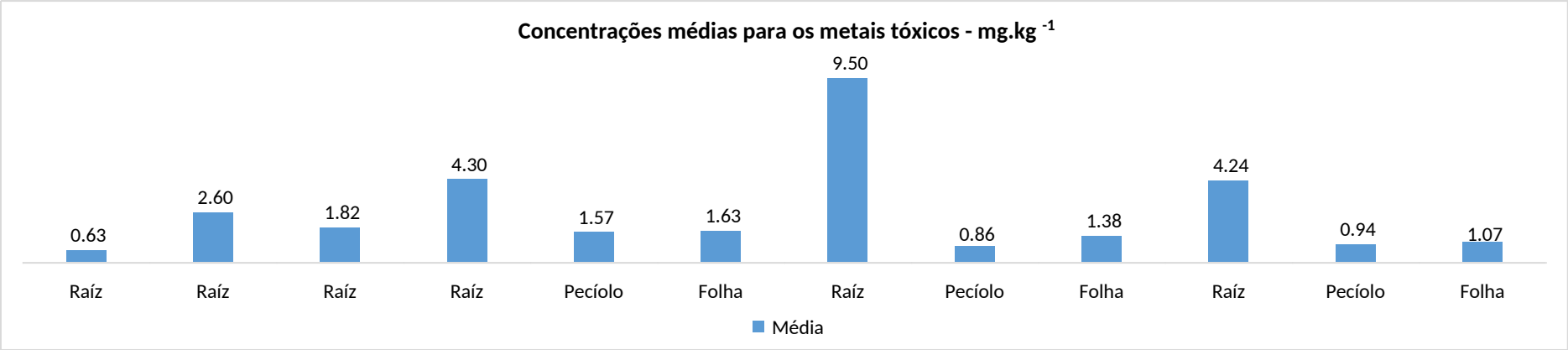
Todavia, somente farão parte deste item àqueles dados que se apresentaram superiores ao limite de quantificação dos ensaios de metais tóxicos e potencialmente tóxicos e se salienta que as coletas não foram realizadas em todos os pontos amostrais deste estudo, visto que as macrófitas não se encontravam presentes de forma contínua. As Figuras de 45 a 53 apresentam os dados obtidos para o compartimento.

Figura 45: Concentrações médias detectadas para os metais potencialmente tóxicos Zn e Cu, em mg.kg⁻¹



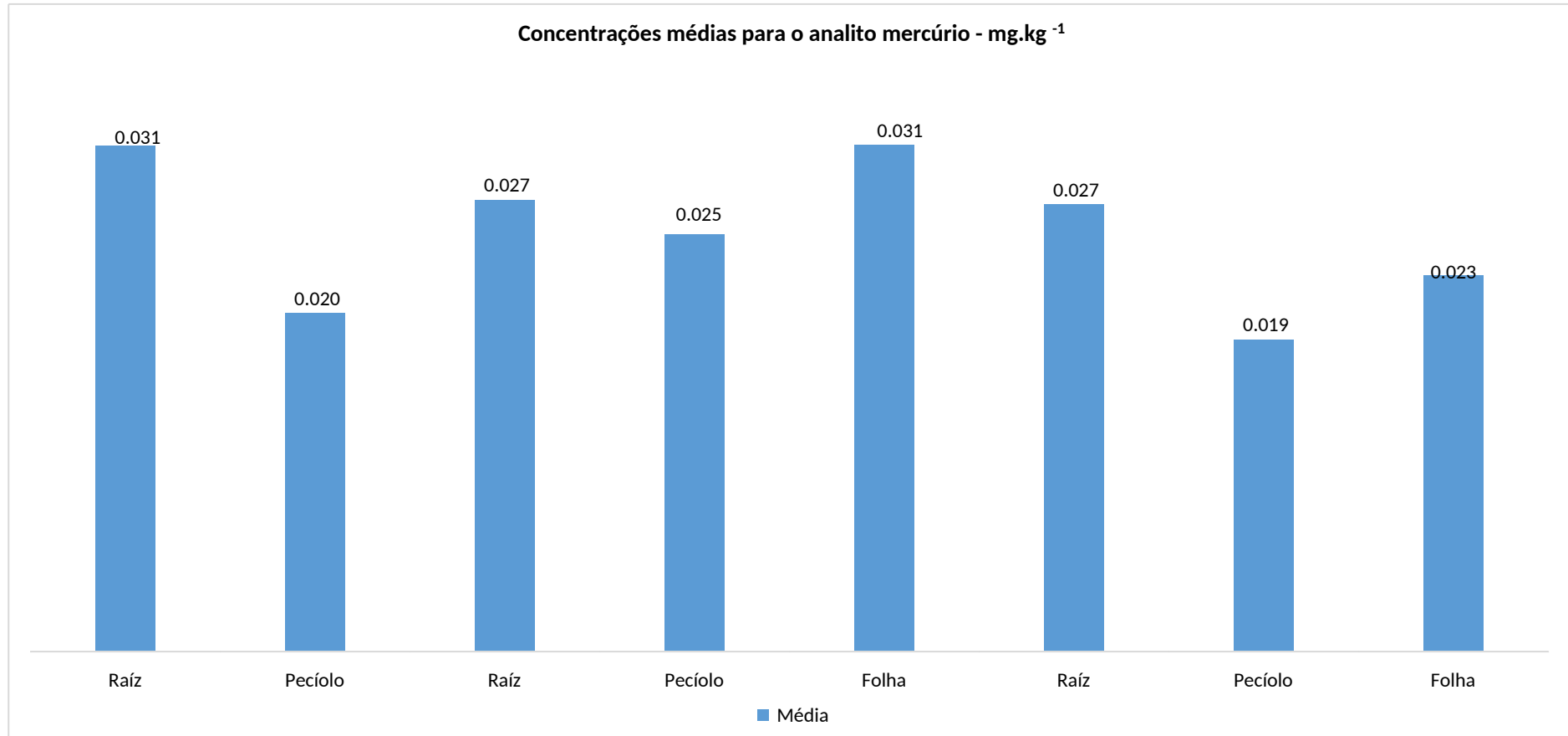
Fonte: Próprio autor, 2024

Figura 46: Concentrações médias obtidas para os metais tóxicos chumbo e cromo, em mg.kg⁻¹



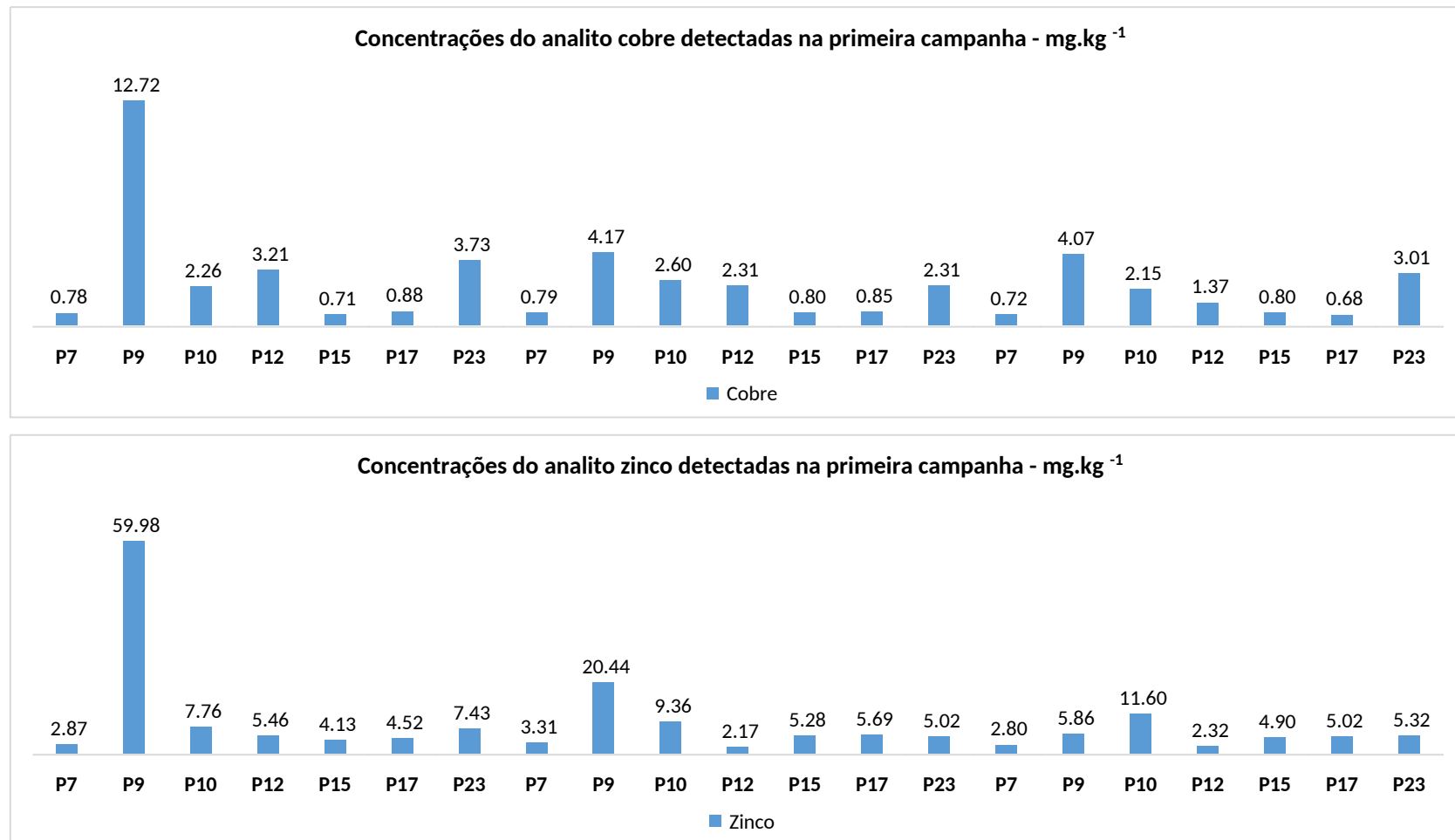
Fonte: Próprio autor.

Figura 47: Concentrações médias obtidas para o metal tóxico mercúrio, em mg.kg^{-1}



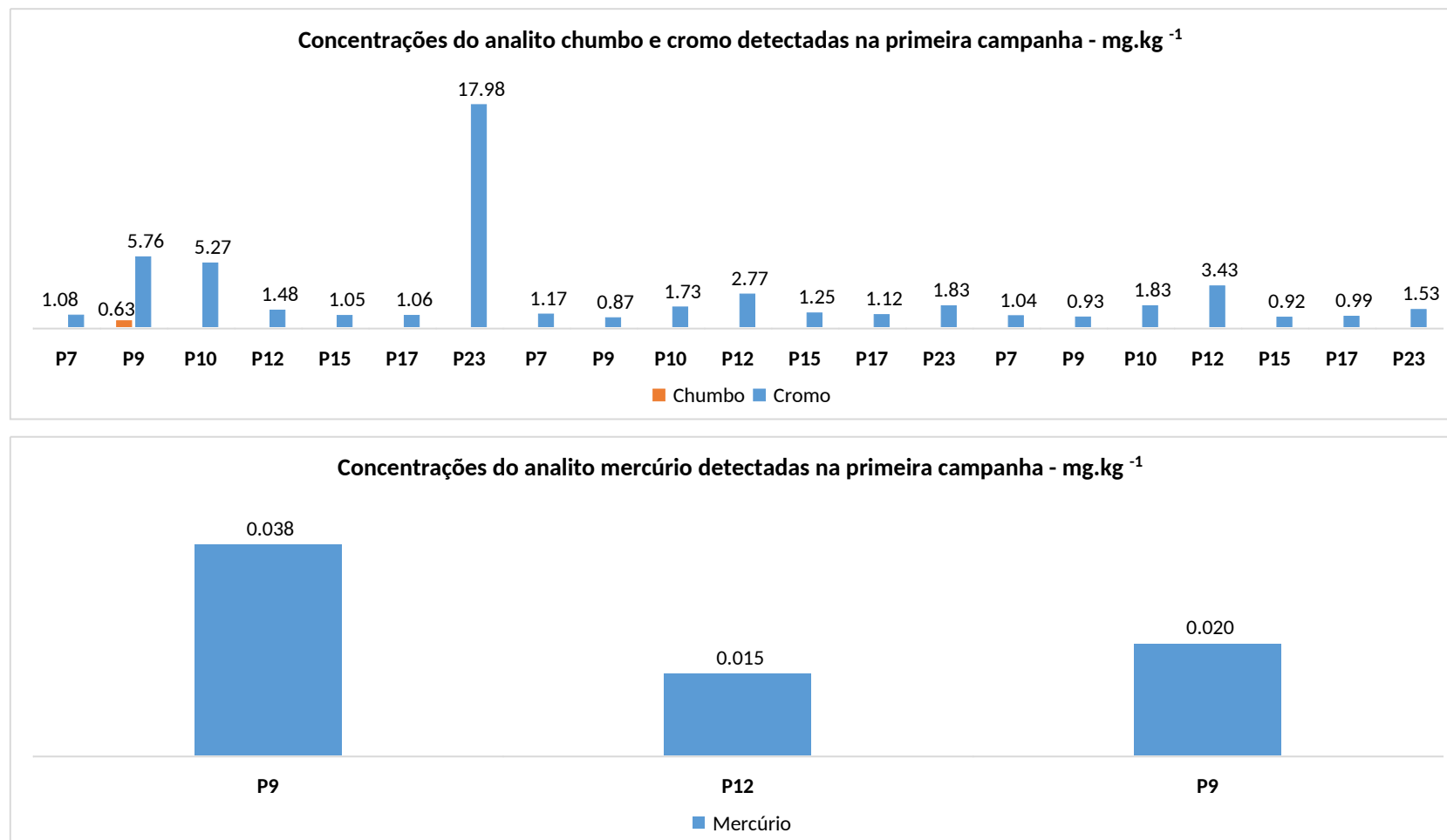
Fonte: Próprio autor.

Figura 48: Concentrações de metais potencialmente tóxicos detectadas na primeira campanha, para macrófitas (mg.kg⁻¹)



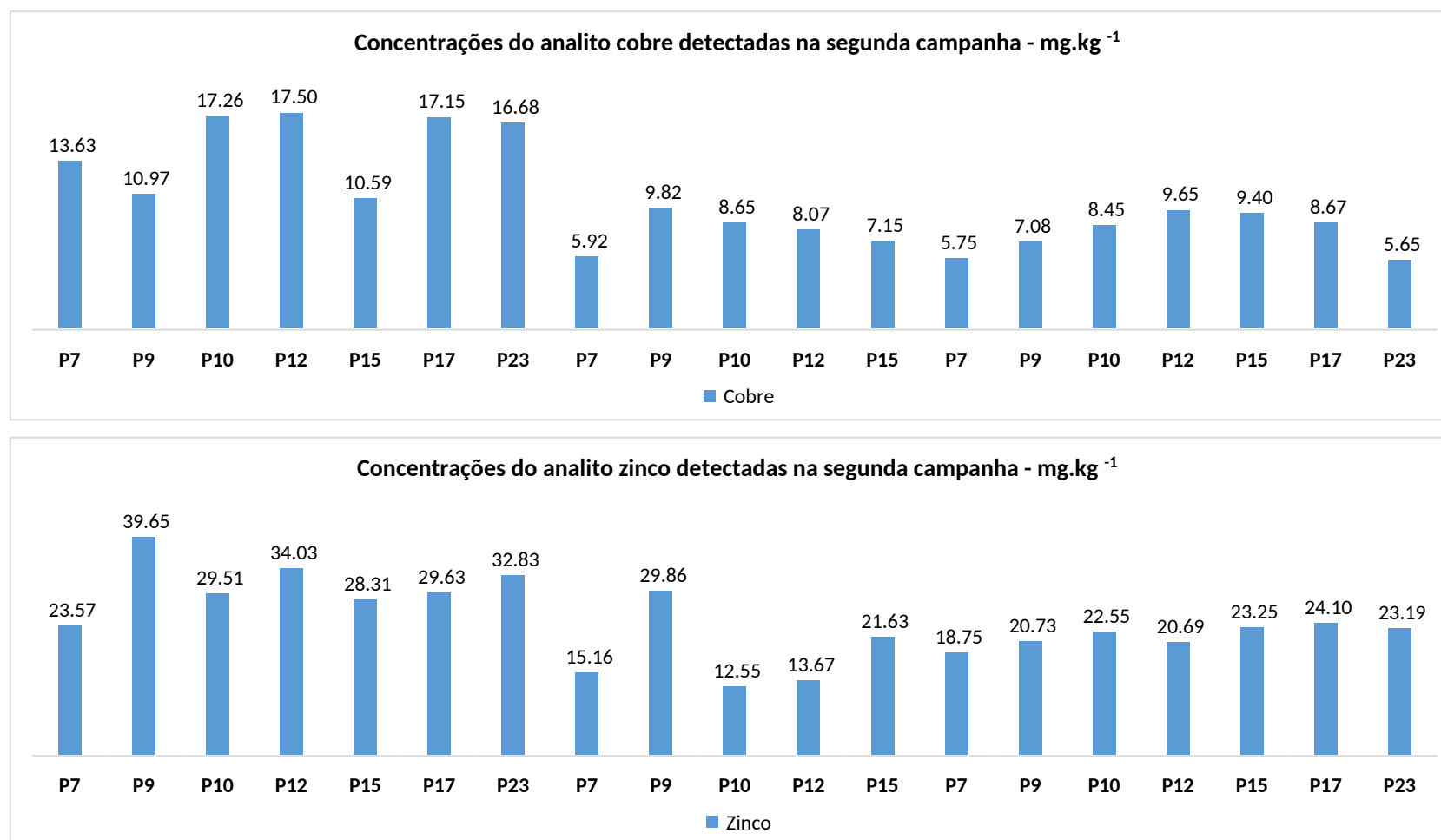
Fonte: Próprio autor.

