

ESTUDO DA RELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A FORNECIDAS PELA CETESB NO RESERVATÓRIO ITUPARARANGA (SP) E AS IMAGENS DO SATÉLITE SENTINEL-2/MSI

Walison de Carvalho⁽¹⁾

Licenciatura em Química pela Universidade Camilo Castelo Branco. Especialista em Elaboração e Gerenciamento de Projetos para a Gestão Municipal de Recursos Hídricos pelo IFCE. Especialista em Geoprocessamento da PUC-MG. Discente do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profáguia). Técnico em Sistemas de Saneamento da Companhia de Saneamento Básico de São Paulo.

Rodrigo Lilla Manzione⁽²⁾

Doutor em sensoriamento remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Mestre em Agronomia pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Docente no DGPLAN/FCTE da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Ourinhos

Endereço⁽¹⁾: Av. Pirarucu, 3891 – Barueri - SP- Brasil - Tel: +55 (11) 94110-3091- e-mail: walisoncarvalho@sabesp.com.br.

RESUMO

A disponibilidade hídrica enfrenta desafios de escassez e qualidade devido à pressão antropogênica e mudanças climáticas e para o monitoramento da qualidade da água de maneira convencional, muitas vezes a cobertura espacial e temporal é limitada e demanda elevado recursos financeiros, e para isso, o sensoriamento remoto surge como uma abordagem complementar para a determinação da concentração de clorofila-*a*, pois este é um indicador importante da proliferação de algas. Os satélites da constelação Sentinel-2 oferecem potencial para o monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos interiores e a utilização de algoritmos empíricos podem ser empregados para estimar a concentração de clorofila-*a* nestes sistemas, proporcionando uma maneira eficaz de avaliação da qualidade da água em reservatórios.

PALAVRAS-CHAVE: Sensoriamento remoto, Alto Sorocaba, monitoramento

INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água potável em quantidade e qualidade é um desafio cada vez maior para as agências reguladoras de Recursos Hídricos. De acordo com Ouma et al. (2020^a), quase metade da população mundial poderá enfrentar a escassez hídrica até 2030, pois a demanda de água em alguns países provavelmente excederá a oferta em mais de 50%, este fato é decorrente da pressão antropogênica nas áreas de mananciais e também pelas mudanças climáticas. Dentro de um sistema abastecimento, os usos antrópicos da água para fins domésticos, mineração, produção agrícola e industrial acaba resultando na deterioração da qualidade da água, afetando o ecossistema aquático e comprometendo o abastecimento de água potável para consumo humano (RIBEIRO, 2020). Os resultados do monitoramento da qualidade da água são importantes para determinar as tendências espaço-temporais nas variabilidades das águas superficiais e subterrâneas. Para reservatórios e barragens, como a principal fonte de água para cidades e comunidades rurais, a compreensão da qualidade da água antes do tratamento é fundamental não apenas para entender a saúde ambiental da área de captação, mas também para minimizar o custo do tratamento da água de abastecimento (LIU et al., 2018).

Para monitorar a qualidade da água em reservatórios naturais e artificiais, muitas vezes é empregada a avaliação convencional da qualidade da água por meio de amostragem e medição laboratorial. Os métodos laboratoriais baseados em pontos de amostragem são caros, complexos, demorados e não são capazes de avaliar adequadamente todo o corpo d'água (OUMA et al., 2018). Tradicionalmente, a amostragem de água baseada em pontos in situ é frequentemente usada para coletar informações sobre variáveis de qualidade da água, no entanto, não fornecem cobertura espacial ou temporal suficiente para uma avaliação ou gestão precisa dos corpos hídricos (OLMANSON et al., 2015; LIU et al., 2018). Para superar as limitações dos métodos *in situ* de monitoramento da qualidade da água, há necessidade de abordagens regulares quase em tempo real, com custos menores, automatizadas, não invasivas e com cobertura espaço-temporal adequada (BOUCHER et al., 2016; KUTSER et al., 2016; LIU et al., 2018; MARTINS et al., 2017).

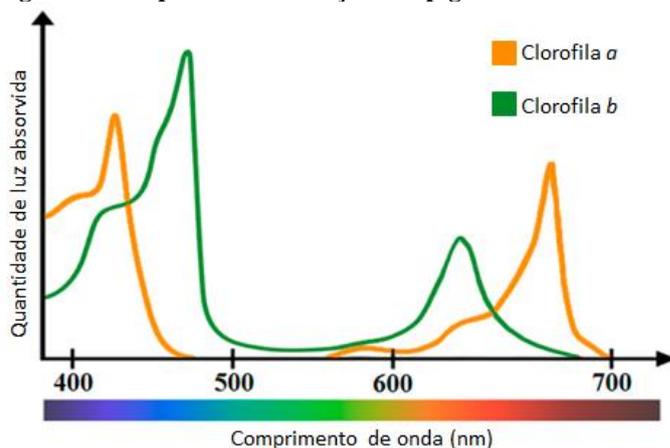
Frente a esta dificuldade, o sensoriamento remoto é reconhecido como uma abordagem complementar e eficaz ao método tradicional de monitoramento *in situ*, devido à cobertura sinótica e à consistência temporal das medições de da qualidade da água, de modo que a combinação de sensoriamento remoto com amostragem tradicional pode fornecer uma abordagem eficaz para monitorar a proliferação de algas em ecossistemas de água doce (PALMER et al., 2015).

