



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

Ciências Ambientais

CAROLINE AUGUSTA DE SOUZA BRONSTEIN

**META-ANÁLISES DE DADOS SOBRE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS
NOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO RIO
SOROCABA**

Sorocaba
2023

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*



unesp
Sorocaba

CAROLINE AUGUSTA DE SOUZA BRONSTEIN

**META-ANÁLISES DE DADOS SOBRE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS
NOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO RIO
SOROCABA**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de Mestre em Ciências
Ambientais da Universidade Estadual Paulista
“Júlio de Mesquita Filho” na Área de
Concentração Diagnóstico, Tratamento e
Recuperação Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Viviane Moschini
Carlos

Sorocaba
2023

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



B869m Bronstein, Caroline Augusta de Souza
Meta-análises de dados sobre cianobactérias e cianotoxinas nos
reservatórios de abastecimento público na bacia do rio Sorocaba /
Caroline Augusta de Souza Bronstein. -- Sorocaba, 2023
83 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientadora: Viviane Moschini-Carlos

1. Saúde Pública. 2. Eutroficação. 3. Saxitoxinas. 4. Microcistinas.
I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: META-ANÁLISES DE DADOS SOBRE CIANOBACTÉRIAS E
CIANOTOXINAS NOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO
NA BACIA DO RIO SOROCABA**

AUTORA: CAROLINE AUGUSTA DE SOUZA BRONSTEIN

ORIENTADORA: VIVIANE MOSCHINI CARLOS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Ambientais,
área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **VIVIANE MOSCHINI CARLOS**
Data: 24/11/2023 12:48:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **LUCAS GONÇALVES QUEIROZ**
Data: 24/11/2023 14:15:15-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. VIVIANE MOSCHINI CARLOS (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp Instituto de Ciencia e Tecnologia de Sorocaba

Prof. Dr. ANDRÉ CORDEIRO ALVES DOS SANTOS (Participação Virtual)
Departamento de Biologia / Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) - Câmpus de Sorocaba

Prof. Dr. LUCAS GONÇALVES QUEIROZ (Participação Virtual)
Instituto de Química / Universidade de São Paulo (USP)

Documento assinado digitalmente
 **ANDRE CORDEIRO ALVES DOS SANTOS**
Data: 24/11/2023 14:52:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Sorocaba, 24 de novembro de 2023

Ao meu amado filho, dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Profa. Dra. Viviane Moschini Carlos, pelo valioso ensinamento, orientações e apoio durante meu mestrado. Seus conselhos e conversas foram fundamentais para meu crescimento acadêmico. Agradeço também por sua compreensão e carinho durante minha gestação.

Agradeço a minha mãe Jacqueline e a minha avó Ângela, por acreditarem em mim e por sempre investirem em meus estudos.

Agradeço ao meu marido Gal Bronstein, pela sua paciência, apoio incondicional e por cuidar do nosso filho durante este intenso período de estudo.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista pela valiosa oportunidade, e aos professores do programa por todo ensinamento que contribuiu para o desenvolvimento deste projeto.

Agradeço ao Vinicius de Leles Almagro pelas imagens disponibilizadas de cianobactérias.

Agradeço aos membros da banca, em especial ao Prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos e ao Prof. Dr. Lucas Gonçalves Queiroz, pelo tempo dedicado, pelas sugestões de aprimoramento e pelo compartilhamento de conhecimento.

Agradeço à minha psicóloga, Nelise de Masi Issobe, pelo constante incentivo durante todas as consultas, o qual foi crucial para manter minha motivação e superar qualquer desejo de desistir.

Agradeço ao meu querido filho, Iago Bronstein, por ser a luz que ilumina os meus dias. Sua presença e amor enchem minha vida de alegria.

Agradeço a Deus pelo fôlego de vida que ele me concede.

O presente trabalho foi realizado com apoio do subsídio com processo nº 2021/11283-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

“Se você tiver de desistir de alguns sonhos, troque-os por outros. Pois a vida sem sonhos é um rio sem nascente, uma praia sem ondas, uma manhã sem orvalho, uma flor sem perfume.”

Augusto Cury

BRONSTEIN, C. A. S. **Meta-análises de dados sobre cianobactérias e cianotoxinas nos reservatórios de abastecimento público na bacia do rio Sorocaba**. 2023. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2023.

RESUMO

A incidência de florações de cianobactérias nos reservatórios destinados ao abastecimento humano representa um sério risco à saúde da população, em razão da capacidade destes organismos produzirem cianotoxinas. Desse modo, o presente trabalho verificou a qualidade da água distribuída para cerca de 800 mil pessoas nos municípios de Sorocaba, São Roque, Alumínio, Votorantim, Ibiúna, Laranjal Paulista e Tatuí, no estado de São Paulo. O projeto analisou dados de diferentes estações de captação, tratamento e distribuição, enfatizando o abastecimento pelo reservatório de Itupararanga e os rios que compõem a bacia hidrográfica do rio Sorocaba (rio Sorocamirim, Sorocabuçu, Tatuí, Sarapuí e Ipanema), através de levantamentos de dados fornecidos pelo Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua), pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) e pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Ao todo, foram analisados 5.328 dados para os parâmetros de cianobactéria, clorofila-a e cianotoxinas. Esses dados foram organizados, sistematizados e correlacionados entre si durante o período de 2014 a 2021. A avaliação estatística englobou a detecção de outliers, testes de normalidade dos dados, testes paramétricos e não paramétricos, além da análise do componente principal. Dentre os parâmetros analisados, os dados de clorofila-a foram os que apresentaram maior inconsistência no banco de dados, exibindo valores semelhantes de mediana. Os resultados revelaram alta correlação entre a densidade de cianobactérias e as concentrações de saxitoxinas na represa Itupararanga e no rio Sorocaba. Os municípios abastecidos por esses mananciais, como Sorocaba, Votorantim e Alumínio, apresentam maiores riscos de exposição a cianotoxinas. Foram detectadas concentrações de saxitoxinas na água tratada, atingindo até 0,29 µg/L na represa Itupararanga e até 0,20 µg/L no rio Sorocaba, com a ocorrência do gênero *Raphidiopsis* sp. Além disso, na represa Itupararanga, foi registrada uma concentração de 0,408 µg/L de microcistina na água após tratamento convencional. O presente estudo verificou inadequações por parte dos prestadores de serviço no cumprimento das legislações. Ressalta-se a necessidade de melhorias na gestão da vigilância da qualidade da água, especialmente no que se refere à fiscalização e à capacitação de mão de obra.

Palavras-chave: saúde pública; eutrofização; saxitoxinas; microcistinas.

BRONSTEIN, C. A. S. **Meta-analysis of data on cyanobacteria and cyanotoxins in public water supply reservoirs in the Sorocaba River basin**. 2023. 83 p. Dissertation (Master's degree in Environmental Sciences) - Institute of Science and Technology, São Paulo State University (Unesp), Sorocaba, 2023.

ABSTRACT

The occurrence of cyanobacterial blooms in reservoirs intended for human water supply poses a serious risk to public health due to the capacity of these organisms to produce cyanotoxins. Thus, this study assessed the quality of water distributed to approximately 800,000 people in the municipalities of Sorocaba, São Roque, Alumínio, Votorantim, Ibiúna, Laranjal Paulista, and Tatuí, in the state of São Paulo. The project analyzed data from various collection, treatment, and distribution stations, emphasizing the supply from the Itupararanga reservoir and the rivers that constitute the hydrographic basin of the Sorocaba River (Sorocamirim, Sorocabuçu, Tatuí, Sarapuí and Ipanema), through data surveys provided by the by the Drinking Water Quality Surveillance Information System (Sisagua), the Autonomous Water and Sewage Service (SAAE), and the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB). In total, 5,328 data were analyzed for the parameters of cyanobacteria, chlorophyll-a, and cyanotoxins. This data was organized, systematized, and correlated during the period from 2014 to 2021. The statistical evaluation encompassed outlier detection, tests for data normality, parametric and non-parametric tests, in addition to principal component analysis. Among the parameters analyzed, chlorophyll-a data displayed the highest inconsistency in the database, showing similar median values. The results revealed a strong correlation between cyanobacterial density and saxitoxin concentrations in the Itupararanga reservoir and the Sorocaba River. The municipalities supplied by these water sources, such as Sorocaba, Votorantim, and Alumínio, are at higher risk of exposure to cyanotoxins. Concentrations of saxitoxins were detected in treated water, reaching up to 0.29 µg/L in the Itupararanga reservoir and up to 0.20 µg/L in the Sorocaba River, with the occurrence of the genus *Raphidiopsis* sp. In addition, in the Itupararanga dam, a concentration of 0.408 µg.L⁻¹ of microcystin was also recorded in the water after conventional treatment. This study identified inadequacies on the part of service providers in complying with regulations. The need for improvements in water quality surveillance management is emphasized, particularly concerning inspection and workforce training.

Keywords: public health; eutrophication; saxitoxins; microcystins.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
2.1 Eutrofização	10
2.2 Cianobactérias	13
2.3 Cianotoxinas.....	15
2.4 Riscos à Saúde.....	17
2.5 Legislações para o controle de cianobactérias no Brasil.....	19
2.6 Criação de Programas e Entidades responsáveis pela qualidade das águas.....	21
3 OBJETIVO	23
3.1 Objetivo Geral	23
3.2 Objetivo Específico	24
4 ÁREA DE ESTUDO	24
5 METODOLOGIA.....	26
5.1 Período.....	26
5.2 Coleta de dados	26
5.3 Análise dos dados.....	28
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
6.1 Análise da densidade de cianobactérias	28
6.2 Clorofila-a	48
6.3 Análise descritiva da composição fitoplanctônica	53
6.4 Cianotoxinas.....	58
7 ANÁLISES ESTATÍSTICA	66
7.1 Análise da distribuição dos dados	66
7.2 Análise do Componente Principal (ACP).....	71
8 CONCLUSÕES.....	74
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	75
REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

Os corpos hídricos, por meio da autodepuração, são capazes de diminuir as cargas de matéria orgânica, trazidas pelas chuvas e águas superficiais, pela ação decompositora de microrganismos. Esse fenômeno ocorre naturalmente, de forma lenta e contínua, permitindo a recuperação do equilíbrio no meio aquático. No entanto, esse processo tem sido comprometido pelo aumento de nutrientes provenientes das atividades humanas (KHAN; ANSARI, 2005).

O enriquecimento artificial dos ambientes aquáticos é um dos problemas ambientais que mais ameaçam os ecossistemas de água doce mundiais, um recurso natural essencial para a vida. Esse processo resulta na redução e extinção de espécies, acarretando efeitos negativos na economia, no meio ambiente e na saúde pública. Esse fenômeno é causado por descargas de efluentes domésticos e industriais, além das atividades agropecuárias e agrícolas, que lançam nutrientes, como fósforo e nitrogênio, nos corpos d'água. Essa adição excessiva de nutrientes acelera o processo de eutrofização, ocasionando mudanças ecológicas e ambientais significativas. Tais mudanças incluem o aumento da biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas. Como consequência, o ambiente aquático torna-se turbido, levando a uma possível redução nos níveis de oxigênio na água e representando uma ameaça à qualidade da água em todo o mundo (CUMMING *et al.*, 2015).

A eutrofização de lagos e rios também pode resultar em problemas econômicos significativos, afetando não apenas a estética, mas também causando impactos consideráveis no setor do turismo e nos valores das propriedades costeiras, além de elevar consideravelmente os custos de tratamento de água (HILTON *et al.*, 2006).

As cianobactérias possuem uma história evolutiva longa, com registros fósseis datados desde o início do período Arqueano até o final do Proterozóico, aproximadamente 3,5 bilhões de anos atrás (GOLUBIC; SEONG-JOO, 1999). Elas têm a capacidade de colonizar praticamente todos os ecossistemas do nosso planeta. Ao longo do tempo, desenvolveram adaptações, como a tolerância à incidência de raios ultravioleta e a formação de estruturas especializadas, como aerótopos, heterocistos, acinetos, entre outras. O processo de eutrofização tem favorecido a predominância das cianobactérias na comunidade fitoplanctônica (SCHOPF, 1995; CARNEIRO *et al.*, 2005; MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Além disso, há evidências de que florações de cianobactérias em águas de rios estão associadas a períodos estivais prolongados, nos quais a falta de chuvas e o baixo escoamento da água criam condições favoráveis para o crescimento desses microrganismos, especialmente

quando combinados com um balanço adequado de nutrientes e elevação da temperatura (JARDIM *et al.*, 2014).

As florações têm trazido sérios problemas em reservatórios e corpos hídricos usados para abastecimento público, devido a mudança na qualidade da água, não só pela produção de cianotoxinas, mas também, pela formação de compostos secundários ativos por alguns gêneros de cianobactérias que causam gosto e odor na água de consumo. As cianotoxinas produzidas podem ser classificadas como neurotóxicas, hepatotóxicas ou dermatotóxicas, podendo ocasionar intoxicação e morte de seres humanos e animais (CARVALHO *et al.*, 2013; SONOBE *et al.*, 2019; CHORUS; WELKER, 2021).

Além do comprometimento do uso dos corpos d'água, a proliferação de cianobactérias, contribui para o não cumprimento das legislações criadas pelo Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos e responsabilidades inerentes ao controle e à vigilância da qualidade da água para consumo humano, garantindo que a água utilizada para ingestão, preparação de alimentos e higiene pessoal seja segura e não representem riscos à saúde (BRASIL, 2021).

Deste modo, considerando a importância de estudos e pesquisas contínuas para compreender os efeitos das cianobactérias e do enriquecimento artificial nos corpos d'água, novos trabalhos são essenciais para o desenvolvimento de estratégias de monitoramento, prevenção e tratamento da água, visando proteger a saúde pública e garantir um abastecimento de água seguro e de qualidade para a população.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Eutrofização

A eutrofização é um fenômeno que tem sido estudado por diversos pesquisadores. Naumann (1919) a definiu como sendo o aumento de substâncias nutritivas, principalmente fósforo e nitrogênio, em um lago (KITSIOU; KARYDIS, 2011). Posteriormente, Schindler (2006) descreveu a eutrofização como o enriquecimento excessivo de nutrientes em corpos d'água, resultando em um aumento significativo da produção primária, especialmente de algas e plantas aquáticas. De acordo com Santos e Medeiros (2023), a eutrofização é um fenômeno que pode ocorrer tanto por causas naturais como pela ação humana.

Segundo Esteves (1998), o processo natural ocorre de forma lenta e contínua, sendo causado pelo acúmulo de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais, que

desgastam e lavam a superfície terrestre. Esse tipo de eutrofização corresponde ao "envelhecimento natural" de um ambiente aquático. Por outro lado, a eutrofização artificial, também conhecida como eutrofização cultural ou antrópica, ocorre quando é induzida pelo homem. Os nutrientes, nesse caso, podem ter origens diversas, como efluentes domésticos e industriais, atividades agrícolas, entre outras. Esse tipo de eutrofização é responsável pelo "envelhecimento precoce" dos ecossistemas aquáticos.

De acordo com Huisman *et al.* (2018), a eutrofização dos corpos d'água, decorrente da urbanização e industrialização, tem sido um fenômeno crescente em diversas partes do mundo desde meados do século XX. Essa mudança tem promovido a proliferação de cianobactérias tóxicas em lagos e reservatórios antes não afetados, representando um risco à saúde pública.

O estudo realizado por Schindler *et al.* (2008) apresentou os resultados de um experimento de 37 anos realizado no Lago 227, localizado na região Experimental Lakes Area (ELA), no noroeste de Ontário, Canadá. O objetivo da pesquisa foi testar a teoria de que o gerenciamento das entradas de nitrogênio poderia controlar a eutrofização. Durante os últimos 16 anos de estudo (1990-2005), o lago foi fertilizado apenas com fósforo, enquanto as entradas de nitrogênio foram reduzidas. Os resultados revelaram que, como consequência da redução de nitrogênio, houve o crescimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, mantendo o lago altamente eutrófico.

Nesse sentido, é importante salientar que o aumento da proliferação de cianobactérias está diretamente relacionado ao processo de eutrofização, o qual tende a se intensificar em vários locais do planeta com o acúmulo excessivo de fósforo nos corpos d'água. Segundo Hilton *et al.* (2006), a diferença fundamental entre lagos e rios em relação à eutrofização está na dinâmica do fluxo de água. Nos ambientes lênticos como lagos e reservatórios a imobilidade da água permite a acumulação de nutrientes, enquanto nos ambientes lóticos como rios, a turbidez e velocidade elevada diminuem essa acumulação. No entanto, os autores ressaltam que a eutrofização ainda pode ocorrer em rios devido a fontes pontuais e difusas de poluição, como atividades agrícolas, despejo de esgoto e escoamento urbano. Essas fontes podem fornecer nutrientes em concentrações suficientes para estimular o crescimento de cianobactérias, principalmente em trechos mais lentos ou represados dos rios.

Diversos pesquisadores têm conduzido estudos sobre o processo de eutrofização em corpos lênticos e lóticos brasileiros. Moschini-Carlos *et al.* (2007) investigaram a relação entre o estado trófico, utilizando o Índice de Carlson Modificado, e a produção de cianobactérias em dois pontos, P1 e P2, do reservatório de Itupararanga, localizado na Bacia do Alto Sorocaba, em São Paulo. Foi constatado que o P1, próximo à entrada do rio Sorocaba,

apresentou maior concentração de clorofila-a e uma intensa floração de cianobactérias potencialmente tóxicas. Já o P2, próximo à barragem, exibiu alguns indivíduos do gênero *Microcystis* sp, porém sem formação de florações. Os autores classificaram o P1 como eutrófico e o P2 como mesotrófico e eutrófico em diferentes pontos da coluna d'água. Concluiu-se que a poluição originada pela atividade agrícola e o descarte de matérias orgânicas urbanas nos rios da bacia do Alto Sorocaba têm impactado negativamente na qualidade da água do reservatório, sendo o P1 mais eutrofizado em relação ao P2.

Trindade e Mendonça (2014) realizaram uma análise das condições do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Rio Bonito, localizado na bacia do Rio Santa Maria da Vitória, no Estado do Espírito Santo, em relação à eutrofização. O estudo utilizou diferentes modelos matemáticos e índices para classificar o estado trófico da água. Os principais achados revelaram a influência significativa de nutrientes provenientes de esgotos domésticos, cultivos agrícolas, fazendas, granjas e pisciculturas no rio que abastece o reservatório. Além disso, o estudo destacou a obtenção de resultados distintos ao utilizar diferentes modelos de classificação do estado trófico da água. Também foi realizada uma comparação da qualidade da água da jusante, que apresentou melhores condições qualitativas do que a água da montante do reservatório, indicando que o reservatório pode estar funcionando como um acumulador de nutrientes.

O estudo realizado por Abreu e Cunha (2016) teve como objetivo quantificar a variabilidade espacial-temporal de parâmetros da qualidade da água, incluindo o índice de estado trófico (IET), no Rio Jari, no Amapá. A análise mostrou que o oxigênio dissolvido foi o único parâmetro com variação espacial, devido à reaeração no trecho do rio, enquanto outros parâmetros, como cor, turbidez, condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes, coliformes termotolerantes (CT), *Escherichia coli* e clorofila-a, apresentaram variação temporal significativa. O IET variou entre oligotrófico, mesotrófico e ultraoligotrófico, sendo que cor, CT e *E. coli* não estavam em conformidade com a legislação, indicando a influência significativa de impactos ambientais (urbanos e indústrias) e fatores hidrológicos na qualidade da água.

Com base nos estudos citados, é possível observar que a eutrofização é um problema cada vez mais frequente em rios e reservatórios do Brasil, sendo influenciada por fatores antrópicos e ambientais, bem como pelas condições hidrológicas. O desenvolvimento de estratégias mais precisas de prevenção e mitigação deste processo pode contribuir para a preservação da qualidade da água e da biodiversidade desses ecossistemas.

2.2 Cianobactérias

As cianobactérias são microrganismos procariontes gram-negativos encontrados em diversos ecossistemas da Terra. Diferentemente de outros procariontes, elas podem realizar fotossíntese oxigênica e apresentar clorofila-a (CHORUS; WELKER, 2021). O registro fóssil das cianobactérias está entre os grupos de organismos mais antigos, datando cerca de 3,5 Ga (bilhões de anos atrás) (GOLUBIC; SEONG-JOO, 1999). De acordo com as evidências de biomarcadores de DNA relatados nos estudos de Hedges et al. (2001), as cianobactérias surgiram antes das primeiras indicações da presença de oxigênio, que ocorreram entre 2,4 e 2,2 Ga. Acredita-se que as cianobactérias possam ter contribuído na produção de matéria orgânica e na liberação de oxigênio na atmosfera primitiva.

Esses microrganismos exibem uma ampla variedade morfológica, podendo ser unicelulares ou formar colônias. Algumas cianobactérias formam filamentos em tricomas simples ou com ramificações verdadeiras. Elas não possuem cloroplastos como as outras microalgas. A clorofila utilizada para a fotossíntese está presente nos tilacóides simples. No entanto, é importante mencionar que existem gêneros, como o *Gloeobacter* spp, que não possuem tilacóides. Além disso, certas cianobactérias têm a capacidade de produzir heterocistos (Figura 1A), responsáveis pela fixação de nitrogênio, e acinetos (Figura 1B), esporos resistentes. Os acinetos são células aumentadas, circundadas por envoltórios espessos, permitindo sua sobrevivência em condições desfavoráveis de crescimento. Muitas espécies possuem vesículas de gás, que auxiliam na regulação de sua flutuabilidade e posição vertical na coluna de água. Algumas apresentam um envoltório mucilaginoso ou bainha, que mantém unidos grupos de células ou filamentos. A reprodução desses microrganismos é exclusivamente assexuada, ocorrendo por meio da divisão das células vegetativas (RAVEN *et al.*, 2014; CHORUS; WELKER, 2021).

Elas adquiriram uma ampla capacidade de adaptação às condições ambientais e climáticas, o que justifica sua distribuição e sucesso global. Essas espécies podem ser encontradas em uma variedade de ecossistemas terrestres e aquáticos, especialmente em ambientes de água doce, e também são capazes de sobreviver em ambientes extremos, como fontes termais, áreas cobertas de neve e desertos. Muitas são encontradas simbioticamente em espécies, como amebas, esponjas, protozoários flagelados, diatomáceas, algas verdes sem clorofila, outras cianobactérias, musgos, hepáticas, plantas vasculares e oomicetos. Elas também desempenham o papel de parceiras fotossintéticas em muitos líquens. Algumas

cianobactérias simbióticas não possuem parede celular e funcionam como cloroplastos, dividindo-se junto com a célula hospedeira (RAVEN *et al.*, 2014).

Figura 1- Micrografias de cianobactérias (Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton, ICTS, UNESP).



Fonte: Almagro (2023).

Legenda: (A) Micrografia do gênero *Dolichospermum* sp, a seta vermelha indica um heterocisto. (B) Micrografia do gênero *Raphidiopsis* sp a seta vermelha indica um acinet.

Uma das características das comunidades fitoplanctônicas, em particular as cianobactérias, é a ocorrência de explosões rápidas ou florescimentos populacionais excessivos em corpos d'água, como rios, lagos e reservatórios (Figura 2). Essas florações podem ser desencadeadas por uma variedade de elementos. No entanto, é importante destacar que diferentes grupos de cianobactérias apresentam comportamentos distintos, uma vez que suas propriedades ecofisiológicas divergem entre si (CHORUS; WELKER, 2021).

Jardim *et al.* (2014) abordam os motivos das florações de cianobactérias na região do Rio Doce, em Minas Gerais, Brasil. Alguns desses motivos incluem períodos estivais prolongados com baixa taxa de escoamento da água, aumento na concentração de nutrientes, redução da turbidez, temperaturas elevadas e condições características do período estival, como o inverno seco. Esses fatores combinados criam um ambiente propício para o crescimento e florescimento das cianobactérias na água do rio.

Nunes *et al.* (2013) avaliaram as densidades de cianobactérias e suas possíveis correlações com parâmetros físico-químicos nas águas captadas nos rios para o abastecimento do município de Joinville. O estudo teve como objetivo verificar os fatores envolvidos no crescimento desses organismos entre os anos de 2015 e 2019. A pesquisa revelou um aumento significativo na densidade de cianobactérias entre 2018 e 2019. De acordo com os autores, esse aumento pode estar relacionado ao aumento da precipitação após um período de seca em

janeiro de 2018, seguido por uma redução das chuvas, juntamente com o aumento gradual da temperatura nos últimos anos.

Figura 2- Floração de cianobactérias do gênero *Microcystis* sp.



Fonte: Carvalho *et al.* (2013).

A compreensão do processo de floração nos rios brasileiros é de suma importância para a gestão adequada desses corpos d'água e a preservação da qualidade ambiental. Os estudos mencionados destacam a necessidade de investigar os fatores que desencadeiam esse processo em diferentes regiões do Brasil.

2.3 Cianotoxinas

Segundo Azevedo (1998), as cianotoxinas são substâncias tóxicas produzidas por cianobactérias. Podem ter ação aguda, causando mortes por parada respiratória (neurotoxinas), ou atuar de forma crônica, acumulando-se em órgãos como o fígado (hepatotoxinas). A compreensão dos elementos que contribuem para a produção dessas toxinas ainda não estão muito bem esclarecidas. Alguns autores sugerem que as cianotoxinas possam atuar como defesa contra fatores ambientais e bióticos adversos, enquanto outros apontam a possibilidade de funcionarem como quelantes de metais pesados. Além disso, existem hipóteses que indicam um possível papel das cianotoxinas na comunicação intercelular (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Uma das dificuldades para sua compreensão é que

uma mesma espécie de cianobactéria pode produzir diferentes toxinas em diferentes regiões do mundo (AZEVEDO, 1998; MOLICA; AZEVEDO, 2009).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, por suas ações farmacológicas, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são as neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas) e as hepatotoxinas (microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsina) (MOLICA; AZEVEDO, 2009; CHORUS; WELKER, 2021).

A anatoxina-a é um alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Chorus e Welker (2021) comentam que após a sua ingestão, essa toxina é absorvida rapidamente, sendo amplamente distribuída para diferentes tecidos do organismo, incluindo o cérebro.

A anatoxina-a(s) é um organofosforado natural, que recebeu esse nome durante os estudos iniciais, nos quais múltiplas frações desta toxina foram isoladas de uma cepa de *Anabaena* sp, atribuindo-lhe o sufixo. O "s" da toxina deve-se à intensa salivação observada em animais intoxicados por ela (MOLICA; AZEVEDO, 2009; CHORUS; WELKER, 2021). Segundo Fiore *et al.* (2020), a anatoxina-a(s) é a neurotoxina natural mais potente produzida por cianobactérias de água doce, inibindo irreversivelmente a acetilcolinesterase. Essa toxina é frequentemente confundida com a anatoxina-a devido à semelhança do nome, porém sua estrutura química, mecanismo de ação e biossíntese são completamente diferentes. Esses mesmos autores propuseram renomeá-la como guanitoxina, enfatizando sua estrutura e mecanismo.

As saxitoxinas são um grupo de alcalóides conhecidos como toxinas paralisantes de moluscos, pois foram inicialmente isoladas nos tecidos desses invertebrados. Essa toxina é produzida por diversos organismos aquáticos, como cianobactérias de água doce e dinoflagelados marinhos. A exposição a essa toxina pode ocorrer em diferentes ambientes, como água doce, marinha e ecossistemas de transição, como estuários ou lagoas costeiras (MOLICA; AZEVEDO, 2009; CHORUS; WELKER, 2021; PINTO *et al.*, 2022). De acordo com Li *et al.* (2016), foram identificadas vinte e sete variantes de saxitoxinas.

As toxinas peptídicas são representadas pelos heptapeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e pelos pentapeptídeos designados como nodularinas, frequentemente encontrados em águas doces e salobras. Estudos mostram que elas agem sobre as células do fígado, causando a inibição da proteína fosfatase, promovendo a desorganização dos

hepatócitos e necrose das células. Podem ocasionar hemorragia grave no fígado, choque circulatório, morte ou o aparecimento de tumores. As microcistinas são as cianotoxinas mais amplamente documentadas em todo o mundo, com mais de 250 variantes diferentes caracterizadas até o momento (MOLICA; AZEVEDO, 2009; CHORUS; WELKER, 2021).

A cilindrospermopsina é um alcalóide hepatotóxico que, além de inibir a síntese proteica, pode causar danos graves nas células renais, pulmonares e cardíacas, bem como prejuízos genéticos (CHORUS; WELKER, 2021). Paerl e Otten (2013) mencionam que a toxina ganhou grande destaque em 1979, após um surto de uma doença semelhante à hepatite em Palm Island (Austrália), conhecida como "doença misteriosa de Palm Island". O surto ocorreu após o manancial de abastecimento de água local ser tratado com sulfato de cobre para controlar a proliferação de algas. Estudos epidemiológicos confirmaram a ligação da doença com a lise das células de *Raphidiopsis*, que liberaram cilindrospermopsina na água de consumo, devido ao uso de algicida.

Os lipopolissacarídeos (LPS) são componentes encontrados na membrana externa de muitos procariotos Gram-negativos, incluindo bactérias entéricas e cianobactérias. Também foram identificados compostos semelhantes ao LPS em algas verdes e cloroplastos de plantas vasculares. Esses lipopolissacarídeos são compostos por lipídio A (polissacarídeos centrais) e uma cadeia polissacarídica externa. É importante destacar que os LPS das cianobactérias são menos tóxicos em comparação com as neurotoxinas e hepatotoxinas por elas produzidas. Os LPS estão associados a casos de estresse cutâneo, irritações gastrointestinais e alergias das vias respiratórias (CHORUS; WELKER, 2021).

