

Relação da concentração de clorofila a e densidade de células de cianobactérias de reservatórios paulistas: uma abordagem estatística e por sensoriamento remoto

Relationship between chlorophyll-a concentration and cyanobacteria cell density in São Paulo reservoirs: a statistical and remote sensing approach

Felipe dos Santos Coelho*, Viviane Moschini-Carlos**, Marcelo Pompêo***

* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista (UNESP), fs.coelho@unesp.br

** Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista (UNESP), viviane.moschini@unesp.br

*** Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, mpompeo@ib.usp.br

<http://dx.doi.org/10.5380/raega.v63i1.98340>

Resumo

Florações de cianobactérias constituem uma grave ameaça a qualidade e disponibilidade hídrica para os reservatórios de abastecimento público paulistas. Estes organismos são considerados de importância médica, e o monitoramento é obrigatório e disciplinado por legislação específica. Tendo em vista que os programas de monitoramento existentes não são capazes de abranger todo território estadual em número e frequência adequados, neste trabalho foram desenvolvidos modelos de estimativa de densidade de células de cianobactérias utilizando dados da concentração de clorofila-a que permitissem obter resultados de maneira instantânea através de algoritmos. Foram gerados dois algoritmos, um denominado de modelo geral, e o outro de modelo Hiper (ESH) e ambos apresentaram bom ajuste dos modelos aos dados, com R^2 de 0,82 e 0,85 respectivamente, no entanto requerem ajustes para que possam realizar estimativas robustas, o principal deles é o relacionado ao estabelecimento de um método que possibilita isolar melhor os dados das densidades de células de cianobactérias dos demais grupos algais dos Relatórios de Qualidade da Água da CETESB.

Palavras-chave:

Algoritmo, Cianobactérias, Estimativa, Modelos, Monitoramento.

Abstract

Cyanobacterial blooms pose a significant threat to the quality and availability of water in São Paulo's public supply reservoirs. These organisms hold medical importance, and their monitoring is mandatory and regulated by specific legislation. Given that existing monitoring programs lack sufficient coverage in terms of frequency and spatial extent across the entire state, this study developed models to estimate cyanobacteria cell density from chlorophyll-a concentration data. The

models provided instantaneous results through developed algorithms. Two algorithms were created: the General model and the Hyper ESH model. Both models demonstrated good fit, indicated by R^2 values of 0.82 and 0.85, respectively. Nevertheless, adjustments are required to enhance the robustness of these estimates. The primary necessary adjustment relates to establishing a method to effectively isolate cyanobacteria cell density data from other algal groups presented in CETESB's Water Quality Reports.

Keywords:

Algorithm, Cyanobacteria, Estimation, Models, Monitoring.

I. INTRODUÇÃO

A eutrofização artificial de rios e reservatórios é um problema comum em centros urbanos, especialmente nos mais populosos e com carência de saneamento básico, e intensa atividade industrial (Jannuzzi; Travassos; Silva, 2024; Oliver, Corburn; Ribeiro, 2019). Além de reduzir a disponibilidade e a qualidade da água, a eutrofização representa sérios riscos à saúde pública, principalmente devido à presença de cianotoxinas — substâncias produzidas por algumas espécies de cianobactérias em ambientes enriquecidos por efluentes não tratados e nutrientes carregados das bacias hidrográficas (Jacinavicius et al., 2023; Lopes, 2023).

Os efeitos das cianotoxinas sobre organismos variam entre manifestações crônicas, como neurotoxicidade, hepatotoxicidade, dermatotoxicidade e carcinogenicidade, e efeitos agudos, que podem levar à morte (Rajput et al., 2024; Chen et al., 2021). O controle da eutrofização e da contaminação por cianotoxinas exige rigor na contenção do aporte de nutrientes — principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N) — e no lançamento de efluentes, especialmente em reservatórios utilizados para abastecimento público (Passos et al., 2022).

Para que esse controle seja efetivo, é fundamental a existência de programas de monitoramento compatíveis com as realidades ambientais, sociais e econômicas das bacias hidrográficas, de modo a identificar fontes difusas de poluição e seus impactos (Morais et al., 2020). No Estado de São Paulo, o monitoramento da qualidade da água é realizado pela CETESB, que publica relatórios anuais sobre os principais corpos hídricos. Apesar da relevância desse trabalho, o programa ainda apresenta lacunas, como baixa frequência de amostragem e ausência de parâmetros complementares que auxiliariam na gestão mais eficaz da qualidade da água.

Entretanto, ampliar a frequência de coletas e incorporar novos parâmetros pode ser economicamente e logisticamente inviável. Para contornar essas limitações, alguns estudos têm investido no desenvolvimento de

modelos matemáticos que simulam fenômenos ambientais e permitem prever cenários futuros, apoiando decisões mais rápidas e assertivas no presente (Tan; Özesmi; Kurt, 2006).

Diante desse contexto, este trabalho tem como objetivo desenvolver modelos para estimar a densidade de células de cianobactérias em reservatórios paulistas a partir de dados de campo de concentração de clorofila-a, utilizando métodos estatísticos com foco em regressão linear. Busca-se ainda integrar os modelos a sistemas de monitoramento complementares baseados em sensoriamento remoto, a fim de possibilitar estimativas mesmo nos períodos sem coleta de campo, por meio da análise de imagens orbitais.

II. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo deste trabalho abrangeu os municípios do Estado de São Paulo, cujos reservatórios fossem monitorados pela CETESB e atendessem aos seguintes critérios: fazer parte da Rede Básica de monitoramento; apresentar ponto de coleta próximo ao corpo central do reservatório, ou a uma distância mínima de 50 m da margem ou de pontes, piers ou outros equipamentos públicos e possuir dados de concentração de clorofila a e densidade de células de cianobactérias para o período de 2015 à 2022, com frequência mínima de 3 amostragens anuais.

Coleta e análise de dados

Os dados de campo foram obtidos através de consultas aos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>) para o período estudado (2015-2022). Os dados foram transferidos para uma planilha do Excel com informações de identificação do Sistema Hídrico (nome, município, UGRHI, coordenadas geográficas e código Cetesb) e os valores das concentrações de clorofila a e da densidade de células de cianobactérias acompanhados da data de coleta.