A clorofila-*a* (*Chl-a*) está presente em todas as algas e cianobactérias, sendo o pigmento primário do fitoplâncton é frequentemente usado como o principal indicador de proliferação de algas e da condição trófica do corpo d'água (BECK et al., 2016). A sua assinatura espectral é caracterizada por forte absorção nos comprimentos de onda azul e vermelho e alta refletância nas regiões do espectro verde e infravermelho próximo (NIR) (RODRIGUES, 2022). Essas propriedades espectrais específicas de *Chl-a* têm sido usadas em ferramentas de detecção óptica, bem como no desenvolvimento de algoritmos de sensoriamento remoto (LIU et al., 2018).

Segundo Santos et al. (2019), a estimativa da *Chl-a* por sensoriamento remoto pode ser realizada através de modelos matemáticos que relacionam concentração do constituinte com propriedades ópticas, como a reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}), que pode variar de acordo com a concentração de partículas orgânicas, inorgânicas e presença de substâncias dissolvidas na água. As informações sobre o comportamento espectral da *Chl-a* tem sido amplamente utilizada em estudos de quantificação de *Chl-a*, sendo assim, uma das maneiras que pode ser utilizadas para determinar suas concentrações é a partir de bandas espectrais e suas relações (BUMA; LEE, 2020; GHOLIZADEH et al., 2016).

A proliferação de algas, muitas vezes causada por fenômenos de eutrofização, está diretamente relacionada à concentração de *Chl-a*, sendo este um dos principais indicadores do estado trófico do corpo hídrico, pois atua como um elo entre a concentração de nutrientes, particularmente o fósforo, e a produção de algas (GHOLIZADEH et al., 2016, LIM; CHOI, 2020). Embora reflita principalmente o comprimento de onda verde, a *Chl-a* absorve a maior parte da energia dos comprimentos de onda da luz azul-violeta e vermelho-alaranjado (LIU et al., 2018; WATANABE et al., 2015). A Figura 1 apresenta o espectro de absorção dos pigmentos *a* e *b* da clorofila.

Figura 1- O espectro de absorção dos pigmentos clorofila-*a* e clorofila-*b*



Fonte: Adaptado de Gholizadeh et al., 2016.

Estudos da qualidade da água com o uso de sensoriamento remoto com os dados a série Landsat foram amplamente publicados, no entanto, esses sensores foram projetados principalmente para aplicações terrestres e sua resolução espectral, sensibilidade radiométrica e tempo de revisita não eram ideais para avaliar os constituintes da qualidade da água em águas interiores (LIU et al., 2018). Em 2015, com o lançamento dos satélites de observação Sentinel-2^a pela Agência Espacial Europeia (ESA), houve o aumento do potencial de sensoriamento remoto da qualidade de águas interiores. O Sentinel-A leva a bordo o sensor multiespectral MSI com 13 bandas espectrais, abrangendo desde o visível e o NIR até o infravermelho de ondas curtas (SWIR), variando de 443 a 2190 nm, com resolução espacial de 10m para as bandas do visível, 20m para o infravermelho e 60m para as bandas de correção atmosférica. Suas aplicações são para o monitoramento da agricultura, florestas, zonas costeiras, águas interiores, desastres naturais e uso e ocupação das terras. Assim como seu antecessor, o Sentinel 2-B, lançado em 2017, também assume os mesmos objetivos inclusive com o mesmo sensor MSI (LIU et al., 2018; RODRIGUES, 2022).

A utilização de diferentes sensores remotos para a avaliação da qualidade da água tem sido amplamente utilizada na estimativa de parâmetros como sólidos em suspensão, clorofila-*a*, turbidez, fósforo total, oxigênio dissolvido,

demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (OUMA et al., 2020^a; GHOLIZADEH et al., 2016). Gernez et al. (2017), utilizou o Sentinel-2^a para estudar a influência de variações na concentração de sólidos suspensos totais e *Chl-a* na resposta fisiológica de ostras, destacando o uso da banda de infravermelho próximo (NIR) para quantificar o total de sólidos suspensos. Watanabe et al. (2015) desenvolveram métodos de base empírica para a estimativa de *Chl-a* no reservatório de Barra Bonita (SP), concluindo que as bandas NIR do satélite Landsat- 8 apresentaram os melhores resultados. Em estudos semelhantes, Toming et al. (2016), Liu et al. (2017) e Dörnhöfer et al. (2016) apresentaram algoritmos empíricos usando dados do Sentinel-2^a para avaliação da qualidade da água. Para o estudo de casos específicos e correlação de parâmetros de qualidade da água, foram desenvolvidos algoritmos correlacionais baseados em diferentes metodologias, como os algoritmos empíricos, os modelos semianalíticos e os modelos de inversão de matrizes (RODRIGUES, 2022).