Levando em consideração as informações apresentadas, fica evidente a importância de expandir e manter as pesquisas realizadas com cianobactérias, visando compreender os mecanismos envolvidos na produção de toxinas por esses organismos e os impactos dessas substâncias no meio ambiente e na saúde pública.

2.4 Riscos à Saúde

A possibilidade de intoxicação humana por cianotoxinas tornou-se um interesse emergente para a saúde pública, devido aos sérios riscos ao bem-estar. Aproximadamente 50% a 95% dos compostos tóxicos produzidos por cianobactérias encontram-se no interior das células, sendo facilmente removidos pelo processo de coagulação, floculação ou tratamento de membrana, desde que a integridade da parede celular seja mantida (KARNER *et al.*, 2001).

Entretanto, em alguns reservatórios de abastecimento público, as autoridades controlam as florações utilizando agentes oxidantes, como o sulfato de cobre. O método utilizado causa a lise das cianobactérias, resultando na liberação de suas toxinas na água, as quais podem atingir o sistema de captação e tratamento. Esse processo compromete a eficiência dos métodos convencionais, tornando necessária a aplicação de outras técnicas, como filtração em colunas de carvão ativado, processo oxidativo avançado, fotocatálise da água e novas tecnologias de nanofiltração. Além disso, a cloração e a ozonização são eficazes na destruição de toxinas, como microcistina e cilindrospermopsina (LEAL; SOARES, 2004; ALBUQUERQUE *et al.*, 2020).

A remoção de cianotoxinas representa atualmente um desafio para as Estações de Tratamento de Água (ETAs), exigindo cuidados especiais, uma vez que essas toxinas podem desencadear respostas agudas ou crônicas na população exposta (LEAL; SOARES, 2004).

Francis (1878) noticiou pela primeira vez a morte de animais após consumirem água de um manancial com proliferação de cianobactérias no sul da Austrália. Segundo Huisman *et al.* (2018), George Francis era um químico local que foi contratado para investigar a causa da morte do gado ao longo do rio Murray e das margens do lago Alexandrina. O mesmo autor relata que Francis observou a presença de uma densa proliferação de cianobactérias da espécie *Nodularia spumigena* na superfície, formando uma espuma contendo cianotoxinas atualmente conhecidas como nodularina, as quais, ao serem ingeridas pelo gado, causaram sua morte em poucas horas.

No Brasil, Teixeira *et al.* (1993) correlacionaram o consumo de água contaminada por florações citotóxicas no reservatório de Itaparica (Bahia) com 2000 casos de gastroenterite, tendo sido notificadas 88 mortes entre março e abril de 1988. Harada *et al.* (1996) investigaram o nível de microcistinas na água potável coletada entre 1992 e 1994 na cidade de Haimen, China. Verificou-se que as pessoas que bebiam água do reservatório de abastecimento da cidade apresentaram alta incidência de carcinoma hepatocelular em comparação com aquelas que bebiam água de poço.

O primeiro caso confirmado de mortes humanas por cianotoxinas ocorreu em 1996. Os pacientes que realizavam hemodiálise em um centro médico em Caruaru, na cidade de Pernambuco, Brasil, apresentaram lesão hepática aguda devido à exposição intravenosa a cianotoxinas. Neste surto, dos 124 pacientes em tratamento, 101 tiveram lesão hepática, dos quais 51 vieram a falecer (JOCHIMSEN *et al.*, 1998). De acordo com Carmichael *et al.* (2001), esse incidente, conhecido como Síndrome de Caruaru, foi causado pela presença de cianobactérias potencialmente produtoras de microcistina e cilindrospermopsina no Açude de

abastecimento. Além disso, doses elevadas de microcistina foram encontradas no filtro de carvão ativado utilizado para a purificação da água na entrada da clínica.

Desse modo, diante dos crescentes relatos sobre a ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas em mananciais de abastecimento, bem como dos efeitos nocivos por elas causados, foram impulsionados estudos e a criação de legislações que estabelecem o valor máximo permitido (VMP) de cianobactérias e cianotoxinas para consumo humano.

2.5 Legislações para o controle de cianobactérias no Brasil

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, destaca a importância do monitoramento por meio de análises microscópicas para identificação e contagem de células realizadas pelos órgãos competentes. Essa norma estabelece padrões de qualidade para diferentes classificações dos corpos d'água, de acordo com o seu uso atribuído. Embora a Resolução exija a análise de clorofila-a e cianobactérias, não especifica a necessidade de pontos de monitoramento nem define a frequência das análises para esses parâmetros (BRASIL, 2005; LEITE, 2018).

A Resolução classifica e enquadra os reservatórios de abastecimento público em três classes para os parâmetros mencionados: águas Classe 1, com densidade de clorofila-a de até 10 µg/L e densidade de cianobactérias de até 20.000 células/mL, com tratamento simplificado; águas Classe 2, com densidade de clorofila-a de até 30 µg/L e densidade de cianobactérias de até 50.000 células/mL, passando por tratamento convencional para abastecimento humano; águas Classe 3, com densidade de clorofila-a de até 60 µg/L e densidade de cianobactérias de até 100.000 células/mL, requerendo tratamento convencional ou avançado. Além disso, essa Resolução permite a dessedentação de animais em águas com densidade de cianobactérias de até 50.000 células/mL (BRASIL, 2005).

As normas de controle de cianobactérias em mananciais de abastecimento estão inseridas na Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, a qual estabelece os procedimentos e responsabilidades referentes ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. No entanto, essa portaria foi revogada pela Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, que unifica as normas sobre as ações e os serviços do Sistema Único de Saúde, juntamente com a Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2011; BRASIL, 2017; BRASIL, 2021)

A Portaria 2914 de 2011 teve sua primeira versão em 2000, sendo pioneira ao determinar a obrigatoriedade do monitoramento e identificação das cianobactérias nos

mananciais. A Portaria estabelece que as análises devem ser realizadas mensalmente quando o número de células de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL e semanalmente quando esse valor é ultrapassado. Quando o número de cianobactérias no ponto de captação ultrapassa 20.000 células/mL, é necessário realizar análises semanais de cianotoxinas. Nesse caso, é exigida a análise de microcistinas e saxitoxinas, devido ao seu efeito agudo e carcinogênico. O VMP para saxitoxina é de 3 µg/L e para microcistina é de 1 µg/L (BRASIL, 2011).

De acordo com a Portaria 2914/2011, as análises de cilindrospermopsinas e anatoxina-a(s) devem ser realizadas somente quando for detectada a presença de gêneros de cianobactérias potencialmente produtoras dessas toxinas. O valor máximo aceitável para cilindrospermopsina é de 1 µg/L. A portaria não estabelece um valor máximo permitido para anatoxina-a(s), apenas indica a necessidade de análise. Além disso, é recomendada a análise de clorofila-a com frequência semanal como indicador de possíveis aumentos no número de cianobactérias. Caso as concentrações de clorofila-a dobrem em duas semanas consecutivas, é necessário coletar uma nova amostra para quantificação de cianobactérias (BRASIL, 2011; CARVALHO *et al.*, 2013).

A Portaria de Consolidação nº 5 mantém as regras e os limites para cianobactérias, clorofila-a e cianotoxinas estabelecidos pela Portaria 2914 de 2011. A Portaria nº 888 revoga a Portaria nº 5, alterando o Anexo XX e determinando o monitoramento semanal caso a contagem de células de cianobactérias represente 10% ou mais do fitoplâncton. A Portaria também altera a frequência de monitoramento de cianobactérias de mensal para trimensal, quando a densidade de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL. A partir de 2021, passa a ser exigida não apenas a análise de microcistinas e saxitoxinas, mas também de cilindrospermopsinas, quando a densidade de cianobactérias for superior a 20.000 células/mL (Tabela 1) (BRASIL, 2011; BRASIL, 2017; BRASIL, 2021).

O monitoramento de clorofila-a passa a ter uma frequência mensal, podendo substituir o monitoramento mensal de cianobactérias no ponto de captação quando a densidade for menor que 10.000 células/mL. Quando as concentrações de clorofila-a forem iguais ou superiores a 10 µg/L, é necessário proceder a uma nova coleta para análise de fitoplâncton. Caso ocorra o monitoramento de cianotoxinas na água bruta, o monitoramento de cianobactérias e clorofila-a no ponto de captação é dispensado (BRASIL, 2011; BRASIL, 2017; BRASIL, 2021).

Tabela 1- Comparação da Frequência de Monitoramento dos Parâmetros Estudados entre a Portaria nº 5/2017 e a Portaria nº 888/2021 após a revogação.

Ponto de captação dos mananciais superficiais				
Parâmetro	nº de cianobactérias (células/mL)	Frequência de monitoramento		VMP
		Portaria GM/MS nº 5/2017	Portaria GM/MS nº 888/2021	
Cianobactéria (células/mL)	<10.000	Mensal ⁽¹⁾	Trimensal ⁽¹⁾	*
	>10.000	Semanal ⁽¹⁾	Semanal ⁽¹⁾	*
Clorofila-a (µg/L)	-	Semanal ⁽²⁾	Mensal ⁽¹⁾	*
Cianotoxinas	Microcistina	Semanal ⁽¹⁾	Semanal ⁽¹⁾	1,0 µg/L (MCYST-LR)
	Saxitoxina	Semanal ⁽¹⁾	Semanal ⁽¹⁾	3,0 µg/L (STX)
	Cilindrospermopsina	**	Semanal ⁽¹⁾	1,0 µg/L
	Anatoxina-a(s)	**	**	*

Fonte: Adaptado de Brasil (2017) e Brasil (2021).

Nota: ⁽¹⁾ monitoramento obrigatório. ⁽²⁾ monitoramento recomendado.

Legenda: (*) não apresenta o VMP pelas Portarias citadas; (**) recomenda-se realizar análise quando for detectada a presença de gêneros de cianobactérias potencialmente produtoras destas cianotoxinas; (-) não se aplica.

2.6 Criação de Programas e Entidades responsáveis pela qualidade das águas

A produção de água potável vem se tornando um desafio devido à degradação da qualidade dos reservatórios. Como solução, em 24 de julho de 1968, o Ministério da Saúde (MS) do Brasil, por meio do Decreto nº 50.079, criou a CETESB, agência do Estado de São Paulo, responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição, com a preocupação fundamental de preservar e recuperar a qualidade das águas, do ar e do solo (SÃO PAULO, 1968).

Em 1999, surgiu o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua), com o objetivo de promover a saúde e prevenir doenças e agravos transmitidos pela água, por meio das ações estabelecidas no Sistema Único de Saúde (SUS) do Brasil. Para auxiliar no registro das formas de abastecimento de água utilizadas pela população e nos dados de monitoramento da qualidade realizados pelos prestadores de serviços de abastecimento de água, foi desenvolvido o Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua) (JUNIOR *et al.*, 2019).

A primeira versão do Sisagua foi criada pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) em 1999 e disponibilizada em 2000, tendo como referência a Portaria de Potabilidade da água nº 36, de 19 de janeiro de 1990 (BRASIL, 1990). Inicialmente, foi testada em cinco estados:

Bahia, Pernambuco, Paraná, Rio Grande do Sul e São Paulo. Posteriormente, foi implementada em todas as Unidades da Federação no ano de 2001. Em julho de 2003, o sistema passou por modificações para se adequar à Portaria vigente nº 1469, de 29 de dezembro de 2000, e o Departamento de Informática do SUS (Datasus), em parceria com a Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS), realizou as adequações necessárias, resultando na segunda versão do Sisagua em 2004. Entre 2005 e 2006, uma oficina em Brasília/DF foi realizada para homologação da nova versão do sistema, a fim de ajustá-lo à Portaria de Potabilidade vigente nº 518/2004, e assim foi disponibilizada a terceira versão do Sisagua em 2007 (BRASIL, 2004). Com a publicação da nova Portaria de Potabilidade nº 2.914 de dezembro de 2011, a atual versão do sistema (Sisagua 4) foi implementada em janeiro de 2014. Em setembro de 2017, a Portaria de Potabilidade passou a ser o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 (JÚNIOR *et al.*, 2019; FORTES *et al.*, 2019). Em 4 de maio de 2021, a Portaria nº 888 alterou o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, sem alterações no sistema (BRASIL, 2021).

O Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) foi criado pela Lei número 1.390, em 31 de dezembro de 1965, como uma entidade administrativa descentralizada, possuindo autonomia financeira e administrativa dentro dos limites definidos pela referida lei. Sua sede está localizada na cidade de Sorocaba. Em fevereiro de 1968, ocorreu a inauguração da primeira tubulação destinada ao abastecimento da população, seguida, em 4 de janeiro de 1970, pela inauguração da primeira Estação de Tratamento de Água (ETA) na cidade. As ETAs, monitoradas pelo SAAE, desempenham um papel essencial no município de Sorocaba no tratamento e distribuição das águas provenientes da represa de Itupararanga, do rio Sorocaba, da represa Ipanema e da represa do Ferraz. Além disso, o SAAE opera atualmente 23 poços semi-artesianos, estrategicamente localizados nos bairros mais distantes, com uma vazão total de 403.200 litros por hora ou 112 litros por segundo. Essas águas são submetidas a análises diárias, garantindo o cumprimento dos padrões de qualidade estabelecidos pela legislação em relação às condições físico-químicas e bacteriológicas (SAAE, 2021).

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) surgiu em 1973 como parte do Plano Nacional de Saneamento (Planasa), que visava centralizar os serviços de saneamento nas companhias estaduais, impulsionado pelo governo militar. Nesse contexto, ocorreu a fusão de seis empresas privadas que operaram nos municípios paulistas: Saec, Comasp, SBS, Fesb, Sanevale e Sanesp. Inicialmente, a SABESP atuava na capital e em dois municípios do interior de São Paulo: Botucatu e Águas da Prata. Ao longo da década de

80, a empresa realizou investimentos significativos na coleta e tratamento de esgoto em todo o estado. Em 1985, foi implementado o Programa de Fluoretação na Grande São Paulo, beneficiando cerca de 13 milhões de pessoas na época. Em 1992, foram assinados convênios para a despoluição do Rio Tietê e a recuperação da represa de Guarapiranga. Atualmente, a SABESP atende aproximadamente 375 municípios, com uma base de 28,4 milhões de clientes. Dentre os sete municípios estudados durante a pesquisa, a SABESP presta serviços a cinco deles: Alumínio, Ibiúna, Laranjal Paulista, São Roque e Tatuí (SABESP, 2022).

A Companhia Águas de Votorantim é responsável pelos serviços de tratamento de água e esgoto na cidade de Votorantim desde o dia 18 de junho de 2012. Ela agora integra a SANO Saneamento e Participações, uma empresa dedicada à resolução de questões relacionadas aos Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES). No início da atuação da Concessionária Águas de Votorantim, apenas 62% da população da cidade tinha acesso ao esgoto tratado, e o sistema de abastecimento de água apresentava deficiências que afetam a qualidade do serviço prestado aos usuários. No decorrer de quatro anos de operação, em 2016, a empresa alcançou um marco significativo: 99% da população passou a ter acesso à água tratada, e 92% do esgoto da cidade passou a receber tratamento adequado (SANO SANEAMENTO E PARTICIPAÇÕES, 2023).

Atualmente, muitos sistemas de abastecimento hídrico enfrentam desafios para se adequarem aos padrões estabelecidos pelas Portarias e Resoluções do Ministério da Saúde. Nesse sentido, o estudo das informações fornecidas pelo Sisagua, SAAE, CETESB, SABESP e Águas de Votorantim é fundamental para conhecer a qualidade da água disponível nos mananciais analisados. Isso possibilita avaliar as entidades responsáveis e orientar os consumidores, pois se trata de um direito básico e constitucional, além de contribuir para o monitoramento ambiental, a preservação da biodiversidade aquática e a saúde humana (BARRETO *et al.*, 2014).

3 OBJETIVO

3.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho é levantar e sumarizar informações relacionadas às variáveis associadas à eutrofização dos mananciais da bacia do rio Sorocaba (densidade de cianobactérias, concentrações de cianotoxinas e clorofila-a) com o intuito de compreender a qualidade dos recursos hídricos e garantir a segurança e a adequação da água fornecida à população.

3.2 Objetivo Específico

- Identificar qual dos mananciais estudados exibe o maior grau de degradação;
- Caracterizar os rios e reservatórios de acordo com os índices de qualidade da água (IET, IQA e IAP) aplicados pela Cetesb;
- Definir as possíveis diferenças entre os mananciais em relação às densidades de cianobactérias, concentrações de clorofila-a e de cianotoxinas;
- Avaliar a composição da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios de abastecimento público, buscando compreender a distribuição dos gêneros presentes;
- Analisar as concentrações de cianotoxinas de acordo com as normas estabelecidas pelo Brasil e pela OMS;
- Investigar a conformidade das empresas responsáveis pela qualidade da água nos municípios estudados com as legislações vigentes referentes aos parâmetros de cianobactérias, cianotoxinas e clorofila-a.

4 ÁREA DE ESTUDO

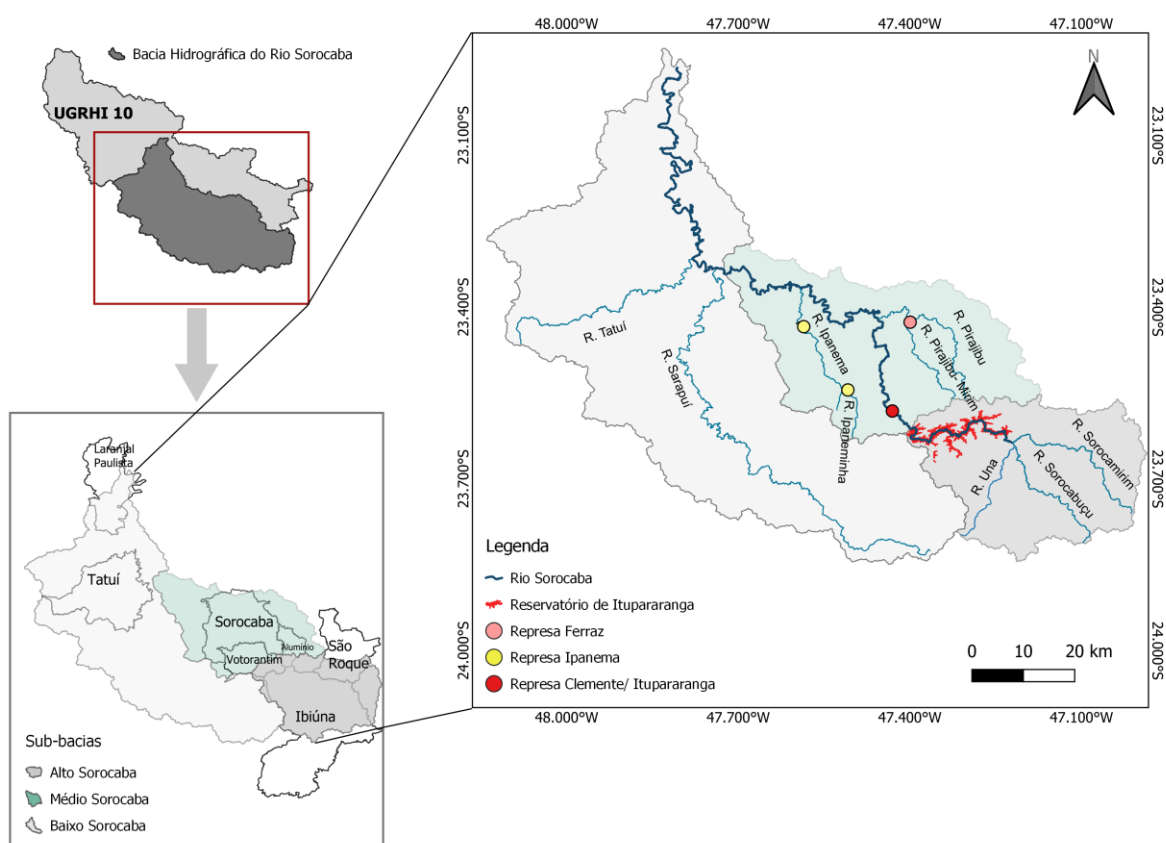
A Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba (BHS), localizada no centro-sudeste do estado de São Paulo, compreende as sub-bacias do baixo, médio e alto Sorocaba, cada uma delas abrangendo diferentes municípios e áreas específicas. A sub-bacia do baixo Sorocaba tem uma área total de cerca de 3.136,4 km², incluindo 18 municípios, dos quais 9 têm sede em seu território. A sub-bacia do médio Sorocaba ocupa aproximadamente 1.212,4 km², integra 11 municípios, sendo sede de 6 deles. Por fim, a sub-bacia do alto Sorocaba possui uma área de 924,5 km², contém oito municípios, com sede em 2 deles (IPT, 2008; ABREU; TONELLO, 2017; FABH-SMT, 2023). A BHS está situada na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos número 10 (UGRHI 10) (SIGRH, 2023).

A UGRHI 10 engloba a Bacia do rio Sorocaba e a do Médio Tietê, com uma área de drenagem de 11.829 km². Essa região se destaca pela presença de rios e mananciais de grande porte, que possuem extrema importância regional, como o rio Sorocaba, que atravessa 28 municípios dentro da bacia e o Rio Tietê, que percorre quase toda a extensão do Estado de São Paulo (FABH-SMT, 2023).

O rio Sorocaba, com aproximadamente 230 km, é o maior afluente da margem esquerda do rio Tietê, sendo formado pela junção do rio Sorocamirim, Sorocabuçu e Una (Smith, 2003). Os principais rios que o alimentam são o rio Sarapuí, Tatuí, Pirapora, Pirajibu

e Onça, além dos ribeirões Aleluia e Guarapó. A represa de Itupararanga, localizada no alto curso do rio Sorocaba, próximo à cabeceira, é seu principal reservatório. A represa possui uma extensão de 40 km e uma capacidade total estimada em 355.000.000 m³ de água, ocupando parcialmente os municípios de Ibiúna, Piedade, São Roque, Cotia, Vargem Grande Paulista, Mairinque, Alumínio e Votorantim (ABREU; TONELLO, 2017; LEITE *et al.*, 2018).

Figura 3- Mapa da Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba e suas sub-bacias com os respectivos reservatórios e mananciais estudados.



Fonte: autoria própria.

Desse modo, o presente trabalho analisou os dados dos reservatórios e mananciais localizados na bacia do rio Sorocaba (Figura 3), com ênfase nas represas de Itupararanga, Ipanema e represa do Ferraz. Foi dado destaque não apenas ao rio Sorocaba, Sorocabuçu e Sorocamirim, mas também aos rios que contribuem para sua formação, como Sarapuí, Tatuí, Ipanema, Ipaneminha, Pirajibu e Pirajibu-Mirim. Assim, os dados referentes aos reservatórios e mananciais de sete municípios analisados. Destes, dois estão localizados na sub-bacia do

baixo Sorocaba (Tatuí e Laranjal Paulista), três na sub-bacia do médio Sorocaba (Alumínio, Sorocaba e Votorantim) e dois na sub-bacia do Alto Sorocaba (Ibiúna e São Roque).

5 METODOLOGIA

5.1 Período

O período de estudo compreendeu de janeiro de 2014 a dezembro de 2021, tendo como base a atualização do Sisagua, sendo sua última versão, o Sisagua 4, lançada em 2014. Durante esses oito anos, foram coletados dados dos parâmetros analisados, os quais foram disponibilizados pelos órgãos responsáveis no sistema.

5.2 Coleta de dados

Os dados foram adquiridos por meio do portal de dados abertos do governo federal, conhecido como dados.gov.br, vinculado ao Ministério da Saúde. A pesquisa no portal foi conduzida usando os termos "Sisagua - Vigilância - Demais Parâmetros". Além disso, informações foram obtidas do SAAE Sorocaba por meio do ofício nº 173/2021 e dos Relatórios de Qualidade das Águas do Interior do Estado de São Paulo, disponíveis no site da CETESB. Para garantir a qualidade e a precisão dos dados coletados, todos eles foram verificados no programa Sisagua, com acesso concedido por meio do Sistema de Informações de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SCPA).

As variáveis bióticas consideradas neste estudo foram clorofila-a, cianotoxinas e densidade de cianobactérias. Foram analisadas um total de 5.328 amostras provenientes do Sistema de Abastecimento de Água (SAA) no período de 2014 a 2021. Os dados foram categorizados da seguinte forma: no ponto de captação da água bruta, que correspondeu a 71% do conjunto de dados, 32% dizem respeito à densidade de cianobactérias, 6% estão relacionados à clorofila-a e 33% abrangem as cianotoxinas. No ponto de distribuição e na água tratada, foram realizadas análises exclusivamente para cianotoxinas, representando 6% e 23% respectivamente dos demais dados (Tabela 2).

Na primeira etapa, filtrou-se o banco de dados para que fosse possível utilizá-lo nas avaliações propostas. A filtragem consistiu na seleção da região Sudeste, dos municípios estudados, bem como de suas respectivas estações de tratamento de água (ETAs) e reservatórios de abastecimento público. Os dados disponibilizados pelo governo federal foram

fornechos em arquivos CSV (comma-separated values), na planilha "Controle Mensal (Demais Parâmetros)". O arquivo original continha dados de 2014 a 2021 de diversos estados e municípios brasileiros, incluindo parâmetros como *Escherichia coli*, *Cryptosporidium*, *Giardia* e vírus, que não foram utilizados na pesquisa. A lista original possuía 2.129.262 linhas, ultrapassando o limite máximo de 1.048.576 linhas de uma planilha do Excel. Para realizar a leitura dos arquivos CSV, foi utilizada a ferramenta Power Query da Microsoft.

Tabela 2- Parâmetros analisados nas amostras de água com seus números amostrais.

Variáveis Bióticas	Unidades	Nº amostral
Cianobactérias - Ponto de Captação	células/mL	1687
Clorofila <i>a</i> - Ponto de Captação	µg/L	322
Cianotoxinas - Ponto de Captação	µg/L	1765
Cianotoxinas - Água Tratada	µg/L	1230
Cianotoxinas - Sistema de Distribuição	µg/L	324

Fonte: autoria própria.

Tabela 3- Estruturação da planilha de dados.

Município	ETA(s)	Reservatórios de abastecimento	Instituição
Alumínio	ETA Itararé ETA Alumínio	Represa Itupararanga	SABESP
Ibiúna	ETA Sede	Rio Sorocabuçu	SABESP
Laranjal Paulista	ETA Laranjal Paulista	Rio Sorocaba	SABESP
São Roque	ETA Central	Rio Sorocamirim	SABESP
Sorocaba	ETA Cerrado	Represa Ipanema Represa Itupararanga	SAAE
	ETA Éden	Represa Ferraz	
	ETA Vitória Régia	Rio Sorocaba	
Tatuí	ETA Tatuí	Rio Sarapuí Rio Tatuí	SABESP
Votorantim	ETA Votex ETA Central ETA Votocel	Rio Sorocaba	Águas de Votorantim
	ETA Novo Mundo	Represa Ipanema	

Fonte: autoria própria.

Na segunda etapa, os dados filtrados foram organizados em planilhas de Excel, de forma separada por município, ETA(s), reservatórios de abastecimento e instituições

responsáveis pela gestão hídrica (Tabela 3). Foram considerados o mês, o ano, a data da coleta e a frequência de amostragem. Todos os dados foram conferidos no sistema Sisagua, o que possibilitou a identificação e análises de cianotoxinas por ponto de captação, distribuição e água tratada.

5.3 Análise dos dados

As informações foram correlacionadas com o propósito de estabelecer uma relação entre a densidade de cianobactérias e os parâmetros estudados de qualidade da água, o que permitiu a interpretação dos dados. Para comparar os parâmetros estudados entre os diferentes mananciais, aplicamos o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Verificamos se os dados não rejeitavam a hipótese nula, ou seja, se o valor de "p" era maior que 0,05 ($p > 0,05$). Com base nisso, determinamos o tipo de teste apropriado: paramétrico ou não paramétrico. A Análise do Componente Principal (ACP) avaliou o comportamento dos dados entre três mananciais selecionados.

A formulação de gráficos auxiliou na interpretação e na comparação dos resultados obtidos com os parâmetros estabelecidos pela legislação vigente. Além disso, os mapas possibilitaram a delimitação da área de estudo e a observação dos índices de qualidade da água durante o período de análise.