As imagens orbitais empregadas para a obtenção de dados da concentração de clorofila a dos reservatórios estudados foram obtidas dos satélites Sentinel 2 A e B, ambos da Agência Espacial Europeia (ESA). Estes satélites apresentam resoluções: temporal de 5 dias; espacial de 10, 20 e 60 m; e espectral de 13 bandas (Sentiwiki). O download das imagens foi realizado na plataforma Copernicus Browser (<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>) e o processamento das imagens pelo aplicativo Sentinel Application Platform (SNAP) da ESA. Para download das imagens, foram estabelecidos os seguintes critérios: cenas sem a presença de nuvens ou de sombra de nuvens. As imagens foram buscadas nas mesmas datas em

que as coletas de campo, e como notou-se que para muitas das datas de coleta não havia imagens disponíveis adotou-se uma janela temporal de 5 dias antes ou depois da data de coleta no campo (Schoröde et al., 2024). As imagens foram baixadas no nível L1C de processamento, sem correção atmosférica (Silva; Lacerda, 2020), e submetidas ao resampling de 20 m, para padronizar o tamanho dos pixels das imagens. Após o resampling, a correção atmosférica das imagens foi realizada pelo processador C2RCC-Nets do SNAP (Pompêo; Moschini, 2022). Ao aplicar a correção atmosférica, este processador disponibiliza de forma nativa o produto `conc_chl`, que apresenta o valor estimado da concentração de clorofila a presentes na água, com base na taxa de absorção e reflectância dos comprimentos de ondas eletromagnéticas do pigmento clorofila a medidos por satélite. As estimativas das concentrações de clorofila a apresentadas pelo produto nativo são realizadas por algoritmos treinados por redes neurais e tem se mostrado eficiente nas estimativas de clorofila a presentes em campo (Camargo et al., 2024). Para a obtenção das concentrações de clorofila a de cada ponto, foi calculado a média das concentrações dos 9 pixels adjacentes às coordenadas do ponto de coleta. Os valores de `conc_chl` foram submetidos a uma análise estatística One-way Anova no software Past, versão 4.16 (Hammer; Harper; Ryan, 2001) para verificar diferenças estatísticas entre os valores obtidos em campo e por satélite. Posteriormente, as concentrações de clorofila a determinadas por satélite foram validadas com dados de campo da CETESB por meio de gráfico de dispersão no Excel.

Relação da clorofila a e a densidade de células de cianobactérias

Os dados de campo foram obtidos a partir dos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para o período de 2015 a 2022 (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>). Essas informações foram organizadas em planilha contendo a identificação dos sistemas hídricos (nome, município, UGRHI, coordenadas geográficas e código CETESB), além dos valores de concentração de clorofila-a e densidade de células de cianobactérias, com as respectivas datas de coleta.

As imagens orbitais utilizadas na estimativa da clorofila-a foram obtidas dos satélites Sentinel-2A e 2B, da Agência Espacial Europeia (ESA), que possuem resolução temporal de 5 dias, espacial de 10, 20 e 60 m e espectral de 13 bandas (Sentiwiki). O download foi realizado por meio da plataforma Copernicus Browser (<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>), e o processamento no software Sentinel Application Platform (SNAP), também da ESA. As imagens foram selecionadas conforme os critérios de ausência de nuvens e buscadas para datas próximas às coletas de campo, adotando-se uma janela temporal de até 5 dias antes ou depois (Schröde et al., 2024).

As imagens, inicialmente no nível de processamento L1C (sem correção atmosférica) (Silva; Lacerda, 2020), foram padronizadas para pixels de 20 m por meio de resampling. A seguir, foi aplicada a correção atmosférica utilizando o processador C2RCC-Nets do SNAP (Pompêo; Moschini, 2022), que gera o produto conc_chl. Este produto estima a concentração de clorofila-a com base na reflectância espectral captada pelos sensores, por meio de algoritmos treinados com redes neurais, e tem demonstrado boa acurácia em comparação com dados de campo (Camargo et al., 2024).

Para cada ponto de coleta, foi calculada a média da concentração de clorofila-a com base nos 9 pixels adjacentes às coordenadas geográficas. Os valores estimados (conc_chl) foram submetidos a análise estatística One-way ANOVA utilizando o software Past, versão 4.16 (Hammer; Harper; Ryan, 2001), para verificar diferenças entre os valores obtidos em campo e por satélite. Por fim, as concentrações estimadas por satélite foram validadas com os dados da CETESB por meio de gráficos de dispersão no Excel.

Tabela 1 – Classificação do estado trófico de ambientes lênticos.

Categoria	Clorofila a(mg.m³)
Ultraoligotrófico	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	1,17 CL ≤ 3,24
Mesotrófico	3,24 CL ≤ 11,03
Eutrófico	11,03 CL ≤ 30,55
Supereutrófico	30,55 CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	CL > 69,05

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (<https://www.cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04>)

Para a geração dos modelos, foram selecionados os conjuntos de dados com melhor correlação entre clorofila-a e densidade de cianobactérias, considerando apenas aqueles com $R^2 > 0,60$. Esses conjuntos foram divididos aleatoriamente em duas partes: 70% dos dados foram utilizados para calibrar os modelos (geração das equações) e 30% para validar as estimativas (Camargo et al., 2024). A robustez dos modelos foi avaliada por meio dos seguintes indicadores estatísticos: Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE), Erro Médio Quadrático Relativo (RRMSE), Erro Médio Quadrático Normalizado (NRMSE) e Viés (Bias).

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos critérios de seleção estabelecidos foram selecionados 12 reservatórios da Rede Básica da CETESB para compor este estudo (Quadro 1). Os reservatórios Billings, Guarapiranga, Itupararanga e Rio Grande possuem mais de um ponto de monitoramento, conforme definido pela CETESB, que foram incorporados à base de dados final. Na Figura 1 é possível verificar a distribuição espacial dos reservatórios selecionados, ao longo de todo o estado de São Paulo.