Para modelos semianalíticos, tanto os dados bioópticos quanto os empíricos são necessários para descrever as relações entre os constituintes de um corpo d'água e a refletância de superfície equivalente que define a radiância acima da superfície da água e na superfície da água. Com base no mesmo esquema de modelagem dos modelos semianalíticos, os modelos de inversão de matrizes requerem informações a priori sobre os constituintes da água, incluindo os coeficientes de absorção ou as inclinações de absorção (ZHU et al., 2014). A maior dificuldade na utilização do método de inversão de matrizes é a falta de parâmetros específicos, tornando a calibração do modelo mais complexar. Devido a essas desvantagens, algoritmos empíricos são frequentemente usados para a recuperação e estimativa de parâmetros de qualidade da água (POTES et al., 2018; TOMING et al., 2016).

Algoritmos empíricos relacionam por técnicas estatísticas as bandas espectrais e/ou uma combinação de bandas a concentração de *Chl-a* medida *in situ* (BLONDEAU-PATISSIER et al., 2014). Esta metodologia tem sido amplamente utilizada para o monitoramento de parâmetros de qualidade da água porque são simples de implementar e não requerem compreensão da física subjacente às propriedades ópticas dos constituintes da água. Os sensores multiespectrais CZCS (*Coastal Zone Color Scanner*), SeaWiFS (*Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor*), MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) e MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*), forneceram dados valiosos para detectar a clorofila-*a* em oceanos, mas não são adequados para a determinação da concentração de *Chl-a* em lagos e reservatórios interiores por causa de suas resoluções espaciais amplas (BECKER et al., 2016; BLONDEAU-PATISSIER et al., 2014; PALMER et al., 2015).

Este trabalho tem como objetivo estimar a concentração de clorofila-*a* no reservatório de Itupararanga, na bacia hidrográfica do Alto Sorocaba (SP), utilizando imagens de satélite e dados de monitoramento *in situ* disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

METODOLOGIA

Área de estudo

Localizada na Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10), reservatório de Itupararanga (Figura 2 e Figura 3) foi construído em 1912 pela Companhia de Energia Elétrica Light com o objetivo principal de geração de energia elétrica, através do represamento do Rio Sorocaba (TANIWAKI et al., 2013). Em 1974 a usina passou a ser administrada pela Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) e atualmente, além da geração de energia elétrica, o reservatório é responsável pelo fornecimento de água para o abastecimento de aproximadamente 1 milhão de pessoas nos municípios de Ibiúna, Alumínio, Sorocaba, Mairinque, Piedade e Votorantim (CARVALHO et al., 2019; SIMONETTI et al., 2019).