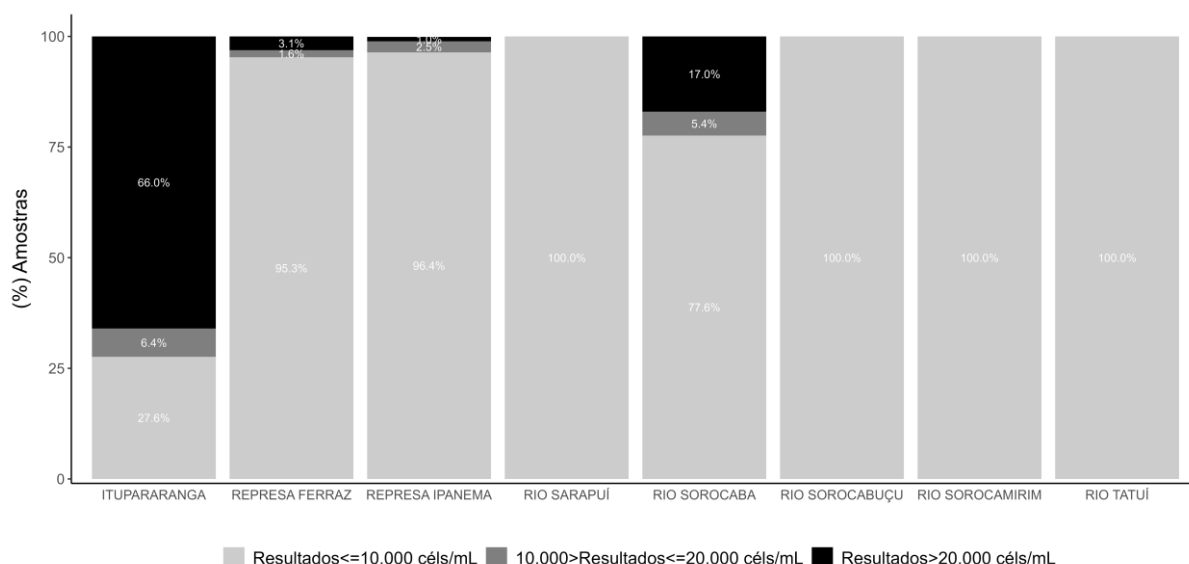
Para realizar as análises estatísticas, utilizamos os softwares Past 3® e R Project for Statistical Computing®. Já para a formulação dos gráficos, empregamos o R Project for Statistical Computing®. Por fim, para a criação dos mapas, utilizamos o software QGIS versão 3.28.3.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise da densidade de cianobactérias

Primeiramente elaborou-se, em caráter exploratório, um gráfico de porcentagens de amostras (Figura 4) para os reservatórios e rios estudados no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021, buscando dividir os resultados apresentados em três grupos diferentes: resultados ≤ 10.000 células/mL; $10.000 < \text{resultados} \leq 20.000$ células/mL; resultados > 20.000 células/mL. O objetivo era ilustrar as distribuições das densidades de cianobactérias nos anos em questão. Esses grupos foram selecionados de acordo com a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, e a Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021.

Figura 4- Gráfico das porcentagens de amostras distribuídas em três faixas de densidades de cianobactérias nos reservatórios de Itupararanga, Ferraz, Ipanema e nos rios Sorocaba, Sorocabuçu, Sorocamirim e Tatuí, durante o período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



Fonte: autoria própria.

A represa de Itupararanga e o rio Sorocaba, dentre os mananciais estudados, apresentaram as maiores quantidades de amostras com densidades de cianobactérias acima de 20.000 células/mL. Na represa Itupararanga, esses valores atingiram 66%. Deste total, 55% foram provenientes das análises realizadas pelo município de Sorocaba, enquanto os outros 45% tiveram origem da cidade de Alumínio. Já no rio Sorocaba, os resultados acima de 20.000 células/mL corresponderam a 17%. Deste dado, 86% provêm de Votorantim, 11% de Sorocaba e 3% de Laranjal Paulista.

É importante ressaltar que a sub-bacia do médio Sorocaba é a mais populosa entre as sub-bacias estudadas, com uma população urbana de 924.208 habitantes. Ela é composta por onze municípios, sendo que Alumínio, Sorocaba e Votorantim se destacam por concentrarem um número significativo de empreendimentos na Bacia. Esses empreendimentos desempenham um papel crucial na formação de um parque industrial relevante para o estado de São Paulo (FABH-SMT, 2023).

Sorocaba possui uma população de 687.357 habitantes, com 98,98% vivendo em áreas urbanas e os outros 1,02% em áreas rurais. Entre a população urbana, 1,51% não têm acesso à água tratada e 1,78% não possuem coleta de esgoto. Já Votorantim conta com 123.599 habitantes, sendo 96,19% residentes em áreas urbanas e 3,81% em áreas rurais. Dentro dessa

população urbana, 3,81% não têm acesso à água tratada e 4,42% não possuem coleta de esgoto (INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO, 2021).

Segundo os dados de saneamento por município da CETESB, Sorocaba apresentou, em 2021, a maior carga poluidora remanescente, entre as cidades estudadas, com um valor de 5274 kg DBO/dia, conforme mostrado na tabela 4 (CETESB, 2021). Somando-se a isso, uma parte significativa da BHS é composta por áreas rurais e pequenas comunidades, desprovidas de qualquer tipo de sistema de tratamento de esgoto. Um exemplo é o município de Ibiúna, onde cerca de 65% da população vive em áreas rurais, enquanto 35% residem em zonas urbanas. Preocupantemente, cerca de 80,53% dos residentes urbanos não possuem seus esgotos conectados aos serviços de tratamento, levando ao descarte direto desses resíduos no meio ambiente (INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO, 2021).

Tabela 4- Distribuição populacional, estimativa da carga poluidora de origem doméstica (potencial e remanescente) e porcentagem da população urbana sem acesso aos Serviços de Tratamento de Água e Esgoto, no ano de 2021.

Município	População Urbana	População Rural	Carga Poluidora (kg DBO/dia)		% População Urbana sem acesso	
			Potencial	Remanescente	Água tratada	Coleta de esgoto
Alumínio	15.854	3.049	856	458	15,83	38,88
Ibiúna	28.030	52.032	1514	1203	48,71	80,53
Laranjal Paulista	26.012	3.035	1405	340	6,92	10,94
São Roque	84.420	8.656	4559	2621	30,11	52,3
Sorocaba	688.236	7.092	37166	5274	1,51	1,78
Tatuí	118.275	5.859	6387	1374	0	0,64
Votorantim	119.726	4.742	6465	705	3,81	4,42

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de Instituto Água e Saneamento (2021), CETESB (2021) e IBGE (2021).

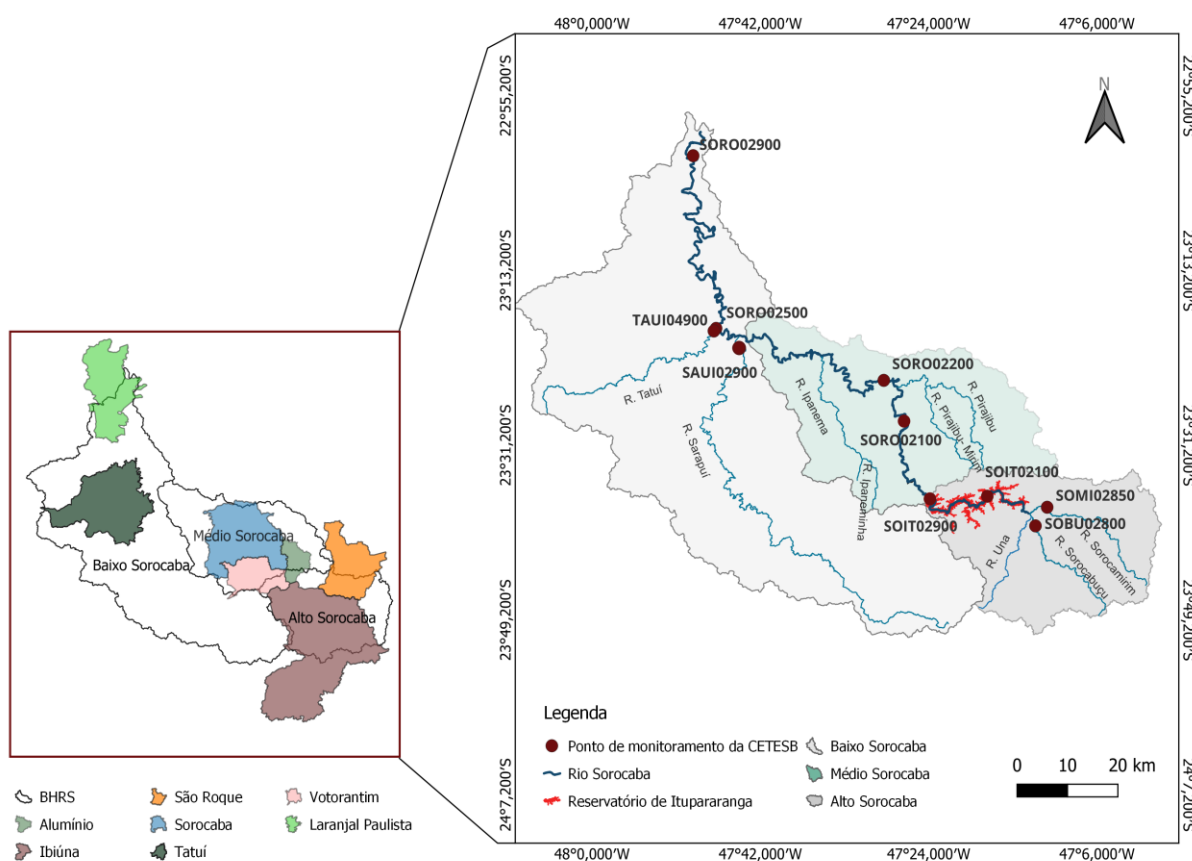
Desse modo, pode-se afirmar que a poluição difusa proveniente dos grandes centros urbanos, como Sorocaba e Votorantim, que são os maiores e mais populosos municípios estudados, juntamente com a falta de tratamento de esgoto nas regiões rurais e urbanas próximas à cabeceira do rio, como Ibiúna, desempenham um papel significativo na qualidade das águas do rio Sorocaba, o que também se reflete na represa de Itupararanga e nos outros mananciais e reservatórios da bacia.

Com o objetivo de proporcionar uma melhor compreensão das informações apresentadas, foram consultados, por meio do Relatório de Qualidade das Águas do Interior do Estado de São Paulo, o Índice de Qualidade da Água (IQA), o Índice de Qualidade das

Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP), o Índice de Estado Trófico (IET) e as análises de fósforo total e clorofila-a de dez pontos de monitoramento da CETESB (CETESB, 2021).

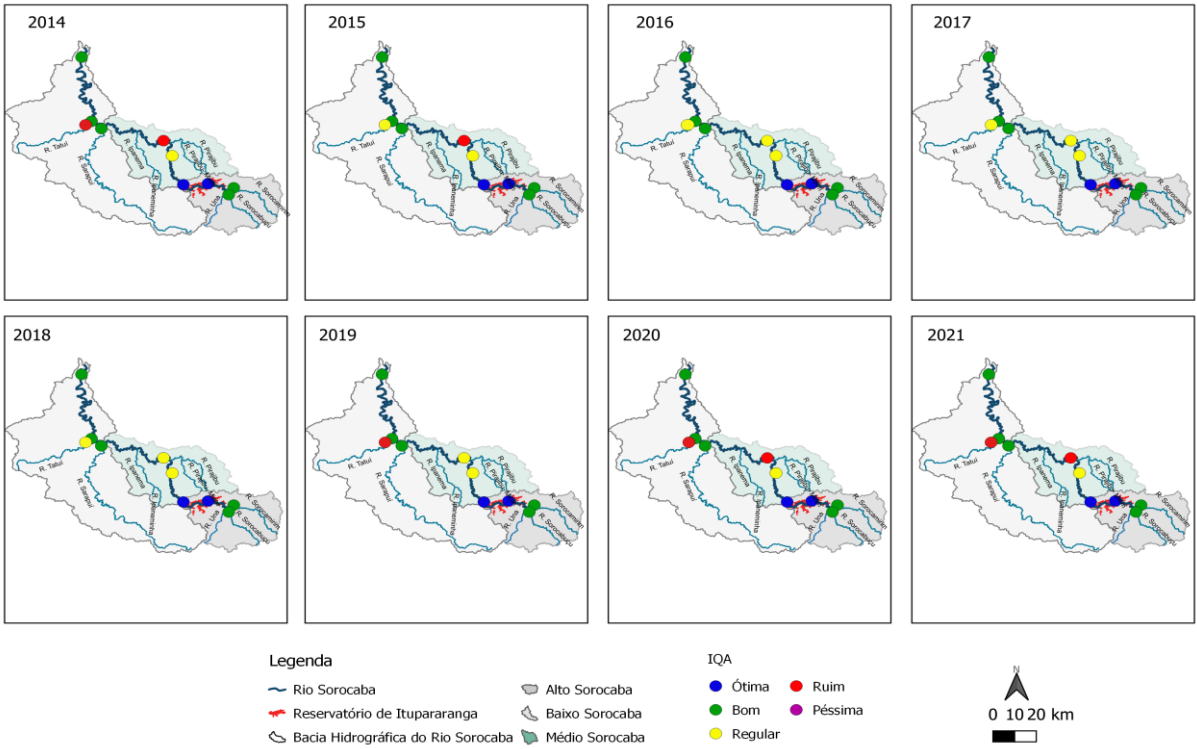
No rio Sorocaba, foram observados quatro pontos de monitoramento: dois situados no município de Sorocaba (SORO 02100 e SORO 02200), um em Laranjal Paulista (SORO 02900) e outro próximo ao município de Tatuí (SORO 02500). Na represa Itupararanga, foram examinados dois pontos (SOIT 02900 e SOIT 02100). Além disso, no rio Tatuí, foi avaliado um ponto de monitoramento (TAUI 04900), enquanto nos rios Sarapuí, Sorocamirim e Sorocabuçu, foram considerados os pontos SAUI 02900, SOMI 02850 e SOBU 02800, respectivamente, conforme representado na Figura 5.

Figura 5- Mapa dos pontos de monitoramento da CETESB, de acordo com os municípios estudados.



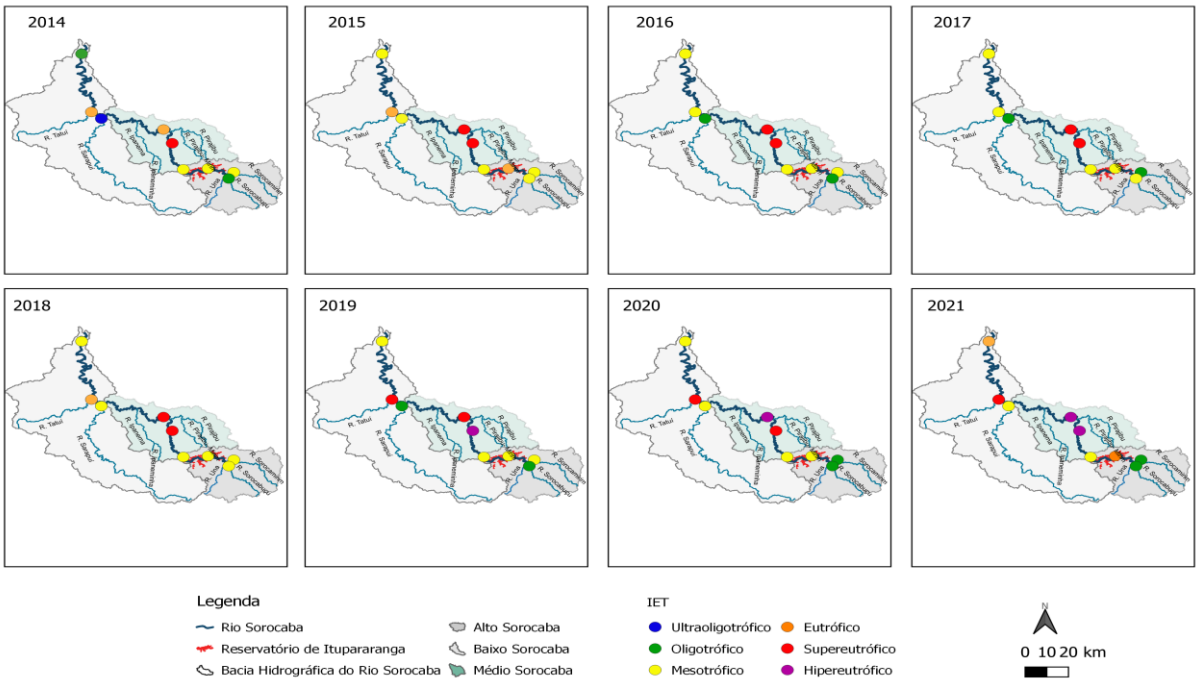
Fonte: autoria própria.

Figura 6- Mapa das médias anuais do IQA dos pontos de monitoramento da CETESB na área de estudo.



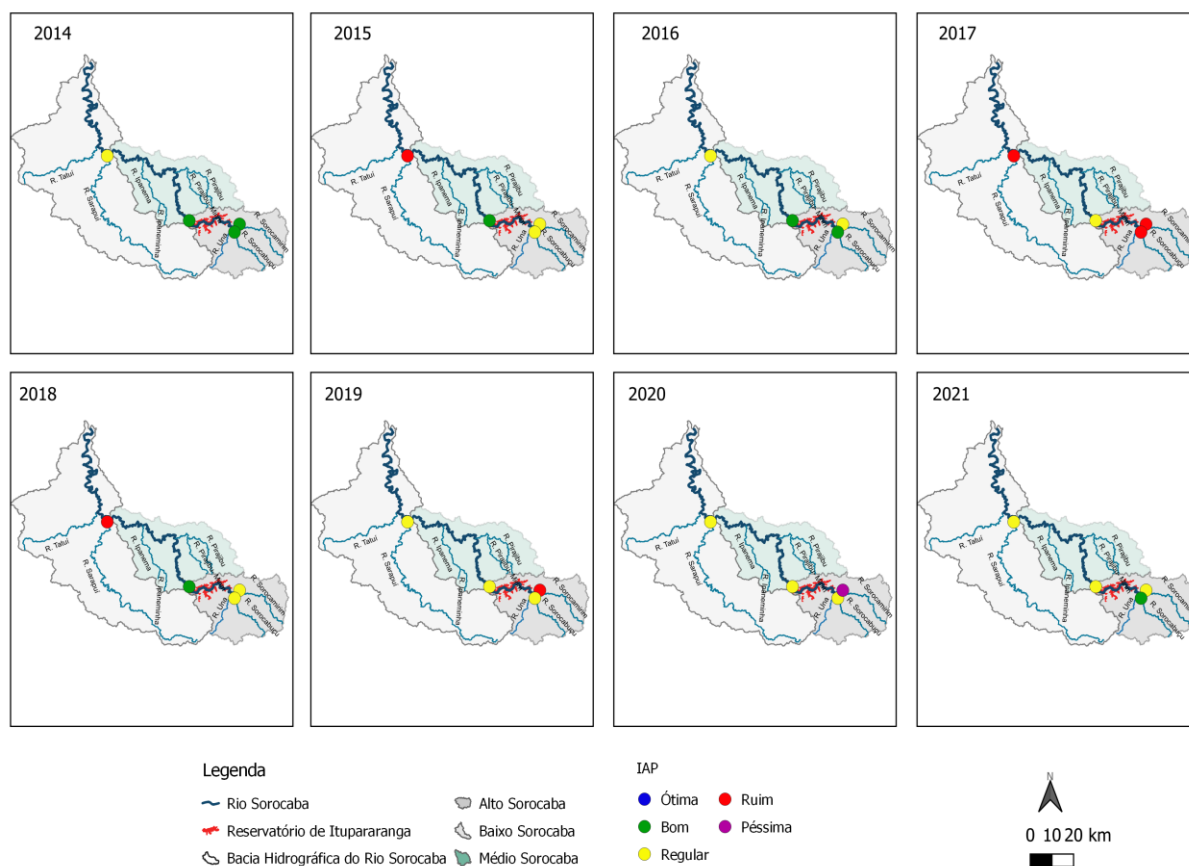
Fonte: autoria própria.

Figura 7- Mapa das médias anuais do IET dos pontos de monitoramento da CETESB na área de estudo.



Fonte: autoria própria.

Figura 8- Mapa das médias anuais do IAP dos pontos de monitoramento da CETESB na área de estudo.



Fonte: autoria própria.

Nem todos os pontos de monitoramento apresentaram uma média anual para os três índices mencionados. No caso do IQA, foram considerados dez pontos (Figura 6). Quanto ao IET, a CETESB avaliou nove pontos, mas não disponibilizou os dados para o ponto TAU1 04900 (Figura 7). Em relação ao IAP, apenas quatro pontos apresentaram resultados: um na represa Itupararanga (SOIT 02900), um no rio Sorocamirim (SOMI 02850), um no rio Sorocabuçu (SOBU 02800) e um no rio Sarapuí (SAUI 02900) (Figura 8).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 classifica reservatórios para abastecimento humano em três classes. O estudo considerou parâmetros como densidade de cianobactérias, clorofila-a e fósforo total. A Resolução estabelece diferentes limites de fósforo total em ambientes lânticos, lóticos e intermediários. Ambientes intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambientes lânticos e ambiente lótico e tributários de ambientes Intermediários (Tabela 5) (BRASIL, 2005).

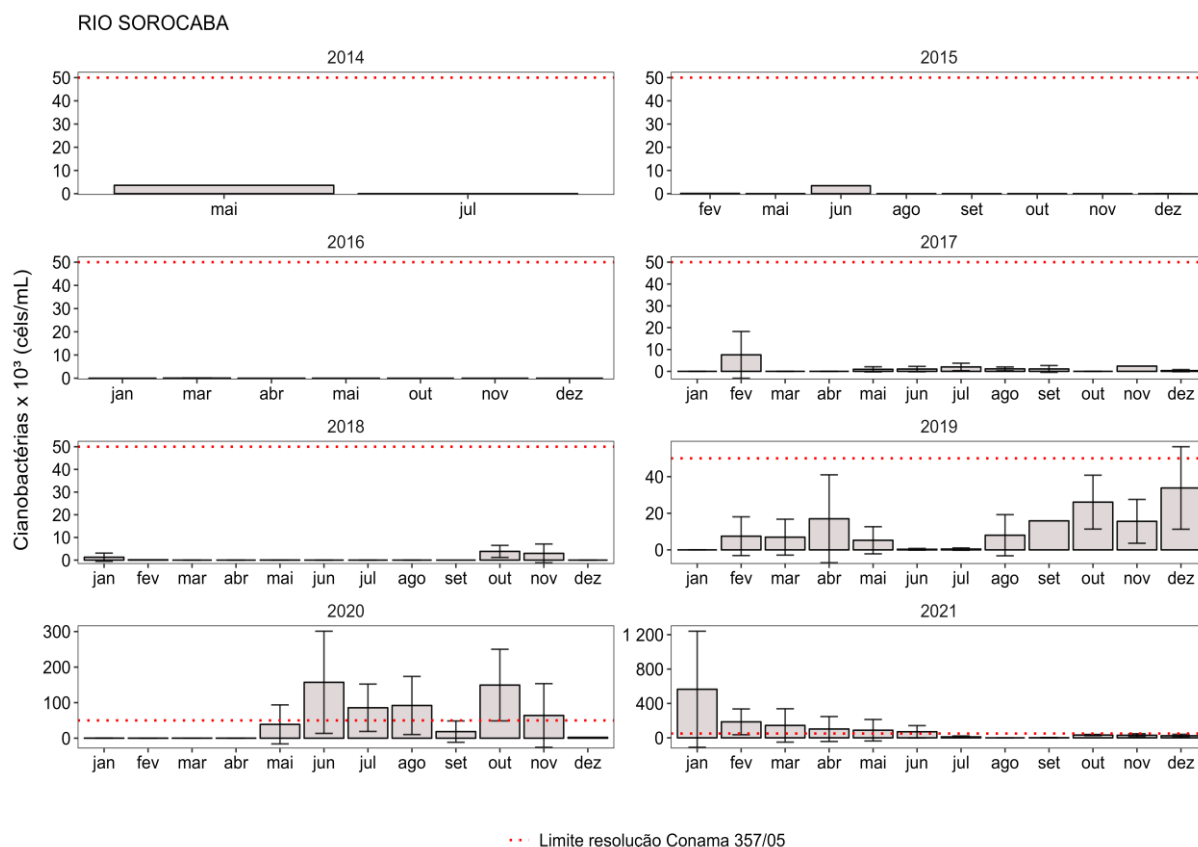
Tabela 5- Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357 de 2005, para fósforo total, clorofila- a e densidade de cianobactéria.

Parâmetros	CLASSE 1			CLASSE 2			CLASSE 3		
	Ambientes			Ambientes			Ambientes		
	Lêntico	Intermediário	Lótico	Lêntico	Intermediário	Lótico	Lêntico	Intermediário	Lótico
Fósforo Total (mg/L)	0,020	0,025	0,1	0,03	0,05	0,1	0,05	0,075	0,15
Clorofila-a (µg/L)	Até 10			Até 30			Até 60		
Cianobactéria (células/mL)	Até 20.000			Até 50.000			Até 100.000		

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de Brasil (2005).

No rio Sorocaba, foram analisadas as médias mensais de densidade de cianobactérias das ETAs das cidades de Votorantim, Sorocaba e Laranjal Paulista durante o período de 2014 a 2021 (Figura 9). Em 2014, somente os meses de maio e julho apresentaram registros no Sisagua. É importante ressaltar que, na Figura 9, os meses sem barra de erro representam análises únicas, o que impossibilita o cálculo do desvio padrão.

Figura 9- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação do rio Sorocaba, durante o período estudado.



Fonte: autoria própria.

Legenda: (---) limite de cianobactérias de 50.000 céls/mL estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe II.

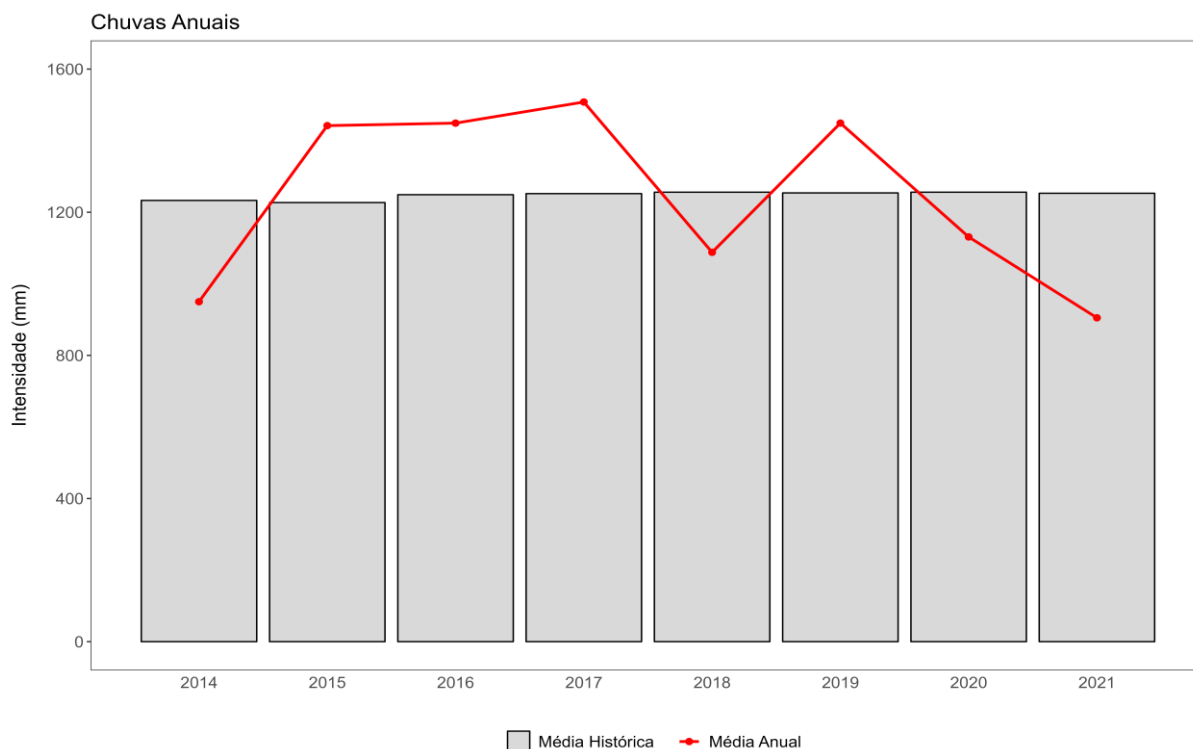
Os resultados indicam que, de 2014 a 2018, a média mensal de cianobactérias no rio Sorocaba permaneceu abaixo de 20.000 células/mL. Contudo, houve um aumento nos anos seguintes (2019 a 2021). Em junho de 2020, o rio ultrapassou 50.000 células/mL, alcançando o pico em janeiro de 2021, com média mensal de 565.018,3 células/mL, excedendo o limite estabelecido pelo CONAMA para águas Classe 3. A partir de fevereiro de 2021, houve uma diminuição, com médias abaixo de 50.000 células/mL a partir de julho.

De acordo com o Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo elaborado pela CETESB, os pontos de monitoramento do rio Sorocaba localizados na bacia do baixo Sorocaba (SORO 02900 e SORO 02500), mantiveram um IQA bom entre 2014 e 2021. Entretanto, nos pontos situados no médio Sorocaba (SORO 02100 e SORO 02200), o IQA oscilou entre regular e ruim (Figura 6).

Analizando o IET, foi identificada uma tendência de agravamento de seu estado trófico ao longo dos anos. O ponto localizado em Laranjal Paulista (SORO 02900), apresentou o melhor estado trófico, sendo classificado como oligotrófico em 2014 e evoluindo para mesotrófico até 2020; em 2021, alcançou o estado eutrófico. Por outro lado, o ponto próximo a Tatuí (SORO 02500) apresentou melhora entre 2016 e 2017, mas a partir de 2018, registrou uma piora significativa, sendo classificado como supereutrófico em 2021. Os pontos situados no médio Sorocaba apresentaram os piores índices e foram classificados como hipereutróficos em 2021 (Figura 7).