Figura 49: Concentrações de metais tóxicos detectadas na primeira campanha, para macrófitas (mg.kg^{-1})



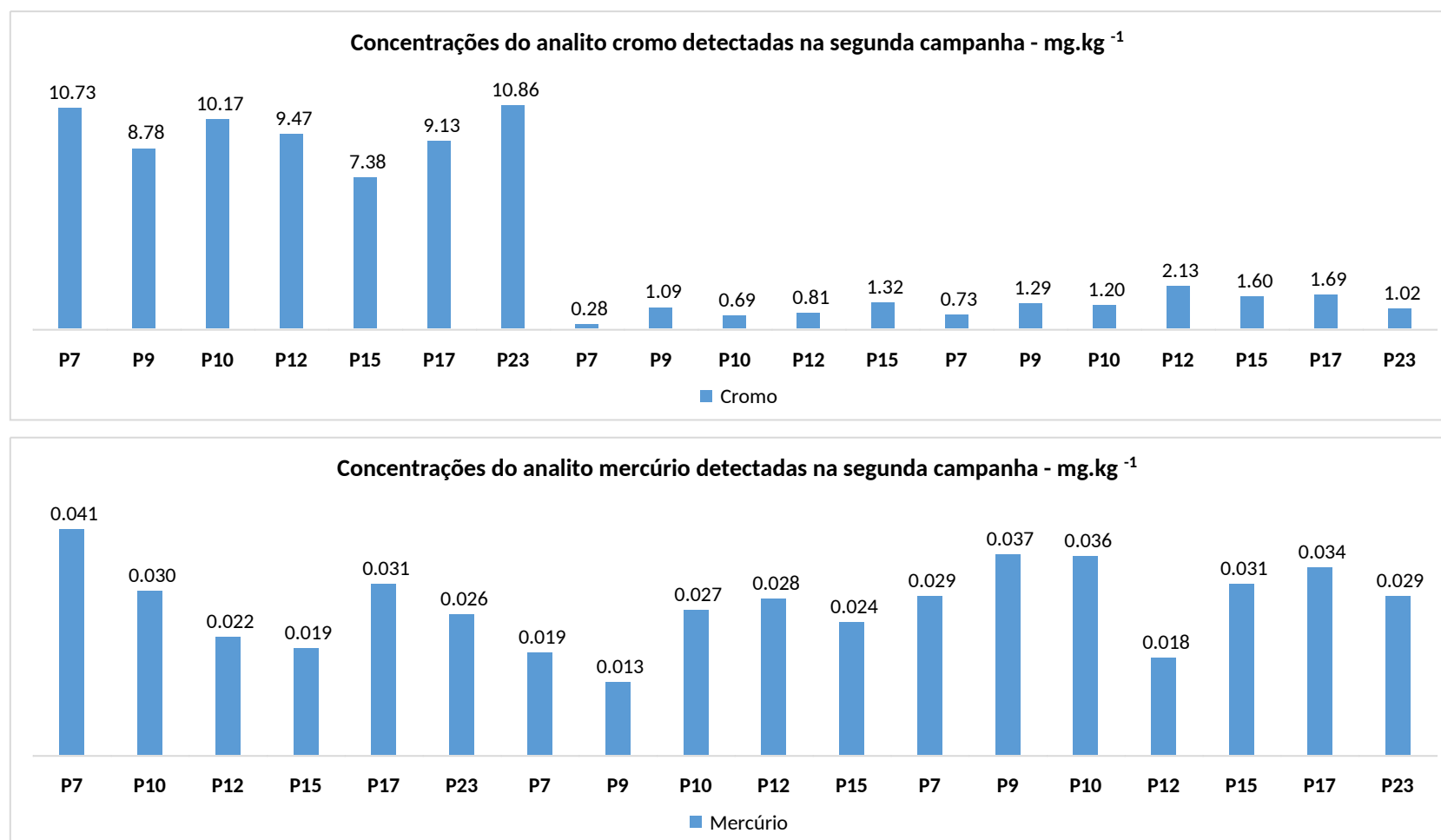
Fonte: Próprio autor.

Figura 50: Concentrações de metais potencialmente tóxicos detectadas na segunda campanha, para macrófitas (mg.kg^{-1})



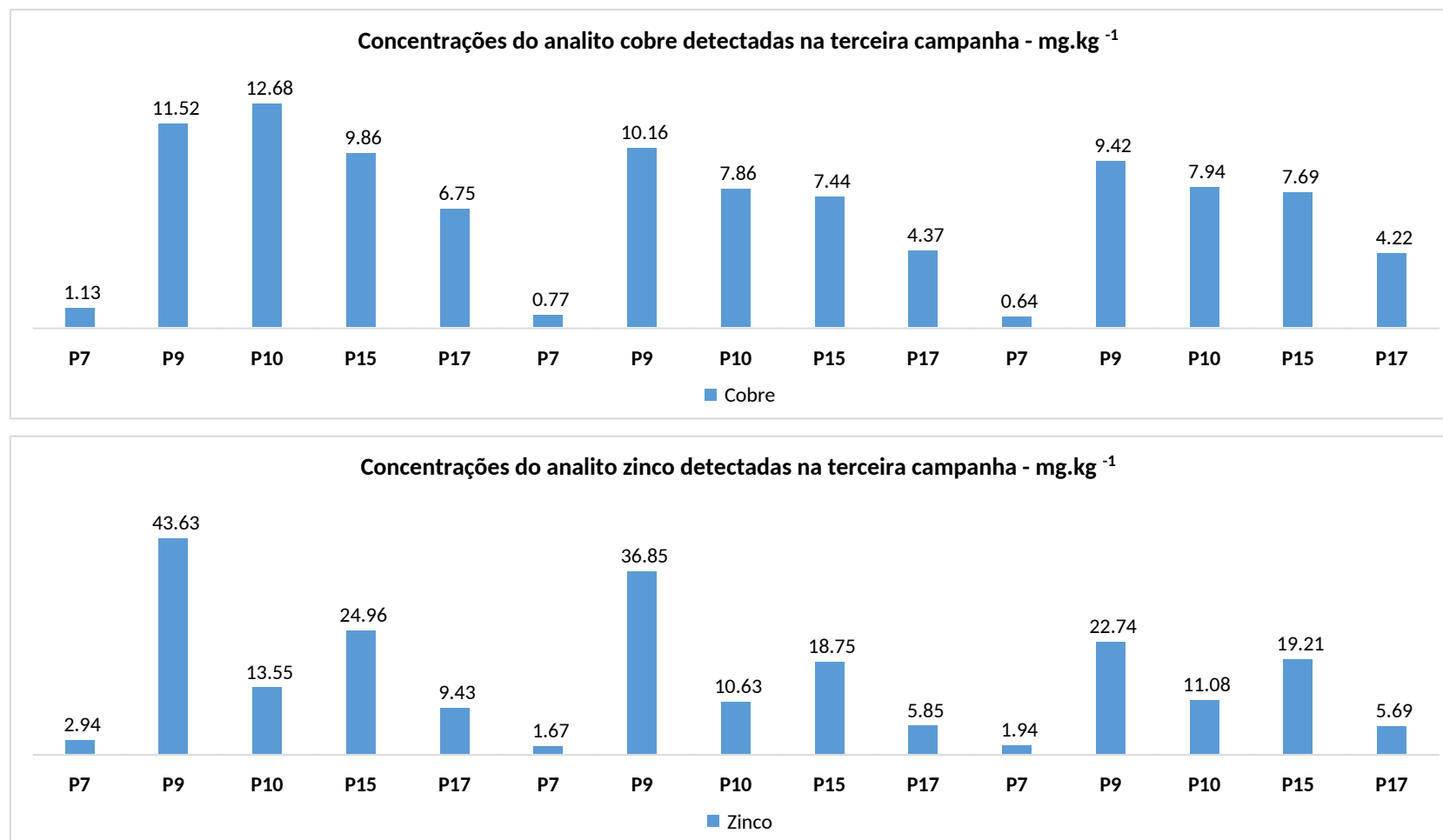
Fonte: Próprio autor.

Figura 51: Concentrações de metais tóxicos detectadas na segunda campanha, para macrófitas (mg.kg^{-1})



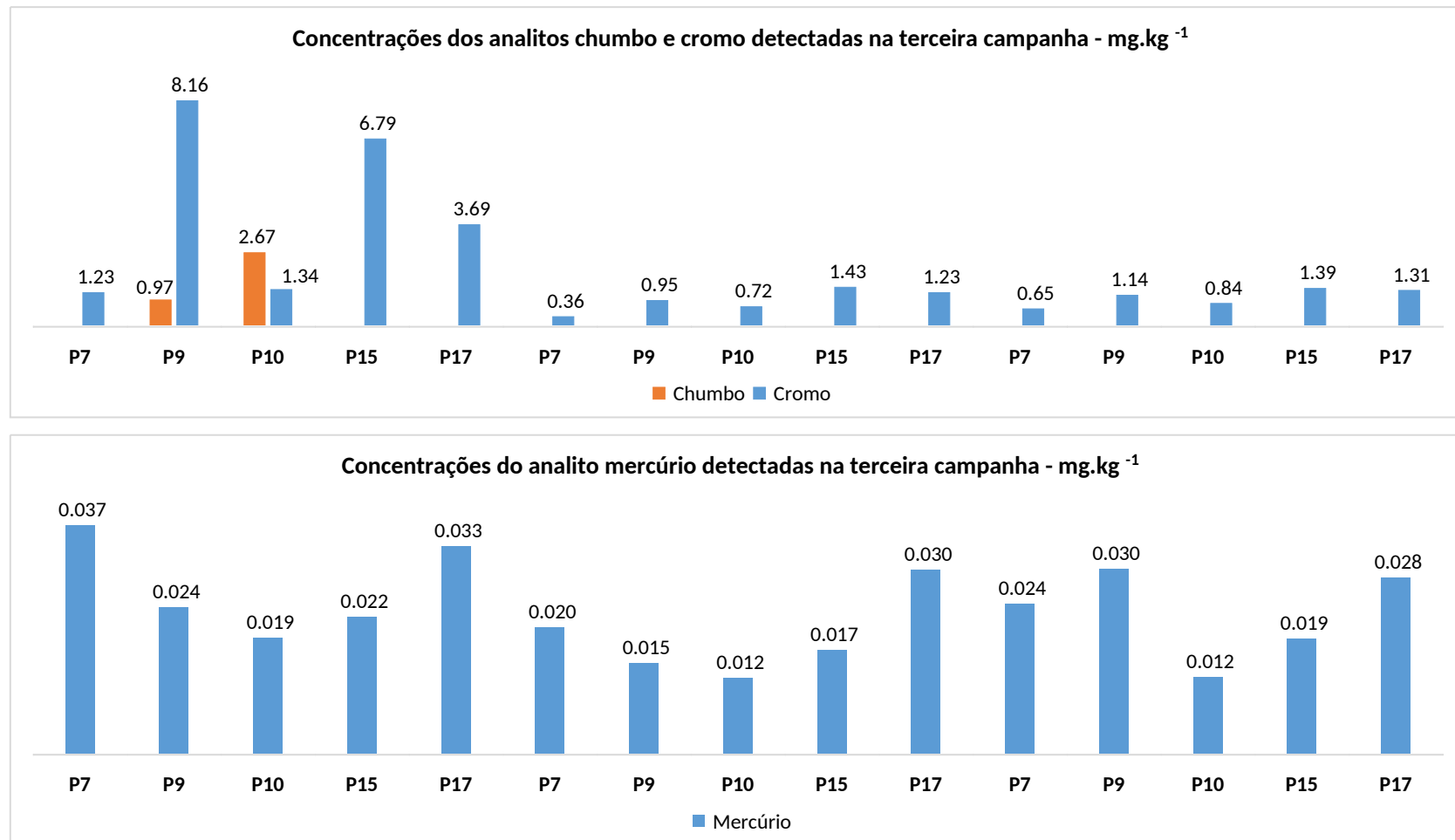
Fonte: Próprio autor.

Figura 52: Concentrações de metais potencialmente tóxicos detectadas na terceira campanha, para macrófitas (mg.kg⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Figura 53: Concentrações de metais tóxicos detectadas na terceira campanha, para macrófitas (mg.kg⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Avaliando-se a Figura 45, constata-se que na primeira campanha a concentração média de cobre na raiz das macrófitas coletadas, foi de $23,93 \pm 4,49 \text{ mg.kg}^{-1}$, para o pecíolo de $2,16 \pm 1,31 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para a folha foi de $1,92 \pm 1,30 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já na segunda campanha, os dados médios foram para raiz de $14,83 \pm 3,06 \text{ mg.kg}^{-1}$; para pecíolos de $7,96 \pm 1,70 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para as folhas de $7,81 \pm 1,66 \text{ mg.kg}^{-1}$. E, por fim, na terceira campanha, a média obtida foi de $8,39 \pm 6,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz; de $6,12 \pm 3,63 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e de $5,98 \pm 3,55 \text{ mg.kg}^{-1}$ para folhas.

Além disso, constata-se na Figura 45, que para o analito zinco, foram calculadas as médias para a primeira campanha, sendo elas: $15,29 \pm 22,31 \text{ mg.kg}^{-1}$ para a raiz; de $7,87 \pm 6,71 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e de $5,49 \pm 3,36 \text{ mg.kg}^{-1}$, para folhas. Já na segunda campanha os dados foram de $31,08 \pm 5,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz; $17,18,55 \pm 5,95 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e $18,55 \pm 5,95 \text{ mg.kg}^{-1}$ para folha. Além disso, na terceira campanha, avalia-se que as médias foram de $18,90 \pm 15,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz; de $14,75 \pm 10,63 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e $12,13 \pm 8,79 \text{ mg.kg}^{-1}$ para folha.

Já em relação aos metais tóxicos, na Figura 46, constata-se que as médias, obtidas para a raiz na primeira, segunda e terceira campanha, para o analito chumbo, foram de $0,63 \pm 0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$; $2,60 \pm 1,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $1,82 \pm 1,17 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já o analito cromo foi detectado em todas as partes, sendo que na primeira campanha apresentou como médias os valores de $4,30 \pm 5,95 \text{ mg.kg}^{-1}$ para a raiz; $1,57 \pm 0,87 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e $1,63 \pm 0,97 \text{ mg.kg}^{-1}$ para folhas. Na segunda campanha os dados médios foram de $9,50 \pm 1,22 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz; $0,86 \pm 0,34 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo, além de $1,38 \pm 0,46 \text{ mg.kg}^{-1}$, para folhas. E na terceira campanha, os resultados médios foram de $4,24 \pm 3,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz; $0,94 \pm 0,42 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e $1,07 \pm 0,31 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Em relação ao metal tóxico mercúrio, verifica na Figura 47, que o comportamento das médias foram: $0,031 \pm 0,016 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz e $0,020 \pm 0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo, na primeira campanha, não sendo detectada na parte das folhas acima do LQ. Já na segunda campanha, as variáveis foram $0,027 \pm 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$ para raiz; $0,025 \pm 0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$ para pecíolo e $0,031 \pm 0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$, para folha. E, por fim, na terceira campanha, as variáveis médias se apresentaram na raiz com resultados de $0,027 \pm 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$, já para pecíolo de $0,019 \pm 0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$, além de $0,023 \pm 0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$, na folha.