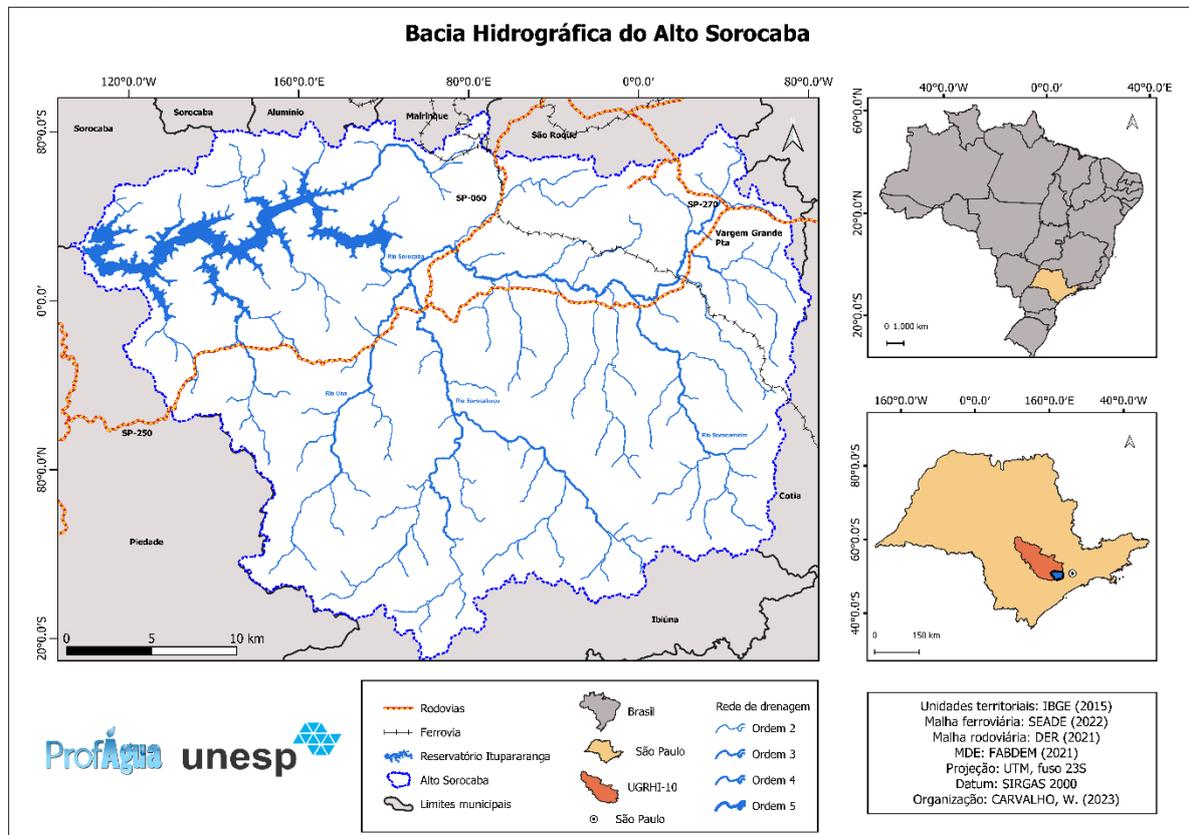
O Rio Sorocaba é formado pela confluência dos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, e toda a área de drenagem da represa está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga, criada pela Lei Estadual nº 10.100/1998, por uma demanda do Comitê da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê, para assegurar a manutenção da qualidade das águas deste reservatório. Porém, a APA de Itupararanga não incluía os municípios de Alumínio, Cotia e Vargem Grande Paulista, o que representou um entrave para sua regulamentação, uma vez que essa situação se estendeu por um longo período e que trouxe como consequência, o crescimento sem planejamento no entorno da represa, prejudicando o gerenciamento de suas águas (TANIWAKI et al., 2013). Somente em 2003, após a incorporação áreas de cabeceira, a APA de Itupararanga foi regulamentada através da Lei Estadual nº 11.579/2003 (BERNARDI et al., 2020).

Figura 2- Fotografia do Reservatório de Itupararanga mostrando ao avanço das áreas antropizadas



Fonte: Acervo pessoal

Figura 3- Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Os autores, 2023.

Dados de campo

As concentrações de *Chl-a* utilizadas nesse trabalho foram obtidos na plataforma InfoÁguas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Na área de estudo, há três pontos de monitoramento da CETESB, localizados no meio do corpo central, lado esquerdo da Praia do Escritório (SOIT 02100), próximo a barragem, na Estrada Vicinal

da Represa de Itupararanga (SOIT 02900). Em decorrência da pandemia de Sars-Cov-2, no ano de 2020 só foi feito a coleta do ponto SOIT 02100, tendo a situação se normalizado em 2021.

Estimativa da concentração de clorofila-a

A estimativa das concentrações de *Chl-a* no reservatório de Itupararanga será realizada através de algoritmos empíricos, junto com imagens do satélite Sentinel-2A/MSI e Sentinel-2B/MSI de diferentes períodos de passagem e medições *in situ* coincidentes da qualidade da água do reservatório disponibilizada no InfoÁguas. Os dados Sentinel-2 Nível-1C (L1C) serão baixados do *Copernicus Open Access Hub* (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), com imagens ortogonais de 100 x 100 km na Zona UTM Projeção 23S, que fornece a reflectância no topo da atmosfera (TOA) em cada banda junto com os parâmetros necessários para transformá-los em radiâncias.

Como a resolução espacial dos dados do Sentinel-2 varia de acordo com as bandas (Tabela 1), os produtos L1C precisam ser reamostrados para o pixel de 10 m, pelo método do vizinho mais próximo no SNAP (*Sentinel Application Platform*), seguido da correção atmosférica pelo processador Sen2Cor.

Foram escolhidas imagens com datas de passagem próximas as datas de coleta das amostras pela CETESB, sendo selecionadas de modo que houvesse menor a interferência de nuvens, sobre ou próxima a área do reservatório. A Tabela 2 apresenta a relação das imagens Sentinel-2 MSI com as datas de coleta da CETESB.

Tabela 1- Comprimento de onda e larguras de banda dos sensores MSI

Bandas	Sentinel-2A		Sentinel-2B		Resolução espacial (m)
	Comp. onda (nm)	Largura de banda (nm)	Comp. onda (nm)	Largura de banda (nm)	
1	442,7	20	442,3	20	60
2	492,7	65	492,3	65	10
3	559,8	35	558,9	35	10
4	664,6	30	664,9	31	10
5	704,1	14	703,8	15	20
6	740,5	14	739,1	13	20
7	782,8	19	779,7	19	20
8	832,8	105	832,9	104	10
8A	864,7	21	864,0	21	20
9	945,1	19	943,2	20	60
10	1373,5	29	1376,9	19	60
11	1613,7	90	1610,4	94	20
12	2202,4	174	2185,7	184	20

Fonte: <https://earth.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2/instrument-payload/resolution-and-swath>

As etapas de geoprocessamento foram realizadas utilizando o software QGIS 3.16, enquanto os procedimentos envolvendo os dados obtidos dos algoritmos, como a compilação dos resultados, média, aplicação de regressões, comparações estatísticas e elaboração de tabelas e gráficos, foram realizadas utilizando o software Excel.