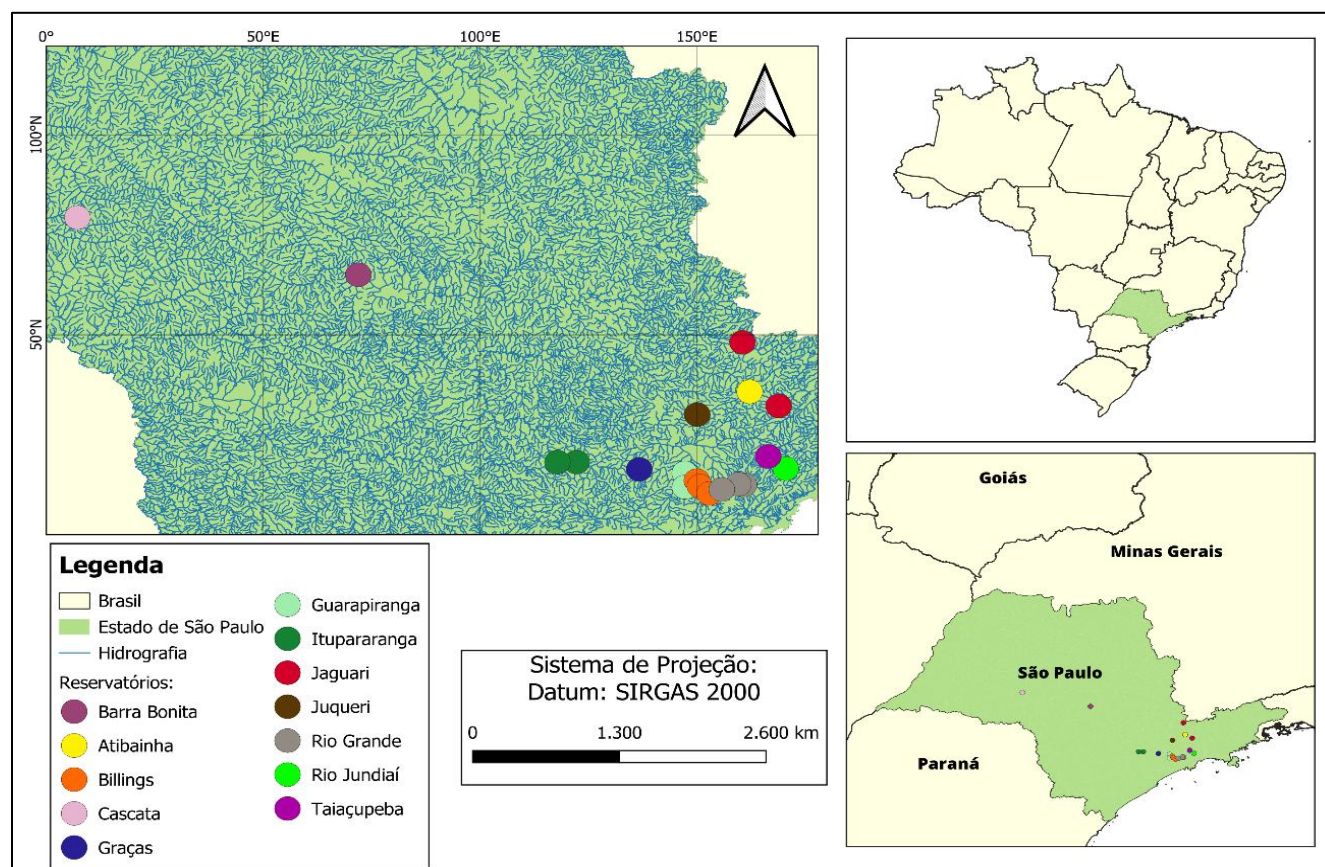


Figura 1 – Mapa com a localização dos reservatórios analisados, distribuídos no estado de São Paulo. (O Autor).

Foram obtidos 681 dados brutos de concentração de clorofila a e densidade de células de cianobactérias dos Relatórios de Qualidade da CETESB. Com base no limite determinado para seleção de pontos, foram identificados 149 pares de dados ordenados com menos que 10.000 cel/ML que foram eliminados da base de dados e através de análise visual foram identificados 36 pares ordenados de pontos sem resultado, ou com valores muito distantes do conjunto geral ou ainda com valores muito divergentes dos encontrados na literatura e em estudos realizados por pesquisadores e pela própria Cetesb, em anos anteriores para os mesmos

reservatórios. Estes pontos também foram eliminados da base de dados. Foi realizada uma estatística descritiva da base geral, a fim de verificar a amplitude dos dados como consta no Quadro 2.

Quadro 1 – Reservatórios empregados no estudo, seus municípios de localização, os códigos CETESB, classe de uso (CONAMA 357/05) e o número de dados disponíveis para este estudo.

Sistema Hídrico	Município	Cód. CETESB	Classe de Uso	Nº de dados
Reservatório do Jaguari	Bragança Paulista	JARI00800	1	41
	Santa Isabel	JAGI00200	1	31
Represa do Rio Atibainha	Nazaré Paulista	RAIN00880	1	38
Reservatório Billings	São Paulo	BILL 02030	1	27
	São Paulo	BILL 02100	1	29
	São Bernardo do Campo	BILL 02500	1	26
Reservatório Cascata	Marília	CASC 02050	1	31
Reservatório das Graças	Cotia	COGR 00900	1	29
Reservatório de Barra Bonita	São Manuel	TIBB02700	1	31
Reservatório do Guarapiranga	São Paulo	GUAR 00100	1	33
	São Paulo	GUAR 00900	1	33
Reservatório do Juqueri ou Paiva Castro	Mairiporã	JQJU00900	1	39
Reservatório do Rio Grande	Ribeirão Pires	RGDE02030	1	51
	Ribeirão Pires	RGDE02200	1	32
	São Bernardo do Campo	RGDE02900	1	59
Reservatório do Rio Jundiá	Mogi das Cruzes	JNDI 00500	1	32
Reservatório Itupararanga	Ibiúna	SOIT02100	1	29
	Votorantim	SOIT02900	1	33
Reservatório Taiaçupeba	Suzano	PEBA00900	1	57
Total de pontos				681

Fonte: O Autor

Quadro 2 – Amplitude de variação dos dados empregados neste estudo. N – Número de dados; DP – desvio padrão; CV% - coeficiente de variação.

Amplitude dos dados						
Parâmetro:	N	Mínimo	Máximo	Média	DP	CV (%)
Concentração de clorofila-a (µg/L)	495	1,67	510,54	39,76	58,847231	1,4801743
Densidade de cianobactérias (cel/mL)		10.035	1.478.460	111.883	189.392,58	1,6927682

Fonte: O Autor.