Para a primeira campanha em relação ao analito cobre, na Figura 48, constata-se que a maior concentração detectada na raiz foi de $12,72 \text{ mg.kg}^{-1}$, justamente no ponto

P9, isto é, no rio Verde – tributário do rio Teles Pires - e a menor foi à jusante da barragem da UHE, no ponto P17, com uma concentração de $0,71 \text{ mg.kg}^{-1}$, havendo grande variação entre as concentrações, tanto que a concentração detectada no outro tributário também foi baixa (ponto P7 = $0,78 \text{ mg.kg}^{-1}$) e que entre os pontos amostrais localizados nos ambientes lênticos, o ponto P23, foi o que apresentou maior concentração (se localiza à montante da barragem UHE), com um resultado de $3,73 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já em relação ao pecíolo, a maior concentração também foi detectada no ponto P9 $4,17 \text{ mg.kg}^{-1}$, e a menor no ponto P7, no tributário do rio Teles Pires ($0,79 \text{ mg.kg}^{-1}$) e entre os pontos amostrais caracterizados como último trecho lêntico e retorno do ecossistema lótico, nota-se um comportamento de redução da concentração, no trecho a montante em relação a jusante da barragem (ponto P15 = $0,80 \text{ mg.kg}^{-1}$ e ponto P17 = $0,85 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Na primeira campanha para zinco, constata-se na Figura 48, que para a raiz, a maior concentração detectada foi de $59,98 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P9, portanto, tal tributário pode ter contribuído para intensificar a presença do analito no meio. Já em relação a menor concentração, ela foi de $0,71 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P7, no tributário ribeirão Roquete, podendo demonstrar que ele pode não ter contribuído para um maior aporte do analito no corpo hídrico principal, pois todas as concentrações detectadas no rio Teles Pires foram superiores ao mesmo. Já em relação ao pecíolo, a maior concentração novamente foi detectada na coleta realizada no ponto P9 ($20,44 \text{ mg.kg}^{-1}$) e a menor, no ponto P12 ($2,17 \text{ mg.kg}^{-1}$), nota-se que houve certa uniformidade entre as concentrações detectadas nos trechos de ambientes lênticos, exceto em P12.

Já para folha, a maior concentração de zinco foi de $11,60 \text{ mg.kg}^{-1}$, na espécie coletada no ponto P10, trecho lótico do rio Teles Pires e, a menor concentração foi de $2,32 \text{ mg.kg}^{-1}$, no primeiro ponto de trecho lêntico, à jusante do ponto P10 (ponto P12), todavia, verifica-se que essa concentração aumentou nos trechos lênticos e só reduziu a concentração minimamente à jusante da barragem (ponto P15 = $4,90 \text{ mg.kg}^{-1}$), o qual se configura como lótico.

Já em relação aos metais tóxicos, constata-se na Figura 49, que apenas se detectou uma concentração de chumbo na amostra coletada no ponto P9 ($0,63 \text{ mg.kg}^{-1}$), demonstrando que o tributário rio Verde foi o único a apresentar concentrações acima do LQ. Já em relação ao analito cromo, a maior concentração detectada na raiz das macrófitas foi de $17,98 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P23 – trecho lêntico

do rio Teles Pires - e a menor foi detectada à jusante da barragem da UHE (ponto P17 = $1,05 \text{ mg.kg}^{-1}$), demonstrando assim que pode ter ocorrido um processo de autodepuração nos trechos lânticos, que contribuíram para a redução da concentração do analito de interesse. Já em relação ao pecíolo, a maior concentração se deu nas amostras coletadas no ponto P12, no rio Teles Pires ($2,77 \text{ mg.kg}^{-1}$) e a menor, em seu tributário – rio Verde - com uma concentração de $1,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ e nota-se que as concentrações traços se mantiveram com poucas variações, demonstrando a persistência no analito ao longo do corpo hídrico. Já nas folhas, a maior concentração também foi detectada no ponto P12 ($3,43 \text{ mg.kg}^{-1}$) e a maior no ponto P15, à jusante da barragem, com um valor de $0,92 \text{ mg.kg}^{-1}$ e podendo demonstrar assim que pode ter ocorrido um processo de autodepuração do corpo hídrico principal, tanto que a concentração do analito reduziu após a barragem.

Em relação a mercúrio, constata-se na Figura 49, que a maior concentração detectada, na primeira campanha foi na raiz e de $0,038 \text{ mg.kg}^{-1}$, na amostra coletada no ponto P9, no tributário do rio Teles Pires, o rio Verde. Já a menor concentração foi de $0,015 \text{ mg.kg}^{-1}$, também na raiz, no ponto P12, trecho lânticos do corpo hídrico principal. O mercúrio não foi detectado acima do LQ em todas as macrófitas coletadas.

Já na segunda campanha, para o metal potencialmente tóxico cobre, verifica-se na Figura 50, que a mesma apresentou maiores concentrações do que a primeira campanha, tanto que para raiz o maior valor obtido foi de $17,50 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P12 e a menor à jusante da barragem, podendo demonstrar assim que apesar da persistência do analito na extensão do rio Teles Pires e em seus tributários, houve um processo de redução da concentração. Já em relação ao pecíolo, a maior concentração foi de $9,82 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P9, isto é, no rio Verde (afluente do corpo hídrico principal) e a menor de $5,92 \text{ mg.kg}^{-1}$, também no tributário, o ribeirão Roquete (ponto P7), o que pode demonstrar que o rio Verde pode ter contribuído para um maior aporte do analito no corpo hídrico principal, pois todos os pontos apresentaram concentrações inferiores ao mesmo. E, em relação a folha, a maior concentração foi de $9,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ e a menor foi de $5,65 \text{ mg.kg}^{-1}$, nos pontos P12 e P23, respectivamente, o que chama a atenção é que o primeiro deles é a montante do segundo e todas as concentrações detectadas à jusante de P23, foram superiores ao mesmo, portanto, pode-se avaliar que as características do ambiente lântico podem ter contribuído para intensificar a concentração do analito de interesse, devido ao fluxo estacionário, por exemplo.

Em relação ao analito zinco, na segunda campanha, o mesmo apresentou como maior concentração na raiz um resultado de $39,65 \text{ mg.kg}^{-1}$, detectada no ponto P9 e a menor no ponto P7 ($23,57 \text{ mg.kg}^{-1}$), conforme apresentado na Figura 50, ambos são tributários da rio Teles Pires, portanto, pode-se avaliar que o rio Verde (ponto P9) pode ter contribuído para um maior aporte do analito no corpo hídrico principal, todavia, as concentrações no rio Teles Pires foram persistentes, ocorrendo em todos os pontos de coleta das macrófitas, o que permite avaliar que o mesmo já possuía uma concentração relevante do analito. Em relação ao pecíolo, a maior concentração também foi no ponto P9 ($29,86 \text{ mg.kg}^{-1}$) e divergindo dos comportamentos mapeados, a menor concentração se apresentou no trecho lótico do corpo hídrico principal (ponto P10 = $12,55 \text{ mg.kg}^{-1}$). E, em relação a folha, a maior concentração foi de $24,10 \text{ mg.kg}^{-1}$, à montante da barragem (ponto P17) e a menor foi novamente no tributário ribeirão Roquete (ponto P7) e neste grupo de dados verifica-se que as concentrações do analito se mantiveram altas e com certa uniformidade, com poucas variações entre os trechos.

Já em relação ao analito cromo, na segunda campanha, verifica-se na Figura 51, que o mesmo apresentou um comportamento bem peculiar, pois na raiz, foi detectado com um valor de maior concentração de $10,86 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P23, localizado em um trecho lântico do corpo hídrico principal., mas a concentração do analito reduziu, no trecho à jusante da barragem (P15 = $7,38 \text{ mg.kg}^{-1}$), todavia, entre os tributários houve um comportamento distinto, o ponto P9 (rio Verde) apresentou somente uma concentração superior ao ponto P15, portanto, um maior aporte na concentração do analito pode não ser proveniente deste afluente, mas o outro tributário (ponto P7), o ribeirão Roquete), apresentou uma concentração muito próxima da maior concentração detectada, de $10,73 \text{ mg.kg}^{-1}$ e fica clara a persistência do analito nos trechos. Entretanto, as concentrações detectadas no pecíolo e na folha reduziram drasticamente, variando de $2,13$ a $0,28 \text{ mg.kg}^{-1}$, podendo demonstrar que pode estar ocorrendo maior retenção do analito na raiz das macrófitas.

Já o analito mercúrio demonstrou persistência nas macrófitas, visto que somente no ponto P9, ele não foi detectado com concentrações acima do LQ, conforme apresentado na Figura 51. Observando-se os dados de raiz, pecíolo e folha, nota-se que as concentrações traços apresentaram poucas variações entre as amostras. Para a raiz, a maior concentração foi de $0,041 \text{ mg.kg}^{-1}$, no tributário ribeirão Roquete (ponto P7) e a menor no ponto P15, à jusante da barragem ($0,019 \text{ mg.kg}^{-1}$), demonstrando

assim a redução da concentração do analito ao longo da extensão do corpo hídrico principal. Já no pecíolo, a maior concentração foi de $0,028 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P12, trecho lântico e a menor no tributário rio Verde (ponto P9 = $0,013 \text{ mg.kg}^{-1}$), o que pode evidenciar que ele não contribuiu para um maior aporte do analito de interesse no corpo hídrico principal. Já em relação a folha, foi exatamente na amostra coletada no ponto P9, com uma concentração de $0,037 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que pode indicar que as macrófitas deste trecho bioacumulam mercúrio em suas folhas, isto é, o analito é transportado para as mesmas e a menor concentração foi detectada no ponto P12, de $0,018 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Na terceira campanha, constata-se na Figura 52, que o analito cobre apresentou para raiz a maior concentração de $12,68 \text{ mg.kg}^{-1}$, no Ponto P10 e a menor foi de $1,13 \text{ mg.kg}^{-1}$, no ponto P7. Verifica-se que a maior concentração foi exatamente no único ponto lótico do corpo hídrico principal e a menor foi no tributário ribeirão Roquete, o que fortalece que ele pode não ter contribuído para um maior aporte do analito no corpo hídrico principal e isso também é fortalecido pelo fato das concentrações à jusante (ponto P15 = $9,86 \text{ mg.kg}^{-1}$ e ponto P17 = $6,75 \text{ mg.kg}^{-1}$), se mostrarem superiores ao mesmo.

Já em relação ao pecíolo, a maior concentração de cobre foi detectada nas amostras coletadas no ponto P9 ($10,16 \text{ mg.kg}^{-1}$) e a menor no ponto P7 ($0,77 \text{ mg.kg}^{-1}$), ressalta-se que o P9 se trata do tributário do rio Teles Pires, assim como o P7, todavia, houve detecção do analito nas amostras coletadas no corpo hídrico principal e as quais se mostraram superiores ao ponto P7. Para a folha, a maior concentração detectada foi de $9,42 \text{ mg.kg}^{-1}$, também no ponto P9 e a menor no ponto P7 ($0,64 \text{ mg.kg}^{-1}$) e apesar da maior concentração ser no tributário rio Verde, todos os pontos de coleta apresentaram concentrações do analito de interesse, no que diz respeito ao corpo hídrico principal.

Ademais, nota-se que independente da parte verificada, as concentrações se mostraram superiores no ponto P15 (à jusante da barragem) em relação ao ponto P17 (à montante da barragem), o que pode auxiliar a fortalecer que o corpo hídrico principal já possui uma persistência detectada na extensão do mesmo, independente da contribuição de seu tributário rio Verde (ponto P9).

Já para o analito zinco, verifica-se na terceira campanha, na Figura 52, que na raiz, pecíolo e folha, a maior concentração detectada foi no ponto P9 ($43,63 \text{ mg.kg}^{-1}$, $36,85 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $22,74 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente) e a menor foi no ponto P7 ($2,94 \text{ mg.kg}^{-1}$).

kg⁻¹; 1,67 mg kg⁻¹ e 1,94 mg.kg⁻¹, respectivamente). O que pode demonstrar que o rio Verde (ponto P9) pode ter contribuído no maior aporte do analito de interesse no corpo hídrico principal, visto que as concentrações detectadas nos pontos à jusante foram inferiores ao mesmo (pontos P10; P15 e P17). Ademais, constata-se que tanto para a raiz, como pecíolo e folha, as amostras coletadas à jusante da barragem (ponto P15) apresentaram concentrações superiores às aquelas no trecho localizado à montante da barragem (ponto P17), o que pode fortalecer o fato da persistência do analito já ser algo presente no corpo hídrico principal, mas que pode se perpetuar para os trechos além do escopo deste estudo.

Analisa-se, na Figura 53, que em relação aos metais tóxicos, o analito chumbo somente foi detectado na raiz em dois ambientes lóticos, o ponto P9 (0,97 mg.kg⁻¹) e o ponto P10 (2,67 mg.kg⁻¹). Já em relação ao analito cromo, o mesmo foi detectado em todas as amostras coletadas e verifica-se que as maiores concentrações foram detectadas na raiz (entre 1,16 e 8,23 mg.kg⁻¹), já pecíolo e folha apresentaram concentrações muito próximas entre si (na faixa de 0,36 - 1,43 mg.kg⁻¹ e 0,65 - 1,39 mg.kg⁻¹) todavia, destaca-se o fato da maior concentração, nas partes das macrófitas, ser detectada nas amostras coletadas no ponto P9 e a menor no ponto P7, sendo este um comportamento detectado na maioria dos ensaios, podendo realmente fortalecer o fato de que o tributário rio Verde pode ter contribuído para um maior aporte do analito de interesse, no corpo hídrico principal.

Em relação ao analito mercúrio, verifica-se na Figura 53, que as maiores concentrações foram detectadas na raiz, na faixa de 0,019 - 0,037 mg.kg⁻¹ e diferente do comportamento verificado na maioria dos analitos, o maior valor detectado se apresentou na amostra coletada no ponto P7, o ribeirão Roquete, que apresentou as menores concentrações, para os metais analisados, na terceira campanha. Já em relação a pecíolo e folha, a concentração variou entre 0,012 e 0,030 mg.kg⁻¹, sendo o ponto de maior concentração detectada na amostra coletada no P17 para pecíolo, o qual se localiza à montante da barragem, comportamento também distinto dos demais analitos avaliados nesta campanha. Já para folha, a maior concentração ocorreu no ponto P9, isto é, no tributário do rio Teles Pires, o rio Verde, todavia todos os pontos no corpo hídrico principal detectaram concentrações traços do analito, dessa forma, há certa persistência do analito, tanto que as concentrações à montante da barragem (ponto P17) foram superiores a todos os demais pontos no trecho do corpo hídrico principal, sendo o mesmo lêntico ou lótico.

Observa-se que as maiores concentrações médias foram detectadas na parte da raiz, demonstrando maior acúmulo nessa parte, para os metais potencialmente tóxicos Cu e Zn e para os metais tóxicos Cr e Pb. Todavia, para o analito mercúrio, esse comportamento foi um pouco diferente na segunda campanha, pois as concentrações médias foram superiores na folha em relação a raiz, podendo demonstrar que esta última não está retendo o contaminante e ocorre o transporte para as partes aéreas, como as folhas, isto significa que o limite de retenção na raiz já foi obtido (Soltan; Rashed, 2003).

Avaliando-se os dados obtidos neste estudo com os identificados na literatura, verifica-se que as concentrações médias identificadas para o analito cobre na raiz, na segunda campanha ($14,83 \pm 3,06 \text{ mg.kg}^{-1}$), se apresentaram de acordo com o valor médio de referência estabelecidos por Outridge e Noller (1991), de $7,09 \text{ mg.kg}^{-1}$, mas inferiores as concentrações máximas dos mesmos autores, de 190 mg.kg^{-1} e as detectadas pela CETESB (CETESB, 2020), no reservatório de Guarapiranga, sendo a menor concentração detectada de 19 mg.kg^{-1} .