Tabela 2- Dados de amostragem da CETESB e as imagens do Sentinel-2 MSI.

Amostragem (CETESB)	Imagens (Sentinel-2)
26/01/2016	08/01/2016
17/05/2016	-
19/07/2016	26/07/2016
24/11/2016	26/11/2016
12/01/2017	-
13/07/2017	14/07/2017
16/01/2018	-
17/05/2018	22/05/2018
31/07/2018	14/07/2018
29/11/2018	-
16/01/2019	30/01/2019

16/05/2019	27/05/2019
10/07/2019	09/07/2019
28/11/2019	-
03/03/2020	10/03/2020
23/06/2020	18/06/2020
19/08/2020	07/08/2020
25/11/2020	25/11/2020
25/02/2021	23/02/2021
09/06/2021	03/06/2021
14/09/2021	-
25/10/2021	21/10/2021
07/12/2021	10/12/2021
03/03/2022	-
14/09/2022	18/09/2022
12/12/2022	10/12/2022

Fonte: Elaborado pelos autores com dados do InfoÁgua e Copernicus Open Access Hub, 2023.

Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI)

Segundo Mouw (2015), a definição de algoritmos, para esta área de estudo, são as ferramentas que ligam os parâmetros biogeoquímicos, de qualidade da água e ópticos com as informações obtidas por satélites de satélites. Neste trabalho, serão utilizados dois algoritmos que utilizam relação entre bandas espectrais, tendo como dados de entrada a Reflectância espectral da água no Sensoriamento Remoto ($R_{rs}(\lambda_i)$), neste trabalho, foi utilizado o *Normalized Difference Chlorophyll Index* (NDCI).

Diversos estudos apresentaram que a relação entre as reflectâncias próximas a 700 e 670 nm obtiveram bons resultados na estimativa de concentração de *Chl-a*, principalmente em águas com turbidez elevada. Isto se deve aos picos de reflectância nessas regiões, que são sensíveis as variações das concentrações de *Chl-a* na água ($R_{rs}(f\lambda_2)$), e a maior absorção por pigmentos de *Chl-a* ($R_{rs}(\lambda_1)$), por isso foram selecionadas as bandas B4, B5 e B6 do Sentinel-2 MSI (BECK et al. 2016; GERNEZ et al., 2017; MISHRA; MISHRA, 2012; OUMA; NOOR; KIPKEMOI, 2020a; WATANABE et al., 2015).

O NDCI (Equação 1) é um algoritmo proposto por Mishra e Mishra (2012) que utiliza a relação entre as bandas vermelha e NIR, para evitar a influência da matéria orgânica dissolvida e dos sólidos totais em suspensão nos espectros de reflectância da água em comprimentos de onda mais curtos. Uma das vantagens do uso do NDCI é que seu alcance varia entre -1 e +1, de modo que o mapeamento qualitativo de *Chl-a* é possível mesmo para áreas remotas, onde os dados de campo estão indisponíveis (XU et al., 2019).

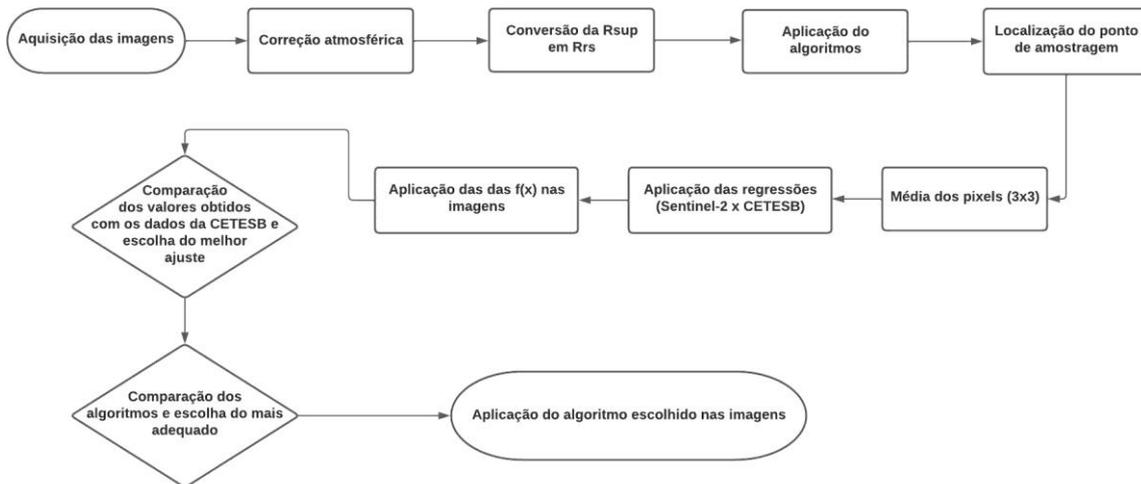
$$NDCI = \frac{[R_{rs}(708) - R_{rs}(665)]}{[R_{rs}(708) + R_{rs}(665)]} \quad \text{Equação (1)}$$