Conforme o Decreto Estadual nº 8.468 de 1976, todos reservatórios contemplados neste estudo são de classe 1 de uso. A classificação dos corpos hídricos em classes de uso é uma das ferramentas prescritas na Política Nacional de Recursos Hídricos, cujo objetivo é preservar os corpos hídricos e conter o avanço da degradação da qualidade das águas (Silva; Mariani; Pompêo, 2015). A classificação dos corpos hídricos compete aos Estados juntamente com os comitês de bacia, que devem estabelecer as classes de acordo com os usos

prioritários da bacia hidrográfica. A Resolução CONAMA nº 357 de 2005, estabelece as diretrizes e parâmetros a serem atingidos para cada uma das classes de uso. Tratando-se das Águas Doces, a resolução estabelece 5 classes de uso: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4, as classes correspondem respectivamente a águas de maior para menor qualidade, ou usos menos exigentes. As águas de classe 1, de interesse neste estudo, podem ser utilizadas para o abastecimento humano após tratamento simples, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274/00, irrigação de hortaliças consumidas cruas e frutas consumidas com casca, e proteção das comunidades aquática em Territórios Indígenas. Nota-se que as águas desta classe denotam alta qualidade e podem ser utilizadas para usos nobres, como a recreação de contato primário. Todavia, apenas o enquadramento nesta classe não garante que os parâmetros sejam cumpridos, ou que as ações de controle de poluição na bacia hidrográfica estejam coerentes com a classe em que se enquadram. Para os parâmetros concentração de clorofila a e densidade de células de cianobactérias, a Resolução CONAMA 357/05 estabelece os limites máximos de 10 µg/L e 20.000 células/mL respectivamente, muito distantes dos valores médios determinados para a concentração de clorofila a e para a densidade de células de cianobactérias (Quadro 2). Estes valores apontam para uma dura realidade: as ações de controle da poluição estão aquém do necessário para se atingir o objetivo estabelecido para os corpos hídricos da classe 1. Estudos realizados por Buzelli e Cunha-Santino (2013), no reservatório de Barra Bonita; por Frascarelli et al. (2015), no reservatório de Itupararanga e por Sonobe, Lamperelli e Cunha (2019), nos reservatórios Cascata, Guarapiranga, Jundiá e Itupararanga; por exemplo, demonstram que nesses reservatórios os valores dos parâmetros concentração de clorofila a e densidade de células de cianobactérias estiveram em desconformidade com os limites máximos da Resolução CONAMA 357/05 para os anos analisados.

Altas densidades de células de cianobactérias e elevadas concentrações de clorofila a podem indicar eutrofização das massas d'água e, por conseguinte, o enriquecimento contínuo por nutrientes. Além disso, a continuidade desse padrão, indica o lançamento indiscriminado de efluentes com altas cargas de nitrogênio e fósforo ou mesmo de fontes difusas (Barboza; Teixeira Filho, 2013a e b). De Carli, Albuquerque, Moschini-Carlos e Pompêo (2018) ressaltam que o problema da eutrofização em reservatórios de abastecimento público na região metropolitana de São Paulo está interligado ao despejo de poluentes in natura e ao tratamento de esgoto deficitário.

Com a base de dados já tratada, foi realizada a divisão nos níveis de trofia como estabelecidos anteriormente e correlacionado a clorofila-a e densidade de células de cianobactérias para cada um dos 9

modelos testados, por meio do gráfico de dispersão e coeficiente de determinação. De todos os conjuntos, os únicos que apresentaram correlação forte com $R^2 > 0,60$ foram o geral e o que reuniu os três maiores graus de trofia (Eutrófico, Supereutrófico e Hipereutrófico), os demais conjuntos apresentaram correlação fraca, com $R^2 < 0,60$. Sendo assim, apenas esses dois últimos foram selecionados para gerar modelos de estimativa, que foram denominados modelo Geral e modelo Hiper ESH, respectivamente (Figura 2 e 3).

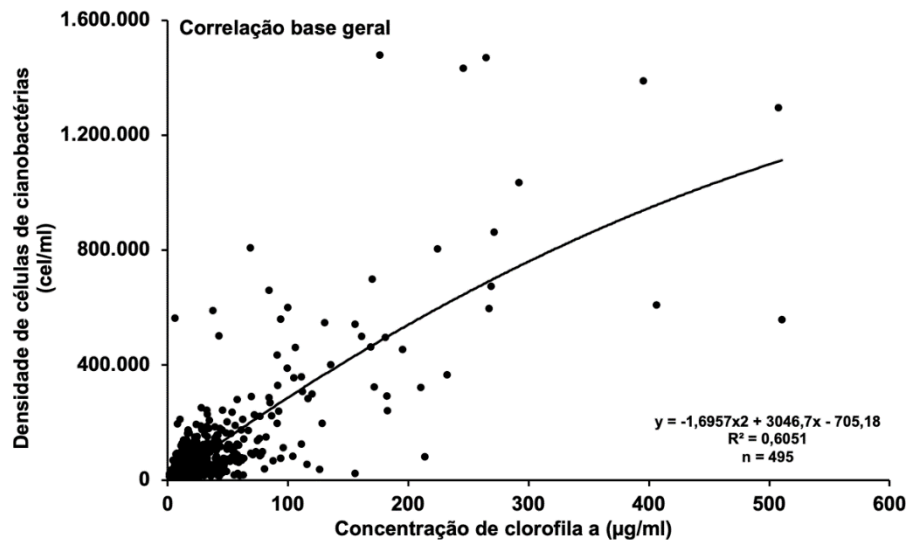


Figura 2 – Correlação base Geral. (O Autor).

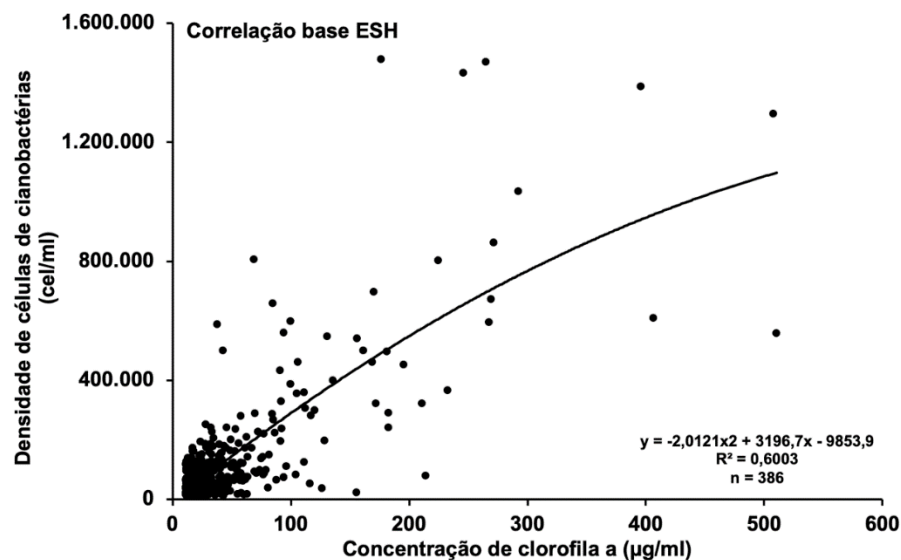


Figura 3 – Correlação base ESH. (O Autor).