Além disso, a maior concentração detectada no período chuvoso (terceira campanha) foi de $12,68 \text{ mg.kg}^{-1}$, a qual se encontra de acordo com as concentrações mapeadas por Campaneli *et al.* (2010), no Rio Imbé e no Alto Paraíba do Sul ($11,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $12,60 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente). Para o período seco, a maior concentração foi de $17,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ (segunda campanha), as quais foram superiores a todas as concentrações identificadas para o mesmo período, no afluente do Rio Paraíba do Sul e em sua extensão, por Campaneli *et al.* (2010), (Rio Imbé = $9,78 \text{ mg.kg}^{-1}$; Baixo Paraíba do Sul = $12,60 \text{ mg.kg}^{-1}$, Médio Paraíba do Sul = $14,10 \text{ mg.kg}^{-1}$ e Alto Paraíba do Sul = $14,50 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Já em relação ao analito zinco, as concentrações detectadas, neste estudo, foram inferiores àquelas catalogadas na literatura, isto é, abaixo dos valores médios e máximos estabelecidos por Outridge e Noller (1991) (52 mg.kg^{-1} e 7.030 mg.kg^{-1}), por aquelas mapeadas por Campaneli *et al.* (2010), (faixa para o período chuvoso entre $57,30 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $76,70 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para o período seco, de $41,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ a 470 mg.kg^{-1}) e também por Tiwari, Dixit e Verma (2007) ($62,4 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Já o analito chumbo, apresentou concentrações médias de $0,63 \pm 0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$, $2,60 \pm 1,50 \text{ mg.kg}^{-1}$, e $1,82 \pm 1,17 \text{ mg.kg}^{-1}$, nas raízes da macrófita aguapé, e Malar *et al.* (2015), identificaram na mesma espécie e na mesma parte uma concentração de $1,99 \pm 0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$, a qual foi inferior a detectada neste estudo. Em relação aos

padrões de referência estabelecidos por Outridge e Noller (1991), eles se apresentaram superiores as concentrações mapeadas neste estudo (6,10 e 1.200 mg.kg⁻¹). Beckett e Davis (1977), apontaram que a concentração de 27 mg.kg⁻¹ de Pb se apresentou como a mais tóxica para os vegetais e nas campanhas realizadas, não houve nenhuma concentração superior a este valor de referência.

Entre as médias do analito cromo, somente na segunda campanha, houve uma concentração média na raiz de $9,50 \pm 1,22$ mg.kg⁻¹, que se apresentou superior ao valor de referência para concentrações médias do analito, definido por Outridge e Noller (1991), de 4,00 mg.kg⁻¹. Em relação a sazonalidade climática, no período chuvoso (terceira campanha) a maior concentração detectada foi de 8,16 mg.kg⁻¹, a qual se apresentou superior as concentrações detectadas por Campaneli *et al.*, (2010) (Rio Imbé = 2,51 mg.kg⁻¹ e Alto Paraíba do Sul = 4,70 mg.kg⁻¹) e no período seco, a maior concentração detectada foi de 17,98 mg.kg⁻¹, a qual foi superior a todas as concentrações mapeadas por Campaneli *et al.*, (2010) (Rio Imbé = 3,53 mg.kg⁻¹; Baixo Paraíba do Sul = 3,44 mg.kg⁻¹, Médio Paraíba do Sul = 7,05 mg.kg⁻¹ e Alto Paraíba do Sul = 2,66 mg.kg⁻¹).

O analito mercúrio apresentou concentrações médias de $0,031 \pm 0,016$ mg.kg⁻¹ para raiz e $0,020 \pm 0,006$ mg.kg⁻¹ para pecíolo, na primeira campanha. Já na segunda campanha, de $0,027 \pm 0,008$ mg.kg⁻¹ para raiz; $0,025 \pm 0,007$ mg.kg⁻¹ para pecíolo e $0,031 \pm 0,006$ mg.kg⁻¹, para folha. E, por fim, na terceira campanha, $0,027 \pm 0,008$ mg.kg⁻¹ para raiz, para pecíolo $0,019 \pm 0,007$ mg.kg⁻¹ e $0,023 \pm 0,007$ mg.kg⁻¹, na folha, as quais estiveram de acordo com a faixa de concentração mínima e máxima detectada pela CETESB (CETESB,2020), no Reservatório de Guarapiranga (0,020 – 0,038 mg.kg⁻¹). Todavia, as concentrações deste estudo foram inferiores aos padrões estabelecidos por Outridge e Noller, (1991), como médio e máximo (0,50 mg. kg⁻¹ e 19,00 mg.kg⁻¹).

Ao longo das campanhas, nota-se que a bioacumulação nas macrófitas foi variável, mas persistente.

4.1.6 Peixes

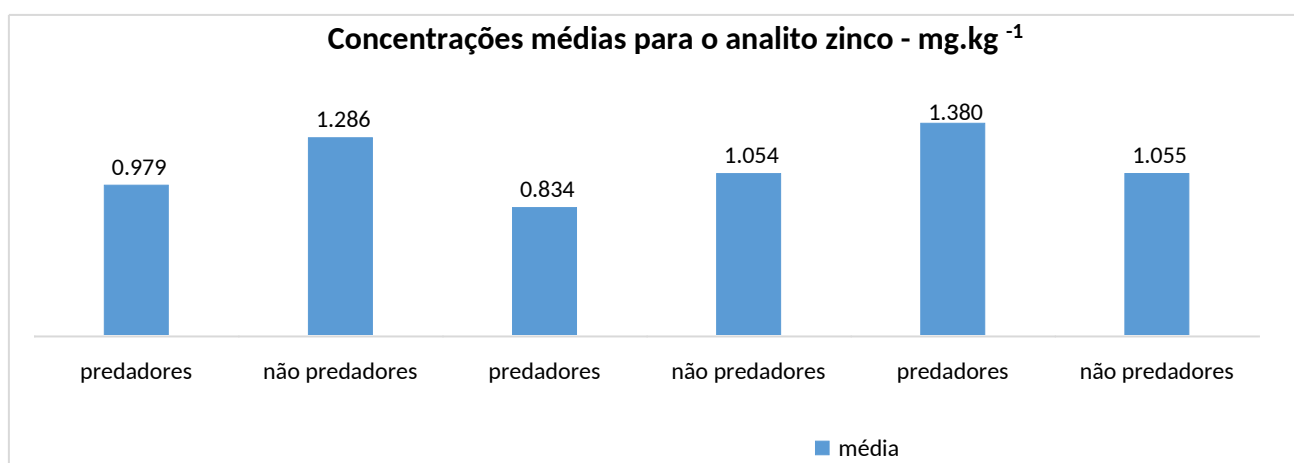
Para o compartimento peixes serão apresentados os dados das concentrações médias, bem como a concentração detectada por ponto de coleta, considerando as três campanhas e os peixes caracterizados como predadores (Bico de Pato, Piranha

Preta e Cachorra) e os não predadores (Curimba), os quais foram coletados de acordo com a possibilidade de captura em campo.

Destaca-se que em relação ao analito mercúrio, há o estabelecimento de limites máximos de metais tolerados (LMT) em peixes predadores e não predadores, conforme Instrução Normativa nº88/2021 (Brasil, 2021b). Tais valores de referência são apresentados nos gráficos para fins comparativos.

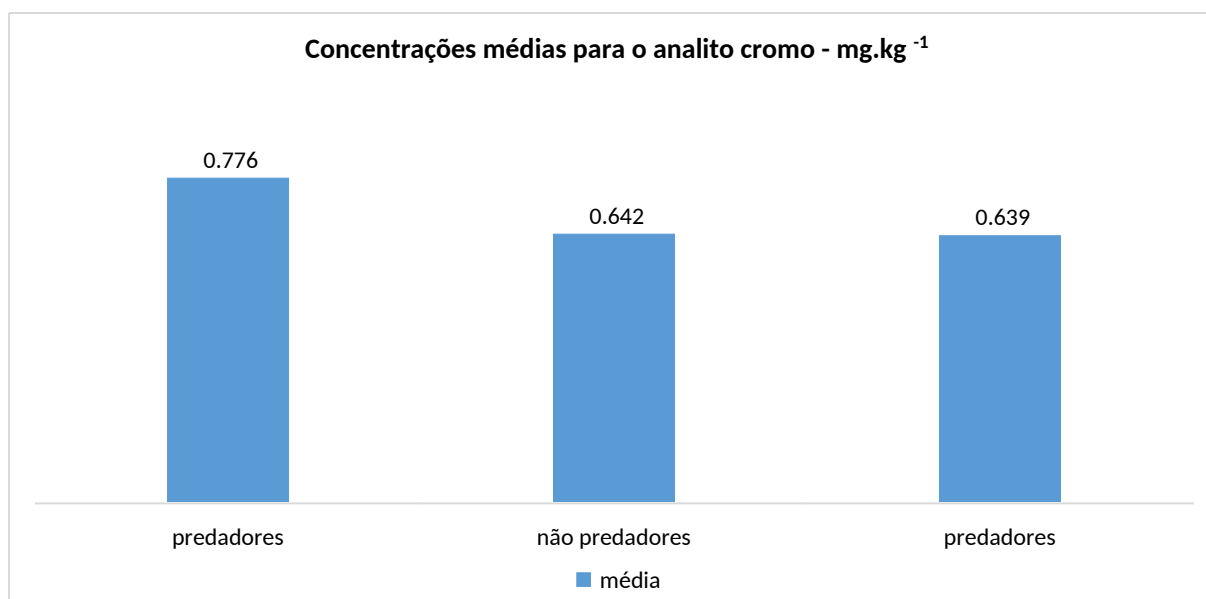
Somente serão apresentados os resultados obtidos que se mostraram superiores ao Limite de Quantificação (LQ), para os metais potencialmente tóxicos e metais tóxicos. As Figuras 54 a 58 refletirão os analitos detectados nas campanhas.

Figura 54: Concentrações médias obtidas para as três campanhas, para o metal potencialmente tóxico zinco, em mg.kg^{-1}



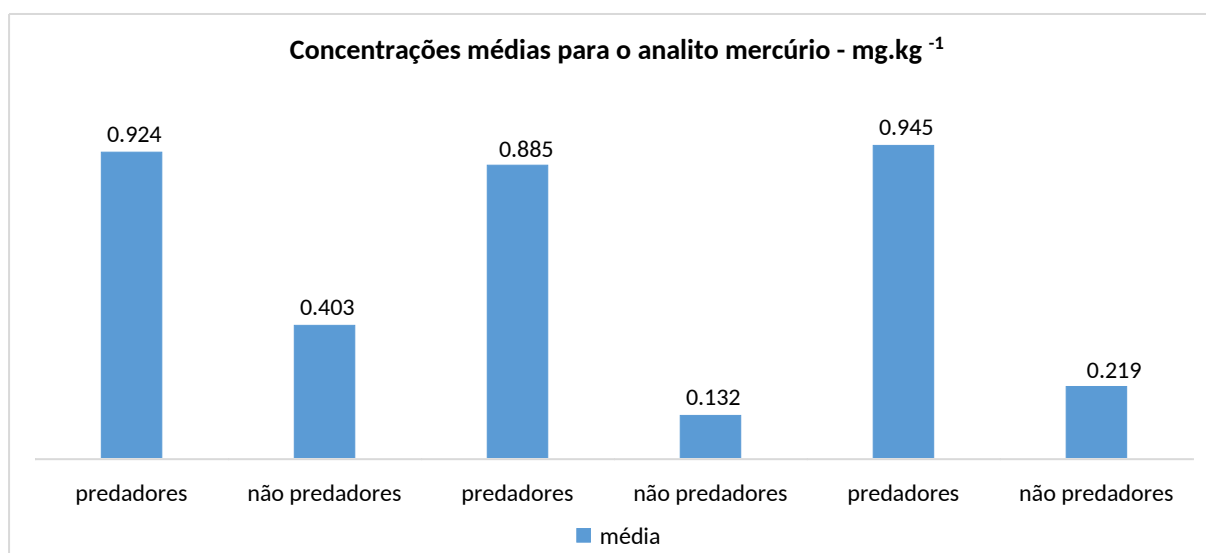
Fonte: Próprio autor.

Figura 55: Concentrações médias calculadas para as três campanhas, para o metal tóxico cromo, em mg.kg^{-1}



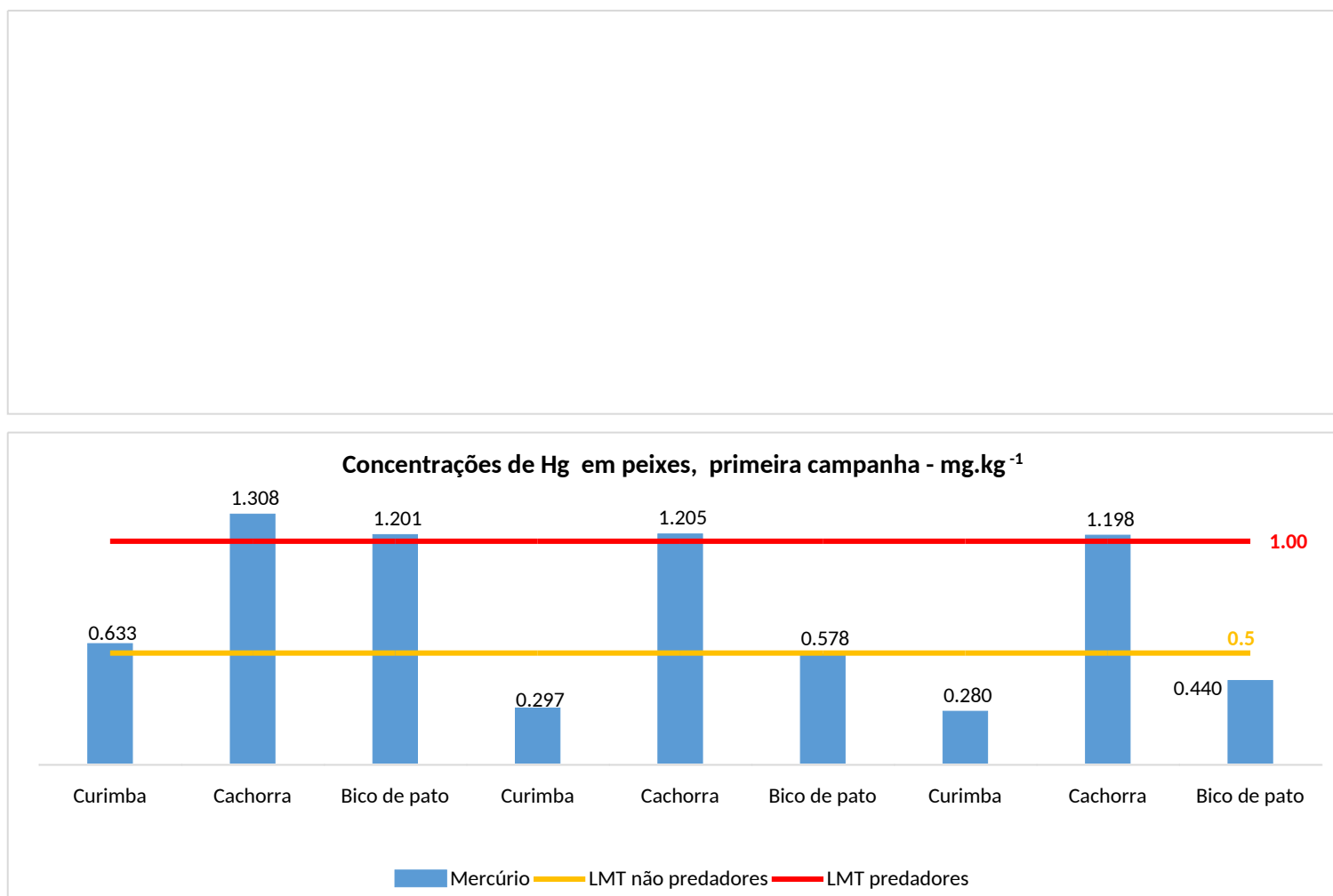
Fonte: Próprio autor.