Aplicação dos algoritmos

Com a área do reservatório delimitada, foram selecionados os pontos correspondentes aos locais de coleta da CETESB e nos pixels circuncidantes, totalizando uma grade de 3x3 pixels, e efetuada a média simples entre cada data de imagem selecionada. Os valores das médias foram analisados juntos com os dados da CETESB e testados a regressão linear, exponencial, logarítmica, geométrica e polinomial de 2º grau, de modo que os valores fossem comparados, adotando valores de R^2 acima de 0,8 como parâmetro de aceitabilidade.

Foram aplicados os estatísticos o coeficiente de correlação (R^2) e Erro Quadrático Médio (RMSE). Onde, a função que apresentasse a maior correlação, com os menores valores de erro percentuais será escolhida e aplicada para todas as imagens na área do reservatório. A Figura 4 apresenta o fluxograma metodológico adotado neste trabalho.

Figura 4- Fluxograma metodológico utilizado para estimativa de *Chl-a* e escolha do algoritmo

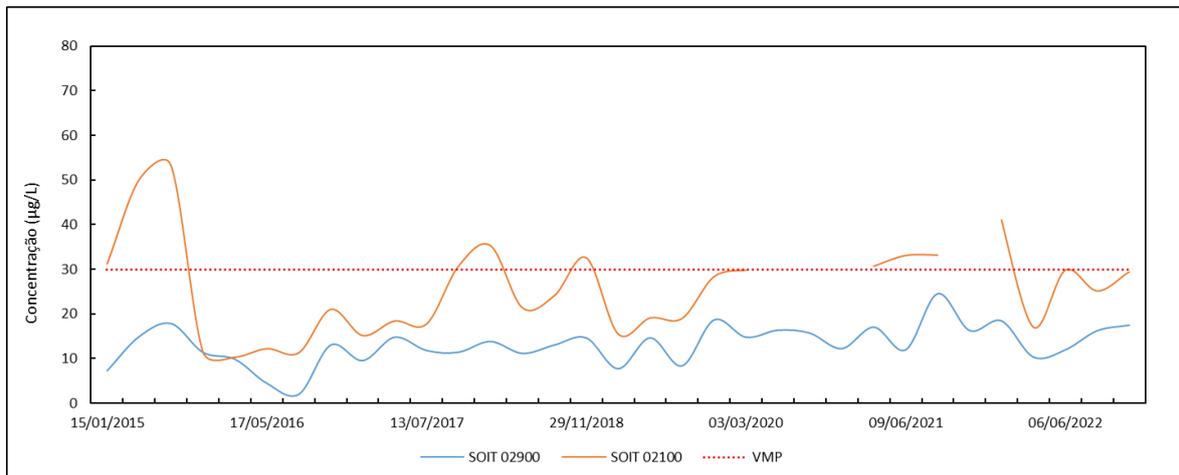


Fonte: Os autores

RESULTADOS

Considerando os resultados das análises das amostras obtidos pela CETESB, referente a *Chl-a* nos pontos amostrais SOIT 02900 e SOIT 02100 no Reservatório de Ituparanga (Figura 5), é possível observar grande variação das concentrações de *Chl-a* na série histórica analisada. Essas concentrações variaram entre as faixas de 2,1 µg/L até 53,9 µg/L, sendo a maior concentração observada no dia 19/07/2016 no ponto SOIT 02100, situado na parte inicial do reservatório. Como a amostragem não é realizada todos os meses, ocorrendo em geral nos meses de janeiro, maio, julho e novembro, há uma maior dificuldade na verificação da correlação entre os diferentes períodos de precipitação, ocupação das casas no entorno do reservatório e o aumento de *Chl-a*.