Para gerar os modelos, as bases foram divididas aleatoriamente em dois conjuntos: o modelo, com 70% dos dados e a validação, com 30% dos dados. Sendo assim, para construção do modelo geral (Figura 4) foram utilizados 346 pontos, e 149 pontos para validar. O modelo Hiper (ESH) (Figura 5) utilizou 270 pontos para gerar o modelo, e 116 para validação. Para ajustar os modelos foram retirados alguns outliers, no entanto, o número de pontos retirados não ultrapassou 10% do volume total de cada base de dados para que não houvesse viés nos modelos.

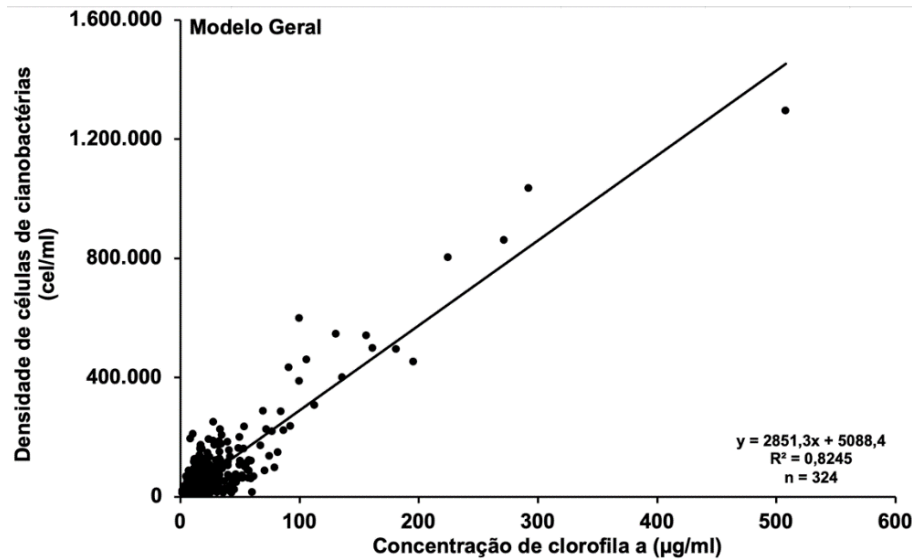


Figura 4 – Modelo Geral. (O Autor).

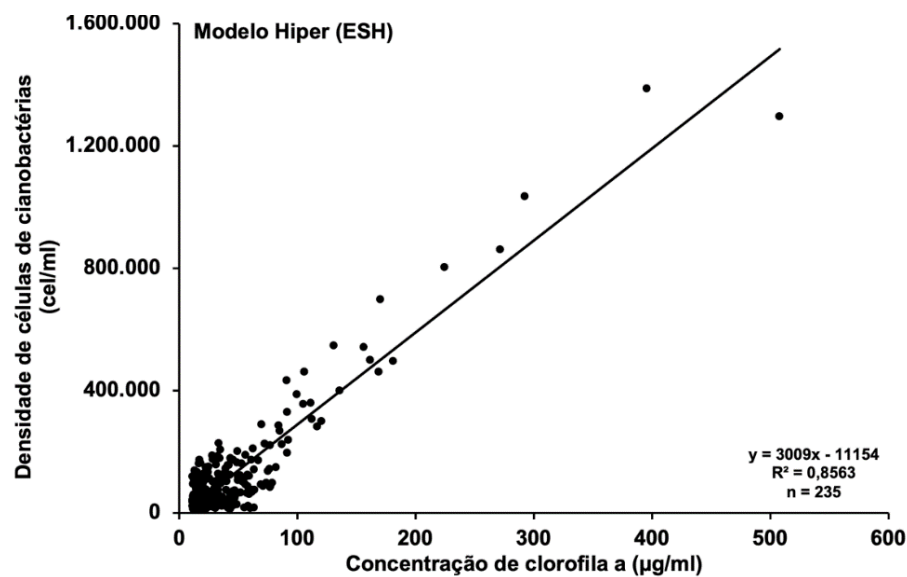


Figura 5 – Modelo Hiper. (O Autor).

Ao avaliar a distribuição dos dados em relação às linhas de tendência e aos valores do coeficiente de determinação (R^2), os modelos se demonstraram estar bem ajustados aos dados. Resultados semelhantes foram

obtidos por Caballero et al. (2022) para o Lago Mirim, cujas estimativas de densidades de células de cianobactérias foram realizadas com base nas concentrações de clorofila a obtidas em campo e por sensoriamento remoto. Segundo esses autores, a alta correlação entre clorofila a e a densidade de células de cianobactérias está condicionada à fatores ambientais que favoreçam a reprodução e predomínio das cianobactérias no fitoplâncton, como pH, temperatura, disponibilidade de nutrientes e período de incidência de luz solar. Pompêo et al. (2021) também observaram marcada relação entre a concentração de clorofila a e a densidade de células de cianobactérias em reservatórios brasileiros. Estes autores também empregaram a base de dados da Cetesb, para os reservatórios do Sistema Cantareira, para aos anos de julho de 2015 a dezembro de 2018 e obtiveram uma exponencial de segunda ordem para um conjunto de 90 dados, com R² de 0,84.

Conjuntos de dados que apresentaram baixa correlação entre as duas variáveis podem ter seu comportamento explicado pela presença de outros grupos algais que não as cianobactérias. Em reservatórios com predomínio de Chlorophyceae, a concentração de clorofila a está mais relacionada a esse grupo algal, do que às cianobactérias. Do contrário, quando há um predomínio das Cyanobacteria, a concentração de clorofila a está mais relacionada à própria presença das cianobactérias. Um estudo realizado por Silva, Albuquerque, Becker (2022), em quatro reservatórios da região metropolitana de Fortaleza-CE, demonstrou que a ficocianina é o pigmento mais adequado para as estimativas das densidades de células de cianobactérias, pois esse pigmento é encontrado unicamente neste grupo de organismos. Os autores também mencionaram a dificuldade para utilizar a clorofila às estimativas envolvendo às cianobactérias, particularmente por se tratar de um pigmento presente em outros grupos algais e macrófitas. A identificação e contagem da comunidade fitoplanctônica é essencial, pois permite determinar a relação entre a concentração de clorofila a e densidade de células de cianobactérias, ou mesmo seu melhor ajustes a outros grupos algais dominantes. No entanto, nos Relatórios de Qualidade da Água divulgados pela Cetesb não são apresentados dados de ficocianina e nem da densidade do fitoplâncton total. Levando em conta que o processo de identificação e contagem do fitoplâncton é oneroso e exige constantes idas a campo, estrutura laboratorial e corpo técnico especializado (Hanish; Freire-Nordi, 2015), o monitoramento do pigmento ficocianina nos reservatórios aumentaria em muito as chances de obtenção de um modelo de estimativa mais robusto e capaz realizar estimativas mais próximas aos valores de campo, como observado em Simis et al., (2007), Kudela et al., (2015), Yan, Bao e Shao (2018) e Silva, Albuquerque e Becher (2022).