Figura 56: Concentrações médias calculadas para as três campanhas, para o metal tóxico mercúrio, em mg.kg^{-1}



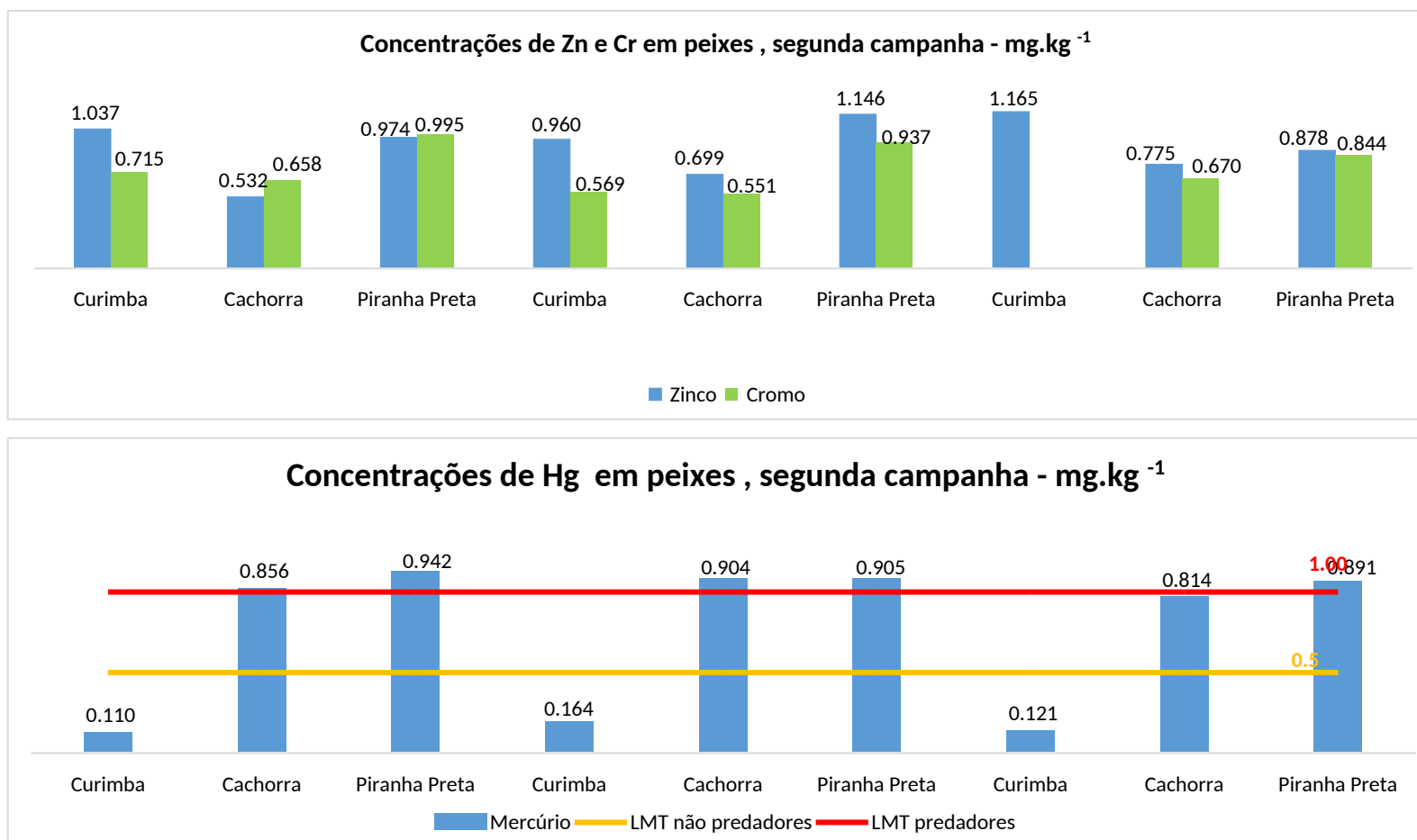
Fonte: Próprio autor.

Figura 57: Resultados obtidos na primeira campanha, de metais, em peixes (mg.kg^{-1})



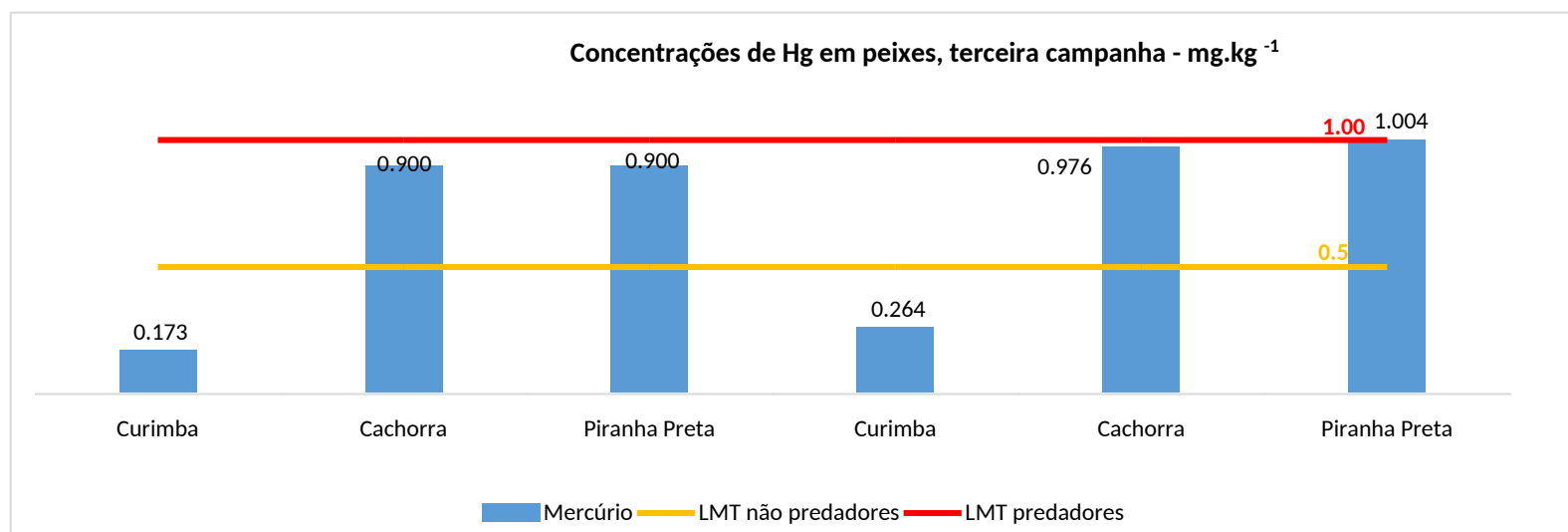
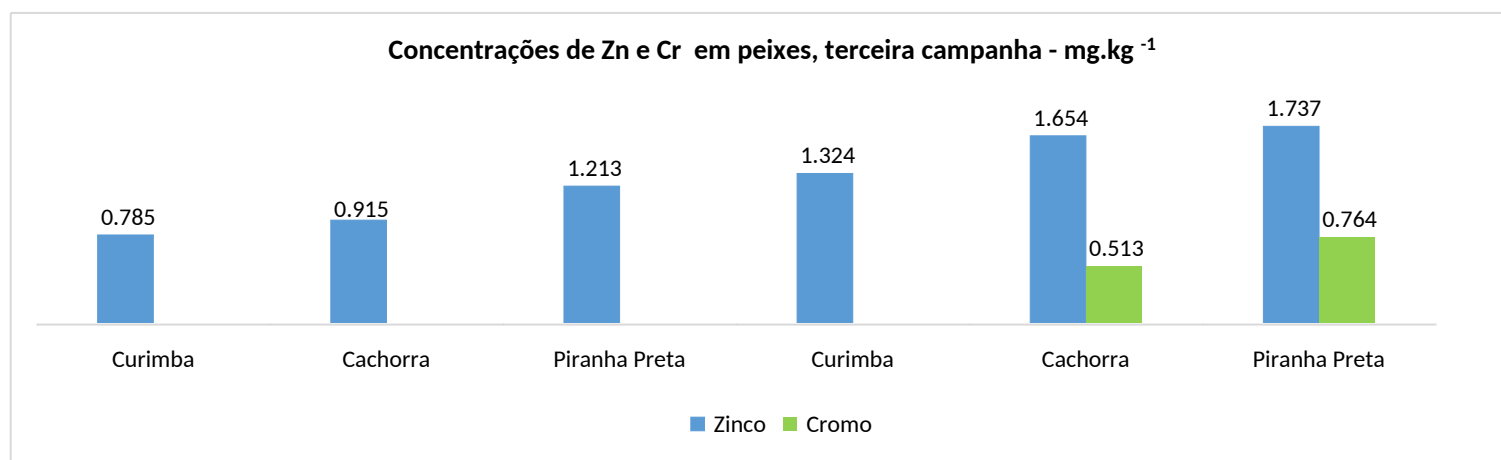
Fonte: Próprio autor.

Figura 58: Resultados obtidos na segunda campanha, de metais, em peixes (mg.kg⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Figura 59: Resultados obtidos na terceira campanha, de metais, em peixes (mg.kg⁻¹)



Fonte: Próprio autor.

Analisa-se na Figura 54 , que para o metal potencialmente tóxico zinco (Zn), na primeira campanha, a média foi de $0,979 \pm 0,893 \text{ mg.kg}^{-1}$, para o grupo de peixes classificados como predadores e para o grupo de não predadores, de $1,286 \pm 0,593 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Já em relação a segunda campanha, a média foi de $0,834 \pm 0,757 \text{ mg.kg}^{-1}$, para os predadores e de $1,054 \pm 0,104 \text{ mg.kg}^{-1}$, para os não predadores. E, na terceira campanha, a média calculada foi de $1,380 \pm 0,386 \text{ mg.kg}^{-1}$, para os peixes predadores e de $1,055 \pm 0,381 \text{ mg.kg}^{-1}$, para os não predadores.

Em relação ao metal tóxico cromo (Cr), constata-se na Figura 55, que na primeira campanha não houve detecção do analito acima do limite de quantificação, portanto, na segunda campanha, a média foi de $0,776 \pm 0,176 \text{ mg.kg}^{-1}$, para os peixes predadores e para os não predadores de $0,642 \pm 0,103 \text{ mg.kg}^{-1}$. Em relação a terceira campanha, os peixes predadores apresentaram como resultado de média $0,639 \pm 0,383 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para os não predadores, não houve dados obtidos, devido a obtenção de resultados abaixo do limite de quantificação.

Já em relação ao metal tóxico mercúrio (Hg), analisa-se na Figura 56, que na primeira campanha a média foi de $0,924 \pm 0,382 \text{ mg.kg}^{-1}$, para os peixes predadores e para os não predadores de $0,403 \pm 0,475 \text{ mg.kg}^{-1}$. Em relação a segunda campanha, os resultados obtidos foram, para peixes predadores, foi de uma média de $0,885 \pm 0,045 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para os peixes não predadores de $0,132 \pm 0,0028 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já na terceira campanha, a média, para os peixes predadores é de $0,945 \pm 0,053 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para os peixes não predadores de $0,219 \pm 0,064 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Na Figura 57, constata-se que foram detectadas concentrações do metal tóxico zinco (Zn), no ponto P9, o qual se localiza o tributário do rio Teles Pires – o rio Verde - nos peixes classificados como não predadores (Curimbas) e predadores (Cachorra), com resultados de $1,137 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $1,059 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. No ponto P15, à jusante da barragem da UHE, o cenário foi distinto, com detecção de Zn no peixe predador Cachorra ($2,268 \text{ mg.kg}^{-1}$) e no predador Bico de pato ($1,764 \text{ mg.kg}^{-1}$). Já nos peixes coletados no ponto P17, localizado à montante da barragem da UHE, foram detectadas concentrações traços de Zn em todas as espécies de peixes coletadas, sendo que a maior concentração esteve presente naquele classificado como predador, o Cachorra ($1,458 \text{ mg.kg}^{-1}$) e, a menor concentração, no peixe predador Bico de pato ($1,125 \text{ mg.kg}^{-1}$). Verifica-se, portanto que as maiores

concentrações estiveram presentes nos peixes predadores e em dois, dos três pontos, na espécie Cachorra.

Em relação ao metal tóxico mercúrio (Hg), verifica-se na Figura 57, que o analito foi detectado em todos os peixes coletados, com concentrações que variaram entre 0,280 mg.kg⁻¹ a 1,308 mg.kg⁻¹ e, novamente, nota-se que as maiores concentrações estiveram presentes nos peixes classificados como predadores e se sobressaiu a espécie Cachorra, como a que apresentou as maiores concentrações de Hg.

Avaliando a Figura 58, constata-se que na segunda campanha, que tanto o metal potencialmente tóxico zinco (Zn) quanto o metal tóxico mercúrio (Hg), foram detectados em todos os espécimes coletados de peixes e o analito cromo (Cr) somente não foi detectado em um espécime. A maior concentração de Zn, nos peixes coletados no ponto P9, foi de 1,037 mg.kg⁻¹, no peixe não predador Curimba e a menor foi de 0,532 mg.kg⁻¹, no peixe predador, Cachorra. Já em relação ao Hg, a maior concentração neste ponto foi de 0,942 mg.kg⁻¹, na espécie predadora Piranha preta e a menor foi de 0,110 mg.kg⁻¹, na espécie não predadora Curimba. E, por fim, o Cr apresentou como maior concentração 0,995 mg Kg⁻¹, na espécie predadora Piranha preta e a menor foi de 0,658 mg Kg⁻¹, na espécie predadora Cachorra.

Ainda na Figura 58, verifica-se que, no ponto P15, a maior concentração de Zn foi de 1,146 mg.kg⁻¹, na espécie predadora Piranha preta e a menor foi de 0,699 mg.kg⁻¹, na espécie não predadora Cachorra. Já o analito Hg apresentou como maior concentração um valor de 0,905 mg.kg⁻¹, na espécie predadora Piranha preta e a menor de 0,164 mg Kg⁻¹ na espécie não predadora Curimba. E, em relação ao analito cromo, a maior concentração de 0,937 mg.kg⁻¹ foi detectada na espécie Piranha preta e a menor na espécie Cachorra, com um valor de 0,551 mg.kg⁻¹.

No ponto de coleta P17, avalia-se, na Figura 58, que o Zn apresentou sua maior concentração na espécie não predadora Curimba, divergindo do comportamento identificado nos pontos P9 e P15 e, a menor concentração, foi de 0,775 mg.kg⁻¹, no peixe predador Cachorra. Além disso, a menor concentração de Cr foi detectada na espécie predadora Piranha Preta, assim como para o analito Hg, com concentrações de 0,844 mg.kg⁻¹ e 0,891 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Já na terceira campanha, na Figura 59, avalia-se que o analito zinco foi detectado em todas as espécies, sendo que no ponto de coleta P15, a maior concentração foi de 1,213 mg.kg⁻¹, na espécie predadora Piranha preta e a menor na espécie Curimba, com um valor de 0,785 mg.kg⁻¹. Já em relação ao Hg, a menor concentração

detectada foi de $0,173 \text{ mg.kg}^{-1}$, na espécie não predadora Curimba e a maior concentração foi a mesma para as espécies predadoras Piranha preta e Cachorra ($0,900 \text{ mg.kg}^{-1}$).

No ponto P17, o comportamento foi similar, a maior concentração foi detectada na espécie predadora Piranha Preta, com uma concentração de $1,737 \text{ mg.kg}^{-1}$ e a menor também na espécie não predadora Curimba, com um valor de $1,324 \text{ mg.kg}^{-1}$. Já o cromo, foi somente detectado nas espécies Piranha preta e Cachorra, com concentrações de $0,764 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,513 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. E, por fim, a maior concentração de Hg foi de $1,004 \text{ mg.kg}^{-1}$, na espécie predadora Piranha Preta e, a menor concentração foi de $0,264 \text{ mg.kg}^{-1}$, na espécie não predadora Curimba.

Para o analito zinco, não há normativos legais que estabelecem limites de concentrações limítrofes em peixes, todavia, comparando-se com os valores já detectados na literatura, observa-se que para espécies predadoras, a concentração média foi entre $0,834 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $1,380 \text{ mg.kg}^{-1}$ e as espécies não predadoras tiveram uma média entre $1,054 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $1,286 \text{ mg.kg}^{-1}$, neste estudo, as quais foram inferiores as concentrações mapeadas por Silva *et al.* (2019), de $23,1 \pm 0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ na espécie traíra (predador) e às concentrações detectadas, por Alves *et al.* (2018), no Rio Grande do Sul, na espécie não predadora, Biru ($2,6 \pm 0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$) bem como nas espécies predadoras, Pintado ($2,2 \pm 0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$) e Corvina ($6,2 \pm 0,7 \text{ mg.kg}^{-1}$). Todavia, na primeira e terceira campanha se detectaram concentrações nas espécies Cachorra e Piranha Preta, que se encontravam de acordo com as mapeadas por Alves *et al.*, (2018) para a espécie Viola ($1,8 \pm 0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$), porém ela se enquadra como não predador.

Ademais, as concentrações do analito zinco se mostraram inferiores àquela detectada por Hossain *et al.* (2023), em peixes em Bangladesh, com uma faixa de concentração entre 4,31 e $17,19 \text{ mg.kg}^{-1}$, resultados estes que estavam de acordo com os limites de segurança alimentar estabelecidos ao local (30 mg.kg^{-1} , de acordo com a *Food and Agriculture Organization*).

Já para o analito cromo, as concentrações deste estudo, para as espécies predadoras apresentaram uma média entre 0,639 a $0,776 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para as não predadoras de $0,642 \text{ mg.kg}^{-1}$. O parâmetro cromo também não possui uma normativa orientativa que estabeleça as concentrações limítrofes em peixes, todavia na literatura Hossain *et al.* (2023), mapearam peixes em Bangladesh, com concentrações na faixa de 0,31 a $3,31 \text{ mg.kg}^{-1}$, portanto, os dados deste estudo se encontram de acordo com

os mesmos e inferior aos limites de segurança alimentar definidos pela *U.S. Food and Drug Administration*, agência americana que estabelece uma concentração máxima de Cr de 13 mg.kg^{-1} .