Além disso, o relatório da CETESB destaca que a UGRHI 10 registrou um volume anual de chuvas abaixo das médias históricas nos anos de 2014, 2018, 2020 e 2021 (Figura 10). Quanto às médias anuais das concentrações de fósforo total nos pontos de monitoramento do rio Sorocaba, verificou-se que todas as medições excederam o limite de 0,10 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas Classe I em ambientes lóticos. No que se refere às médias anuais das concentrações de clorofila-a, o ponto de monitoramento SORO 02100 ultrapassou o limite de 10 µg/L estabelecido pela legislação para águas Classe I em todos os anos, exceto em 2016. O ponto SORO 02200 excedeu o limite somente nos anos de 2020 e 2021, enquanto o ponto SORO 02500 atingiu o limite em 2021. Já o ponto SORO 02900 apresentou médias anuais de clorofila-a de até 3,3 µg/L entre 2014 e 2020, mas em 2021 registrou uma concentração de 31 µg/L, o que influenciou na piora de seu estado trófico, passando de mesotrófico para eutrófico (Tabela 6).

Figura 10- Médias anuais e históricas da intensidade de chuva na UGRHI 10, de 2014 a 2021.



Fonte: autoria própria.

Tabela 6- Médias anuais para os parâmetros fósforo total (PT) e clorofila- a (Chl-a), dos quatro pontos de monitoramento da CETESB, no rio Sorocaba, de 2014 a 2021.

ANO	SORO 02100		SORO 02200		SORO 02500		SORO 02900	
	PT mg/L	Chl-a µg/L	PT mg/L	Chl-a µg/L	PT mg/L	Chl-a µg/L	PT mg/L	Chl-a µg/L
2014	0,20	12,0	0,37	-	0,19	3,8	0,82	0,9
2015	0,18	11,0	0,35	8,2	0,20	3,7	0,23	0,8
2016	0,19	9,1	0,25	5,9	0,18	1,5	0,20	0,6
2017	0,13	13,0	0,22	8,8	0,19	2,5	0,17	0,7
2018	0,13	13,0	0,22	5,9	0,19	6,5	0,17	3,3
2019	0,23	15,0	0,41	9,7	0,24	8,7	0,24	1,0
2020	0,22	13,1	0,53	10,5	0,40	9,3	0,28	2,3
2021	0,39	16,0	0,63	17,0	0,32	13,0	0,35	31,0

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de CETESB (2021).

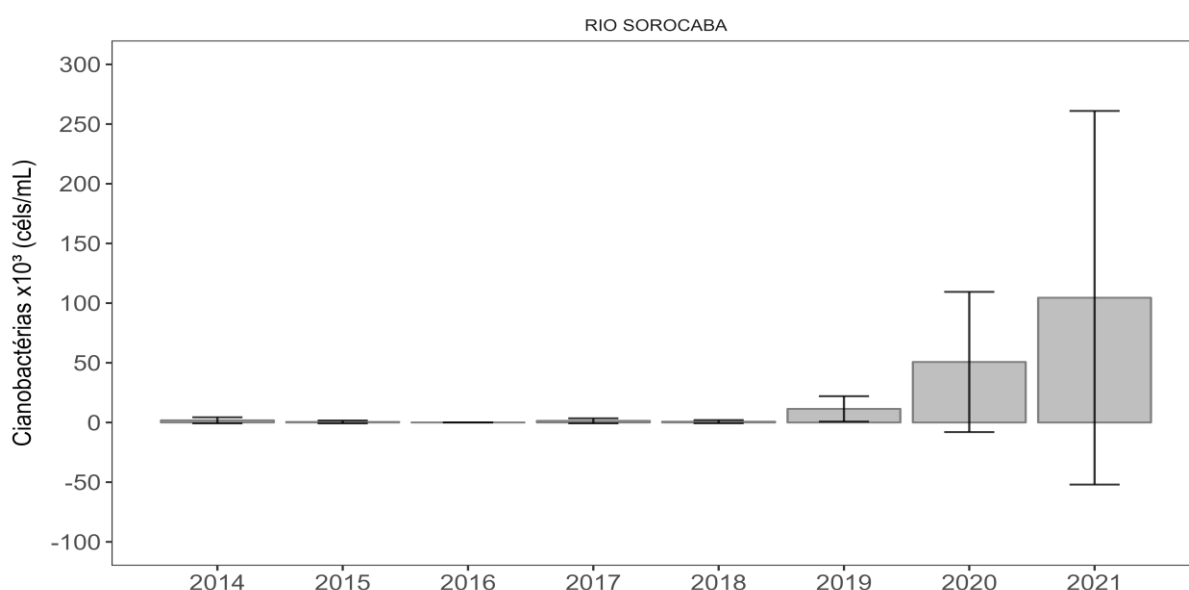
Legenda: (-) análise não realizada.

Com base nas informações apresentadas, fica evidente que o aumento das concentrações de fósforo e clorofila-a nos quatro pontos de monitoramento da CETESB, aliado à redução da intensidade de chuvas na UGRHI 10 e ao crescimento das atividades antropogênicas na região, resultou na degradação do estado trófico do rio durante os anos de

2019, 2020 e 2021. Esse cenário tem refletido no aumento da densidade de cianobactérias, conforme demonstrado na Figura 11.

Segundo a pesquisa, em 2021, o rio apresentou a maior média anual de densidade desses microrganismos dos últimos oito anos, acompanhada do maior desvio padrão, o que indica maior variabilidade nos dados. Além disso, o mês de janeiro de 2021 registrou a maior média mensal de todos os anos, exercendo um impacto significativo nos resultados.

Figura 11- Média anual de cianobactéria do ponto de captação do Rio Sorocaba, de 2014 a 2021.



Fonte: autoria própria.

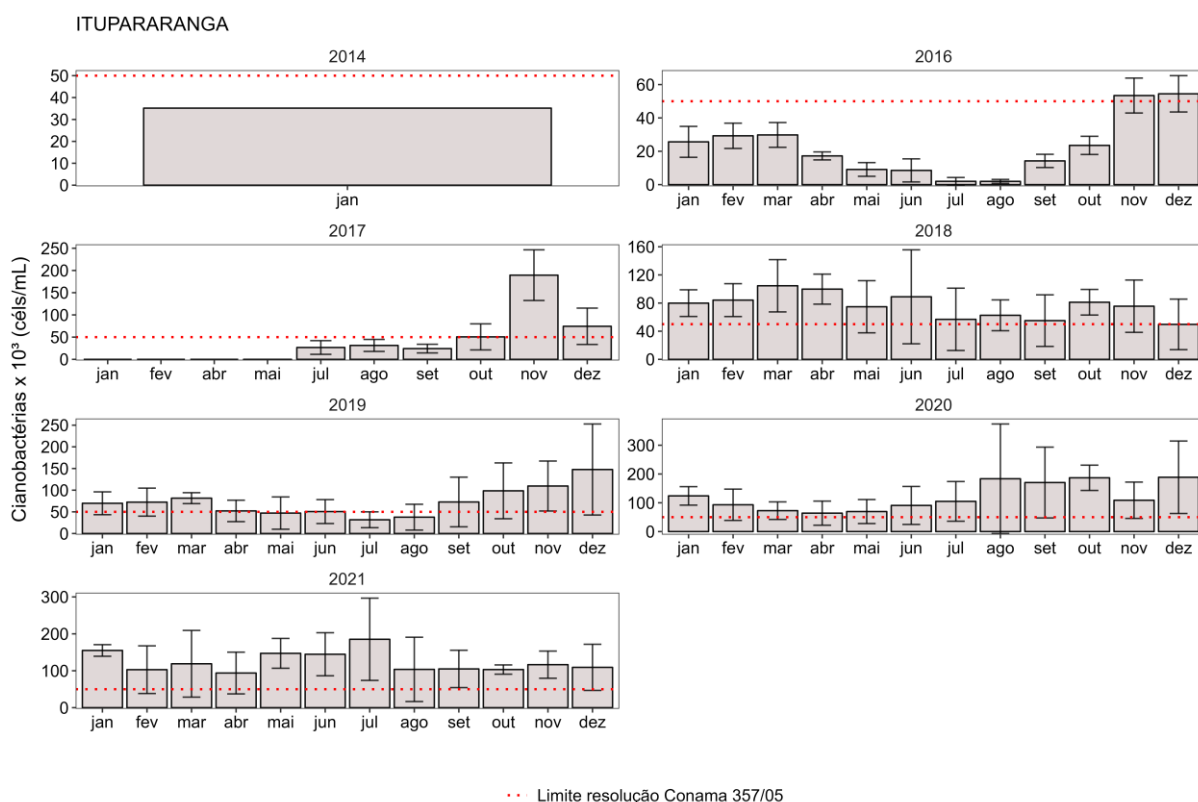
Na represa de Itupararanga, consta apenas um registro de densidade de cianobactéria no Sisagua em janeiro de 2014. Não há registros em 2015, mas entre 2016 e 2021, os resultados foram lançados mensalmente, com exceção dos meses de março e junho de 2017, que não apresentaram informações. A análise dos dados de cianobactérias no ponto de captação da represa revelou que, na maioria dos meses, as médias mensais ficaram acima de 50.000 células/mL, excedendo o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA para mananciais de Classe 2. A maior média registrada ocorreu em novembro de 2017, atingindo cerca de 189.435,3 células/mL (Figura 12).

De acordo com o Relatório de Qualidade das Águas do Interior do Estado de São Paulo, a represa Itupararanga apresentou, nos pontos de monitoramento, um IQA ótimo entre os anos de 2014 e 2021 (Figura 6). O IAP variou ao longo dos anos, sendo considerado bom de 2014 a 2016, regular em 2017, bom novamente em 2018 e de 2019 a 2021, manteve-se

regular (Figura 8). Durante o período de estudo, o IET para o ponto SOIT 02900 classificou a represa como mesotrófica. No entanto, nos anos de 2015 e 2021, o IET apresentado para o ponto SOIT 02100 indicou que a represa se encontra em condição eutrófica (Figura 7). Essa mudança de classificação se deve ao aumento da quantidade de fósforo e de clorofila-a, conforme mostra a Tabela 7.

O aumento de fósforo é resultado dos diversos usos do reservatório. Segundo Santos-Machado *et al.* (2022), aproximadamente 63% da água do reservatório de Itupararanga é destinada ao abastecimento humano, atendendo cerca de 800.000 pessoas. A represa, com uma extensão de 40 km e capacidade estimada de 355.000.000 litros de água, tem como principais usos a geração de energia elétrica para a indústria Votorantim Metais (antiga Companhia Brasileira de Alumínio - CBA) e o abastecimento de água para as cidades do alto e médio Sorocaba. Além disso, é utilizada para recreação, como pesca, esportes aquáticos e praias artificiais, e recebe resíduos provenientes de condomínios residenciais (SMITH, 2003; CASALI, 2014).

Figura 12- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação da represa Itupararanga durante o período estudado.



Fonte: autoria própria.

Legenda: (---) limite de cianobactérias de 50.000 células/mL estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe II.

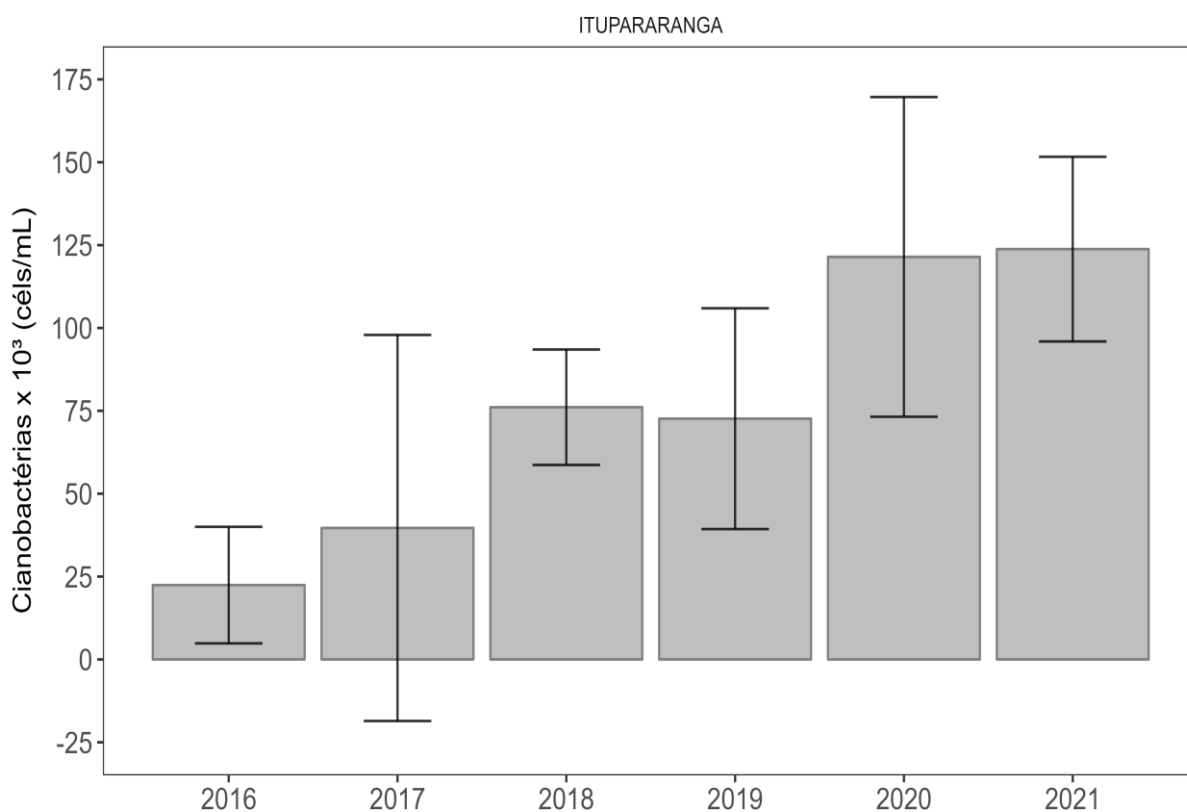
Tabela 7- Médias anuais para os parâmetros fósforo total (PT) e clorofila- a (Chl-a), dos dois pontos de monitoramento da CETESB, na represa Itupararanga, de 2014 a 2021.

ANO	SOIT 02100		SOIT 02900	
	PT mg/L	Chl-a µg/L	PT mg/L	Chl-a µg/L
2014	0,03	24,0	0,02	12,0
2015	0,04	36,0	0,02	13,0
2016	0,02	14,0	0,02	7,4
2017	0,03	20,0	0,01	12,0
2018	0,03	28,0	0,01	13,0
2019	0,02	20,0	0,02	12,0
2020	-	-	0,02	14,8
2021	0,03	34,0	0,02	18,0

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de CETESB (2021).

Legenda: (-) análise não realizada.

Figura 13- Média anual de cianobactéria do ponto de captação da represa de Itupararanga, de 2016 a 2021.

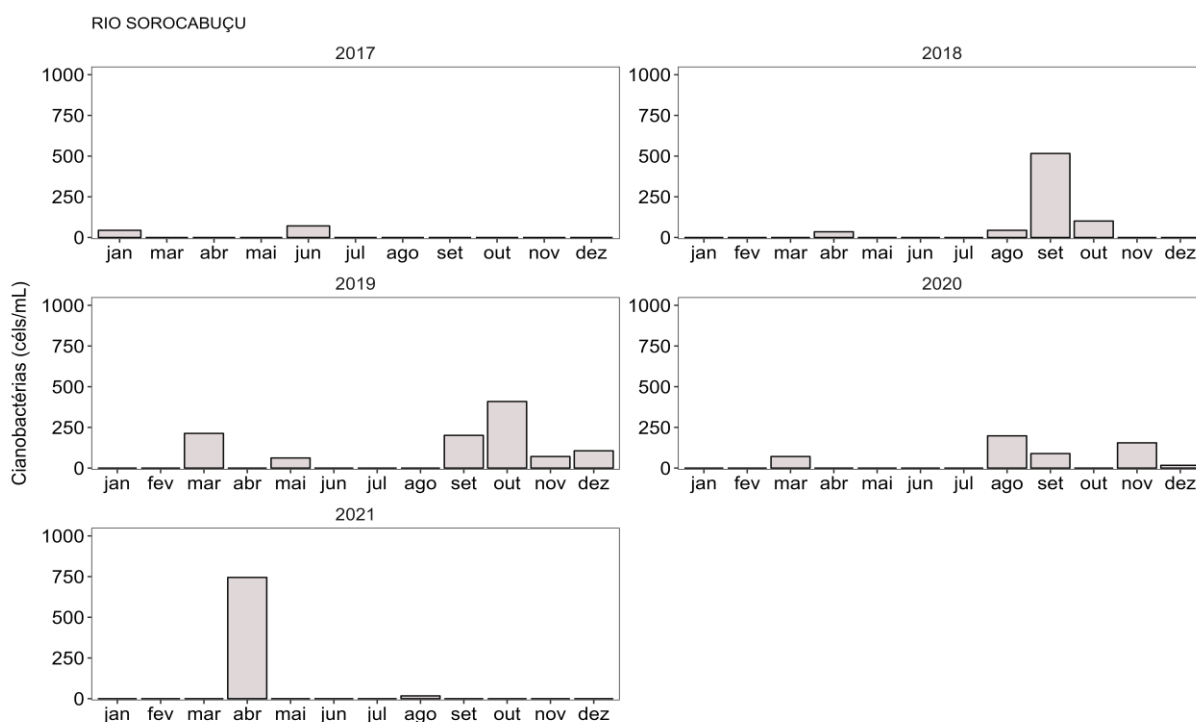


Fonte: autoria própria.

Como consequência, verificou-se um aumento significativo do fitoplâncton no reservatório. De acordo com o relatório emitido pela CETESB em 2021, aproximadamente 80% dessa comunidade era composta por cianobactérias. Tal evidência foi corroborada pelos dados coletados nos anos de 2018, 2020 e 2021, nos quais foi observado um aumento na média anual de cianobactérias no reservatório (Figura 13). Além disso, nas áreas de monitoramento, foram registradas concentrações mais elevadas de fósforo e clorofila-a nesses mesmos anos (Tabela 7), assim como uma redução na média anual de chuva (Figura 10).

O Rio Sorocabuçu faz parte da sub-bacia do alto Sorocaba e está localizado a montante da represa de Itupararanga. Ele atravessa o município de Ibiúna, onde a agricultura é a principal atividade econômica. A partir de 2017, o município de São Roque começou a disponibilizar os dados do monitoramento do rio no Sisagua. Durante o período de 2017 a 2021, foi observado que a média mensal de cianobactérias no manancial se manteve abaixo de 1.000 células/mL. A maior média registrada ocorreu em abril de 2021, atingindo o valor de 745 células/mL, conforme a figura 14.

Figura 14- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação do rio Sorocabuçu, de janeiro/2017 a dezembro/2021.



Fonte: autoria própria.

A CETESB informa que o IQA para esse ponto de monitoramento (SOBU 02800) foi considerado bom de 2014 a 2021. Em relação ao IAP, foram classificados como bons nos anos 2014, 2016 e 2021, regulares em 2015, 2018, 2019 e 2020, e ruim em 2017. Quanto ao IET, o manancial foi classificado como mesotrófico nos anos de 2015, 2017 e 2018, e como oligotrófico nos demais anos (Figuras 6, 7 e 8).

Além disso, em relação aos resultados das análises para esse ponto de monitoramento específico, constatou-se que as médias anuais de fósforo não excederam o limite de 0,10 mg/L, e as médias anuais de clorofila-a se mantiveram abaixo de 10 µg/L. Esses valores estão em conformidade com o estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas Classe I em ambientes lóticos (Tabela 8). Esses dados revelam uma situação favorável em termos de qualidade da água para o ponto de monitoramento SOBU 02800. A permanência do IQA em níveis considerados bons ao longo dos anos é um indicativo positivo da preservação da qualidade ambiental nesta região. A variação nos índices de IAP e IET ao longo dos anos pode estar relacionada a diferentes influências ambientais, como variações climáticas e atividades humanas na área. Segundo Costa (2020), as interferências antrópicas na Bacia Hidrográfica do rio Sorocabuçu estão aumentando, devido ao crescimento urbano e às práticas agrícolas, resultando sobretudo na perda de áreas florestais e impactando negativamente a qualidade da água desse manancial.

Tabela 8- Médias anuais para os parâmetros fósforo total (PT) e clorofila- a (Chl-a), do ponto de monitoramento da CETESB, no rio Sorocabuçu, de 2014 a 2021.

ANO	SOBU 02800	
	PT mg/L	Chl-a µg/L
2014	0,10	0,91
2015	0,10	0,87
2016	0,05	0,90
2017	0,07	1,30
2018	0,07	1,00
2019	0,07	0,78
2020	0,03	0,81
2021	0,05	1,20

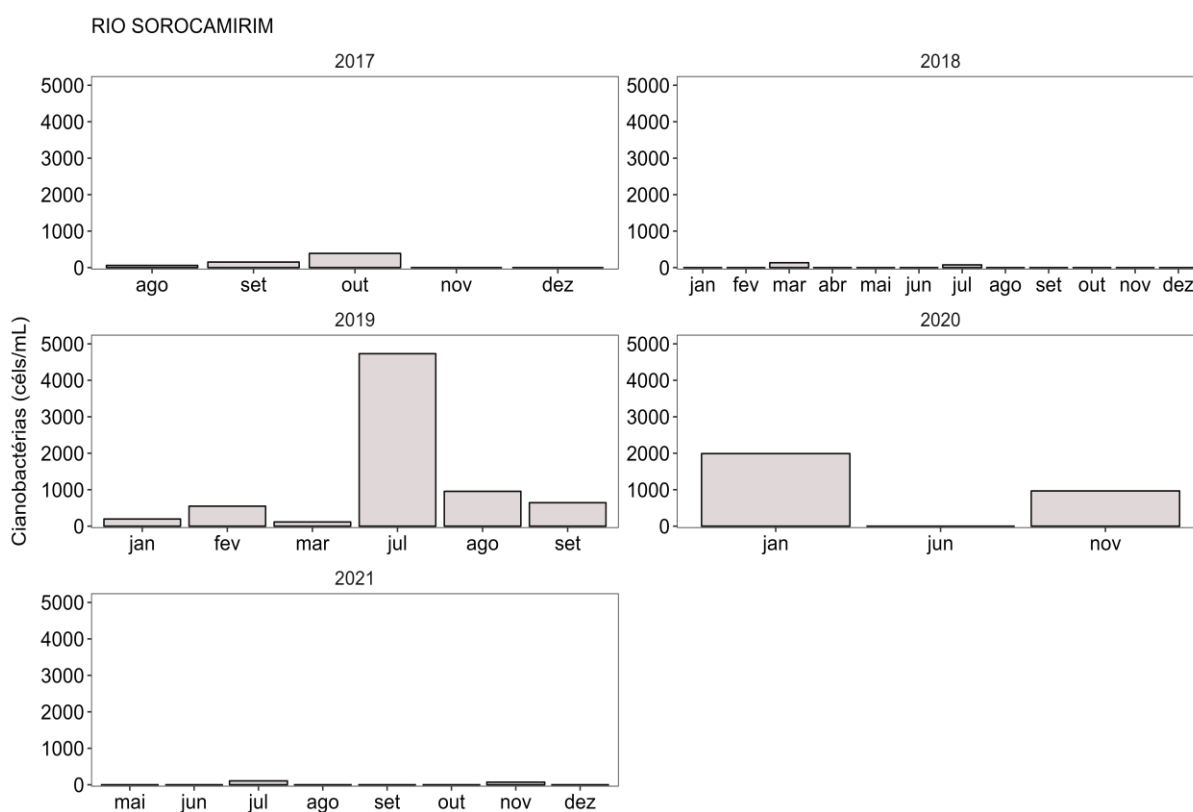
Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de CETESB (2021).

O Rio Sorocamirim encontra-se com o Rio Sorocabuçu no município de Ibiúna, formando o Rio Sorocaba. Segundo dados disponibilizados pelo Sisagua, a partir de 2017, a média mensal de densidade de cianobactérias não ultrapassou 5.000 células/mL (Figura 15).

Quanto à qualidade da água, a CETESB informa que o ponto de monitoramento do rio (SOMI 02850) apresentou um IQA considerado bom durante o período de estudo. No entanto, tanto o IAP quanto o IET apresentaram variações ao longo dos anos (Figuras 6, 7 e 8).

Em 2014, o IAP foi classificado como bom, mas nos anos seguintes (2015, 2016, 2018 e 2021) foi considerado regular. Em 2017 e 2019, o IAP foi classificado como ruim, e em 2020 como péssimo. Quanto ao IET, as águas foram classificadas como oligotróficas nos anos de 2017, 2020 e 2021, e nos demais anos como mesotróficas (Figura 7 e 8). Isso indica que houve variações na quantidade de nutrientes presentes na água ao longo dos anos, o que pode estar relacionado com a influência antrópica na bacia hidrográfica. Em 2017 e 2018, as médias de fósforo excederam o limite de 0,10 mg/L, valor estabelecido pela Resolução CONAMA para águas Classe I em ambientes lóticos. Por outro lado, as médias de clorofila-a permaneceram abaixo de 10 µg/L nesse período (Tabela 9).

Figura 15- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação do rio Sorocamirim, durante o período estudado.



Fonte: autoria própria.

Tabela 9- Médias anuais para os parâmetros fósforo total (PT) e clorofila- a (Chl-a), do ponto de monitoramento da CETESB, no rio Sorocamirim, de 2014 a 2021.

	SOMI 02800	
	PT	Chl-a
	mg/L	µg/L
2014	0,10	1,60
2015	0,10	1,10
2016	0,07	1,30
2017	0,11	0,77
2018	0,11	1,20
2019	0,09	0,93
2020	0,07	0,56
2021	0,09	0,56

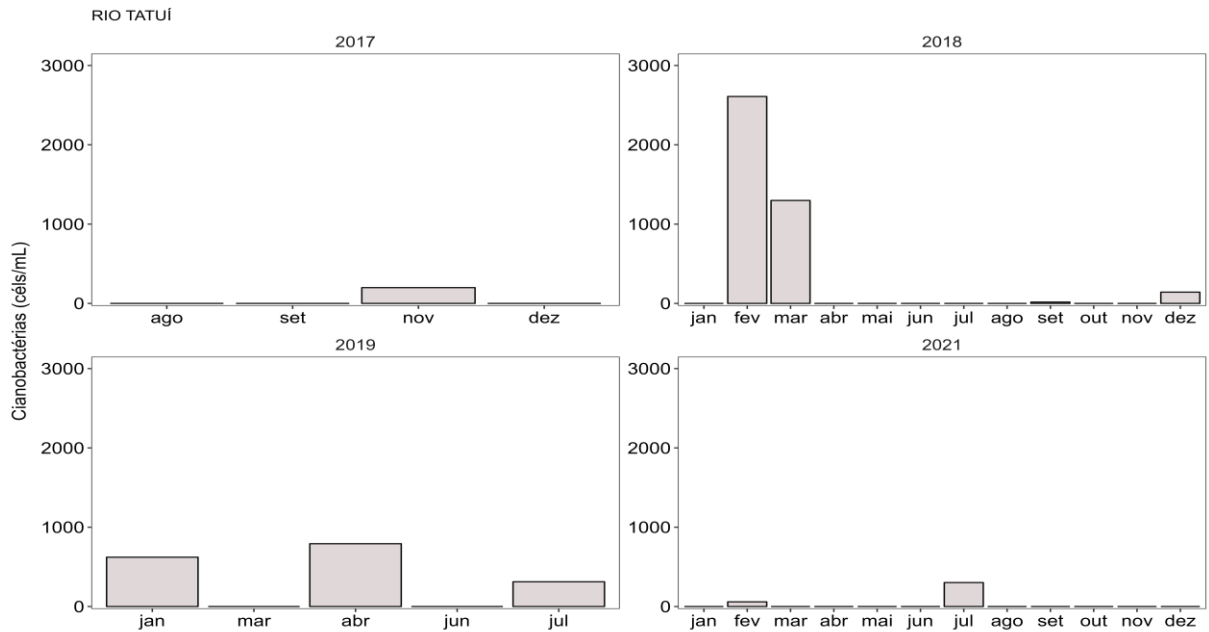
Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de CETESB (2021).

O município de Tatuí possui dois mananciais de captação para abastecimento: o rio Tatuí e o rio Sarapuí, ambos localizados na sub-bacia do Baixo Sorocaba. Segundo informações da SABESP, esses mananciais estão em boas condições, sem fontes significativas de poluição. Os dados das análises dos pontos de captação dos rios que abastecem o município de Tatuí começaram a ser lançados no Sisagua em 2017. Ao analisar as médias mensais de cianobactérias nos dois rios de 2017 a 2021, observou-se que as médias permaneceram abaixo de 3.000 células/mL. A maior média registrada no rio Tatuí foi de 2.692 células/mL em fevereiro de 2018, conforme indicado na Figura 16. Já no rio Sarapuí, a média mais alta foi de 1.662 células/mL em fevereiro de 2019, conforme ilustrado na Figura 17.

Entretanto, é importante notar que, segundo o Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo, o ponto de monitoramento (TAUI 04900) do rio Tatuí apresentou um IQA considerado regular nos anos de 2015 a 2018, enquanto em 2014, 2019, 2020 e 2021 o IQA foi classificado como ruim. Por outro lado, o rio Sarapuí (SAUI 02900) apresentou um IQA bom durante todo o período de estudo, e o IAP foi ruim em 2017 e regular nos outros anos. Quanto ao IET, em 2014, o rio Sarapuí foi classificado como ultraoligotrófico, e nos demais anos, oscilou entre as classificações de oligotrófico e mesotrófico (Figura 6, 7 e 8).