Vale destacar que este estudo não sugere a substituição do monitoramento tradicional, realizado de modo presencial. Este é insubstituível, inclusive, por permitir obter dados de verdade de campo, empregados

no sensoriamento remoto. No entanto, o sensoriamento remoto se apresenta como uma solução altamente viável e de baixo custo, o que permitiria ampliar a rede de monitoramento da qualidade da água de todos os reservatórios brasileiros e, conseqüentemente, com impacto positivo na gestão da qualidade dessas águas. Até porque, as imagens Sentinel 2 e o software SNAP empregados são gratuitos para baixar e utilizar, com cobertura de imagens para todo o Brasil (Pompêo et al., 2022).

Na Figura 6 e 7 são apresentados os gráficos da validação realizada com os dados das densidades de células de cianobactérias determinados nas amostras de campo, comparados com as densidades estimadas por cada modelo. Nestes gráficos também foram traçadas a linha 1:1 e a linha de tendência linear, cortando a origem, para avaliar a robustez das estimativas.

Para avaliar o desempenho dos modelos, foram avaliados o coeficiente de determinação, R^2 e as métricas de erro RMSE, RRMSE, NRMSE e Bias de cada modelo, como consta no Quadro 3.

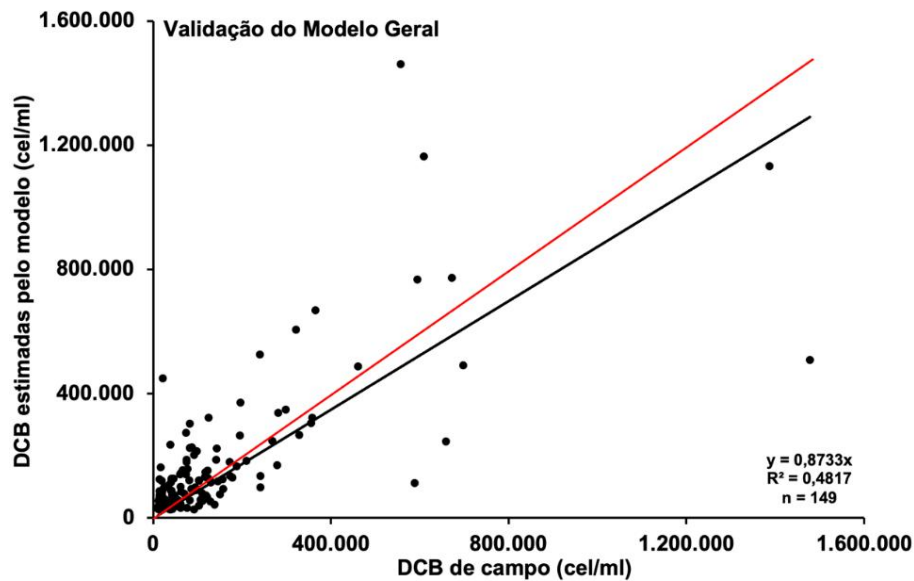


Figura 6 – Validação Modelo Geral. (O Autor).

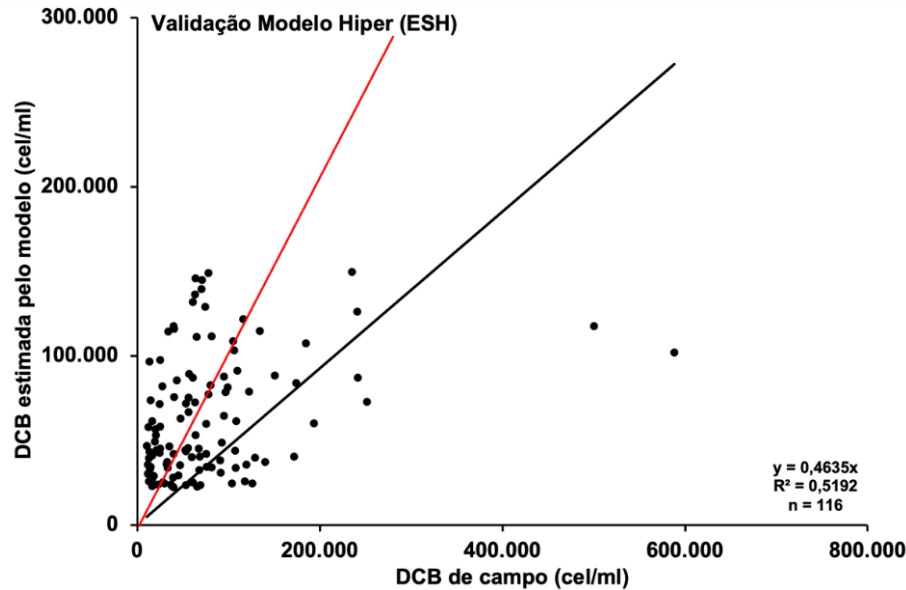


Figura 7 – Validação Modelo Hiper (ESH). (O Autor).

Quadro 3 – Síntese dos modelos com base nos níveis de trofia, suas respectivas equações, modelos de regressão utilizados, número de pontos utilizados para formar e validar modelos e indicadores de robustez (R^2 , RMSE, RRMSE, NRMSE e Bias).

Modelo	Equação	Modelo de regressão	Nº dados modelo	Nº dados validação	R^2	RMSE	RRMSE (%)	NRMSE	BIAS
Geral	$y = 2851,3x + 5088,4$	Linear	324	149	0,8	155.851	99,3518	1,18	25049
Hiper (ESH)	$y = 3009x - 11154$	Linear	235	116	0,9	77.956	124,647	1,01	-13.988

Fonte: O Autor.

O Coeficiente de Determinação (R^2), é uma métrica empregada para avaliar o ajuste do modelo ao conjunto de dados e pode ser utilizado para explicar o quanto uma variável explica o comportamento da outra, neste caso, o quanto a concentração de clorofila-a está relacionada à densidade de células de cianobactérias (Camargo; Ferrari, 2016). No caso dos modelos aqui elaborados, eles apresentaram alto ajuste com R^2 de 0,82 e 0,85, o que significa que no modelo geral a clorofila a explica 82% das densidades de células de cianobactérias, enquanto que o modelo Hiper (ESH) ela explica 85% das densidades de cianobactérias.

A Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE) foi utilizada para averiguar o erro médio que o modelo comete a cada estimativa realizada, e demonstrou que modelo Geral comete um erro médio de 155.851 células de cianobactérias.

O Erro Médio Quadrático Relativo (RRMSE) apresenta os erros dos modelos em forma de porcentagem, de maneira a dar um panorama de quantas vezes o modelo erra em sua estimativa (Castro; Ferrai, 2016). O

modelo geral erra em quase 100% de suas estimativas, enquanto que o modelo Hiper (ESH) supera essa margem, com 124% de erros nas estimativas.

O Erro Médio Quadrático Normalizado (NRMSE), diferente do RMSE, normaliza os dados estimados e de campo (Castro; Ferrai, 2016), para que possam ser melhor comparados. NRMSE mais próximo de 0 indica que o modelo apresenta um bom desempenho, enquanto que resultados próximos ou superiores a 1, indicam desempenho ruim. De maneira geral, nenhum dos modelos se apresentou suficientemente bom para estimativas, com valores de RMSE > 1.

O cálculo de Viés (Bias) foi aplicado para avaliar a tendência dos modelos em superestimar ou subestimar os valores estimados, que neste caso apresentaram as duas tendências, o modelo geral apresentou tendência de superestimar os valores em cerca de 25.049 células de cianobactérias e o modelo hiper subestima os resultados em 13.988 células.

Com base nestes valores, observa-se que nenhum dos modelos se apresentou robusto para realizar as estimativas, o que não indica o seu uso para o monitoramento de células de cianobactérias em reservatórios paulistas.

IV. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstraram que não foi possível gerar robustos modelos de estimativa com base na relação direta entre os dados das concentrações de clorofila a e densidade de células de cianobactérias, para os reservatórios analisados. Isso provavelmente se deve pela dificuldade de isolar o grupo das Cyanobactérias dos demais grupos algais, que não são contabilizados nos Relatórios de Qualidade da Água. Sugere-se então, que seja ampliada a base de dados e diferenciados as cianobactérias do fitoplâncton total, além de ser avaliado o monitoramento do pigmento ficocianina.

V. REFERÊNCIAS

- BARBOZA, G. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Modelagem da carga de fósforo na bacia do rio Piracicaba. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais [...]. Bento Gonçalves: ABRH, 2013.
- BARBOZA, G. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Simulação da carga de nitrogênio na bacia do rio Piracicaba. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais [...]. Bento Gonçalves: ABRH, 2013.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes e complementa a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 de maio de 2011, Seção 1, pág. 89-92. Disponível em: <https://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/Resolucao%20CONAMA%20430%20de%2013%20de%20maio%20de%202011.pdf>. Acesso em 25 jan. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 127, 07 maio 2021. Disponível em: <https://cvs.saude.sp.gov.br/zip/PORT.GM-MS-888-21.pdf> Acesso em: 21 jan. 2025.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 8, n. 1, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/v4Prj7Z4Hz4Ks5VXqwDZ3tR/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 21 jan. 2025.

CABALLERO, C. B.; GUEDES, H. A. S.; ANDRADE, A. C. F.; MARTINS, V. S.; FRAGA, R. S.; MENDES, K. G. P. Empirical and semi-empirical chlorophyll-a modeling for water quality assessment through river-lake transition in extreme Southern Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 94, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/XpP8tftTQWdyPDZcGzqfzj/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 21 jan. 2025.

CAMARGO, Z. C. M.; SÒRIA-PERPINYÀ, X.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SENDRA, M. D. Obtaining estimation algorithms for water quality variables in the Jaguari-Jacaréi Reservoir using Sentinel-2 images. Remote Sensing Applications: Society and Environment, v. 36. nov. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938524001812?via%3Dihub#preview-section-references>. Acesso em: 02 out. 2024.

CASTRO, L. N.; FERRARI, D. G.; Introdução à mineração de dados: conceitos básicos, algoritmos e aplicações. São Paulo: Saraiva, 2016.

CASTRO, F. S.; FERRAI, G. M. Aprendizado de máquina e prestação de serviços de armazenamento de dados: métricas para análise e validação de algoritmos previsores. Revista Gestão e Tecnologia, v. 12, n. 8, p. 123-144, 2023. Disponível em: <https://revistas.fucamp.edu.br/index.php/getec/article/view/2895>. Acesso em: 21 jan. 2025

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais: aspectos básicos, procedimentos de coleta, análises e interpretação de resultados. São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2015/01/manual-cianobacterias-2013.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2025.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo: relatório 2015. Parte I. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2015_Partel_25-07.pdf. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2016. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2016_correção02-11.pdf. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2017. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relatório-de-Qualidade-das-Águas-Interiores-no-Estado-de-São-Paulo-2017.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2018. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relatório-de-Qualidade-das-Águas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2019. São Paulo: CETESB, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Relatorio-da-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2019.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2020. São Paulo: CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2021. São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório 2022. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2023/09/Relatorio-de-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2022.pdf>. Acesso em: 30 set. 2024.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Vulnerabilidade à eutrofização em corpos d'água: fatores e métodos de avaliação. São Paulo: CETESB, 2007. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/36/2014/08/7_vulnerabilidade_eutrofizacao.pdf. Acesso em: 30 set. 2024.

CHEN, B.; HONG-HONG, Y.; MEYER, M.; REYNOLDS, K. O. H, Y.; KIM, Y.; SON, H.; PARK, P.-K.; LENHART, J. J.; CHAE, S. Fate and transport of cyanotoxins and natural organic matter through virgin and reactivated granular activated carbons. ACS ES&T Água, v. 1. p. 2513-2522. 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/356234527_Fate_and_Transport_of_Cyanotoxins_and_Natural_Organic_Matter_through_Virgin_and_Reactivated_Granular_Activated_Carbons. Acesso em: 21 jan. 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 21 jan. 2025.

DE-CARLI, B. P.; ALBUQUERQUE, F. P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Comunidade zooplânctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. Iheringia. Série Zoologia, v. 108, 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/TsW7pYFGkGVP4Ksw8tRP5BC/?lang=pt>. Acesso em: 21 jan. 2025.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-

SP. Revista Ambiente & Água, v. 10, n. 4, p. 771-785, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/pdLTgwm7Vmf7fTrNRgJZj6G/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 10 jan. 2025.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. art. 4, 2001.