Figura 5- Variação da concentração de *Chl-a* no Reservatório Ituparanga conforme os dados da CETESB

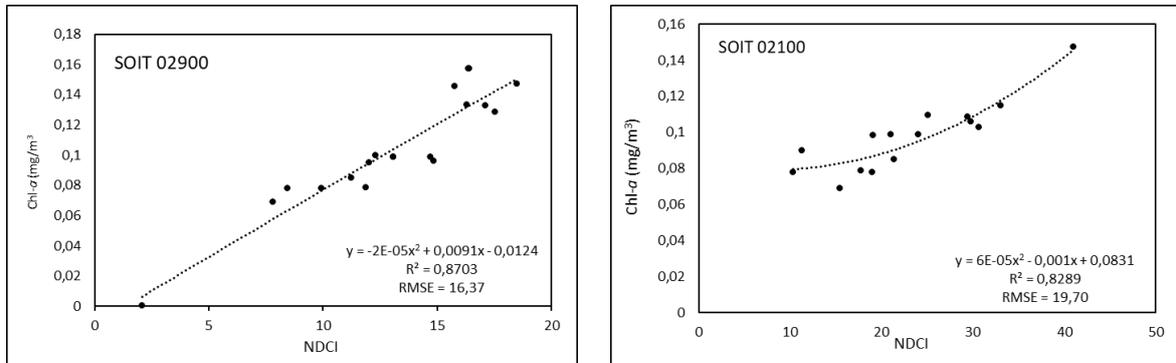


Fonte: elaboração própria a partir de dados da CETESB (CETESB, 2023).

A partir da aplicação do algoritmo, e ajuste de várias linhas de tendência lineares e não lineares, foi possível verificar o grau de correlação (R^2) entre o valor estimado pelo NDCI e o resultado das análises laboratoriais, sendo escolhida a equação polinomial de 2º grau por apresentar a melhor correlação com os valores de erro mais baixos (Figura 6). Destaca-se que pelo número reduzido de dados, algumas faixas de concentração de *Chl-a* não foram consideradas, o que pode provocar erros na estimativa. Além do fato de que como o corpo hídrico possui apenas dois pontos de monitoramento, entende-se que as características de tal ponto são as mesmas para toda a área do reservatório, o que não ocorre, devido ao estado trófico ao longo do reservatório.

No entanto, é necessário observar que apesar de os índices de correlação obtidos neste estudo terem valores altos, este trabalho objetivou a utilização de dados já disponíveis ao público, sem coleta de novos dados, o que acabou acarretando um menor número de amostras. Pelo número reduzido de dados, algumas faixas de concentração de Chl-*a* não foram consideradas, o que pode provocar erros na estimativa. Além do fato de que como o reservatório possui apenas três pontos de monitoramento, entende-se que as características de tal ponto são as mesmas para toda a área do reservatório, o que não ocorre, devido ao estado trófico ao longo do reservatório. A reflectância nos pontos escolhidos também não pode ser conferida, pois para isso, seria necessário a amostragem *in situ*. Deste modo, sugere-se a coleta de novos dados, para que o resultado obtido apresente maior exatidão para diferentes situações.

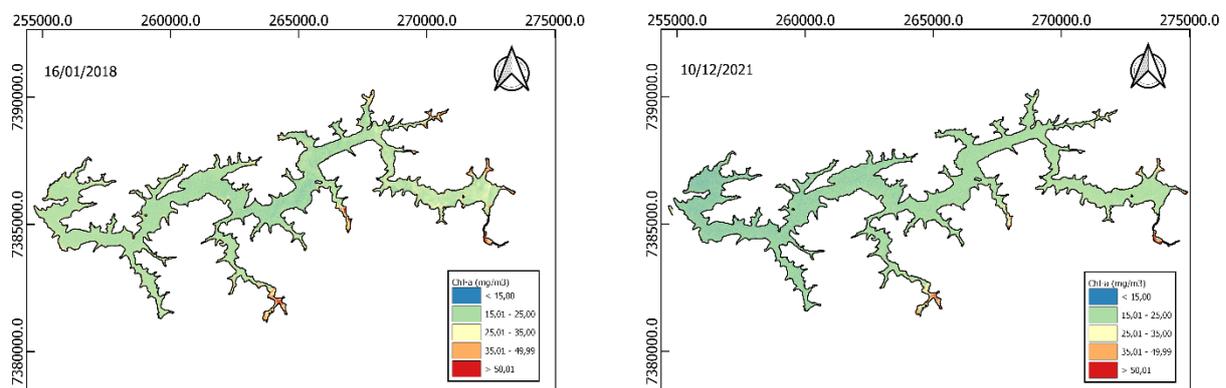
Figura 6- Linha de tendência e dados de correlação entre os valores reais e estimados para os pontos de monitoramento do Reservatório Itupararanga



Fonte: Os autores

O algoritmo NDCI com ajuste para a função polinomial de 2º grau foi aplicado em todas as imagens trabalhadas, resultando em valores de concentração de Chl-*a* em mg/m³ com as áreas que continham interferências de nuvens e macrofitas suprimidas. A Figura 7 apresenta o mapa de estimativa de concentração de Chl-*a* para as datas de passagem 16/01/2018 e 10/12/2021. Nela é possível observar que os valores com maior concentração de Chl-*a* estão presentes nos locais de contribuição dos rios Sorocabuçu e Sorocamirim, além das áreas no entorno do reservatório que possuem ocupação urbana.