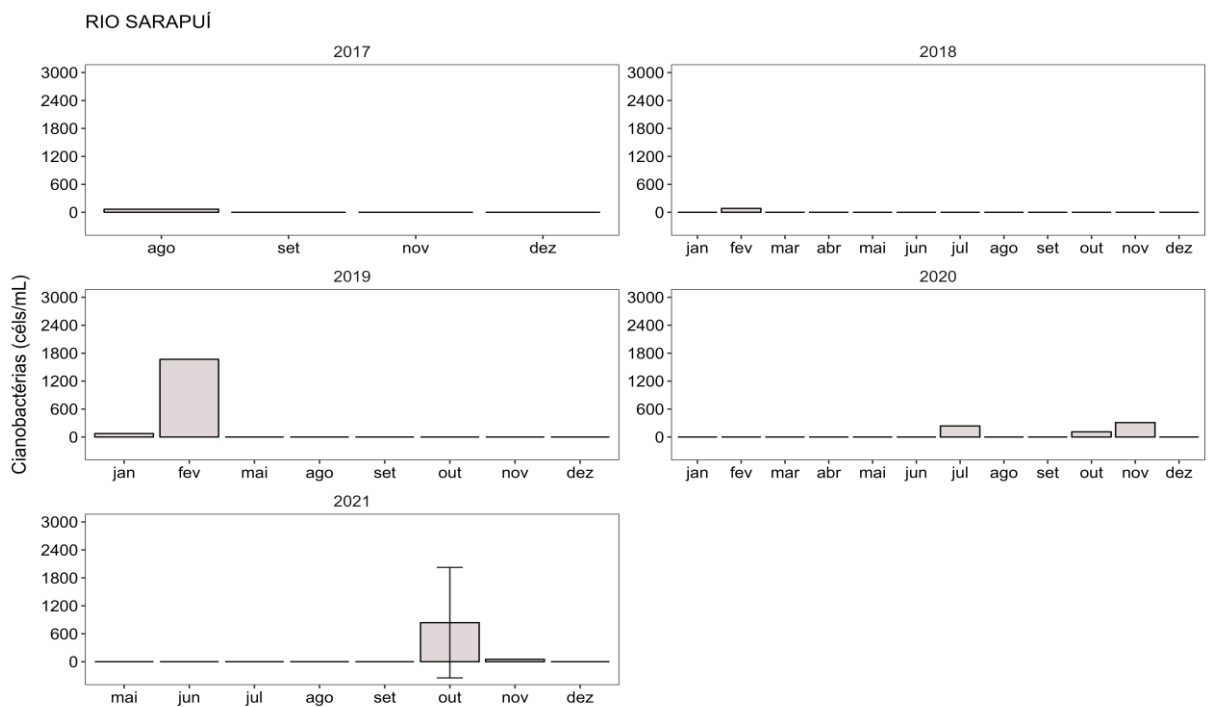
Além disso, foram analisadas as médias anuais de concentrações de fósforo nos pontos de monitoramento da CETESB para os rios Tatuí e Sarapuí. Os resultados revelam que ambas as regiões apresentam problemas em relação à qualidade da água para este parâmetro (Tabela 10).

Figura 16- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação do rio Tatuí durante o período estudado.



Fonte: autoria própria.

Figura 17- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação do rio Sarapuí durante o período estudado.



Fonte: autoria própria.

Tabela 10- Médias anuais para os parâmetros fósforo total (PT) e clorofila- a (Chl-a), do ponto de monitoramento da CETESB, no rio Sarapuí e Tatuí, de 2014 a 2021.

ANO	SAUI 02900		TAUI 04900	
	PT mg/L	Chl-a µg/L	PT mg/L	Chl-a µg/L
2014	0,10	0,36	1,10	-
2015	0,14	0,69	0,59	-
2016	0,14	0,56	0,45	-
2017	0,11	0,76	0,52	-
2018	0,11	0,68	0,52	-
2019	0,09	1,20	0,81	-
2020	0,22	0,56	1,80	-
2021	0,14	0,72	2,10	-

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados de CETESB (2021).

Legenda: (-) análise não realizada.

No caso do rio Tatuí, as médias anuais de concentração de fósforo excedem o limite recomendado de 0,10 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA para águas Classe I em ambientes lóticos em todas as análises. Quanto ao rio Sarapuí, as médias anuais de concentração de fósforo também excedem o limite em diversos anos estudados, com exceção do ano de 2019, em que a concentração fica abaixo do limite estabelecido pela Resolução. Essa superação do limite pode indicar uma situação preocupante em relação à poluição e eutrofização nesse corpo d'água, o que pode impactar negativamente a qualidade da água.

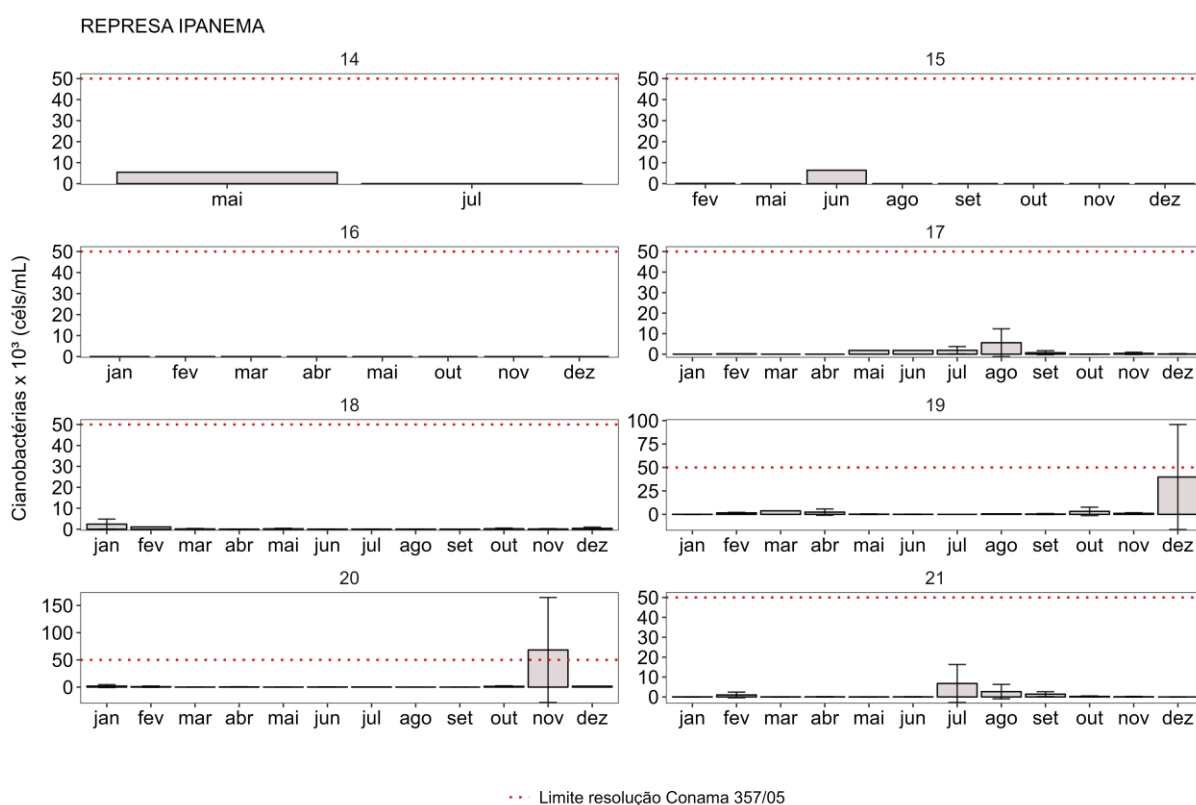
Em relação às concentrações de clorofila-a, a CETESB realizou análises apenas no rio Sarapuí, onde foram observadas baixas concentrações. Isso pode indicar uma menor presença de algas, o que está associado a um menor grau de eutrofização. No entanto, é importante ressaltar que a presença de clorofila-a não é o único indicador da qualidade da água, e é necessário considerar outras variáveis para uma avaliação completa. Diante desses resultados, é fundamental adotar medidas de controle da poluição e preservação dos rios Tatuí e Sarapuí.

No médio Sorocaba estão localizadas duas represas importantes para o abastecimento das cidades de Sorocaba e Votorantim: a represa Ipanema e a represa do Ferraz. Ambas não possuem ponto de monitoramento da CETESB, sendo monitoradas apenas pelo SAAE e pela Companhia Águas de Votorantim.

A represa Ipanema desempenha um papel crucial no abastecimento de água para duas estações de tratamento: a ETA Cerrado, localizada no município de Sorocaba, e a ETA Novo Mundo, situada no município de Votorantim. Com base nos dados coletados sobre a densidade de cianobactérias no sistema Sisagua, a média mensal desse microrganismo

permaneceu abaixo de 50.000 células/mL na maioria dos anos. No entanto, houve uma exceção em novembro de 2020, quando a média atingiu 68.200,50 células/mL. Nota-se, por meio da barra de erro representada na Figura 18, que durante os meses de dezembro de 2019 e novembro de 2020, as concentrações de cianobactérias excederam 100.000 células/mL.

Figura 18- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação da represa Ipanema durante o período estudado.



Fonte: autoria própria.

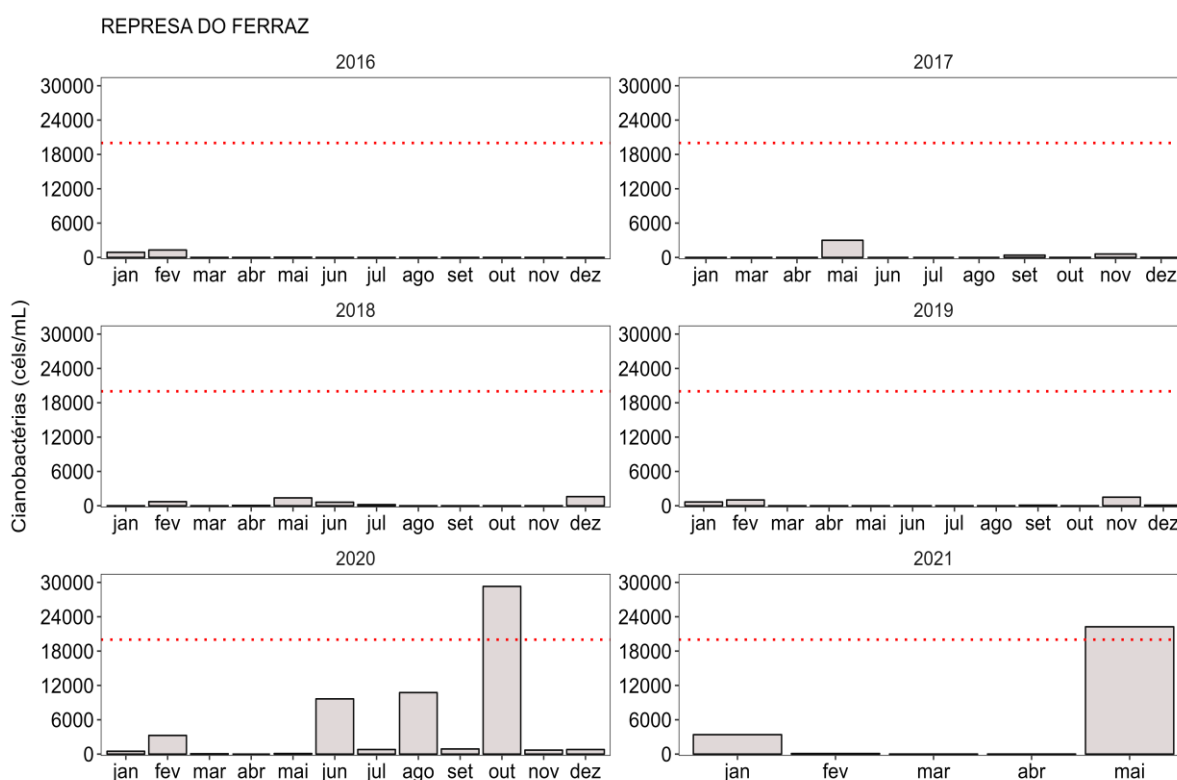
Legenda: (---) limite de cianobactérias de 50.000 células/mL estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe II.

Rodrigues (2018) relatou a apreensão dos moradores do bairro Ipanema das Pedras, na zona sul de Sorocaba, quanto à qualidade da água que consumiam. Isso se deve ao fato de que, nas proximidades da represa Ipanema, há um esgoto a céu aberto que persiste por cerca de cinco anos. Essa situação resulta em danos à flora e à fauna circundantes. A Empresa Águas de Votorantim esclareceu que esse esgoto era proveniente de um loteamento clandestino e de áreas ocupadas de maneira irregular. Sendo assim, a resolução desse problema está intrinsecamente ligada à regularização dessas áreas.

Convém salientar que a presença de esgoto a céu aberto nas proximidades de fontes de água representa um risco potencial de aumento de cianobactérias, o que pode comprometer ainda mais a qualidade da água.

A represa do Ferraz desempenha um papel crucial no fornecimento de água para várias regiões, incluindo os bairros Éden, Aparecidinha, Cajuru e uma parte significativa da zona industrial no município de Sorocaba. A distribuição da água é realizada pela ETA Éden, que passa por um processo de tratamento, envolvendo etapas como pré-desinfecção para eliminar micro-organismos, fluoretação, coagulação, floculação, decantação, correção de pH e filtragem (SAAE, 2021).

Figura 19- Média mensal da densidade de cianobactérias do ponto de captação da represa do Ferraz durante o período estudado.



--- Limite resolução Conama 357/05

Fonte: autoria própria.

Legenda: (---) limite de cianobactérias de 20.000 células/mL estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe I.

No estudo realizado por Silva (2021), foi investigado o IQA na represa do Ferraz durante o período de janeiro de 2016 a dezembro de 2019, sendo observada uma redução ao longo desse intervalo. Conforme mencionado pela autora, no ano de 2016, aproximadamente

50% do IQA foi classificado como ótimo; no entanto, esse índice caiu para 17% em 2017. Em contrapartida, todos os meses de 2018 foram avaliados como bons, enquanto em 2019 apenas 8% alcançaram a classificação de ótimo.

Durante a análise dos dados de cianobactérias na represa, foram identificados três resultados com valores de densidade acima de 10.000 células/mL. Em agosto de 2020, a densidade foi de 10.750 células/mL; em outubro de 2020, atingiu 29.300 células/mL; e em maio de 2021, registrou uma densidade de 22.250 células/mL. Foi observado que a ETA Éden não conduziu análises semanais de cianobactérias nos meses em que os resultados da represa ultrapassaram 10.000 células/mL. Além disso, não foram realizadas análises de clorofila-a e cianotoxinas, o que não está em conformidade com a legislação vigente. Essa discrepância se torna evidente devido à impossibilidade de calcular os desvios padrões, conforme ilustrado na Figura 19. A ETA Éden não esteve em operação de junho de 2021 a dezembro de 2021, conforme indicado nos registros do Sisagua.

6.2 Clorofila-a

A determinação da concentração de clorofila-a é importante, pois o seu aumento, pode ser, um marcador significativo da elevação da densidade de cianobactéria. Sendo, esta análise, mais rápida e de fácil execução, permitindo uma tomada rápida de decisão para contenção das florações de cianofíceas.

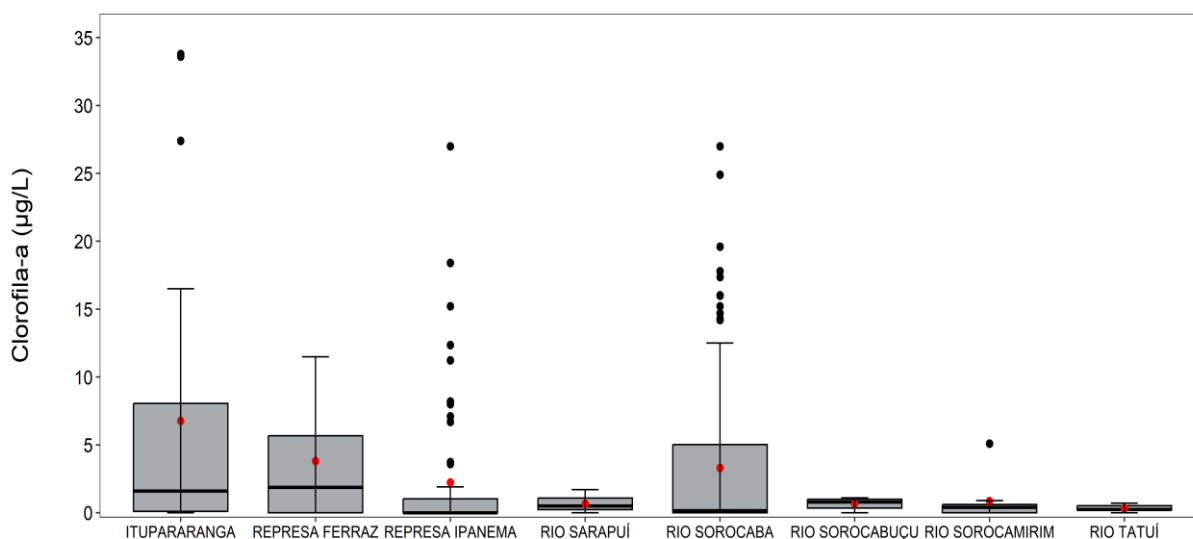
A legislação brasileira determina que a unidade de medida para a clorofila-a seja $\mu\text{g/L}$, a qual é empregada para estabelecer os limites de potabilidade e as obrigações correspondentes. Entretanto, durante o período de pesquisa, o Sisagua registrou os dados dessa variável em mg/L . Em resposta a uma consulta via e-mail, o Sisagua esclareceu que a versão anterior do software utilizada até 2022 possibilitou a inclusão de informações em mg/L , porém, destacou que esses valores devem ser interpretados como $\mu\text{g/L}$. Assim, os dados de clorofila-a inseridos no sistema estão corretos. É importante ressaltar que o programa foi atualizado em janeiro de 2023, realizando a adequação da unidade de medida e garantindo total conformidade com a legislação em vigor.

Inicialmente, foi construído um Boxplot para analisar a distribuição dos dados de clorofila-a do Sisagua nos mananciais de abastecimento público entre 2014 e 2021 (Figura 20). Com o intuito de garantir uma melhor visualização e interpretação dos resultados, foram removidos valores discrepantes acima de $35 \mu\text{g/L}$, sendo um desses valores do rio Sorocaba e

dois da represa Ipanema. Durante o período de estudo, foram considerados 319 dados de clorofila-a, sendo 198 do rio Sorocaba e apenas 4 da represa do Ferraz (Tabela 11).

Para analisar os resultados, foram observadas as medidas de tendência central (médias e medianas), os desvios padrão e os outliers nos dados totais de clorofila-a em cada manancial. As maiores médias foram registradas na represa Itupararanga ($6,38 \mu\text{g/L} \pm 2,27$), seguidas pela represa do Ferraz ($3,809 \mu\text{g/L} \pm 2,71$), rio Sorocaba ($3,305 \mu\text{g/L} \pm 0,37$) e represa Ipanema ($2,242 \mu\text{g/L} \pm 0,65$). Os rios Sarapuí, Sorocabuçu, Sorocamirim e Tatuí apresentaram médias inferiores a $1 \mu\text{g/L}$, conforme indicado na Tabela 11. A represa Itupararanga, a represa do Ferraz e o rio Sorocaba demonstraram uma maior amplitude interquartil, o que sugere uma distribuição mais uniforme dos resultados em relação à mediana (Figura 20). Vale ressaltar que as médias de clorofila-a nos mananciais permaneceram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas Classe 1, que é de $10 \mu\text{g/L}$. Contudo, somente os seguintes reservatórios não apresentaram concentrações acima desse valor durante os meses de estudo: rio Sarapuí, rio Sorocabuçu, rio Sorocamirim e rio Tatuí (Figura 20).

Figura 20- Boxplot das análises totais dos dados de clorofila-a, nos reservatórios de Itupararanga, Ferraz, Ipanema e nos rios Sorocaba, Sorocabuçu, Sorocamirim e Tatuí, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



Fonte: autoria própria.

Legenda: Outliers (pontos pretos); Média (círculos vermelhos).

Tabela 11- Média dos dados totais de clorofila-a, nos reservatórios de Itupararanga, Ferraz, Ipanema e nos rios Sorocaba, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sarapuí e Tatuí, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.

MANANCIAL	N	MÉDIA µg /L	SD
Represa Ipanema	62	2,242	0,649
Represa Itupararanga	23	6,775	2,268
Represa do Ferraz	4	3,809	2,708
Rio Sarapuí	10	0,670	0,189
Rio Sorocaba	198	3,305	0,375
Rio Sorocabuçu	7	0,657	0,177
Rio Sorocamirim	9	0,867	0,539
Rio Tatuí	6	0,333	0,109

Fonte: autoria própria.

Legenda- N: Número de amostras; SD: Desvio Padrão.

Além disso, destaca-se que aproximadamente 26% das concentrações de clorofila-a na represa Itupararanga ficaram acima de 10 µg/L, mas abaixo de 40 µg/L. De acordo com informações da CETESB (2021), essas concentrações elevadas podem estar associadas à presença de nutrientes provenientes de efluentes domésticos nos corpos d'água formadores, como os rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, bem como às atividades agrícolas realizadas nas proximidades desse reservatório, o que pode favorecer o estabelecimento da comunidade fitoplanctônica e, conseqüentemente, resultar em aumento nas concentrações desta variável.

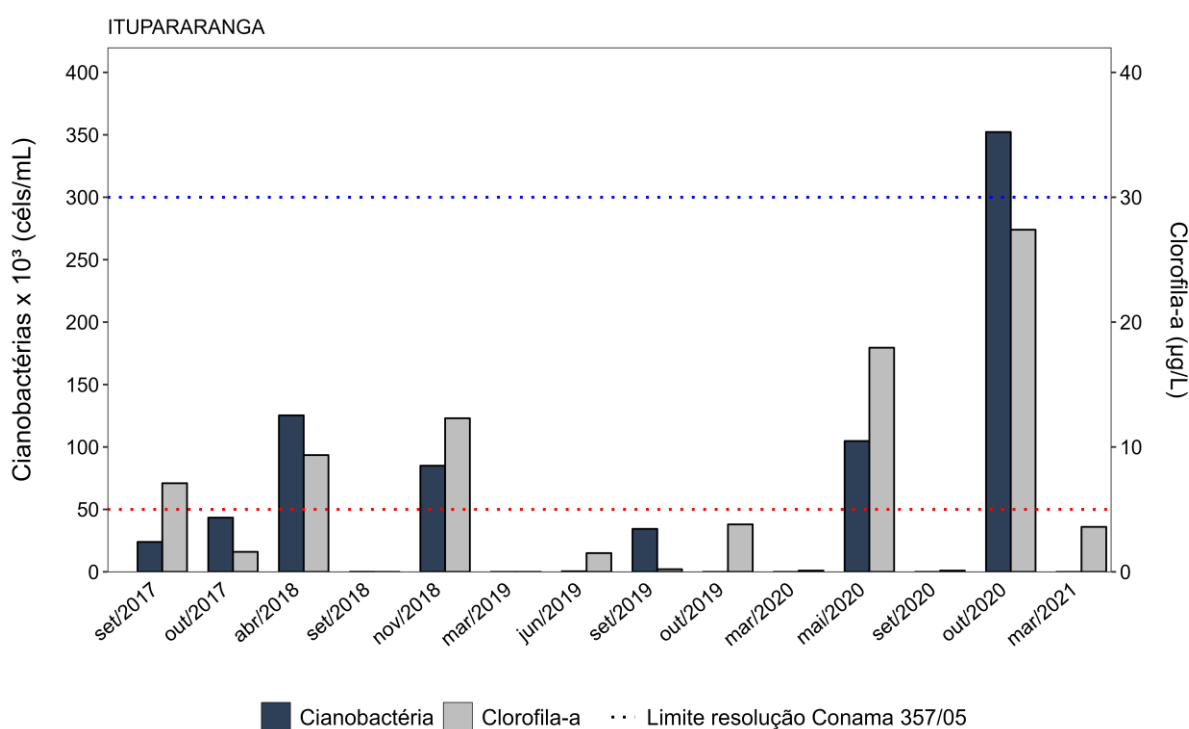
No rio Sorocaba, dentre as 198 amostras analisadas, 24 delas exibiram concentrações acima de 10 µg/L. Dessas amostras, 23 apresentaram esses resultados durante o período compreendido entre 2019 e 2020. Nesse intervalo de tempo, observou-se um aumento nas densidades de cianobactérias e um agravamento do estado trófico do rio, o qual foi classificado como hipereutrófico pela CETESB (2021). A represa do Ferraz também apresentou um resultado acima de 10 µg/L. A Represa Ipanema, por sua vez, apresentou seis resultados acima de 10 µg/L, atingindo inclusive o valor máximo de 27,0 µg/L, como indicado na Figura 20.

Como complemento ao estudo, realizou-se uma análise das datas de coleta contendo informações sobre a densidade de cianobactérias e a concentração de clorofila-a, nos pontos de captação dos mananciais. O objetivo foi investigar uma possível correlação entre essas variáveis. Na represa Itupararanga, ficou evidente uma relação direta entre o aumento dos níveis de clorofila-a e a elevação na densidade de cianobactérias. Isso sugere que as cianobactérias têm predomínio na comunidade fitoplanctônica. Entre as catorze análises

realizadas, três mostraram resultados de cianobactérias acima de 50.000 células/mL e clorofila-a entre 10 µg/L e 30 µg/L (Figura 21).

No entanto, a análise do rio Sorocaba apresentou um padrão diferente. Entre agosto de 2019 e novembro de 2020, as concentrações de clorofila-a oscilaram, seguindo as variações na densidade de cianobactérias do manancial. Entretanto, nos meses de janeiro, abril e maio de 2021, apesar da densidade de cianobactérias se manter acima do limite estabelecido para mananciais Classe 2, a concentração de clorofila-a registrou valores baixos, chegando a 0,0 µg/L (Figura 22). Esses dados indicam que, embora as cianobactérias estejam acima dos limites determinados, a presença de clorofila-a não acompanhou essa variação. Em alguns meses, é possível observar baixa densidade de cianobactérias e alta concentração de clorofila-a. Esse fenômeno também foi observado em outros mananciais estudados, como a represa Ferraz, rio Sarapuí, rio Sorocabuçu, rio Sorocamirim e rio Tatuí (Figura 23).

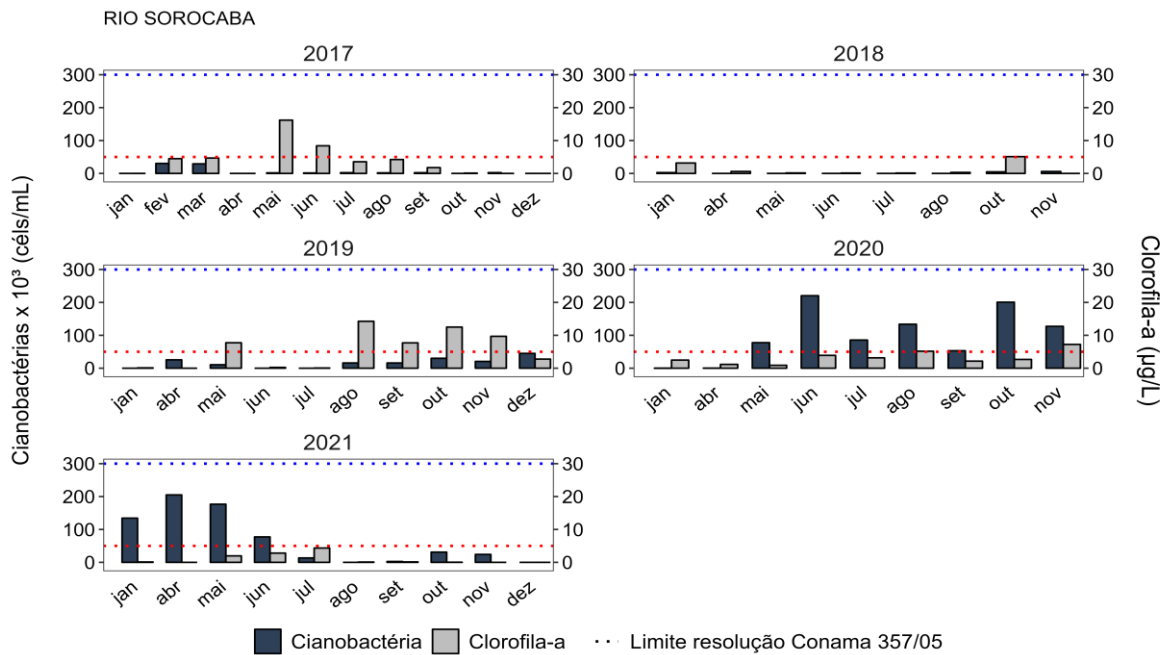
Figura 21- Densidade de cianobactérias e clorofila-a no ponto de captação da represa Itupararanga em algumas datas de coletas para as duas variáveis.



Fonte: autoria própria.

Legenda: Limite estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe II. Linha vermelha: Limite de densidade de cianobactéria de 50.000 céls/mL; Linha azul: Limite de concentração de clorofila-a de 30 µg/L.