HANISH, J.; FREIRE-NORDI, C. monitoramento remoto em tempo real de mananciais visando às florações de cianobactérias. In: Pompêo et al. (Orgs.) *Ecologia de reservatórios e interfaces*, São Paulo : Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: https://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._14_Monitoramento_remoto.pdf. Acesso em: 21 jan. 2025.

JACINAVICIUS, F. R.; CAMPOS, T. G. V.; PASSOS, L. S.; PINTO, E.; GERALDES, V. A rapid LC-MS/MS method for multi-class identification and quantification of cyanotoxins. *Toxicon*, v. 234, 2023. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041010123002684?getft_integrator=scopus&pes=vor&utm_source=scopus. Acesso em: 31 jan. 2025.

KUDELA, R. M.; PALACIOS, S. L.; AUSTERBERRY, D. C.; ACCORSI, E. K.; GUILD, L. S.; TORRES-PEREZ, J. Application of hyperspectral remote sensing to cyanobacterial blooms in inland waters. *Remote Sensing of Environment*, v. 167, n. 15 p. 196-205, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425715000437#s0080>. Acesso em: 21 jan. 2025.

LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. doi:10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813. Acesso em: 2025-04-08.

MORAIS, M. A.; GOMES, F. B. M.; FILHO, L. C. A. L.; FREIRE, G. S. S.; SILVA, G. F.; FACUNDO, A. L. Qualidade da água como instrumento para a gestão hídrica da Bacia Hidrográfica Piranhas-Açu (Rio Grande do Norte, Brasil). *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, vol. 7, n. 17, p. 1563–1573, 2020. Disponível em: <http://revista.ecogestaobrasil.net/v7n17/v07n17a33a.html>. Acesso em: 05 maio de 2025.

PASSOS, L. S.; ALMEIDA, É. C.; VILLELA, A.; FERNANDES, A. N.; MARINHO, M. M.; GOMES, L. C.; PINTO, E. Cyanotoxins and water quality parameters as risk assessment indicators for aquatic life in reservoirs. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 24. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651322006686>. Acesso em 05 maio de 2025.

OLIVER, S.; CORBURN, J.; RIBEIRO, H. Challenges Regarding Water Quality of Eutrophic Reservoirs in Urban Landscapes: A Mapping Literature Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 1, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/16/1/40>. Acesso em: 21 jan. 2025.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; BITENCOURT, M. D.; SÒRIA-PERPINYÀ, X.; VICENTE, E.; DELEGIDO, J. Water quality assessment using Sentinel-2 imagery with estimates of chlorophyll a, Secchi disk depth, and Cyanobacteria cell number: the Cantareira System reservoirs (São Paulo, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 34990–35011, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-12975-x>. Acesso em: 14 jan. 2025.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Avaliação da degradação da qualidade da água do reservatório Carlos Botelho em Itirapina, São Paulo, Brasil, por meio de imagens do satélite Sentinel 2. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 2, 2022. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/esa/a/z7cC5frthhH3JvxWjSrZxy/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 10 jan. 2025.

RAJPUT, S.; JAIN, S.; DASH, D.; GUPTA, N.; RAJPOOT, R.; UPADHYAYA, C. P.; KHAN, M. L.; KOIRI, R. K. Role of cyanotoxins in the development and promotion of cancer. *Toxicology Reports*. v. 13. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214750024001811#bibliog0005>. Acesso em: 10 Jan. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos d'água do Estado de São Paulo em aulas, conforme suas predominâncias de usos, e dá disposições correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.htm>. Acesso em: 25 jan. 2025.

SCHRÖDE, T.; SCHIMIDT, S. I.; KUTZNER, R. D.; BERNERT, H.; STELZER, K.; FRIESE, K.; RINKE, K. Exploring spatial aggregations and temporal windows for water quality match-up analysis using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI data. *Remote Sensing*, v. 16, n. 15, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/16//15/2798>. Acesso em 21 jan. 2025.

SILVA, S. C.; MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Análise crítica da resolução CONAMA N° 357 à luz da Diretiva Quadro da Água da União Europeia: estudo de caso (Represa do Guarapiranga - São Paulo, Brasil). In: *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, 2015. p. 460. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._24_CONAMA.pdf. Acesso em: 25 jan. 2025.

SILVA, M. A.; LACERDA, C. S. A. Correção atmosférica em imagens do satélite Sentinel-2 utilizando o processador sen2cor. *Anais da 12ª Jornada Científica e Tecnológica*. Pouso Alegre: Instituto Federal Sul de Minas, 2020. Disponível em: <https://memoriajornada.ifsuldeminas.edu.br/index.php/jctpcs2020/jctpcs2020/paper/viewFile/6628/4903>. Acesso em: 25 jan. 2025.

SILVA, T. T.; ALBUQUERQUE, R. A. M.; BECKER, H. Ficocianina como indicador de cianobactérias em reservatórios. *Química Nova*, v. 45, n. 2, p. 165–170, 2022. Acesso em: 21 jan. 2025.

SILVA, J.; JANNUZZI, L. G.; TRAVASSOS, R. K.; SILVA, B. J. Processos de eutrofização em estuários tropicais do nordeste do Brasil: litoral sul de Pernambuco. *Tropical Oceanography*. v. 50. p. 1-33, 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/383085057_PROCESSOS_DE_EUTROFIZACAO_EM_ESTUARIOS_TROPICAIS_DO_NORDESTE_DO_BRASIL_LITORAL_SUL_DE_PERNAMBUCO. Acesso em: 01 out. 2024.

SIMIS, S. G. H.; RUIZ-VERDÚ, A.; DOMÍNGUEZ-GÓMEZ, J. A.; PEÑA-MARTÍNEZ, R.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. J. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, v. 106, n. 4, p. 414-427, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425706003518>. Acesso em: 21 jan. 2025.

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 Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 5, p. 909–918, set. 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/hDFGqywJ69WhjZkDpsBJHhr/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 21 jan. 2025.

TAN, C. O.; ÖZESMI, U.; BEKLIOGLU, M.; PER, E.; KURT, B. Predictive models in ecology: Comparison of performances and assessment of applicability, *Ecological Informatics*, vol. 1, n. 2, 2006, p. 195-211. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574954106000355>. Acesso em: 05 maio de 2025.

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.

YAN, Y. BAO, Z.; SHAO, J. Phycocyanin concentration retrieval in inland waters: A comparative review of the remote sensing techniques and algorithms. *Journal of Great Lakes Research*, v. 44, n. 4, p. 748-755, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0380133018300765>. Acesso em: 21 jan. 2025.