Além disso, Alves *et al.* (2018), detectaram como concentrações mínimas para Cr nas espécies não predadoras, Biru ($0,253 \pm 0,0055 \text{ mg.kg}^{-1}$) e Viola ($0,077 \pm 0,010 \text{ mg.kg}^{-1}$), bem como nas espécies predadoras, Pintado ($0,040 \pm 0,0036 \text{ mg.kg}^{-1}$) e corvina ($0,061 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$). E este estudo apresentou dados superiores aos detectados em todas as espécies mapeadas por Alves *et al.*, (2018). Ademais, Santos Filho *et al* (2016), constataram na espécie Curimba, no Rio Cuiabá, concentrações de Cr ($0,32 \text{ } \mu\text{g. g}^{-1}$) e ela esteve de acordo com a concentração média obtida nas análises do rio Teles Pires.

Em relação ao analito mercúrio, há o estabelecimento de limites máximos de metais tolerados (LMT) em peixes, conforme Instrução Normativa nº88/2021 (BRASIL, 2021b), da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), o qual é de $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, para peixes predadores e $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$, para peixes classificados como não predadores. Diante disso, verifica-se neste estudo, que as concentrações médias de Hg, tanto para predadores (entre $0,885 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,945 \text{ mg.kg}^{-1}$) quanto para não predadores (entre $0,132 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $0,403 \text{ mg.kg}^{-1}$), estiveram abaixo desses valores de referência. Todavia, ao analisar os dados por espécie coletada, nas campanhas, verifica-se que ocorreu uma desconformidade da concentração do analito na terceira campanha, para o predador Piranha Preta ($1,004 \text{ mg.kg}^{-1}$) e para os não predadores, ocorreu na primeira campanha, para a espécie Curimba ($0,633 \text{ mg.kg}^{-1}$).

No Brasil, Gomes, Manetta e Benedito (2018), identificaram concentrações médias de Hg em peixes da espécie *Prochilodus lineatus* (Curimba) na região sul, no rio Baía ($3,49 \pm 1,26 \text{ mg.kg}^{-1}$), no rio Paraná ($3,42 \pm 2,50 \text{ mg.kg}^{-1}$) e no rio Ivinhema ($0,51 \text{ mg.kg}^{-1}$), sendo esta última detectada em ao menos uma campanha deste estudo para a mesma espécie. Além disso, Santos Filho *et al.* (2016), constataram na mesma espécie no Rio Cuiabá, concentrações de Hg ($0,03 \text{ } \mu\text{g. g}^{-1}$) e ela também se apresentou de acordo com as obtidas neste estudo, as quais se mostraram inferiores a essa referência. No reservatório hidrelétrico de Zhoubai, na China, foram detectadas concentrações de Hg em espécies de peixes não predadores: *R. sinensis* ($0,012 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$) e predadores *C. giurinus* ($0,009 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$) (CAI *et al.*, 2023), os quais apresentaram valores inferiores aos detectados nessas campanhas realizadas no rio Teles Pires. E, é importante salientar que HACON *et al* (1997)

identificaram concentrações de mercúrio em peixes na Bacia do rio Teles Pires na ordem de 0,040 a 3,60 $\mu\text{g. g}^{-1}$ e as concentrações detectadas, neste estudo, estão de acordo com a faixa apresentada pelo autor.

A desconformidade do mercúrio, bem como a detecção de metais tóxicos e potencialmente tóxicos em peixes chama a atenção, pois. Jayaprakash *et al.* (2015), destacaram que as espécies de peixes comerciais que habitam ambientes impactados pela poluição, acabam sendo expostos aos contaminantes, os quais podem se acumular e biomagnificar ao longo da cadeia alimentar. Todavia, o aporte de poluentes persistentes em peixes pode ocorrer a partir da transferência deles da água para os organismos, a partir das superfícies respiratórias, ou por meio de alimentos contaminados, ocorrendo a absorção no trato digestivo. (Bjerregaard; Andersen, 2007) e ao longo deste estudo foi verificada a persistência dos metais na matriz de água, sedimento e na biota (fitoplâncton e zooplâncton), o que fortalece que pode estar ocorrendo bioacumulação e biomagnificação, na região.

Ademais, nota-se que a persistência dos metais não está presente somente em um trecho específico, visto que os peixes foram coletados em três pontos distintos, sendo um deles do tributário do corpo hídrico principal (ponto P9) e à montante (ponto P17) e à jusante (ponto P15) da barragem da UHE.

Outro ponto que merece atenção é que a pesca e aquicultura, são atividades econômicas importantes na região, destacando-se a pesca artesanal (Mato Grosso, 2021) e as detecções de metais traços, inclusive mercúrio em desconformidade com normativos legais, fortalece que é necessário monitorar o nível de contaminação na região, mesmo podendo ser uma característica natural da região, mas que pode estar sendo intensificada pelos aportes provenientes da agricultura, desmatamento e garimpo ilegal, atividades estas presentes na região.

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos e na metodologia adotada neste estudo, conclui-se que a metodologia utilizada foi capaz de permitir a realização de um diagnóstico da qualidade da água nos diferentes ecossistemas aquáticos do rio Teles Pires – MT, localizado na área de influência da Usina Hidrelétrica de Sinop.

Além disso, o estudo permitiu comparar as respostas dos ecossistemas lênticos e lóticos frente as concentrações dos metais tóxicos e potencialmente tóxicos, bem como confrontar os resultados dos analitos ensaiados com os padrões de qualidade e valores de referência existentes em legislações específicas e/ou com referências já mapeadas na literatura.

Nas diferentes matrizes ensaiadas, foi possível verificar a persistência dos metais tóxicos e potencialmente tóxicos antes do represamento, no represamento e após o represamento, destacando que há a necessidade de estudos complementares para os analitos chumbo e mercúrio na matriz de sedimentos, bem como em relação ao compartimento biota, conclui-se que para fitoplâncton e zooplâncton ocorreu persistência dos metais tóxicos cromo e mercúrio e para os metais potencialmente tóxicos cobre e zinco. Já para as macrófitas, conclui-se que concentrações traços dos metais tóxicos chumbo, cromo e mercúrio e dos metais potencialmente tóxicos cobre e zinco foram detectados em partes coletadas em diferentes trechos do rio Teles Pires e em seus tributários rios Verde e ribeirão Roquete e demonstraram persistência dos analitos, na extensão dos corpos d'água.

Já para os peixes, tanto para as espécies predadoras Bico de Pato, Piranha Preta e Cachorra, quanto para a espécie não predadora Curimba, foram detectadas concentrações traços de metais tóxicos cromo e mercúrio e do potencialmente tóxico zinco, nas mesmas, em diferentes trechos amostrados. Há um ponto de alerta em relação ao analito mercúrio que se apresentou em espécies predadoras coletadas (Piranha – Preta; Bico de Pato e Cachorra) e também na espécie não predadora (Curimba), com concentrações em desconformidade com a Instrução Normativa nº88/2021, da ANVISA, o que pode ser um indicativo da persistência dos analitos no meio, demonstrando um fato preocupante no que diz respeito a pesca artesanal, comum na região de estudo, devido a processos de acúmulo e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar. Porém como dito ao longo da discussão, valores elevados são naturais na região amazônica.

Dessa forma, o estudo permitiu gerar subsídios para embasar ciclos de monitoramentos ambientais, na região de estudo, focados em acompanhar, principalmente, potenciais processos de bioacumulação na matriz de água e sedimentos e biomagnificação nas matrizes de fitoplâncton, zooplâncton e peixes.

No geral os resultados sugerem que o reservatório possui boa saúde ambiental. As águas são equilibradas e com qualidades adequadas aos usos múltiplos.

6 SUGESTÕES E CORRELAÇÕES COM AS ODS

Um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) abordados neste estudo é o de assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos, o ODS 6: Água Limpa e Saneamento. E para contribuir com a meta 6.3 (Até 2030, melhorar a qualidade da água nos corpos hídricos, reduzindo a poluição, eliminando despejos e minimizando o lançamento de materiais e substâncias perigosas, reduzindo pela metade a proporção do lançamento de efluentes não tratados e aumentando substancialmente o reciclo e reuso seguro localmente) e com a meta 6.6 (Até 2030, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos, reduzindo os impactos da ação humana), sugere-se que se realize ciclos de monitoramentos ambientais na região estudada, visando um melhor diagnóstico e acompanhamento das modificações ambientais, buscando verificar a qualidade da água e se há algum grau de poluição que possa limitar os usos múltiplos desse recursos natural, a partir das medições das concentrações dos metais tóxicos e potencialmente tóxicos, a fim de garantir que a população que ali habita tenha sua saúde e bem-estar garantido, assim como sejam gerados subsídios para planos de ações que possam ser criados para fazer frente aos potenciais processos de bioacumulação e biomagnificação, os quais podem refletir em impactos nos diferentes níveis tróficos e afetar o ecossistema como um todo.

O estudo também se desenvolveu em linha com a ODS nº3: Boa Saúde e Bem-Estar, estando em consonância com a meta 3.9 (Até 2030, reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar e água do solo). Diante disso, sugere-se que se acompanhe, a partir dos ciclos de monitoramentos ambientais, as desconformidades dos parâmetros analíticos ensaiados com os padrões de qualidade ou valores de referências de normativos legais ambientais, a fim de informar aos órgãos gestores quaisquer riscos a saúde e bem-estar da população da região, principalmente em relação as concentrações de metais tóxicos em peixes, tendo como foco frear e/ou minimizar os impactos sobre os cidadãos, os usos da água pelos empreendimentos ali instalados e o equilíbrio da biota aquática, buscando assim o desenvolvimento sustentável.

E por fim, o estudo se encontra em linha também com a ODS nº17 Parcerias e meios de implementação, em consonância com a meta 17.17 (Incentivar e promover

parcerias públicas, público-privadas e com a sociedade civil eficazes, a partir da experiência das estratégias de mobilização de recursos dessas parcerias). Dessa forma, sugere-se que a região continue a ser objeto de estudo e pesquisa, buscando fortalecer os laços entre as instituições de ensino, as grandes empresas, sejam elas de caráter público ou privado e contando com o apoio da sociedade civil, para a geração de subsídios, visando compreender as especificidades locais e os potenciais impactos ambientais.

Ademais, sugere-se que a partir desses estudos, isso seja compartilhado com órgãos gestores e entidades como os comitês de bacias da região, como forma de subsidiar uma gestão hídrica estruturada, sendo possível o compartilhamento de informações e a conscientização de diversos atores, como os produtores rurais, os pescadores (comunidade ribeirinha, principalmente) e representantes dos empreendimentos instalados na região, para que juntos possam buscar o desenvolvimento sustentável e contribuir para alertar juntos aos órgãos gestores em relação a denúncias de situações irregulares identificadas na região, como o garimpo ilegal e desmatamento, que afetam o equilíbrio do ecossistema.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE). **Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos**: avaliações e diretrizes para adaptação. Brasília, DF: ANA, 2016. 93 p. ISBN: 978-85-8210-033-2.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2023: informe anual. Brasília, DF: ANA, 2024. 118 p.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para a sua atenuação: um estudo de caso: reservatório Itaipu. **Revista UNIMAR**, Maringá, n. 14 (suplemento), p. 89-107, 1992.

AL-AFIFY, A.D.G., ABDEL-SATAR, A.M. Heavy Metal Contamination of the River Nile Environment, Rosetta Branch, Egypt. **Water, Air & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 233, n. 302, p. 1-16, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05759-7>.

ALBARICO, F. P. J. B.; CHEN, C.-W.; LIM, Y. C.; WANG, M.-H.; CHEN, C.-F.; DONG, C.-D. Non-proportional distribution and bioaccumulation of metals between phytoplankton and zooplankton in coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 184, p. 114168, nov. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114168>.

ALCANTARA, L. H. **Análise espaço-temporal do escoamento na bacia do alto e médio rio teles pires**. 2009. 151 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Física Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá - MT, 2009.

ALCÂNTARA, E. H.; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A.; BONNET, M. P.; CASAMITJANA, X.; ASSIREU, A. T.; NOVO, E. M. L. M. Remote sensing of water surface temperature and heat flux over a tropical hydroelectric reservoir. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 114, n. 11, p. 2651-2665, nov. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.06.002>.

ALMEIDA, M. D.; MARINS, R. V.; PARAQUETTI, H. H. M.; BASTOS, W. R.; LACERDA, L. D. Mercury degassing from forested and open field soils in Rondônia, Western Amazon, Brazil. **Chemosphere**, Oxford, v. 77, n. 1, p. 60-66, set. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.018>.

ALVES, E.C.T.L. **Sedimentação em albufeiras por correntes de turbidez**. Lisboa-PT, 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Universidade de Lisboa. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/59555/1/000137828.pdf>. Acesso em: 22 abr.2024.

ALVES, M. M.; MEDINA, A. L.; PINTO, A. M. T.; ANTUNES, A. C. N., SANCHES FILHO, P. J., RIBEIRO, A. S.; VIEIRA, M. A. Evaluation of the concentration of Cu, Zn, Pb and Cr in different fish species from the São Gonçalo channel in Pelotas-RS, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 285-296, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20170139>.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** 23rd ed. Washington DC: American Public Health Association, 2017.

ASSIREU, A. T.; ALCÂNTARA, E.; NOVO, E. M. L. M.; ROLAND, F.; PACHECO, F. S.; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A. Hydro-physical processes at the plunge point: an analysis using satellite and in situ data. **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 15, n. 12, p. 3689-3700, 9 dez. 2011. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-15-3689-2011>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO/IEC 17.025**: Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração. 3 ed. Rio de Janeiro, 2017.32p.

AVIGLIANO, E.; MONFERRÁN, M. V.; SÁNCHEZ, S.; WUNDERLIN, D. A.; GASTAMINZA, J.; VOLPEDO, A. V. Distribution and bioaccumulation of 12 trace elements in water, sediment and tissues of the main fishery from different environments of the La Plata basin (South America): risk assessment for human consumption. **Chemosphere**, Oxford, v. 236, p. 124394, dez. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124394>.

BAYLAR, A.; BAGATUR, T. Experimental studies on air entrainment and oxygen content downstream of sharp-crested weirs. **Water and Environment Journal**, Elazig, Turkey, v. 20, p. 210-216, 06 fev. 2006. ISSN 1747-6585. DOI: <https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1111/j.1747-6593.2005.00002.x>.

BECKETT, P. H. T.; DAVIS, R. D. Upper critical levels of toxic elements in plants. **The New Phytologist**, Chichester, v. 79, p. 95–106, 1977.

BEDNAROVA, Z.; KUTA, J.; KOHUT, L.; MACHAT, J.; KLANOVA, J.; HOLOUBEK, I.; JARKOVSKY, J.; DUSEK, L.; HILSCHEROVA, K. Spatial patterns and temporal changes of heavy metal distributions in river sediments in a region with multiple pollution sources. **Journal of Soils and Sediments**, Heidelberg, v. 13, n. 7, p. 1257-1269, 24 maio 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-013-0706-2>

BJERREGAARD, P.; ANDERSEN, O. Ecotoxicology of Metals: Sources, Transport, and Effects in the Ecosystem. *In*: G. NORDBERG, B. F.; NORDBERG, FRIBERG, L. (ed.). **Handbook on the toxicology of metals**. Amsterdam: Academic, 2007. p. 251-277.

BERKAMP, G.; MCCARTNEY, M.; DUGAN, P.; MCNEELY, J.; ACREMAN, M. **Dams, ecosystem functions and environmental restoration**. Cape Town: World Commission on Dams, p.187,2000.

BERMANN, C. Impasses e controvérsias da hidreletricidade. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 139-153, jan. /abr. 2007.

BIANCHINI-JUNIOR, Irineu Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Ed. da Universidade Estadual de Maringá, 2003. 341 p.

BOZELLI, R. L.; HUSZAR, V. L. M. Comunidades Fito e Zooplancônicas continentais em tempo de avaliação. *In*: **Limnotemas**. [S. l.]: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2003. v. 3. p.1-30.

BRADL, H. B. **Heavy Metals in the Environment**: origin, Interaction and remediation. 6. ed. Germany: University of Applied Sciences Trier Neubrucke, 2005. 269 p. ISSN 1573-4285, ISBN 9780120883813, [https://doi.org/10.1016/S1573-4285\(05\)80022-5](https://doi.org/10.1016/S1573-4285(05)80022-5).