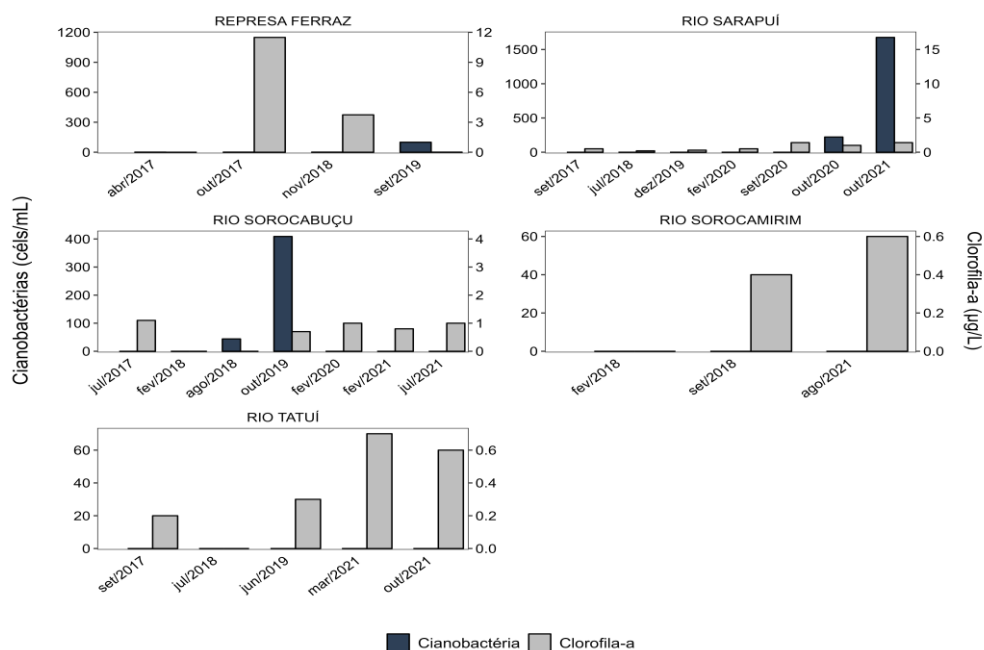
Figura 22- Densidade de cianobactérias e clorofila-a no ponto de captação do rio Sorocaba em algumas datas de coletas para as duas variáveis.



Fonte: autoria própria.

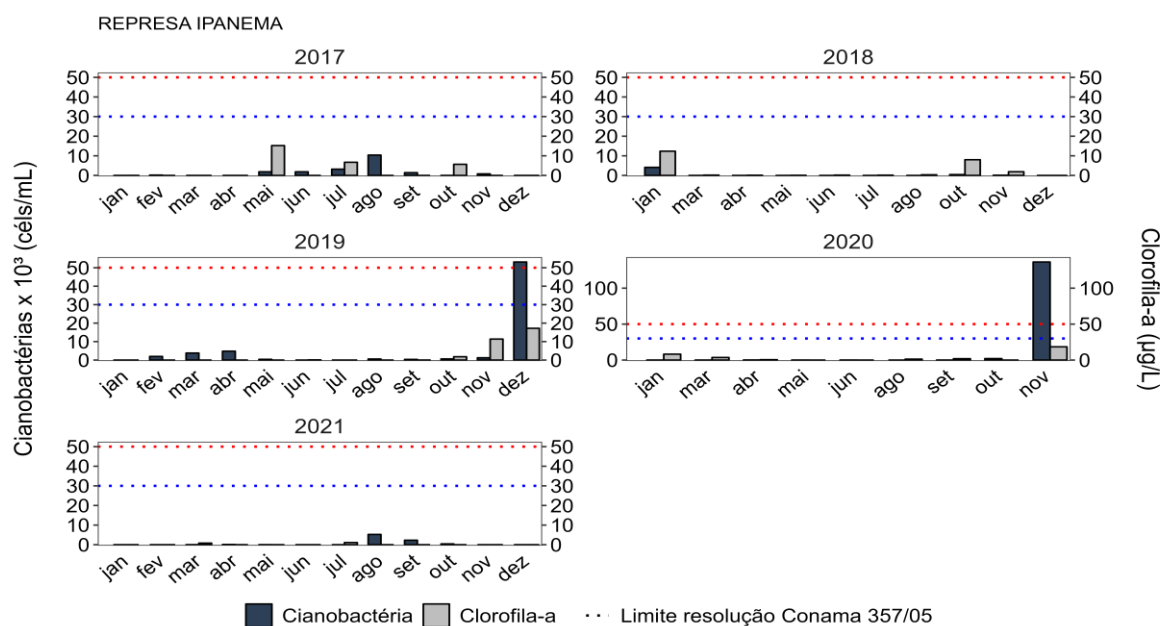
Legenda: Limite estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe II. Linha vermelha: Limite de densidade de cianobactéria de 50.000 céls/mL; Linha azul: Limite de concentração de clorofila-a de 30 µg/L.

Figura 23- Densidade de cianobactérias e clorofila-a no ponto de captação da represa do Ferraz e dos rios Sarapuú, Sorocabuçu, Sorocamirim e Tatuí em algumas datas de coletas para as duas variáveis.



Fonte: autoria própria.

Figura 24- Densidade de cianobactérias e clorofila-a no ponto de captação da represa Ipanema em algumas datas de coletas para as duas variáveis.



Fonte: autoria própria.

Legenda: Limite estabelecido pela Resolução Conama para mananciais classe II. Linha vermelha: Limite de densidade de cianobactéria de 50.000 células/mL; Linha azul: Limite de concentração de clorofila-a de 30 µg/L.

Na represa Ipanema, nas análises realizadas envolvendo as duas variáveis, foi constatado um aumento na concentração de clorofila-a em duas datas de coleta, dezembro de 2019 e novembro de 2020, quando a densidade de cianobactérias ultrapassou 50.000 células/mL (Figura 24).

6.3 Análise descritiva da composição fitoplanctônica

Embora seja relevante a importância ambiental e sanitária das cianobactérias, ainda há pouco conhecimento sobre sua biodiversidade. De acordo com Sant'anna *et al.* (2011), estima-se que menos de 20% das espécies de cianobactérias tenham sido identificadas, considerando a diversidade de biomas existentes. O estado de São Paulo, no Brasil, se destaca por ter um conhecimento significativo da diversidade desses microrganismos em comparação com outras regiões. Segundo os mesmos autores, das 460 espécies brasileiras já citadas, 378 foram identificadas nesse estado, representando cerca de 13% de todas as cianobactérias conhecidas globalmente. No entanto, apesar desse avanço, os estudos que descrevem a flora planctônica desses organismos na região paulista ainda são insuficientes, principalmente devido à alta deterioração da qualidade da água.

A legislação brasileira, visando mitigar os riscos de contaminação da água destinada ao consumo humano por cianotoxinas, instituiu em 12 de dezembro de 2011 a Portaria nº 2.914. Esta regulamentação determina que as empresas devem não apenas quantificar, mas também identificar os diferentes gêneros de cianobactérias no ponto de captação do manancial superficial (BRASIL, 2011).

Estudos recentes utilizando métodos moleculares têm demonstrado a similaridade genética entre os gêneros *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, resultando na consideração destes como sinônimos. Com base nessas evidências taxonômicas, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi reclassificada como *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno (AGUILERA *et al.*, 2018; PAGNI *et al.*, 2020). Além disso, o gênero *Anabaena* foi recentemente reconhecido como *Dolichospermum* e encontra-se em um processo de transição, embora essa denominação ainda não seja adotada universalmente por todos os autores na literatura (AGUILERA *et al.*, 2018; MUNOZ *et al.*, 2021). Portanto, a identificação dos gêneros cadastrados pelas companhias de saneamento no Sisagua, serão adequados.

Nesse contexto, as empresas responsáveis pelo tratamento e distribuição de água em cada município assumiram a responsabilidade de identificar os gêneros de cianobactérias presentes nos rios e reservatórios estudados.

Nessa pesquisa, um total de 1687 conjuntos de dados foi submetido à avaliação. Dentre esses conjuntos, 1223 foram selecionados para a análise das espécies presentes nos corpos d'água. Apenas os resultados diferentes de zero foram considerados. As cianobactérias encontradas foram então categorizadas em cinco ordens e 11 gêneros, conforme demonstrado na Tabela 12.

Chorus e Bartram (1999) destacam a relevância das cianobactérias como o maior e mais diversificado grupo de microrganismos procarióticos. De acordo com Van Apeldoorn *et al.* (2007), esse conjunto abrange cerca de 150 gêneros e aproximadamente 2000 espécies. Levando em consideração essa ampla diversidade, o Sisagua optou por compilar uma lista de 16 gêneros relevantes para rios e mananciais de abastecimento. Essa seleção inclui os seguintes táxons: *Aphanizomenon* sp, *Aphanocapsa* sp, *Aphanothece* sp, *Geitlerinema* sp, *Jaaginema* sp, *Lyngbya* sp, *Microcystis* sp, *Planktothrix* sp, *Planktolyngbya* sp, *Pseudoanabaena* sp, *Radiocystis* sp, *Raphidiopsis* sp, *Sphaerospermopsis* sp, *Synechococcus* sp, *Synechocystis* sp e *Tychonema* sp. No caso de uma espécie identificada que não esteja mencionada nessa relação ou que não foi identificada, ela foi lançada no sistema como "Outro(s) gênero(s)".

Tabela 12- Espécies fitoplanctônicas contabilizadas e organizadas de acordo com a Ordem e gêneros taxonômicos, indicando o seu número amostral, nos reservatórios de Itupararanga, Ferraz, Ipanema e nos rios Sorocaba, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sarapuí e Tatuí, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.

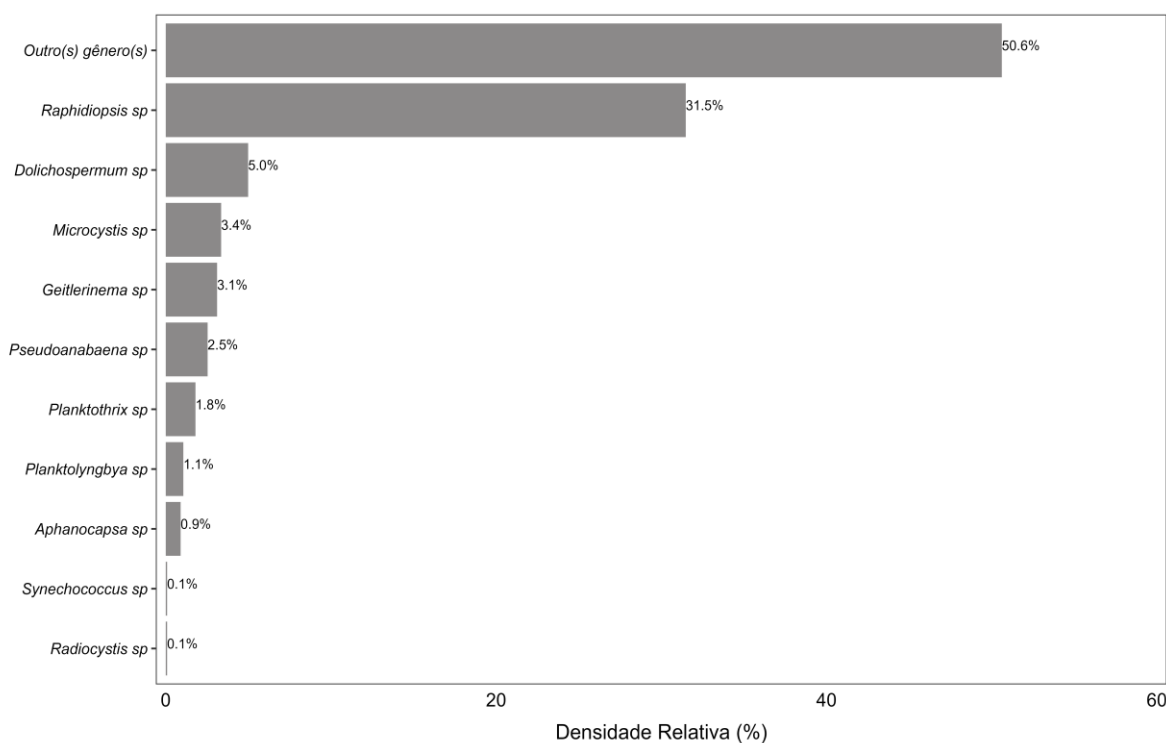
Ordem	
Gênero	Número amostral
<i>Chroococcales</i>	
<i>Microcystis sp.</i>	41
<i>Radiocystis sp.</i>	1
<i>Synechococcus sp</i>	1
<i>Nostocales</i>	
<i>Dolichospermum sp.</i>	61
<i>Raphidiopsis sp.</i>	385
<i>Oscillatoriales</i>	
<i>Planktothrix sp</i>	22
<i>Pseudanabaenales</i>	
<i>Pseudoanabaena sp</i>	31
<i>Geitlerinema sp</i>	38
<i>Planktolynghya sp.</i>	13
<i>Synechococcales</i>	
<i>Aphanocapsa sp</i>	11
Outro(s) gênero(s)	619

Fonte: autoria própria.

Entre as cinco ordens analisadas, a *Nostocales* foi a que apresentou a maior representatividade. Dentre os gêneros identificados, cerca de 50,6% foram classificados como “*Outro(s) gênero(s)*” de cianobactérias, conforme ilustrado na figura 25.

Sant’anna *et al.* (2008) aborda que as cianobactérias tóxicas brasileiras estão distribuídas em 3 ordens: *Chroococcales* contendo 12 espécies tóxicas, *Oscillatoriales* contendo 10 espécies tóxicas e *Nostocales*, contendo também, 10 espécies tóxicas. Esses mesmos autores comentam que a região tropical do Brasil apresenta uma biodiversidade menor de cianobactérias tóxicas (14 espécies) do que as partes subtropicais do país (27 espécies). Sendo as espécies, *Microcystis aeruginosa* e *Raphidiopsis raciborskii* as cianobactérias tóxicas mais difundidas no Brasil, ocorrendo tanto nas regiões tropicais, quanto nas subtropicais. Outros estudos também relataram a abundância dos gêneros *Raphidiopsis* e *Dolichospermum* em reservatórios brasileiros (MOSCHINI-CARLOS *et al.*, 2009; SANT’ANNA *et al.*, 2011; SANTOS-MACHADO *et al.*, 2022; RODRIGUES *et al.*, 2019).

Figura 25- Gráfico da porcentagem de táxons dos dados totais nos reservatórios de Itupararanga, Ferraz, Ipanema e nos rios Sorocaba, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sarapuí e Tatuí, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



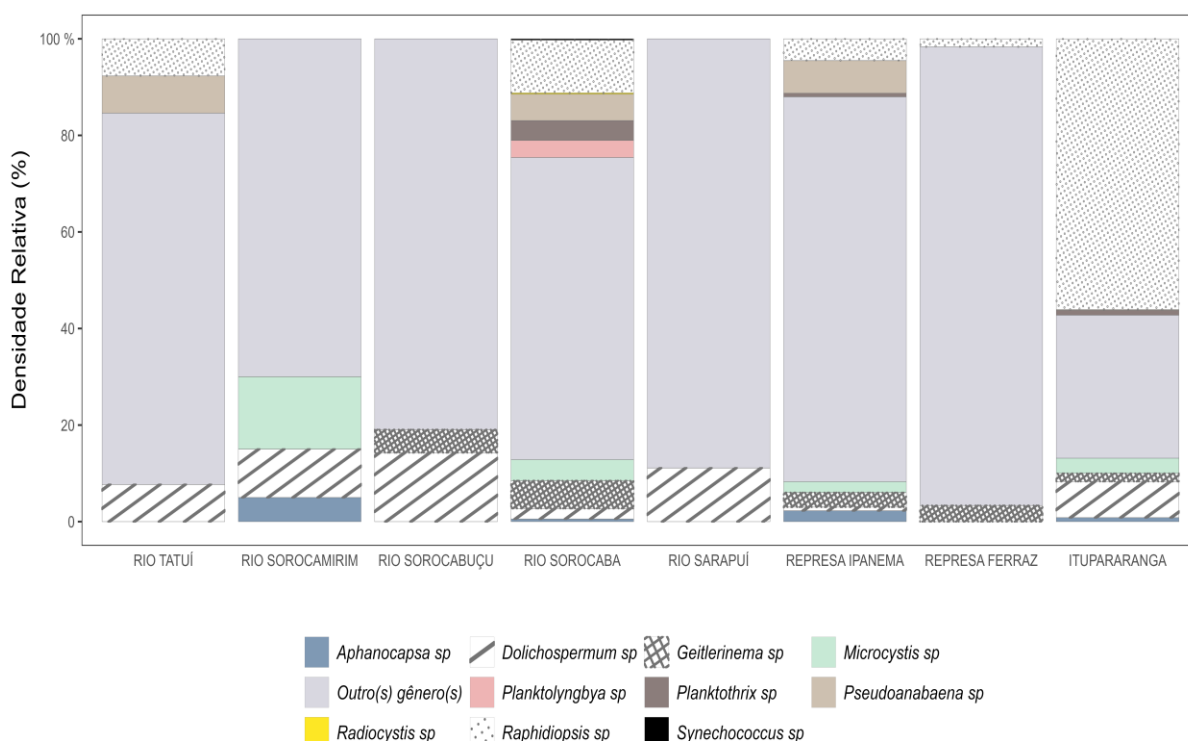
Fonte: autoria própria.

Dos oito mananciais avaliados, sete deles, com exceção da represa Itupararanga, apresentaram maiores porcentagens de cianobactérias classificadas como "*Outro(s) gênero(s)*". Na represa Itupararanga, os gêneros predominantes foram 56% *Raphidiopsis* sp, 7% *Dolichospermum* sp e 3% *Microcystis* sp. Já na represa Ferraz, 95% das cianobactérias foram classificadas como "*Outro(s) gênero(s)*", enquanto 3% foram identificadas como *Geitlerinema* sp e 2% como *Raphidiopsis* sp. Por sua vez, na represa Ipanema, foram identificadas 8 gêneros diferentes. As maiores porcentagens de cianobactérias na represa foram de 80% para "*Outro(s) gênero(s)*" e 7% para *Pseudoanabaena* sp (Figura 26).

Nos rios estudados, a presença de *Dolichospermum* sp foi observada em todos eles. As porcentagens dos diferentes gêneros identificados variaram em cada rio. No rio Tatuí, foram encontrados 8% de *Dolichospermum* sp, 8% de *Raphidiopsis* sp e 8% de *Pseudoanabaena* sp. Já no rio Sorocamirim, as porcentagens foram de 15% de *Microcystis* sp, 10% de *Dolichospermum* sp e 5% de *Aphanocapsa* sp. No rio Sorocabuçu, foram registrados 14% de *Dolichospermum* sp e 5% de *Geitlerinema* sp. Por sua vez, o rio Sorocaba apresentou a maior

diversidade de gêneros, totalizando 11. As maiores porcentagens de cianobactérias neste rio foram *Raphidiopsis* sp, *Geitlerinema* sp e *Pseudanabaenales* sp, com 11%, 6% e 5%, respectivamente. Em contraste, o rio Sarapuí mostrou menor diversidade, com 11% de suas espécies identificadas como *Dolichospermum* sp e 89% foram classificadas como "Outro(s) gênero(s)" (Figura 26)."

Figura 26- Gráfico da porcentagem de táxons nos reservatórios de Itupararanga, Ferraz, Ipanema e nos rios Sorocaba, Sorocabuçu, Sorocamirim, Sarapuí e Tatuí, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



Fonte: autoria própria.

Dos gêneros potencialmente produtores de cianotoxinas, foram observados: *Raphidiopsis* sp, produtor de (cilindrospermopsina e saxitoxina) (PAERL; OTTEN, 2013; CHORUS; WELKER, 2021); *Dolichospermum* sp, produtor de (cilindrospermopsina, saxitoxina, anatoxina-a(s) e microcistina) (LI *et al.*, 2016; CARVALHO *et al.*, 2013) e *Microcystis* sp, produtora de (microcistinas) (SANT'ANNA *et al.*, 2008) (Figura 25). De acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), as cepas brasileiras de *Raphidiopsis* sp, isoladas em diferentes regiões do país, foram identificadas como produtoras de saxitoxinas.

6.4 Cianotoxinas

As empresas responsáveis pela captação, tratamento e distribuição de água destinada ao consumo humano têm a obrigação de seguir a legislação vigente, incluindo o monitoramento rigoroso de cianotoxinas, respeitando os VMPs. Essas medidas são essenciais para assegurar a qualidade da água fornecida e proteger a saúde dos consumidores. Neste estudo, realizamos uma análise das cianotoxinas exigidas pela OMS, que incluem microcistina, anatoxina-a(s), saxitoxina e cilindrospermopsina. Para avaliar os resultados de cianotoxinas no ponto de captação e na água tratada, utilizamos os VMPs estabelecidos em água para consumo humano, uma vez que não existem limites definidos para esse parâmetro na água bruta e na água após tratamento.

Dos oito mananciais analisados, apenas quatro registraram uma densidade superior a 20.000 células/mL no ponto de captação durante o período de 2014 a 2021. Esses mananciais são a represa Itupararanga, a represa Ipanema, o rio Sorocaba e a represa do Ferraz. Vale destacar que a represa do Ferraz ultrapassou esse valor nos meses de outubro de 2020 e maio de 2021, no entanto, não foram reportados os dados das análises de cianotoxinas para esses meses no sistema.

Na represa Itupararanga, os resultados reportados para cianotoxinas na água captada foram distribuídos da seguinte forma: 27% foram de cilindrospermopsinas, 28% de saxitoxinas, 27% de microcistinas e 17% de anatoxina-a(s) (Tabela 13). As concentrações de cianotoxinas no ponto de captação na represa não ultrapassaram os limites estipulados pela Portaria nº 888 de 4 de maio de 2021. Durante os anos de estudo, as concentrações de microcistinas mantiveram-se abaixo de 0,4 µg/L. Por outro lado, nas análises realizadas no reservatório, as concentrações de saxitoxinas aumentaram nos anos de 2020 e 2021, atingindo valores acima de 1 µg/L nos meses de janeiro e outubro de 2020. Esse aumento de saxitoxina coincidiu com o aumento da densidade de cianobactérias do gênero *Raphidiopsis* sp nos mesmos anos (Figura 27).

Além disso, foi identificado um aumento na concentração de cilindrospermopsina no ano de 2017, com o valor máximo atingindo 0,998 µg/L em outubro, associado a uma biomassa de aproximadamente 59.653 células/mL e a presença dos gêneros potencialmente produtores, *Raphidiopsis* sp e *Dolichospermum* sp. Em novembro de 2021, a concentração de anatoxina-a(s) chegou a 0,171 µg/L, sendo registradas apenas cianobactérias do gênero *Raphidiopsis* sp para essa data de coleta. É relevante mencionar que, durante a revisão bibliográfica, não foram encontradas evidências de produção de anatoxina-a(s) pelo gênero

Raphidiopsis sp, como relatado na Tabela 14. No entanto, o gênero é capaz de produzir a anatoxina-a. Isso levanta a possibilidade de algum erro de identificação ou sistematização no lançamento dos resultados ou até mesmo uma descoberta importante.

Santos-Machado *et al.* (2022) conduziram um estudo sobre cianobactérias e cianotoxinas no reservatório de Itupararanga de dezembro de 2016 a dezembro de 2017. Neste trabalho foram realizadas cinco coletas de amostras em dezembro de 2016, março de 2017, agosto de 2017, outubro de 2017 e dezembro de 2017. Durante o estudo, observaram a presença constante da espécie de cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* no reservatório, com menor biomassa em agosto de 2017. Identificaram duas cianotoxinas, a saxitoxina com concentração média de 0,11 µg/L, e a microcistina com concentração média de 0,01 µg/L.

A análise comparativa dos dados deste estudo com os da pesquisa conduzida por Santos-Machado *et al.* (2022) abrangeu o mesmo período de coleta, excluindo o mês de março de 2017, no que diz respeito à densidade de cianobactérias. Observou-se que a menor densidade de cianobactérias ocorreu em agosto de 2017 e o gênero *Raphidiopsis* sp foi identificado de forma consistente ao longo das avaliações realizadas, como visto também no estudo mencionado. Quanto às informações sobre cianotoxinas, as análises restringiram-se aos meses de agosto, outubro e dezembro de 2017. Além disso, as concentrações médias de saxitoxina e microcistina nestes períodos mantiveram-se abaixo dos limites de 0,1 µg/L e 0,05 µg/L, respectivamente. Essa análise evidencia uma similaridade entre os dados deste estudo e os resultados da pesquisa realizada pelos autores mencionados anteriormente.

Na Represa Ipanema, no ponto de captação, a microcistina foi a cianotoxina predominante, representando 67% dos dados coletados. As outras cianotoxinas corresponderam a porcentagens menores: a saxitoxina constituiu 26%, a cilindrospermopsina 5%, e a anatoxina-a(s) 2%. Além disso, houve um aumento na presença de microcistina no final de 2015 e início de 2016, atingindo um valor de 0,5 µg/L. Posteriormente, em novembro de 2018, essa concentração aumentou para 1,6 µg/L, excedendo os limites estipulados pelas leis brasileiras. Durante esse período, a densidade de cianobactérias foi de 200 células/mL, e a concentração de clorofila-a foi igual a 0 mg/L, sendo o gênero das cianobactérias classificado como “*outro(s) gênero(s)*” (Figura 27).

As informações apresentadas sugerem diversas hipóteses plausíveis. Essas incluem a possibilidade de erros na análise das cianotoxinas, clorofila-a e cianobactérias; a ocorrência de falhas pós-analíticas na inserção dos resultados no sistema; o uso de algicidas, que poderia ter levado à lise das células de cianobactérias e à liberação de altas concentrações de microcistina na água do reservatório de abastecimento; ou até mesmo a existência de espécies sensíveis à

estratificação térmica. As médias totais dos resultados para cada cianotoxina analisada, no ponto de captação da represa Ipanema, foram de 0,097 µg/L ($\pm$ 0,026) para microcistina, enquanto as concentrações de anatoxina-a(s) e cilindrospermopsina foram iguais a 0 µg/L ($\pm$ 0,0) e a média de saxitoxina foi igual a 0,006 µg/L ($\pm$ 0,003) (Tabela 13).

Tabela 13- Média dos dados totais de cianotoxinas nos reservatórios de Itupararanga, Ipanema e no rio Sorocaba, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.

RIO SOROCABA			
Cianotoxinas	N	MÉDIA µg /L	SD
Anatoxina-a(s)	16	0,011	0,011
Cilindrospermopsina	32	0,000	0,000
Microcistina	220	0,053	0,008
Saxitoxina	105	0,100	0,009
REPRESA ITUPARARANGA			
Cianotoxinas	N	MÉDIA µg /L	SD
Anatoxina-a(s)	223	0,001	0,001
Cilindrospermopsina	32	0,021	0,005
Microcistina	220	0,031	0,003
Saxitoxina	105	0,253	0,008
REPRESA IPANEMA			
Cianotoxinas	N	MÉDIA µg /L	SD
Anatoxina-a(s)	2	0,000	0,000
Cilindrospermopsina	6	0,000	0,000
Microcistina	75	0,097	0,026
Saxitoxina	29	0,006	0,003

Fonte: autoria própria.

Legenda: N= Número de amostras; SD= Desvio Padrão.

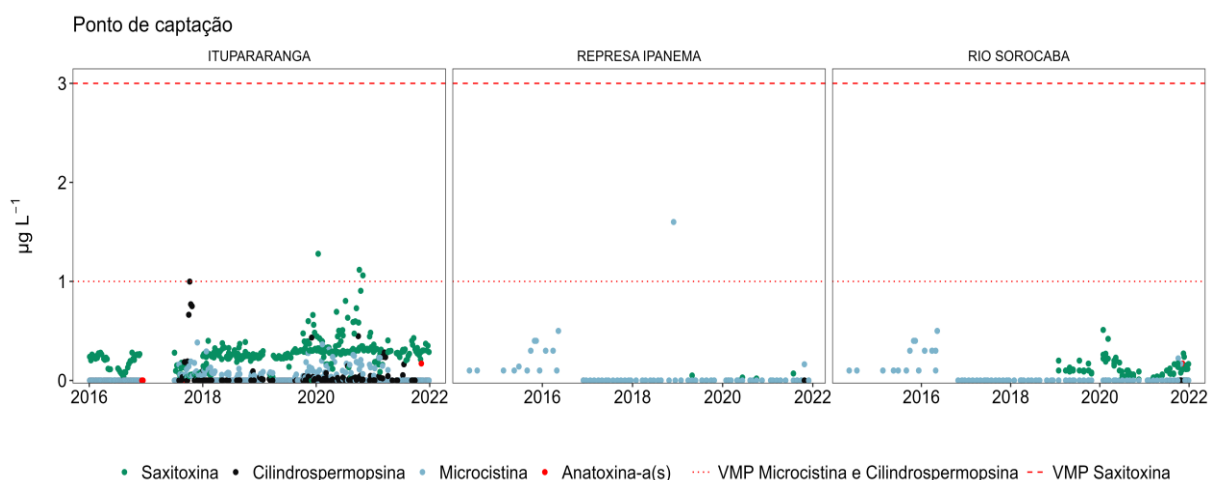
No rio Sorocaba, foram identificados os seguintes gêneros de cianobactérias: *Aphanocapsa* sp, *Dolichospermum* sp, *Microcystis* sp, *Planktothrix* sp, *Planktolyngbya* sp, *Pseudoanabaena* sp, *Radiocystis* sp, *Raphidiopsis* sp, *Synechococcus* sp e *Geitlerinema* sp. Entre eles, os gêneros produtores de cianotoxinas, *Raphidiopsis* sp, *Dolichospermum* sp e *Microcystis* sp, foram os mais frequentes. Realizaram-se análises de saxitoxina, microcistina, anatoxina-a(s) e cilindrospermopsina. Entretanto, as concentrações de cilindrospermopsina foram nulas (0 µg/L) em todos os dados analisados (Figura 27). A presença de anatoxina-a(s) atingiu um valor diferente de 0 µg/L apenas em novembro de 2021, registrando aproximadamente 0,17 µg/L (Figura 27).

Tabela 14- Descrição dos principais grupos de cianotoxinas, seu alvo primário em mamíferos e gêneros produtores.

GRUPO	TOXINA	ALVO	GÊNEROS
Peptídeos cíclicos	Microcistinas	Fígado	<i>Dolichospermum (Anabaena)</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Radiocystis</i> , <i>Snowella</i> , <i>Woronichinia</i>
	Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
Alcalóides	Anatoxina-a	Nervo sináptico	<i>Dolichospermum (Anabaena)</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Cylindrospermum</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Raphidiopsis</i> .
	Anatoxina -a (s)	Nervo sináptico	<i>Dolichospermum (Anabaena)</i>
	Cilindrospermopsina	Fígado	<i>Dolichospermum (Anabaena)</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Umezakia</i> .
	Saxitoxina	Nervo axônico	<i>Dolichospermum (Anabaena)</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Planktothrix</i>
Lipopolissacarídeos	(LPS)	Potencial irritante	Todos

Fonte: Adaptado de Carvalho *et al.* (2013).

Figura 27- Resultados das análises de cianotoxinas no ponto de captação com seus VMPs, nos reservatórios de Itupararanga, Ipanema e no rio Sorocaba, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



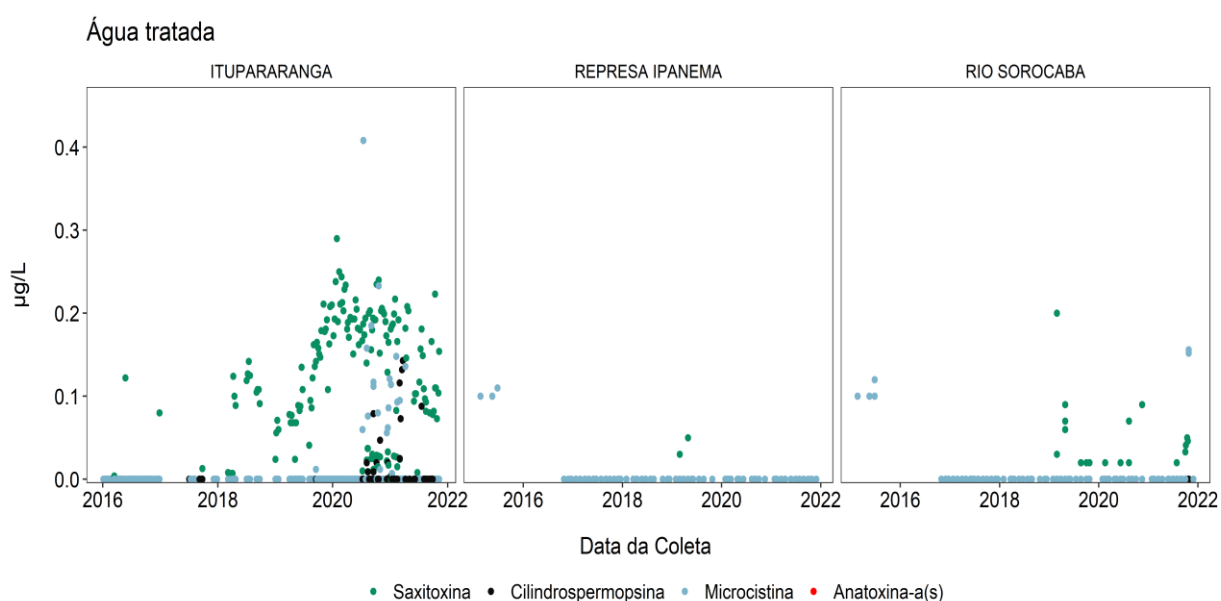
Fonte: autoria própria.

Legenda: VMPs estabelecidos pela Portaria nº 888 de 4 de maio de 2021. VMP Saxitoxina = 3 µg/L; VMP Microcistina e Cilindrospermopsina = 1 µg/L.

Durante os anos de 2019, 2020 e 2021, foi observado um significativo aumento na densidade de cianobactérias no rio Sorocaba, o que culminou em um aumento nas concentrações de saxitoxinas, conforme demonstrado nas Figuras 10 e 27. No entanto, é crucial ressaltar que as concentrações de saxitoxina permaneceram bem abaixo do limite estabelecido pelas legislações brasileiras, registrando o maior valor de 0,51 µg/L em janeiro de 2020. As concentrações de microcistinas, que variaram de 0,1 µg/L para 0,5 µg/L, apresentaram um aumento no final de 2015 e início de 2016. As médias dos resultados totais das análises de cada cianotoxina no rio foram de 0,01 µg/L ($\pm 0,011$) para anatoxina-a(s), 0 µg/L ($\pm 0,0$) para cilindrospermopsina, 0,05 µg/L ($\pm 0,008$) para microcistina e 0,10 µg/L ($\pm 0,009$) para saxitoxinas, representando percentuais de dados de 4%, 9%, 59% e 28%, respectivamente (Tabela 13).

A Portaria nº 888 de 4 de maio de 2021, acrescenta a obrigatoriedade da análise de cianotoxina na saída do tratamento, com frequência semanal, quando a análise de cianotoxina no ponto de captação for superior aos VMPs expressos no anexo 10. Sendo obrigatório, a comunicação imediata das autoridades de saúde pública, das clínicas de hemodiálise e das indústrias de injetáveis, quando detectada a presença de cianotoxinas no sistema de distribuição (BRASIL, 2005; BRASIL, 2017; BRASIL, 2021).

Figura 28- Resultados das análises de cianotoxinas da água tratada nos reservatórios de Ituparanga, Ipanema e no rio Sorocaba, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



Fonte: autoria própria.

Na represa Itupararanga, o monitoramento de cianotoxinas na água tratada, apresenta dados de 2015 a 2021. Os dados relatam que as concentrações de anatoxina-a(s), foram todas iguais a 0,0 µg/L. No final de 2019 até dezembro de 2021, houve um aumento das concentrações de saxitoxinas, microcistina e cilindrospermopsina. A concentração máxima de saxitoxina e cilindrospermopsina descritas, foi de aproximadamente 0,3µg/L e de 0,15 µg/L respectivamente, sendo que a concentração de microcistina ultrapassou 0,40 µg/L em julho de 2020, como mostra a figura 28.

Na Represa Ipanema, após o processo de tratamento, os maiores valores relatados para saxitoxina e microcistina foram de 0,05 µg/L e 0,11 µg/L, respectivamente. No caso do rio Sorocaba, a maior concentração de saxitoxina observada após o tratamento foi de 0,20 µg/L, e para microcistina, foi de 0,156 µg/L. Nas análises realizadas nesses mananciais, não foram observadas concentrações de anatoxina-a(s) e cilindrospermopsina.

De acordo com o estudo de Li *et al.* (2011), estima-se que uma criança consuma em média cerca de 1,2 litros de água diariamente. Para crianças com peso de 10 kg, a quantidade recomendada de ingestão diária de microcistina, conforme as diretrizes da OMS (1999), é de 0,4 µg. A OMS estabelece diferentes valores de referência dessa toxina na água para adultos: 1 µg/L para uso contínuo a longo prazo, 12 µg/L para uso a curto prazo e 24,0 µg/L em água usada para fins recreativos. Os mananciais estudados atenderam aos padrões estabelecidos para os adultos, mantendo as concentrações de microcistina abaixo de 1 µg/L na água tratada. No entanto, em julho de 2020, a represa Itupararanga não seguiu às especificações adotadas pela OMS para a proteção de indivíduos mais vulneráveis, colocando a população, especialmente crianças, em risco potencial a longo prazo caso a ingestão de água com essas concentrações persista, podendo levar a efeitos hepatotóxicos (CHORUS; WELKER, 2021).

O estudo realizado por Chen *et al.* (2009), identificou pela primeira vez a presença de microcistina no soro de pescadores cronicamente expostos a essa toxina, com indicações de danos hepatocelulares. Segundo os autores, a ingestão diária dos pescadores foi de 2,2 a 3,9 µg/pessoa, sendo que para o cálculo provisório de exposição a essa cianotoxina a OMS considera que a ingestão diária tolerável seria de 2 a 3 µg/pessoa. Assim, os autores sugerem que os danos ocorrem em níveis mais baixos do que os recomendados pela OMS.

No estudo de Farrer *et al.* (2015), é discutido o valor de referência recomendado para saxitoxina na água potável no estado de Ohio, localizado no centro-oeste dos EUA. Esse valor estabelecido é de 0,2 µg/L, com o propósito de prevenir efeitos crônicos na população. No entanto, nas amostras coletadas da represa de Itupararanga, foi observado que cerca de 11% delas apresentaram concentrações acima desse limite, o que levanta preocupações, indicando

uma possível ineficiência do tratamento convencional para a remoção dessas toxinas. Situação semelhante também foi registrada no rio Sorocaba em fevereiro de 2019, quando a concentração alcançou 0,2 µg/L. Por outro lado, a OMS definiu valores-guia diferentes para a saxitoxina em água potável e para uso recreativo, estipulando concentrações de 3,3 µg/L e 30 µg/L, respectivamente (CHORUS; WELKER, 2021). É relevante observar que os mananciais estudados não excedem esses limites de acordo com os padrões estabelecidos pela OMS.

Por meio de experimentos de toxicidade conduzidos em camundongos albinos suíços machos, os pesquisadores Humpage e Falconer (2003) estabeleceram que o nível de exposição à cilindrospermopsina, sem provocar efeitos adversos observáveis (NOAEL), é de 30 µg/kg de massa corporal por dia. Baseando-se nesse estudo, a OMS estabelece limites provisórios para a presença dessa cianotoxina na água, sendo 0,7 µg/L para uso a longo prazo em água potável, 3,0 µg/L para uso a curto prazo em água potável e 6,0 µg/L em água destinada a fins recreativos (CHORUS; WELKER, 2021). Os resultados desse estudo indicaram que as concentrações de cilindrospermopsina ficaram abaixo de 0,2 µg/L, respeitando os valores estabelecidos pela OMS (Figura 28).

Chorus e Welker (2021) mencionam que devido à falta de dados disponíveis, não foi possível determinar o nível de efeito adverso observado para anatoxina-a(s), resultando na ausência de um valor de referência para a ingestão diária tolerável. Os autores relataram que a Nova Zelândia adotou um limite provisório de 1 µg/L como o valor máximo aceitável para essa toxina em água potável. Após o tratamento da água, os dados deste estudo indicaram que todas as concentrações dessa cianotoxina foram nulas, ou seja, 0,0 µg/L.

Dos três mananciais estudados, a represa Itupararanga foi a única que apresentou dados das análises de cianotoxinas realizadas no sistema de distribuição. Os valores máximos registrados foram os seguintes: 0,192 µg/L para saxitoxina, 0,195 µg/L para microcistina e 0,04 µg/L para cilindrospermopsina. Não foram detectadas concentrações de anatoxina-a (s), conforme ilustrado na Figura 29.

Durante o estudo, foram analisados um total de 1765 dados de cianotoxinas provenientes dos pontos de captação dos três mananciais investigados para este parâmetro. Os resultados encontrados consistiram em 241 dados para anatoxina, 387 para cilindrospermopsina, 646 para microcistina e 491 para saxitoxina. As médias dos resultados para cada cianotoxina foram as seguintes: 0,206 µg/L de saxitoxina, 0,046 µg/L de microcistina, 0,019 µg/L de cilindrospermopsina e 0,001 µg/L de anatoxina. Vale ressaltar que os valores discrepantes (outliers) foram mantidos na análise, visto que eles podem indicar a presença de florações mais tóxicas, conforme demonstrado na figura 30.

Figura 29- Resultados das análises de cianotoxinas no ponto de distribuição na represa Itupararanga, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.

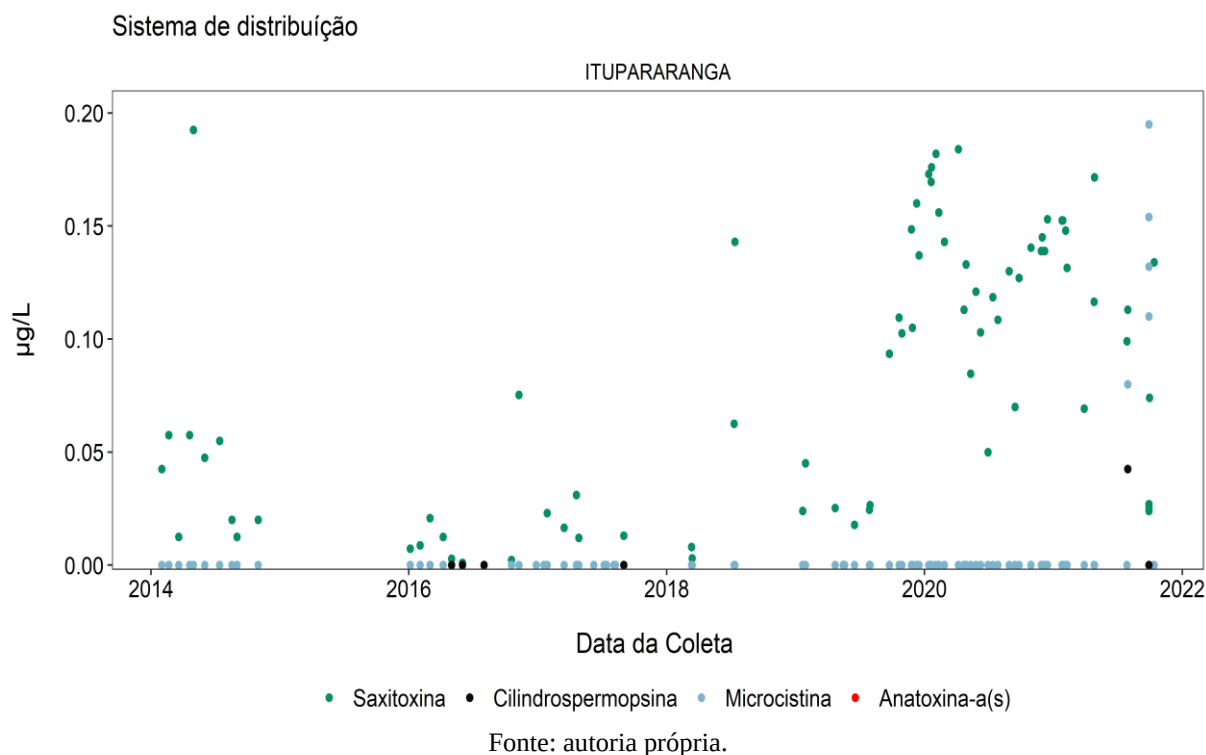
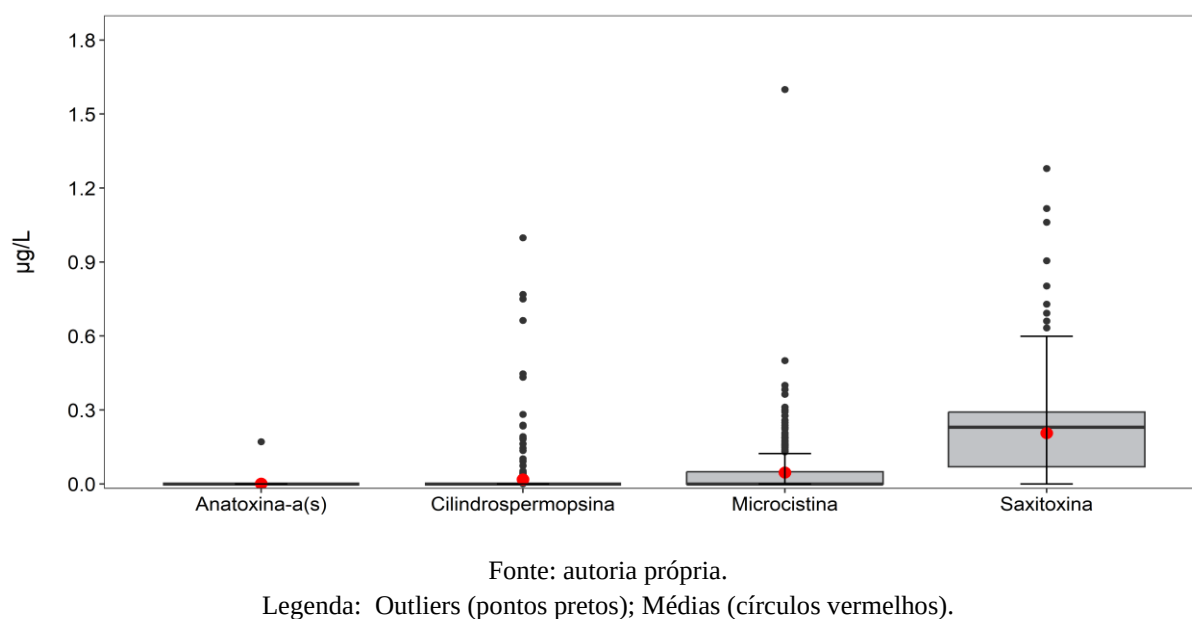


Figura 30- Boxplot das análises totais de cianotoxinas no ponto de captação, nos reservatórios de Itupararanga, Ipanema e no rio Sorocaba, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2021.



7 ANÁLISES ESTATÍSTICA

7.1 Análise da distribuição dos dados

Foi empregado o teste de Shapiro-Wilk para avaliar os dados referentes à clorofila-a, cianobactérias e cianotoxinas (saxitoxina e microcistina) nos mananciais estudados. Foram excluídas das análises represas e rios com tamanho amostral inferior a seis para os parâmetros em estudo. Essa exclusão foi necessária devido à relação inversa entre o tamanho amostral e a taxa de erro na estimativa do valor de p . Quanto menor o tamanho amostral, maior a probabilidade de erro, podendo gerar uma inclinação para a normalidade dos dados. A análise comparativa das cianobactérias abrangeu oito mananciais, enquanto a avaliação da clorofila-a envolveu sete. Para as cianotoxinas, apenas três mananciais foram considerados na análise de saxitoxinas e microcistina (Tabela 15).

Os dados de cianobactérias de todos os mananciais avaliados não apresentaram distribuição normal conforme o teste de Shapiro-Wilk, indicando um valor de $p < 0,05$. Em relação ao parâmetro de clorofila-a, observou-se distribuição normal nos dados dos rios Sarapuí e Tatuí, com um valor de $p > 0,05$, enquanto os demais mananciais tiveram valores de $p < 0,05$. Para comparar as medianas dos parâmetros entre as represas, foi empregado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, conforme demonstrado na Tabela 16.

No teste de Kruskal-Wallis, o valor de p para os dados de cianobactérias foi igual a $2,47E-133$, enquanto para a clorofila-a foi $0,035$. A rejeição da hipótese nula nessas análises evidencia a existência de diferenças significativas nos parâmetros entre os mananciais em estudo.

Uma vez rejeitada a hipótese nula, foi aplicado o pós-teste de Dunn com correção do valor de p pelo método de Bonferroni, possibilitando a realização de múltiplas comparações. No pós-teste referente ao parâmetro de cianobactéria, foram realizadas 28 comparações entre os reservatórios. Dentre essas comparações, 53% dos grupos não apresentaram diferenças significativas entre suas medianas, enquanto 46,43% dos grupos mostraram diferenças (Tabela 19). Apenas a represa Itupararanga registrou uma frequência relativa de um (1), indicando diferenças significativas em relação a todos os outros reservatórios estudados, conforme apresentado na Tabela 19.

No pós-teste para clorofila-a, foram realizadas vinte e uma comparações, das quais somente a comparação entre a represa Ipanema e a represa Itupararanga apresentou uma

diferença significativa. Isso sugere que os mananciais em estudo tendem a exibir valores similares de medianas para a clorofila-a (Tabela 22).

Para a análise estatística de cianotoxinas, foram selecionados os mananciais que possuíam dados no Sisagua, com um tamanho amostral igual ou superior a seis e resultados diferentes de zero. Nesse processo, as análises relacionadas à cilindrospermopsina foram excluídas, uma vez que apenas a represa Itupararanga apresentava resultados não nulos para essa substância. Além disso, tanto a represa Itupararanga quanto o rio Sorocaba possuíam apenas um resultado diferente de zero para a anatoxina-a(s).

Portanto, ao realizar a exclusão das análises não aplicáveis nos mananciais e aplicar o teste de Shapiro-Wilk, constatou-se que os dados de saxitoxina e microcistina não seguiam uma distribuição normal nos três mananciais avaliados, com um resultado de p menor que 0,05 ($p \leq 0,05$) (Tabela 15). Para comparar as medianas dos parâmetros entre o rio Sorocaba, os reservatórios de Itupararanga e Ipanema, utilizou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis.

Os resultados revelaram que o valor de p foi menor que 0,05 para a saxitoxina, o que indica a existência de diferenças significativas entre os grupos. Por outro lado, o valor de p para a microcistina foi igual a 0,1548, sugerindo a ausência de diferença significativa e valores de medianas semelhantes entre os mananciais. Essas informações estão detalhadas na Tabela 17.

Ao aplicarmos o pós-teste de Dunn com correção de p pelo método de Bonferroni aos dados de saxitoxinas, observou-se que todas as comparações entre os grupos apresentaram diferenças entre si (Tabela 21). Isso reforça a hipótese de que há variações nos valores de saxitoxinas entre os mananciais.

Tabela 15- Valores de p para o teste de Shapiro- Wilk dos dados dos parâmetros estudados, para os rios e reservatórios da Bacia do rio Sorocaba, 2014 a 2021.

Rios e Mananciais	(Continua)			
	Valor de p (Shapiro-Wilk)			
	Cianobactérias	Clorofila-a	Cianotoxinas	
			Saxitoxina	Microcistina
Represa Ipanema	5,06E-29	5,58E-13	1,10E-09	6,50E-15
Represa Itupararanga	3,10E-27	4,66E-06	8,82E-19	1,78E-28
Represa do Ferraz	2,13E-15	-	-	-
Rio Sarapuí	1,61E-13	0,3452	-	-
Rio Sorocaba	8,32E-45	6,00E-19	8,69E-08	4,35E-24

(Conclusão)

Rios e Mananciais	Valor de p (Shapiro-Wilk)			
	Cianobactérias	Clorofila-a	Cianotoxinas	
			Saxitoxina	Microcistina
Rio Sorocabuçu	3,07E-13	0,04766	-	-
Rio Sorocamirim	1,45E-11	3,52E-05	-	-
Rio Tatuí	7,69E-11	0,53	-	-

Fonte: Autoria própria

Legenda: (-) Análise não realizada para este manancial.

Tabela 16- Quantificação dos parâmetros biológicos (clorofila-a e cianobactérias) dos Mananciais da bacia do Rio Sorocaba, 2014-2021.

Rios e Mananciais	Parâmetros					
	Cianobactérias			Clorofila-a		
	N	Med	IQR	N	Med	IQR
Represa Ipanema	197	1	(1; 360)	62	0	(0; 1,15)
Represa Itupararanga	655	47260	(4989; 88453)	20	1,6	(0,1; 12,3)
Represa do Ferraz	64	1	(1;780)	4	-	-
Rio Sarapuí	46	0	(0; 0)	10	0,5	(0,15; 1,175)
Rio Sorocaba	589	106	(0; 7425)	198	0,164	(0; 5,1)
Rio Sorocabuçu	61	0	(0; 53)	7	0,8	(0; 1)
Rio Sorocamirim	39	22	(0; 142)	9	0,4	(0; 0,75)
Rio Tatuí	36	0	(0; 64,25)	6	0,25	(0,15; 0,625)
Valor de p	2,47E-133*			0,035*		

Fonte: Autoria própria.

Legenda: (-) Análise não realizada devido ao baixo N; (N) Número de amostras; (Med) Mediana; (IQ) Intervalo interquartil; Percentil 25; Percentil 75. (*) Aplicação do teste de Kruskal-Wallis para comparação entre medianas dos parâmetros avaliados entre os Mananciais da Bacia do rio Sorocaba.

Tabela 17- Quantificação dos parâmetros de cianotoxinas (saxitoxinas e microcistina) das represas e rios da bacia do Rio Sorocaba, 2014-2021.

Rios e Mananciais	Parâmetros					
	Saxitoxina			Microcistina		
	N	Med	IQR	N	Med	IQR
Represa Ipanema	29	0	(0;0)	75	0	(0; 0,1)
Represa Itupararanga	357	0,23	(0,18; 0,30)	220	0	(0; 0,046)
Rio Sorocaba	105	0,10	(0,03; 0,15)	351	0	(0; 0)
Valor de p	1,30E-36*			0,1548*		

Fonte: Autoria própria

Legenda: (N) Número de amostras; (Med) Mediana; (IQ) Intervalo interquartil; Percentil 25; Percentil 75. (*) Aplicação do teste de Kruskal-Wallis para comparação entre medianas dos parâmetros avaliados entre os Mananciais da Bacia do rio Sorocaba.

Tabela 18- Pós-teste de Dunn com correção do valor de p por Bonferroni para múltiplas comparações dos dados de cianobactérias por mananciais estudados.

Grupo 1	Grupo 2	Valor de p	Significância
Itupararanga	Represa ferraz	3,11E-16	Sim
Itupararanga	Represa ipanema	1,11E-57	Sim
Itupararanga	Rio sarapuí	1,14E-30	Sim
Itupararanga	Rio sorocaba	5,15E-71	Sim
Itupararanga	Rio sorocabuçu	4,47E-35	Sim
Itupararanga	Rio sorocamirim	1,01E-17	Sim
Itupararanga	Rio tatuí	3,50E-20	Sim
Represa ferraz	Represa ipanema	1	Não
Represa ferraz	Rio sarapuí	0,012645	Sim
Represa ferraz	Rio sorocaba	1	Não
Represa ferraz	Rio sorocabuçu	0,04177	Sim
Represa ferraz	Rio sorocamirim	1	Não
Represa ferraz	Rio tatuí	0,38034	Não
Represa ipanema	Rio sarapuí	0,091203	Não
Represa ipanema	Rio sorocaba	0,009353	Sim
Represa ipanema	Rio sorocabuçu	0,310831	Não
Represa ipanema	Rio sorocamirim	1	Não
Represa ipanema	Rio tatuí	1	Não
Rio sarapuí	Rio sorocaba	1,08E-05	Sim
Rio sarapuí	Rio sorocabuçu	1	Não
Rio sarapuí	Rio sorocamirim	1	Não
Rio sarapuí	Rio tatuí	1	Não
Rio sorocaba	Rio sorocabuçu	1,96E-05	Sim
Rio sorocaba	Rio sorocamirim	0,173372	Não
Rio sorocaba	Rio tatuí	0,009935	Sim
Rio sorocabuçu	Rio sorocamirim	1	Não
Rio sorocabuçu	Rio tatuí	1	Não
Rio sorocamirim	Rio tatuí	1	Não

Fonte: Autoria própria.

Tabela 19- Frequência calculada através das múltiplas comparações do Pós-teste de Dunn com correção do valor de p por Bonferroni, nos mananciais estudados, para o parâmetro de cianobactéria.

<i>(Continua)</i>		
Frequência		
Mananciais	Significância	
	Sim	Não
Represa Itupararanga	1,00	0
Represa Ipanema	0,29	0,71
Represa do Ferraz	0,43	0,57
Rio Sarapuí	0,43	0,57

(Conclusão)

Frequência		
Mananciais	Significância	
	Sim	Não
Rio Sorocaba	0,71	0,29
Rio Sorocabuçu	0,43	0,57
Rio Sorocamirim	0,14	0,86
Rio Tatuí	0,29	0,71

Fonte: Autoria própria

Tabela 20- Pós-teste de Dunn com correção do valor de p por Bonferroni para múltiplas comparações dos dados de clorofila-a por mananciais estudados.

Grupo 1	Grupo 2	Valor de p	Significância
Itupararanga	Represa Ipanema	0,021748	Sim
Itupararanga	Rio Sarapuí	1	Não
Itupararanga	Rio Sorocaba	1	Não
Itupararanga	Rio Sorocabuçu	1	Não
Itupararanga	Rio Sorocamirim	1	Não
Itupararanga	Rio Tatuí	1	Não
Represa Ipanema	Rio Sarapuí	1	Não
Represa Ipanema	Rio Sorocaba	0,071964	Não
Represa Ipanema	Rio Sorocabuçu	1	Não
Represa Ipanema	Rio Sorocamirim	1	Não
Represa Ipanema	Rio Tatuí	1	Não
Rio Sarapuí	Rio Sorocaba	1	Não
Rio Sarapuí	Rio Sorocabuçu	1	Não
Rio Sarapuí	Rio Sorocamirim	1	Não
Rio Sarapuí	Rio Tatuí	1	Não
Rio Sorocaba	Rio Sorocabuçu	1	Não
Rio Sorocaba	Rio Sorocamirim	1	Não
Rio Sorocaba	Rio Tatuí	1	Não
Rio Sorocabuçu	Rio Sorocamirim	1	Não
Rio Sorocabuçu	Rio Tatuí	1	Não
Rio Sorocamirim	Rio Tatuí	1	Não

Fonte: Autoria própria.

Tabela 21- Pós-teste de Dunn com correção do valor de p por Bonferroni para múltiplas comparações dos dados de saxitoxinas por manancial estudado.