BRAGA, Benedito *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**: o desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 332 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília – DF, mar. 2005. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=18369. Acesso em: 20 mar. 2024.

BRASIL. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão *et al.* São Paulo: CETESB; Brasília: AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2011, 326 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 454, de 1º de novembro de 2012**. Brasília – DF, nov. 2012. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasileiras.pdf. Acesso em: 23 abr.2024.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 2021a. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 01 abr. 2024.

BRASIL. Ministério da Saúde. **INSTRUÇÃO NORMATIVA - IN Nº 88, DE 26 DE MARÇO DE 2021**. Brasília – DF, mar. 2021b. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-88-de-26-de-marco-de-2021-311655598>. Acesso em: 09 abr. 2024.

BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico ANA. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas**. 2. ed. Brasília – DF, 2023. 456 p. ISBN: 978-65-88101-50-6.

BINGAM, F. T. *et al.* **Nekotorye voprosy toksichnosti ionov metallov (Some Issues in the Toxicity of Metal Ions)**. Moscow: Mir, 1993.

CABRAL, J. B. P. *et al.* Potentially toxic metal environmental pollution in sediments of a model hydroelectric plant water reservoir in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, Heidelberg, v. 80, n. 506, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09808-y>.

CAI, S.; SHEN, Z.; WANG, Q.; CHENG, J.; YAN, X.; ZENG, B. Bioaccumulation and Health Risk Assessment of Metals in Small-Sized Fish (*Rhodeus sinensis*, *Ctenogobius giurinus*) and Mussel (*Cristaria plicata*) from a River Reservoir, Southwest China. **Biological Trace Element Research**, Heidelberg, v. 201, n. 11, p. 5401-5414, 8 fev. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12011-023-03590-7>.

CAMPANELI, L. B.; SOUZA, C. M. M. de; RIBEIRO, T. de S.; REZENDE, C. E.; AZEVEDO, R. A. de; ALMEIDA, M. G. de; VITÓRIA, A. P. Variação espaço-temporal de metais em aguapé [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms)], material particulado aderido às raízes de aguapé e no sedimento em dois rios do sudeste brasileiro. **Biotemas**, [S.L.], p. 119-128, 2010. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n4p119>.

CARVALHO, A. R. L. de. **Reservatórios de regularização de usinas Hidrelétricas: contribuição para uma matriz energética mais limpa**. 2015. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ, 2015.

CENTRO DA MEMÓRIA DA ELETRICIDADE NO BRASIL. **Panorama do setor de energia elétrica no Brasil**. Rio de Janeiro: 812 p. Centro da Memória da Eletricidade no Brasil (CMEB), 2006.

CHOUVELON, T.; STRADY, E.; HARMELIN-VIVIEN, M.; RADAKOVITCH, O.; BRACH-PAPA, C.; CROCHET, S.; KNOERY, J.; ROZUEL, E.; THOMAS, Bastien; TRONCZYNSKI, J. Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 146, p. 1013-1030, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.047>.

CHRISTOPHORIDIS, C.; FYTIANOS, K. Conditions Affecting the Release of Phosphorus from Surface Lake Sediments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1181-1192, jul. 2006. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0213>.

COELHO, R. M.; GRECO, M. K. Teores de metais pesados em organismos zooplancônicos e na macrófita *Eichhornia crassipes*, no Reservatório da Pampulha, Belo Horizonte – MG. **Ciência e Tecnologia**, Rio de Janeiro, ano 6, p.64-69, 1998.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Avaliação da Contaminação Ambiental por Metais Pesados nos Compartimentos Água, Sedimento e Peixes dos Reservatórios da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê (UGRHI 6)**. Relatório FEHIDRO 2012-AT-603, out.2020. 917p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo - 2022. Apêndice C – Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. São Paulo: CETESB, 2023. 300 p. (RELATÓRIOS). ISSN: 978-65-5577-065-0. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 25 mar. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo - 2023. Apêndice C – Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. São Paulo: CETESB, 2024. 316 p. ISSN: 0103 4103. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 01 dez. 2024

COOK, C. D. K; GUT, B. J.; RIX, E. M.; SCHENELLER, J.; SEITZ, M. **Water plants of the world**. Junk Publishers, The Hague. 1974. 568p.

CORADI, P. C.; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água: an Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [s. l.], v. 4, n. 2, 2009, p. 46-56.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.4, p. 337-346, 2010.

CURTARELLI, M. P. **Estudo da influência de frentes frias sobre a circulação e os processos de estratificação e mistura no reservatório de Itumbiara (GO): um enfoque por modelagem hidrodinâmica e sensoriamento remoto**. 2012. 108 p. (sid.inpe.br/mtcm19/2012/01.27.00.30-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2012. Disponível em: http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/INPE_33dfc5e98b1a7e8a685eaf51f973c25b. Acesso em: 05 mai. 2024.

DAPENG, L.; YONG, H.; CHENGXIN, F.; YAN, Y. Contributions of phosphorus on sedimentary phosphorus bioavailability under sediment resuspension conditions. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 168, n. 3, p. 1049-1054, abr. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.082>.

DARCHAMBEAU, F.; SARMENTO, H.; DESCY, J.-P. Primary production in a tropical large lake: the role of phytoplankton composition. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 473-474, p. 178-188, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.036>.

DE MELO, R. R. C. *et al.* Influence of Extreme Strength in Water Quality of the Jucazinho Reservoir, Northeastern Brazil, PE. **Water**, New York, v. 9, p. 955, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9120955>.

DERMOU, E.; VELISSARIOU, A.; XENOS, D.; VAYENAS, D.V. Biological removal of hexavalent chromium in trickling filters operating with different filter media types. **Desalination**, Amsterdam, v. 211, n. 1-3, p. 156-163, jun. 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.090>.

DIAGBOYA, Paul N.; OLU-OWOLABI, Bamidele I.; ADEBOWALE, Kayode O. Effects of time, organic soil matter, and iron oxides on the relative retention and redistribution of lead, cadmium, and copper on soils. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 22, n. 13, p. 10331-10339, 28 fev. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4241-0>.

DIAS, A. M.; DANTAS, I. M.; MOTA, J. C. M.; SILVEIRA NETO, P. G.; RODRIGUES, W. A. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS ASSOCIADOS À MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM TRECHO DO RIO MOSSORÓ. MOSSORÓ-RN. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], v. 7, n. 5, p. 36-39, 2013. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/1241>. Acesso em: 1 mai. 2024.

DJIKANOVIC, V.; SKORIC, S.; SPASIC, S.; NAUNOVIC, Z.; LENHARDT, M. Ecological risk assessment for different macrophytes and fish species in reservoirs using biota-sediment accumulation factors as a useful tool. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 241, p. 1167-1174, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.054>.

DUARTE DINIZ, A.; TAITSON BUENO, G.; NASCIMENTO, N. R. do; FRITSCH, E.; CARVALHINHO WINDMÖLLER, C. Transformações no solo e concentração de mercúrio em uma sequência de latossolos de platô na bacia do Rio Negro (AM): dinâmica natural ou intervenção antrópica. **GeoTextos**, Salvador, v. 9, n. 2, 2021. DOI: 10.9771/1984-5537geo.v9i2.9107. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/geotextos/article/view/9107>. Acesso em: 29 jun. 2024.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA - EPE. Ministério de Minas e Energia - MME. **Plano Nacional de Energia - 2030**. Rio de Janeiro, 2007. 408 p. ISBN: 978-85-60025-02-2.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Avaliação Ambiental Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Teles Pires. p. 67.2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAGAN, W. F. CONNECTIVITY, FRAGMENTATION, AND EXTINCTION RISK IN DENDRITIC METAPOPOPULATIONS. **Ecology**, Hoboken, v. 83, n. 12, p. 3243-3249, dez. 2002. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3243:cfaeri\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3243:cfaeri]2.0.co;2).

FEARNSIDE, P. M. Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de decisão. **Novos Cadernos NAEA**, Belém, v. 22, n. 3, dez. 2019. ISSN 2179-7536. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/7711>. Acesso em: 03 mar. 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v22i3.7711>.

FIGUEIREDO, D. M.; CRUZ-FANTIN, R. Diretrizes para a elaboração e execução de programas de monitoramento da qualidade da água em pequenos reservatórios hidrelétricos. **REGA. Revista de Gestão de Águas da América Latina**, Porto Alegre, v. 11, p. 45-57, 2014.

FLORIDA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. 1994. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Tallahassee, Florida: MacDonald Environmental Science Ltd. v.2. 49p.

FRASCARELI, D. *et al.* Spatial distribution, bioavailability, and toxicity of metals in surface sediments of tropical reservoirs, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 190. 1-15. 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6515-8>.

GAIDOUMI, A. E. L.; TANJI, K.; BENABDALLAH, A. C.; TALEB, A.; KHERBECHE, A. Characterization and Quantification of Heavy Metals in Oued Sebou Sediments. **Hindawi The Scientific World Journal**, Hoboken, p. 1-9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/7496576>.

GAMA, C. S. Estudo acerca da mortandade de peixes no AHE Ferreira Gomes, rio Araguari, Ferreira Gomes, AP. **Revista Arquivos Científicos (Immes)**, Macapá, v. 3, n. 2, p. 129-136, 14 nov. 2020. ISSN 2595-4407.

GAO, Q.; LI, Y.; CHENG, Q.; YU, M.; HU, B.; WANG, Z.; YU, Z. Analysis and assessment of the nutrients, biochemical indexes and heavy metals in the Three Gorges Reservoir, China, from 2008 to 2013. **Water Research**, Oxford, v. 92, p. 262-274, abr. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.055>.

GOMES, R. C. Á.; MANETTA, G. I.; BENEDITO, E. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM DIFERENTES GUILDAS TRÓFICAS DE PEIXES NEOTROPICAIS. **O ecologia Australis**, [s. l.], v. 22, n. 03, p. 325-333, 11 set. 2018. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.12>.

GONÇALVES, Lílian Daniele Pantoja; LISBOA, Gilberlene Serra; BEZERRA, José Fernando Rodrigues. ALTERAÇÕES AMBIENTAIS DECORRENTES DA EXTRAÇÃO DO OURO NO GARIMPO DE CAXIAS- MUNICÍPIO DE LUÍS DOMINGUES-MA. **Revista Equador (Ufpi)**, Teresina, Piauí, v. 6, n. 1, p. 165-179, nov. 2017.

GUERREIRO, M.S., ABREU, I.M., MONTEIRO, Á., JESUS, T., FONSECA, A. Considerations on the monitoring of water quality in urban streams: a case study in Portugal. **Environ. Monit Assess.**, v. 192, n. 347, p.1-11, 2020. DOI: <https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-020-8245-y>.

GUPTA, Vivek Kumar; SINGH, Shweta; AGRAWAL, Anju; SIDDIQI, Nikhat Jamal; SHARMA, Bechan. Phytochemicals Mediated Remediation of Neurotoxicity Induced by Heavy Metals. **Biochemistry Research International**, Oxford, v. 2015, p. 1-9, 2015. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/534769>.

HACON, S.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, R. R.R.; LACERDA, Luis Drude. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 58, n. 2-3, p. 209-216, abr. 1997. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0375-6742\(96\)00066-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0375-6742(96)00066-0).

HANSEN, J. Carl; DANSCHER, G. Organic mercury: an environmental threat to the health of exposed societies. **Reviews on Environmental Health**, Aarhus, vol. 12, n. 2, p.107 -116.abr.1997. <https://doi.org/10.1515/REVEH.1997.12.2.10>.

HE, Y.; MEN, B.; YANG, X.; LI, Y.; XU, H.; WANG, D. Investigation of heavy metals release from sediment with bioturbation/bioirrigation. **Chemosphere**, Oxford, v. 184, p. 235-243, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.177>.

HERPIN, Uwe; CERRI, Carlos C.; CARVALHO, Maria Conceição Santana; MARKERT, Bernd; ENZWEILER, Jacinta; FRIESE, Kurt; BREULMANN, Gerd. Biogeochemical dynamics following land use change from forest to pasture in a humid tropical area (Rondônia, Brazil): a multi-element approach by means of xrf-spectroscopy. **Science of the Total Environment**, [S.L.], v. 286, n. 1-3, p. 97-109, mar. 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00967-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00967-6).

HOSSAIN, M. M.; JAHAN, I.; NAHIAN, A. AI; ZHUANG, Z.; MAXWELL, S. J.; ALI, M. Y.; SETHUPATHY, S.; ZHU, D. Immediate health risk: concentration of heavy metals in contaminated freshwater fishes from the river channel of turag :tongi :balu.

Environmental Toxicology, Hoboken, v. 39, n. 1, p. 120-134, 4 set. 2023. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1002/tox.23959>.

HYPOLITO, Raphael; SUMI, Ernesto Massayoshi. RECOVERY OF MERCURY OF AMALGAMS IN DIGGING GOLD–RETORTARHYP. **Revista de Geociências Unesp**, São Paulo, v. 38, n. 2, p. 567-573, 20 ago. 2019. ISSN-e 1980-900X, ISSN 0101-9082. Disponível em: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i2>. Acesso em: 03 abr. 2024.

JAYAPRAKASH, M.; KUMAR, R. Senthil; GIRIDHARAN, L.; SUJITHA, S.B.; SARKAR, S.K.; JONATHAN, M.P. Bioaccumulation of metals in fish species from water and sediments in macrotidal Ennore creek, Chennai, SE coast of India: a metropolitan city effect. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, Philadelphia, v. 120, p. 243-255, out. 2015. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.042>.

JORGENSEN, S., TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M. **Handbook of Inland Aquatic Ecosystem Management** (1st ed.). CRC Press. 2012.
<https://doi.org/10.1201/b13038>.

KAN, Xiaoqing; DONG, Yiqie; FENG, Lu; ZHOU, Min; HOU, Haobo. Contamination and health risk assessment of heavy metals in China's lead–zinc mine tailings: a meta-analysis. **Chemosphere**, Oxford, v. 267, p. 128909, mar. 2021. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128909>.

KARL, T. R. *et al.* Climate change. Possible artifacts of data biases in the recent global surface warming hiatus. **Science**, v. 348, 6242, 1469–1472 (2015). <https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1126/science.aaa5632>.

KIJOWSKA-STRUGAŁA, M.; WIEJACZKA, Ł.; KOZIOWSKI, R.; LEKACH, J. Metals content in sediments of ephemeral streams with small reservoirs (the Negev Desert). **International Journal of Sediment Research**, Amsterdam, v. 35, n. 3, p. 269-277, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2019.12.003>.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. *In*: THORNTON, K.W; KIMMEL, B.L; PAYNE, F. E. (ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 133-193.

KLAUS, Marcus; KARLSSON, Jan; SEEKELL, David. Tree Line Advance Reduces Mixing and Oxygen Concentrations in Arctic–Alpine Lakes through Wind Sheltering and Organic Carbon Supply. **Global change biology**, Chichester, v. 27, p. 4238–4253, 2021.

KOTAMÄKI, N., JÄRVINEN, M., KAUPPILA, P.*et al.* A practical approach to improve the statistical performance of surface water monitoring networks. **Environmental Monitoring and Assessment**. Dordrecht, v.191, p.1-16. 2019. <https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-019-7475-3>.

LACERDA, Luiz D.; BASTOS, Wanderley R.; ALMEIDA, Marcelo D. The impacts of land use changes in the mercury flux in the Madeira River, Western Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s. l.], v. 84, n. 1, p. 69-78, mar. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0001-37652012000100007>.

LAWS, E. A. **Aquatic Pollution: an introductory text**. 2 ed. John Wiley & Sons. Interscience publication, 1993. New York., 611 p.

LEVSHINA, S. I., MATYUSHKINA, L. A. The Distribution of Dissolved Forms of Metals and Metal–Humus Complexes in Zeya Reservoir Water. **Water Resour**, 48. 967–976 (2021). <https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1134/S0097807821060105>

LI, Q., JONES, P., WANG, X. L., TREWIN, B., SU, Y., CHEN, Z., ZHAI, P., WANG, J., VINCENT, L., DAI, A., GAO, Y., DING, Y. (2018). A new integrated and homogenized global monthly land surface air temperature dataset for the period since 1900. **Climate Dynamics**, 50(7-8), 2513–2536.

LIMA, D. P. de. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do Rio Cassiporé, Estado do Amapá, Amazônia, Brasil**. 2013. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical, Fundação Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2013.

LIMA, D. P. de; SANTOS, C.; SILVA, R. S.; YOSHIOKA, E. T. O.; BEZERRA, R. M. Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 45, n. 4, p. 405-414, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201403995>.