Grupo 1	Grupo 2	Valor de p	Significância
Itupararanga	Represa Ipanema	2,46E-19	Sim
Itupararanga	Rio Sorocaba	1,30E-21	Sim
Represa Ipanema	Rio Sorocaba	0,003204	Sim

Fonte: Autoria própria.

Tabela 22- Frequência calculada através das múltiplas comparações do Pós-teste de Dunn com correção do valor de p por Bonferroni, nos mananciais estudados, para clorofila-a.

Mananciais	Frequência	
	Significância	
	Sim	Não
Represa Itupararanga	0,17	0,83
Represa Ipanema	0,17	0,83
Represa do Ferraz	0,00	1,00
Rio Sarapuí	0,00	1,00
Rio Sorocaba	0,00	1,00
Rio Sorocabuçu	0,00	1,00
Rio Sorocamirim	0,00	1,00
Rio Tatuí	0,00	1,00

Fonte: Autoria própria.

Dentre os parâmetros analisados, os dados de clorofila-a foram os que apresentaram maior inconsistência no banco de dados. Sendo que, a análise estatística sugere que os mananciais tendem a exibir valores de mediana semelhantes. Dessa forma, conclui-se que para obter uma melhor compreensão, é necessário que as análises de cianobactéria e clorofila-a sejam realizadas em conjunto pelas empresas responsáveis pelo abastecimento de água dos municípios. Isso permitirá um monitoramento mais eficaz das variações e ajudará a tomar decisões mais adequadas em relação à qualidade da água.

Por meio das múltiplas comparações do Pós-teste de Dunn com correção do valor de p por Bonferroni, constatou-se que a represa Itupararanga e o rio Sorocaba apresentam as maiores frequências de diferenças significativas entre os grupos de mananciais estudados em relação aos parâmetros de cianobactéria e saxitoxina.

7.2 Análise do Componente Principal (ACP)

Foram selecionados 90 dados dentre os 5328 analisados durante o estudo para a realização da Análise de Componentes Principais (ACP). A finalidade da filtragem desses dados consistiu em identificar, na mesma data de coleta, a quantidade máxima de parâmetros relevantes para a análise. Os parâmetros mantidos foram cianobactérias, clorofila-a, saxitoxina e microcistina. Esses parâmetros foram observados nos três mananciais que realizaram análises de cianotoxinas, sendo 4 observações na represa Itupararanga, 61 no rio Sorocaba e 25 na represa Ipanema. É fundamental ressaltar que os outliers considerados, para essa análise, são condizentes com a situação de cada manancial e com o conjunto de dados

entre si. Eles desempenham um papel de extrema importância na avaliação dos resultados emitidos pelas empresas de saneamento, as quais têm a responsabilidade de assegurar a qualidade da água fornecida para o abastecimento público.

Durante a Análise de Componentes Principais (ACP) realizada para as variáveis amostradas ao longo do período de estudo, foi revelada uma explicação de 70,02% na variação dos dados. Dessa variação, 44,95% está associada ao primeiro eixo, enquanto o segundo eixo explica 25,07% (Tabela 23). A análise indica uma correlação mais acentuada entre as variáveis saxitoxina, clorofila-a e cianobactéria. Em contraste, a microcistina apresenta uma correlação mais fraca com as variáveis estudadas, sugerindo uma relação menos evidente (Tabela 24). Os dados coletados no rio Sorocaba e na represa Itupararanga demonstraram uma associação mais forte com o primeiro eixo, indicando uma influência mais significativa entre cianobactéria e saxitoxina. Por outro lado, a represa Ipanema ocupou uma posição intermediária em relação aos eixos 1 e 2 (Figura 31). Com base nessas observações e na análise da distribuição dos dados (Figura 32), é possível concluir que tanto o rio Sorocaba quanto a represa Itupararanga apresentam uma densidade mais elevada de cianobactérias e, conseqüentemente, de saxitoxina em comparação com a represa Ipanema.

Esses resultados sugerem que o rio Sorocaba e a represa Itupararanga podem exigir maior atenção e ação para controlar e mitigar a contaminação de suas águas por cianobactérias e cianotoxinas. Por outro lado, a represa Ipanema demonstra estar em um estado menos contaminado, indicando uma situação potencialmente mais favorável em termos de qualidade da água.

Tabela 23- Matriz de correlação da ACP.

PC	Eigenvalue	% variance
1	1.79798	44.95
2	1.00293	25.07
3	0.763693	19.09
4	0.435402	10.88

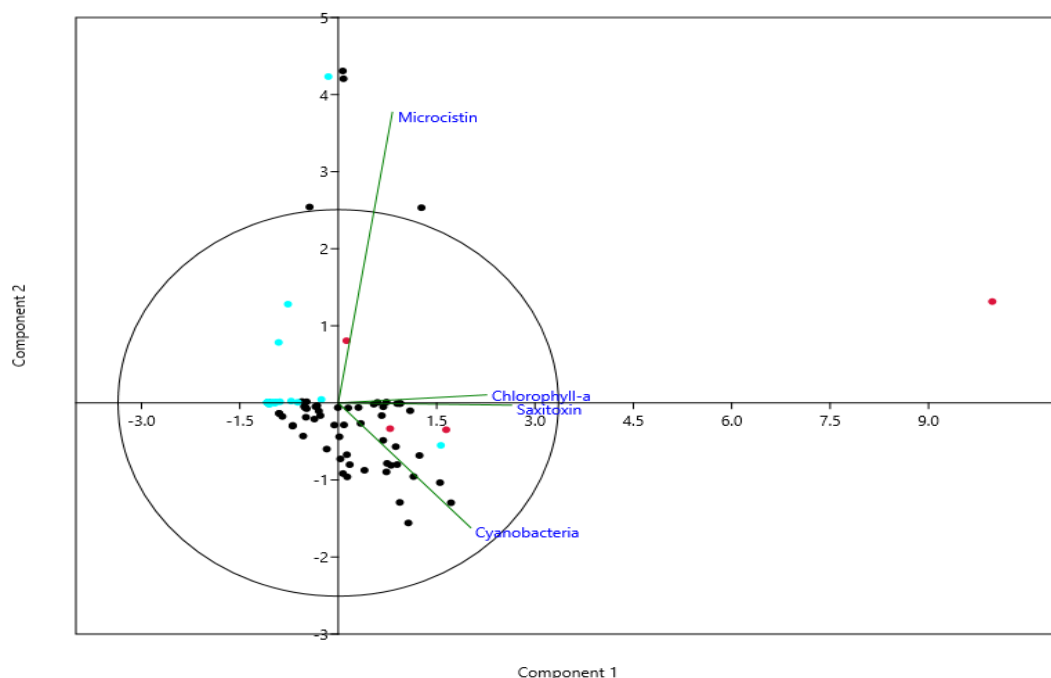
Fonte: autoria própria.

Tabela 24- Análise do primeiro e segundo eixos da ACP.

Parâmetros	PC 1	PC 2
Clorofila-a	0,604	-0,058
Cianobactéria	0,464	-0,286
Saxitoxina	0,607	-0,082
Microcistina	0,228	0,953

Fonte: autoria própria.

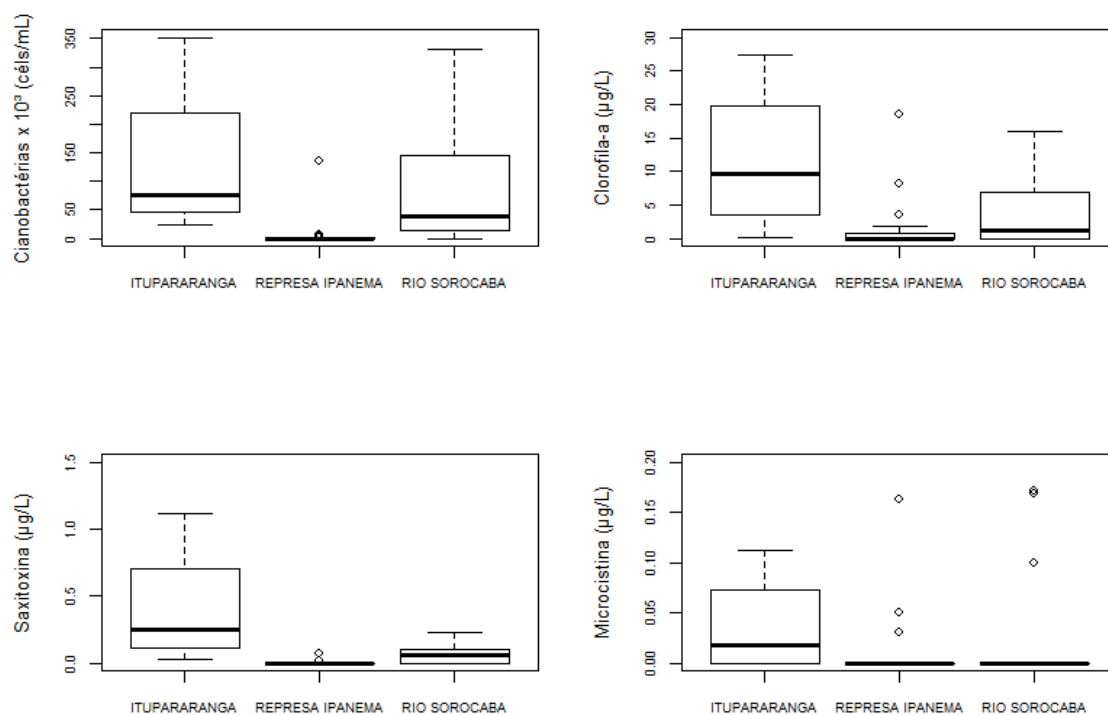
Figura 31- Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis cianobactéria, clorofila-a, saxitoxina e microcistina para a represa de Itupararanga, Ipanema e o rio Sorocaba.



Fonte: autoria própria.

Legenda: locais amostrais- represa Itupararanga(pontos em rosa); rio Sorocaba (pontos em preto); represa Ipanema (pontos em verde).

Figura 32- Boxplots da distribuição dos dados analisados para a realização do PCA.



Fonte: autoria própria.

8 CONCLUSÕES

- ✓ Foi notória a piora do estado trófico dos rios e reservatórios da BHS ao longo do período de estudo.
- ✓ Os pontos de monitoramento da CETESB, localizados na Bacia do Médio Sorocaba, destacaram-se ao exibir os índices mais desfavoráveis de qualidade da água. Revelando que uma parte significativa da poluição na bacia provém dos principais núcleos urbanos, como Sorocaba, Votorantim e Alumínio.
- ✓ No período entre 2019 e 2021, observou-se um considerável aumento na densidade de cianobactérias, tanto no rio Sorocaba quanto na represa Itupararanga, relacionado às elevadas concentrações de fósforo nos mananciais e à diminuição das chuvas na UGRHI 10. Essa condição resultou no aumento das concentrações de cianotoxinas, como saxitoxinas e microcistinas. Os gêneros predominantes identificados como produtores dessas toxinas foram *Raphidiopsis* sp e *Dolichospermum* sp.
- ✓ Mostrou-se preocupante o elevado percentual de amostras coletadas nos dois mananciais que, mesmo após o tratamento, continuaram a apresentar cianotoxinas. Tanto a represa Itupararanga quanto o rio Sorocaba excederam os limites de concentração de saxitoxina estipulados pelo estado de Ohio (0,2 µg/L).
- ✓ Na represa Itupararanga, foram registradas concentrações de microcistina acima de 0,4 µg/L, ultrapassando o valor diário de ingestão recomendado pela OMS para uma criança de 10 kg, o que pode representar um risco para a população mais vulnerável.
- ✓ Foi identificada a existência de irregularidades no monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas na represa do Ferraz.
- ✓ O sistema Sisagua, mostrou-se uma ferramenta promissora, de grande importância para o gerenciamento dos reservatórios brasileiros, mas que requer melhorias.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A incidência crescente de cianobactérias em reservatórios e rios de abastecimento público é uma realidade tanto no Brasil quanto no mundo. Compreender suas características e reconhecer a importância de controlar sua proliferação são fatores cruciais para garantir segurança aos consumidores. Pensando nisso, este estudo ressalta a relevância da supervisão e do monitoramento da água de mananciais utilizados para o abastecimento humano, especialmente em relação à detecção de cianotoxinas, uma vez que relatos de envenenamento por essas toxinas vêm se tornando cada vez mais frequentes.

Durante a pesquisa, foi observada uma escassez nas análises de cianotoxinas pelos prestadores de serviços nos Sistemas de Abastecimento de Água (SAA). Essa situação limitou uma investigação mais abrangente sobre a real situação das águas dos reservatórios estudados. Dos oito reservatórios examinados, apenas as represas Itupararanga e Ipanema, juntamente com o rio Sorocaba, apresentaram resultados de cianotoxinas no Sisagua. Esse fato ocorre porque a legislação brasileira obriga a supervisão de microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina semanalmente apenas quando a contagem de cianobactérias exceder 20.000 células/mL. Porém, estudos como o de Moraes *et al.* (2023) mostram que a densidade de cianobactérias não deve ser o único parâmetro para verificação de cianotoxinas, uma vez que a contagem de células não permite distinguir entre espécies tóxicas e não tóxicas.

Além disso, foi verificada irregularidade por parte do SAAE em relação ao monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas na represa do Ferraz. Esse fato mostra a ineficácia dos sistemas de fiscalização, que, no caso, seriam responsabilidade das Vigilâncias em Saúde de cada município, as quais têm a obrigação de cobrar ações corretivas, além de implementar medidas para garantir a segurança da água distribuída aos consumidores.

Uma das problemáticas analisadas foi a categorização dos gêneros de cianobactérias pelos prestadores de serviço. A legislação brasileira determina a obrigatoriedade na identificação, e as análises de anatoxina-a(s) só devem ocorrer na presença de gêneros de cianobactérias potencialmente produtores dessa cianotoxina. Contudo, cerca de 50,6% dos 1.223 dados observados com identificação de cianobactérias foram descritos como "*Outro(s) gênero(s)*", comprometendo o reconhecimento desses micro-organismos, a qualidade da água e representando uma ameaça à saúde pública em potencial devido à possível exposição a anatoxina-a(s).

Outra situação que evidenciou a fragilidade do sistema de abastecimento de água foi a inserção incorreta da unidade de medida de clorofila-a pelo Sisagua. Entre 2014 e 2022, os prestadores de serviço reportavam os resultados das análises em µg/L, enquanto o sistema registrava em mg/L. Somente em janeiro de 2023, esse erro foi corrigido, destacando sua persistência por um longo período. Isso enfatiza a necessidade crucial de vigilância e aprimoramento contínuos nos sistemas de monitoramento de água.

Foi notória a prevalência de concentrações de saxitoxinas e microcistinas após o tratamento da água. Isso reforça a necessidade de investimento e utilização de técnicas mais avançadas, além da realização de pesquisas contínuas para entender os impactos dessas toxinas a longo prazo. Nesse contexto, é evidente a necessidade de estabelecer leis mais rigorosas que obriguem a análise frequente de cianotoxinas nos reservatórios destinados ao abastecimento humano e a implementação de menores VMPs com o propósito de prevenir efeitos crônicos na população e garantir água potável de qualidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 559-568, 2016.
- ABREU, M.C.; TONELLO, K. C. Avaliação dos Parâmetros Hidrometeorológicos na Bacia do Rio Sorocaba/SP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 1, p. 99-109, 2017.
- ALBUQUERQUE, M.V.C. *et al.* Remoção de cianobactérias e cianotoxinas presentes em águas de reservatórios eutrofizados por processos oxidativos avançados (POAs). **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 61234-61248, 2020.
- ALMAGRO, V. L. **Micrografias de cianobactérias**. 2023. 1 fotografia, color., 45,1 Mb. Formato JPEG.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Consequências para a Saúde Pública. **Medicina On Line**, v. 1, n.3, 1998.
- BARRETO, L. V. *et al.* Relação entre vazão e qualidade da água em uma seção de rio. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 1, p. 118-129, mar. 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria Invasora. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**. 30. ed. p. 83, 2003.
- BORTOLI, S.; PINTO, E. Cianotoxinas: características gerais, histórico, legislação e métodos de análises. In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C.; DOVAL, J.C.L. (org.). Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: **Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo**, p. 321-339, 2015.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1, p. 39- 46.
- BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de Saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União, 5 set. 2017.
- BRASIL. **Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União, n. 59, de 26 mar. 2004, seção 1, p. 266-270.
- BRASIL. **Portaria n.º 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, n. 85, seção 1, p.127, 7 maio de 2021.

BRASIL. **Portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000.** Aprova o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, p. 32, 2001.

BRASIL. **Portaria nº 36, de 19 de janeiro de 1990.** Aprova normas e o padrão de potabilidade da água para consumo humano em todo o território nacional. Brasília (DF): **Ministério da Saúde**, Seção I, p. 1651-1654, 23 jan. 1990.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.** Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. Brasília (DF): Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 17 mar. 2005.

CARMICHAEL, W. W. *et al.* Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. Eaglesham. **Environmental Health Perspectives**. v. 109, n.7, July 2001.

CARNEIRO, C.D.R.; MIZUSAKI, A.M.P.; ALMEIDA, F.F.M. A determinação da idade das rochas. **Terræ Didática**, v.1, n.1, p. 6-35, 2005.

CARVALHO, M.C. *et al.* Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. São Paulo: **CETESB**, 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 23 fev. 2021.

CASALI, S. P. A Comunidade Fitoplanctônica no Reservatório de Itupararanga (Bacia do rio Sorocaba, SP). TESE (doutorado). **Escola de Engenharia de São Carlos**, Universidade de São Paulo, São Carlos. p.190, 2014.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios>. Acesso em: 15 dez. 2021.

CHEN, J.; XIE, P.; LI, L.; XU, J. First Identification of the Hepatotoxic Microcystins in the Serum of a Chronically Exposed Human Population Together with Indication of Hepatocellular Damage. **Toxicological Sciences**, v.108, n.1,p. 81–89, 2009.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management. London; New York: **World Health Organization**, 1999.

CHORUS, I.; WELKER, M. Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Second Edition. **Boca Raton, Florida: CRC Press, on behalf of the World Health Organization**, Geneva, 2021.

CONSOLI, R. A. G. B.; OLIVEIRA, R. L. Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil. Rio de Janeiro: **Fiocruz**, 1994. Disponível em: <http://www.fiocruz.br/editora/media/05-PMISB.pdf>. Acesso em: 4 set. 2009.

COSTA, H.F. **Análise temporal da Fragilidade Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocabaçu, Ibiúna, SP.** 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto

de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/192038>. Acesso em: 4 jan.2023.

CUMMING, B. F. *et al.* Tracking past changes in lake-water phosphorus with a 251-lake calibration dataset in British Columbia: tool development and application in a multiproxy assessment of eutrophication and recovery in Osoyoos Lake, a transboundary lake in Western North America. **Frontiers in Ecology and Evolution**, n. 3, p.1-18, 2015.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON, N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia . 2. ed. Rio de Janeiro : **Interciência**, p. 204, 1998.

FABH-SMT. **Relatório I Plano da Bacia Hidrográfica 2016- 2027**. São Paulo: FABH-SMT, 2023. Disponível em: <https://agenciasmt.com.br/Default.aspx>. Acesso em: 13 jul. 2023.

FARRER, D.; CONTADOR, M.; HILLWIG, R.; CUDE, C. Health-Based Cyanotoxin Guideline Values Allow for Cyanotoxin-Based Monitoring and Efficient Public Health Response to Cyanobacterial Blooms. **Toxins**, v. 7, n.2, p. 457-477, 2015.

IORE, M. F. *et al.* Guanitoxin, re-naming a cyanobacterial organophosphate toxin. **Harmful Algae**. 2020 Feb; 92:101737.

FORTES, A. C. C; BARROCAS, P. R. G; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, n. especial 3, p. 20-34, dez.2019.

FRANCIS, G. Poisonous Australian Lake. **Nature**, v.18, n.444, p. 11–12, 1878.

GOLUBIC, S.; SEONG- JOO, L. Early cyanobacterial fossil record: preservation, palaeoenvironments and identification. **European Journal of Phycology**, v. 34, n. 4, p. 339–348, 1999.

HARADA, K.I. *et al.* Detection and Identification of Microcystins in the Drinking Water of Haimen City, China. **Nat Toxins**, v. 4, n.6, p. 277-283, 1996.

HEDGES, S. B. *et al.* A genomic timescale for the origin of eukaryotes. **BMC Evol Biol**. 2001.

HILTON, J.; O'HARE, M.; BOWES, M. J.; JONES, J. I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of the Total Environment**, v. 365, p. 66-83, 2006.

HUISMAN, J. *et al.* Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology**, v.16, n.8, p.471-483, 2018.

HUMPAGE, A. R.; FALCONER, I. R. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: Determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. **Environmental Toxicology**, v.18, n.2, 2003, p.94–103.

IBGE. **Estimativas de População**: Tabela 6579. Brasil: IBGE, 2021. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>. Acesso em: 11 dez. 2023.

INSTITUTO DE ÁGUA E SANEAMENTO. **Municípios e Saneamento**. [S. l.]: Instituto Água e Saneamento, 2021. Disponível em: <https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento>. Acesso em: 11 jan. 2023.

IPT. **Plano de bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10)**: revisão para atendimento da Deliberação CRH 62. São Paulo: IPT, 2008. 328 p. (Relatório Técnico n. 104. 269-205). Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7099/smt_rpb.pdf. Acesso em: 11 dez. 2022.

IPT. **Relatório Zero da Bacia do Sorocaba e Médio Tietê**. São Paulo: IPT, 2005. 420 p. (Relatório Técnico, n. 80. 401-205). Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6930/volume-1-texto.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2022.

JARDIM, F. A. *et al.* Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.19, p. 207-218, 2014.

JOCHIMSEN, E. M. *et al.* Liver Failure and Death After Exposure to Microcystins at a Hemodialysis Center in Brazil. **New England Jour. Medicine**, v.338, n.13, p.873, 1998.

JUNIOR, A. O. *et al.* Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua): características, evolução e aplicabilidade. **Epidemiologia e Serviço de Saúde**, Brasília, v.28, n.1, ed. 2018117, 2019.

KARNER, D.; STANDRIGE, J.H.; HARRINGTON, G.W.; BARNUM, R.P. Microcystin algal toxins in source and finished drinking water. **Journal AWWA**, v.31. n.8, p.72-81, 2001.

KHAN, F. A.; ANSARI, A. A. Eutrophication: An ecological vision. **The Botanical Review**, v.71, n 4, p.449–48, 2005.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. **Environ Int.** v.37, n.4, p.778-801, 2011.

LEAL, A. D. C.; SOARES, M. D. C. P. Hepatotoxicity of the microcystin cyanotoxin. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v.37, p.84-89, 2004.

LEITE, A. R. C.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Diversidade de cianobactérias em mananciais da bacia do rio Sorocaba, com ênfase nas represas de Itupararanga e Ipaneminha, SP, Brasil. **Revista brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 16, n.1, p. 11-20, jan./mar. 2018.

LI, X.; DREHER, T.W.; LI, R. An overview of diversity, occurrence, genetics and toxin production of bloom-forming *Dolichospermum* (*Anabaena*) species. **Harmful Algae**, v.54, p.54-68, 2016.

LI, Y. *et al.* A cross-sectional investigation of chronic exposure to microcystin in relationship to childhood liver damage in the three Gorges Reservoir Region, China. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 10, p. 1483-1488, 2011.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, v.13, n.2, p.229-246, 2009.

MORAES, M.A.B.; RODRIGUES, R.A.M.; PODDUTURI, R.; JØRGENSEN, N.O.G., CALIJURI, M.C. Prediction of Cyanotoxin Episodes in Freshwater: A Case Study on Microcystin and Saxitoxin in the Lobo Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Environments**, v.10, n.8, p. 143, 2023.

MOSCHINI-CARLOS, V. *et al.* Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.

MUNOZ, M. *et al.* Overview of toxic cyanobacteria and cyanotoxins in Ibero-American freshwaters: Challenges for risk management and opportunities for removal by advanced technologies. **Science of the Total Environment**, v.761, p. 143197, 2021.

NUNES, G. L.; ROCHA, D. F.; GOLDENFUM, J. A.; PEREIRA, P.; SCHIAVINI, I. R. Avaliação das florações de cianobactérias nos rios de abastecimento do município de Joinville. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 5, n. 1, p. 31-43, 2013.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. **Microbial Ecology**, v.65, n.4, p. 995–1010, jan. 2013.

PAGNI, R. L.; FALCO, P.B.; SANTOS, A.C.A. Autecology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24 ed. vol.32, 2020.

PINTO, A.; PEREIRA, P.; PEREIRA, J.L. Toxinas produzidas por cianobactérias e dinoflagelados: o caso particular das saxitoxinas. **Revista CAPTAR** (Ciências e ambiente para todos). v. 11, 2022.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014.

RIBEIRO, R. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, em São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, dezembro de 2014, v. 104, n. 4, p. 404-412, 2014.

RODRIGUES, E. **Poluição do córrego Ipaneminha preocupa moradores em Sorocaba**. TV TEM. 10 setembro de 2018. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/sorocabajundiai/noticia/2018/09/10/poluicao-do-corrego-ipaneminha-preocupa-moradores-em-sorocaba.ghtml>. Acesso em: 16 dez. 2022.

SAAE. **Histórico.** Sorocaba: SAAE, 2021. Disponível em: <https://www.saaesorocaba.com.br/conheca-o-saae>. Acesso em: 20 Abr.2021.

SABESP. **Histórico e Relatório de Sustentabilidade.** São Paulo: SABESP, 2022. Disponível em: <https://ri.sabesp.com.br>. Acesso em: 07 dez. 2022.

SABESP. **Relatório anual de Qualidade da água.** São Paulo: SABESP, 2016. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br/calandraweb/toq/2016/Aluminio.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2022.

SANO SANEAMENTO E PARTICIPAÇÕES. **Águas de Votorantim.** São Paulo: SANO Saneamento e Participações, 2023. Disponível em: <http://sano.com.br/portfolio-interna.php?idportfolio=5>. Acesso em: 12 jul. 2023.

SANT'ANNA, C. L.; BRANCO, L. H. Z., GAMA JÚNIOR, W. A.; WERNER, V. R. Checklist of Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop.** v. 11(Supl. 1), 2011.

SANT'ANNA, C. L.; BRANCO, L. H. Z.; AZEVEDO, M. T. P. Cyanophyceae/Cyanobacteria. In *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificações e descrições* (C.E.M. Bicudo & M. Menezes, orgs.). 2 ed. **RIMA**, São Carlos, p.19-63, 2006.

SANT'ANNA, C. L. *et.al.* Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, v. 126, n. 1, p. 251-265, 2008.

SANTOS, E. O.; MEDEIROS, P. R. P. Anthropic Action and the Eutrophication Process in the Paraíba do Meio River. **Sociedade & Natureza**, [S. l.], v. 35, n. 1, 2023.

SANTOS-MACHADO, L. S. *et al.* Permanent occurrence of Raphidiopsis raciborskii and cyanotoxins in a subtropical reservoir polluted by domestic effluents (Itupararanga reservoir, São Paulo, Brazil). **Environ Sci Pollut Res Int.** v. 29, n.13, p.18653-18664, 2022.

SÃO PAULO (ESTADO). **Decreto nº 50.079, de 24 de julho de 1968.** institui o Código Sanitário do Município de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, p. 5.

SÃO PAULO. **Lei Estadual n. 9.034, de 27 de dezembro de 1994.** Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei n. 7663, de 30 de dezembro de 1991, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, São Paulo, SP, 28 de dezembro de 1994, v. 104, n. 241. p. 3-5.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v.51(1, part2), p. 356–363, 2006.

SCHINDLER, D.W. *et al.* (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.105, n.32, p.11254-11258.

SCHOPF, J. W. Ritmo e modo da evolução microbiana pré-cambriana. **Estudos Avançados**, v. 9, n. 2, p. 195-216, 1995.

SIGRH. **Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba-Médio Tietê (CBH-SMT)**. São Paulo: SIGRH, 2023. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao>. Acesso em: 13 jul. 2023.

SILVA, T. A.; DUARTE, M. L.; COELHO, C. M. P.; OLIVEIRA, V. E.; COSTA, P. B.; GUANDIQUE, M. E. G.. Avaliação da qualidade da água em uma represa utilizada para abastecimento público no município de Sorocaba/SP. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.5, p.259-271, 2021.

SILVA, T.A. **Uso do solo e sua influência na qualidade da água e produção de sedimentos em reservatórios de abastecimento de água do município de Sorocaba – SP**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Ciência e Tecnologia (Campus de Sorocaba), 2021. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/202646>. Acesso em: 4 jan. 2023.

SMITH, W. S. Os peixes do rio Sorocaba: a história de uma bacia hidrográfica. **TCM – comunicação**, Sorocaba, p.160 , 2003.

SONOBE, H. G.; LAMPARELLI, M. C.; CUNHA, D. G. F. Avaliação espacial e temporal de aspectos sanitários de reservatórios com captação de água para abastecimento em SP com ênfase em cianobactérias e cianotoxinas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.24, n.5, p.909-918, set/out. 2019.

TEIXEIRA, M. G. L. C. *et al.* Epidemia de gastroenterite na área de barragem de Itaparica, Bahia. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, v.114, n.3, p. 502-512, 1993.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). Em: **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 44, n.2, p.135-144, 2014.

VAN APELDOORN, M. E.; VAN EGMOND, H. P.; SPEIJERS, G. J. A.; BAKKER, G. J. I. Toxins of cyanobacteria. **Molecular Nutrition & Food Research**, v.51, n.1, p.7–60, 2007.