LU, J.; YUAN, F.; ZHANG, F.; ZHAO, Q. The study on heavy metal distribution in the sediment of middle tidal flat in Yangtze Estuary, China. **Environmental Earth Sciences**, Heidelberg, v. 75, n. 7: p. 1-12, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5356-4>.

LUPARELLO, C.; SIRCHIA, R.; LONGO, A. Cadmium as a transcriptional modulator in human cells. **Critical Reviews in Toxicology**, Philadelphia.v. 41, n. 1, p. 73-80, 12 nov. 2010. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.3109/10408444.2010.529104>.

LUÍZ, M. E.; PINTO, M. L. C.; SCHEFFER, E. W. O. PARÂMETROS DE COR E TURBIDEZ RELACIONADOS AOS USOS DO SOLO E À MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAQUARAL, SÃO MATEUS DO SUL-PR. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 52–67, 2012. DOI: 10.14393/RCG134116571. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16571>. Acesso em: 10 mar. 2024.

MA, Haotian; ZHEN, Zhilei; MI, Meixia; WANG, Qian. Characteristics of nutrients pollution and ecological risk assessment of heavy metal in sediments of Fenhe River, Taiyuan section, China. **Water Supply**, London, v. 22, n. 3, p. 2596-2611, 24 dez. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2021.453>.

MALAR, Srinivasan; SAHI, Shivendra Vikram; FAVAS, Paulo J. C.; VENKATACHALAM, Perumal. Mercury heavy-metal-induced physiochemical changes and genotoxic alterations in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 22, n. 6, p. 4597-4608, 18 out. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3576-2>.

MASON, R. P.; SULLIVAN, Kristin A. Mercury in Lake Michigan. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 31, n. 3, p. 942-947, 27 fev. 1997. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es960656l>.

MATO GROSSO - MT. Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Mato Grosso - SEMA - MT. **Relatório de monitoramento da qualidade das águas superficiais do estado de Mato Grosso: 2018-2019**. Mato Grosso, 2021. 608 p.

MATTHIENSEN, A.; KLOCK, A. L. S.; BEDENDO, G. C.; MARTINI, R. **Monitoramento e diagnóstico de qualidade de água superficial**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Centro Tecnológico. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2014. 127 p.

MILOŁKOVIĆ, Aleksandra; BRANKOVIĆ, Snežana; SIMIĆ, Vladica; KOVAČEVIĆ, Simona; ĆIRKOVIĆ, Miroslav; MANOJLOVIĆ, Dragan. The Accumulation and Distribution of Metals in Water, Sediment, Aquatic Macrophytes and Fishes of the Gruža Reservoir, Serbia. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 90, n. 5, p. 563-569, 15 fev. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-013-0969-8>.

MOCHEK, A. D.; PAVLOV, D. S. Comparative Analysis of Fish Distribution in Lentic and Lotic Ecosystems (Review). **Inland Water Biology**, Moscow, v. 14, n. 2, p. 196-204, mar. 2021. Pleiades Publishing Ltd. <http://dx.doi.org/10.1134/s1995082921020103>.

MOREIRA, K. A. M. **Aspectos da biogeoquímica dos Rios Teles Pires e Cristalino – MT**. 2011. 72 f. Dissertação (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiroz. Centro de Energia Nuclear da Agricultura. Piracicaba, 2011.

MORETTO, E.M.; GOMES, K. S.; ROQUETTI, D. R.; JORDÃO, C. O. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira amazônica. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo v. 15, n. 3, p. 141-164, 2012.

MUDROCH, A.; AZCUE, J. **Manual of Aquatic Sediment Sampling**. Florida, EUA: CRC Press, 1995. 219 p.

NASCIMENTO, B. L. M. *et al.* Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb (II) e Fe (III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz-MA, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p. 369-378, set. 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000113620>.

NOGUEIRA, D. M de A; FERRÃO; A.M de A. Hidrelétricas no desenvolvimento urbano e territorial de São Paulo. **Labor e engenho**. Campinas, SP: UNICAMP/FEC, 2015. Vol. 9, no. 1 (jan., 2015), p. 19-36. <https://doi.org/10.20396/lobore.v9i1.2091>.

NUNES, G. A.; RAMOS, D. D.; FORTI, J. C.; RAMOS, D. D.; OLIVEIRA, L. C. S.; S. JUNIOR, D. S.; SANTO, G. E.; SANTOS, F. A. Relationship of the “Dequada” Phenomenon with Mercury Methylation in Pantanal, Brazil. **Water**, London, v. 16, n. 9, p. 1204. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w16091204>.

OLIVEIRA, Américo Barbosa de. O Código de Águas, sua importância e atualidade como instrumento de política econômica. **Águas e Energia Elétrica**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 31, p. 8-16, dez, 1957.

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 22, n. 2, p.445-453, 2000.

OLIVEIRA, Nathalia Capellini Carvalho de. A grande aceleração e a construção de barragens hidrelétricas no Brasil. **Varia História**, [s. l.], v. 34, n. 65, p. 315-346, ago. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0104-87752018000200003>.

OMAR, S., MUHAMAD, M.S., TE CHUAN, L.*et al.* A Review on Lead Sources, Occurrences, Health Effects, and Treatment Using Hydroxyapatite (HAp) Adsorbent Made from Fish Waste. **Water Air Soil Pollut.**, Dordrecht, v. 230, n. 275, 2019. <https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11270-019-4312-9>.

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT AND ENERGY (OMEE). 1993. Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario. Toronto: Ontario Ministry of Environment and Energy.

OTHMAN, A. A., AL-AFIFY, A. D. G., ABDEL-SATAR, A. M., RAMADAN, M. F. Quality assessment of surface water using the Nile Chemical Pollution Index (NCPI) and microbiological pollution of the Rosetta Branch (Nile River, Egypt). **African Journal of Aquatic Science**, Grahamstown, v. 46, n. 2, p. 129–141, 2021. <https://doi.org/10.2989/16085914.2020.180789>.

OUTRIDGE, P. M.; NOLLER, B.N. Accumulation of toxic elements by freshwater vascular plants. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 121, p. 1-63, 1991.

PEREIRA, G. M. HISTÓRIA DAS USINAS HIDRELÉTRICAS. **Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental**. Universidade Federal de Brasília. Oficina de Texto. Brasília - DF, p. 117-127, 2015.

PENG, C. *et al.* Heavy Metals, Nitrogen, and Phosphorus in Sediments from the First Drinking Water Reservoir Supplied by Yangtze River in Shanghai, China: Spatial Distribution Characteristics and Pollution Risk Assessment. **Water Air Soil Pollut.** Dordrecht, v. 231, n. 298, p.1-15, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04651-6>.

POLETO, C.; MERTEN, G. H. **Qualidade dos sedimentos**: revisado e ampliado. 2. ed. Porto Alegre: ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013. 397 p. ISBN 978-85-60308-39-2.

POMPÊO, M., GONÇALVES, P. K., MOSCHINI-CARLOS, V., CARDOSO-SILVA, S., de Lucia Lobo, F., DO AMARAL MEIRINHO, P., BITENCOURT, M. D., MEIRELLES, S. T. Spatial horizontal heterogeneity of quality water in Rio Grande reservoir, Billings Complex, São Paulo, Brasil. *In: Ecology of reservoir and interfaces*. São Paulo: Institute of Bioscience, 2015. v. 1. p. 82–95.

POZZETTI, V. C. *et al.* Use of mercury in the Brazilian amazon: contamination, problems and current legislation. **Revista Catalana de Dret. Ambiental**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 1-34, 22 dez. 2022. Universitat Rovira I Virgili. <http://dx.doi.org/10.17345/rcda3391>.

PRADO, J. R. S. **Qualidade da água da bacia do rio teles pires na área de influência direta da futura UHE Sinop, MT**. 2018. 62 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2018.

REYNOLDS, C.S. Frontmatter. *In: The ecology of phytoplankton. ecology, biodiversity and conservation*. Cambridge University Press; 2006.

ROSTIROLLA, S. L. **Análise comparativa dos estudos de impacto ambiental de quatro hidrelétricas no rio Teles Pires**. 2018. 71 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2018.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, A.; TRAN, S; RHEAULT, I; FARELLA, N. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajos River valley, Para State, Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 223, p. 1-24, 1998.

ROULET, M; M LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J.R.; RHEAULT, I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian River and its floodplain, Tapajos River, Brazil. **The Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 261, n. 1-3, p. 43-59, 16 out. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(00\)00594-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00594-5).

SANTOS, Renata Martins dos. **Estrutura das comunidades fito e zooplancônicas do Reservatório Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a eutrofização**. 2014. 254 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos - SP, 2014.

SANTOS, V. C.; NEVES, R. R.; PERES, R.; SALES, D. E.; GOLÇALVES, E. D.; GOMES, E.; SAMPAIO, L. C., SILVA, G.N. **Classificação e análise da precipitação na bacia hidrográfica do rio teles pires utilizando IAC**. XXII SBRH - SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2017. Florianópolis - SC: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2017. 7 p. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=2691>. Acesso em: 24 mar. 2024.

SANTOS, H. G. dos *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 5. ed., revista e ampliada - Brasília, DF: Embrapa, 2018, 356p.

SANTOS FILHO, F. M.; LINO, A. S.; MALM, O.; IGNÁCIO, A. R. A. Mercúrio, cromo, cádmio e chumbo em *Pygocentrus Nattereri* Kner, 1858 e *Prochilodus Lineatus* (Valenciennes, 1836) de Dois Rios do Pantanal (MT), Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, Rio de Janeiro, n. 42, p. 67-81, dez. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-9478201600116>.

SARAMAGO, J. **O Conto da ilha desconhecida**. São Paulo: Companhia das Letras, 1998. 64 p.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DO MATO GROSSO – SEMA MT. **Termo de referência plano de bacia hidrográfica dos afluentes do rio Teles Pires – PBH-ARTP**. Elaboração: CBH dos Afluentes da Margem Direita do Alto Teles Pires, CBH dos Afluentes do Médio Teles Pires, CBH dos Afluentes da Margem Esquerda do Baixo Teles Pires e GFAC/SEMA-MT. Mato Grosso –MT, 2020. 91 p.

SCHORK, G. F.; ZANIBONI-FILHO, E. Influência do gradiente espacial sobre a estrutura da ictiofauna em um reservatório subtropical. alto rio Uruguai. **Boletim do Instituto de Pesca**, [s. l.], v. 44, n. 2, p. 135-168, 19 dez. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.20950/1678-2305.2018.236>.

SILVA, S. A.; BONEMANN, D. H.; SILVA, J. S.; TIMM, J. G.; RIBEIRO, A. S.; VIEIRA, M. A. Determination of metals in fish and shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) from Patos Lagoon (Pelotas - RS, Brazil) by MIP OES. **Brazilian Journal of Food Technology**, Campinas, v. 22, e2018049, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/1981-6723.04918>.

SIVACI, E. R.; SIVACI, A.; SÖKMEN, M. Biosorption of cadmium by *Myriophyllum spicatum* L. and *Myriophyllum triphyllum* orchard. **Chemosphere**, Oxford, v. 56, n. 11, p. 1043-1048, set. 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.032>.

SNEDDON, C. **Concrete revolution**: large dams, Cold War geopolitics, and the US Bureau of Reclamation. Chicago: University of Chicago Press, 2015. 344 p.

SOLTAN, M. E; RASHED, M. N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. **Advances In Environmental Research**, Amsterdam, v. 7, n. 2, p. 321-334, Jan. 2003. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s1093-0191\(02\)00002-3](http://dx.doi.org/10.1016/s1093-0191(02)00002-3).

SOUZA, D. F. *et al.* UHE TELES PIRES: UM ESTUDO DE CASO DE GERAÇÃO HIDROELÉTRICA NA AMAZÔNIA. **Revista Geoaraguaia**, Barra do Garças, v. 6, n. 2, p. 95-111, 2016. Barra do Garças – MT. p.95-111, 2016.
<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/4907>. Acesso em: 14 abr. 2024.

TARIFA, J. R. Clima. *In*: CAMARGO, L. **Atlas de Mato Grosso. Abordagem socioeconômico-ecológica**. Cuiabá: Entrelinhas/Seplan/Sema, 2011. p. 52-57

THEMAG ENGENHARIA. **EIA - Estudos de Impacto Ambiental**: UHE SINOP. Sinop - MT: EPE - Empresa de Pesquisa Energética., 2010. VOLUME II - DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA AAR E AII - MEIO FÍSICO. 54 p.

THORP, J. H.; ROGERS, C. D. Functional Relationships of Freshwater Invertebrates. **Thorp and Covich'S Freshwater Invertebrates**, [s. l.], p. 65-82, 2015. Elsevier.
<http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-385026-3.00004-8>.

TIWARI, S.; DIXIT, S.; VERMA, N. An Effective Means of Biofiltration of Heavy Metal Contaminated Water Bodies Using Aquatic Weed Eichhornia crassipes. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 129, n. 1-3, p. 253-256, 2007. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9358-7>.

TSAKOVSKI, S.; KUDIAK, B.; SIMEONOV, V.; WOLSKA, L.; GARCIA, G.; NAMIEŚNIK, J. Relationship between heavy metal distribution in sediment samples and their ecotoxicity by the use of the Hasse diagram technique. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 719, p. 16-23, mar. 2012. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2011.12.052>.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 2008. 632 p.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 122, p. 107218, p.1-21, mar. 2021. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>.

UMETSU, C. A. *et al.* Aspectos físico-químicos de dois rios da bacia do alto Tapajós – Teles Pires e Cristalino – MT, durante período de estiagem e cheia. **Revista de Ciências Agroambientais**, Amsterdam, v. 5, n. 1, p. 59-70, 2007. Tradução. Disponível em: http://www.unemat.br/revistas/rcaa/docs/vol5/6_artigo_v5.pdf. Acesso em: 03 mar. 2024.

VARSHAL, G. M.; VELYUKHANOVA, T. K.; KOSHCHEE-VA, I. Y.; DOROFEEVA, V. A.; BAUCHIDZE, N. S.; KASIMOVA, O. G.; MAKHARADZE, G. A. Studying chemical forms of elements in surface water, **Zh. Anal. Khim.**, Moscow, v. 38, n. 9, p. 1590–1600, 1983.

VEIGA, A. M.; MELO, D. C. R.; SOARES, A. K.; TRINDADE, M. C.; MELLO, L. T. A.; SOUZA, R. M. **Diagnóstico das vazões do Rio Teles Pires**. XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013, Bento Gonçalves, RS. Água, desenvolvimento econômico e socioambiental: Bento Gonçalves, RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/xxsbrh>. Acesso em: 13 mar. 2024.

VENTURO. Laboratório de Análises Ambientais (Mato Grosso - MT). **Relatório técnico**: estudo da distribuição de metais pesados. Sinop - MT, 2023. 35 p.

VILLA, Maria Estela Casale dalla; SAMPAIO, Tony Vinicius Moreira. VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICO EM AMBIENTE LÊNTICO. **Boletim de Geografia**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 69, 23 dez. 2016. Universidade Estadual de Maringá. <http://dx.doi.org/10.4025/bolgeogr.v34i2.25665>.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Série: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005,.452 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 196 p.

WALTON, N.R.G. Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids, what is Their Precise Relationship. **Desalination**, Amsterdam, v. 72, n. 3, p. 275-292, dez. 1989. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0011-9164\(89\)80012-8](http://dx.doi.org/10.1016/0011-9164(89)80012-8).

WANG, G.; YINGLAN, A.; JIANG, H.; FU, Q.; ZHENG, B. Modeling the source contribution of heavy metals in surficial sediment and analysis of their historical changes in the vertical sediments of a drinking water reservoir. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 520, p. 37-51, Jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.034>

WORLD COMMISSION ON DAMS. **Dams and development**: a new framework for decision-making. London: Earthscan, november, 2000.356 p.

ZANIN, P. R.; BONUMÁ, N. B.; FRANCO, D. Comportamento hidrossedimentológico de bacia hidrográfica com reservatório. **Geosciences**, Amsterdam, v. 36, n. 1, p. 185-203, 29 mar. 2017. UNESP DOI: <http://dx.doi.org/10.5016/geociencias.v36i1.12304>.

ZHANG, Z.; JUYING, L.; MAMAT, Z.; QINGFU, Y. Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 126, p. 94-101, abr. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.025>.

ZHU, L.; LIU, J.; XU, S.; XIE, Z. Deposition behavior, risk assessment and source identification of heavy metals in reservoir sediments of Northeast China.

Ecotoxicology and Environmental Safety, Philadelphia, v. 142, p. 454-463, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.039>.