Figura 7- Concentração de Chl-*a* estimadas a partir do NDCI

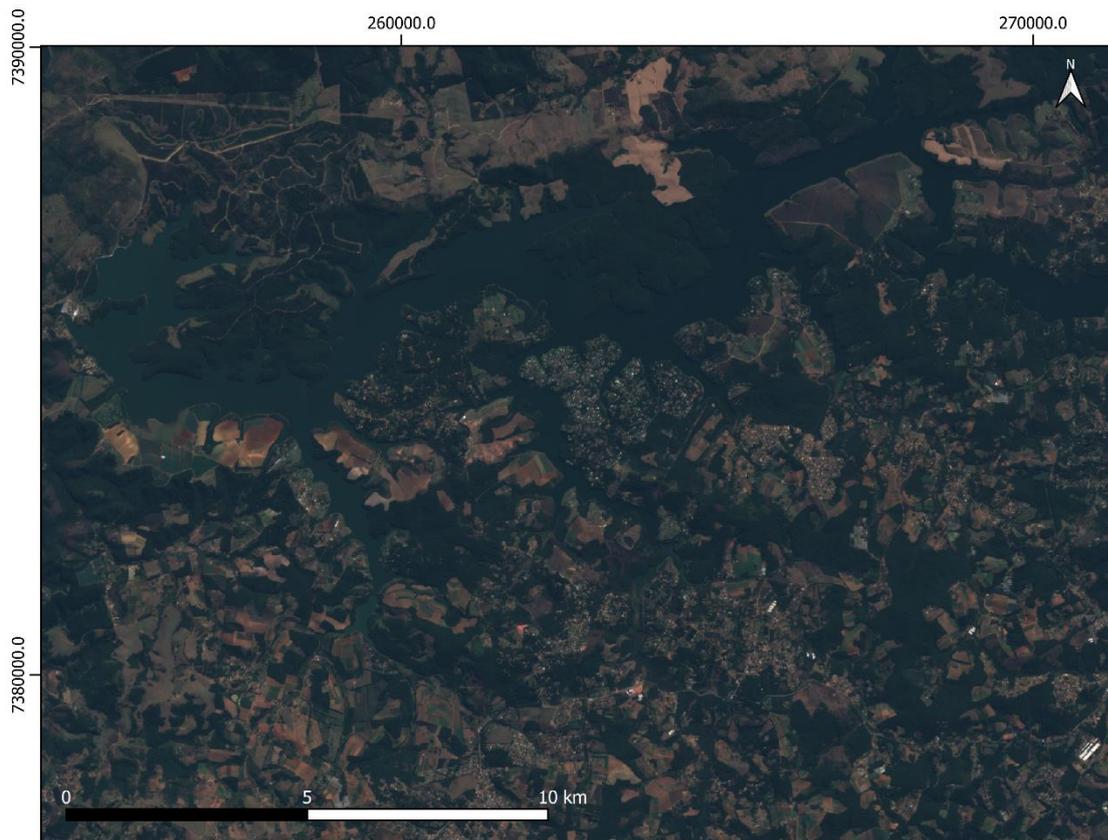


Fonte: Os autores

A área no entorno do reservatório (Figura 8) apresenta alto índice de construções com predominância de moradias, e alinhado as taxas de circulação e ocupação de pessoas neste local, pode ocorrer o aumento de lançamento de esgoto doméstico ou resíduos que influenciam na quantidade de nutrientes e no processo de eutrofização nesta área. Ao longo do reservatório, as concentrações de Chl-*a* tendem a ir diminuindo, decorrente da autodepuração do manancial.

Em sistemas hídricos, a produtividade primária tem relação direta com o aporte de nutrientes originados nos sistemas terrestres. Pela imagem do satélite, é possível observar que no entorno do reservatório, há a ocorrência de áreas de agricultura irrigada, que podem contribuir para a elevação dos teores de fósforo e nitrogênio ao sistema hídrico, contribuindo ainda mais para o processo de eutrofização do reservatório.

Figura 8- Imagem de satélite em composição colorida RGB do reservatório Itupararanga



Fonte: Os autores

CONCLUSÃO

A partir das imagens Sentinel-2/MSI e dos dados de concentração de Chl-*a* disponibilizados pela CETEB, foi possível realizar a estimativa de Chl-*a*, por meio da aplicação de algoritmos. Vale destacar que as imagens apresentaram características fundamentais para a sua utilização neste trabalho, como a alta resolução temporal, número maior de bandas e boa resolução espacial.

Os algoritmos utilizados foram eficientes para a estimativa da concentração clorofila *a* do Reservatório Itupararanga, o que possibilitou a análise da distribuição no espaço e no tempo. Os ajustes linear e polinomial de 2º grau apresentaram os melhores resultados. O algoritmo NDCI se mostrou eficiente ao local de estudo, devido principalmente a característica de retornar valores entre zero e um, eliminando a possibilidade de estimativa de valores negativos.

Foi demonstrado que é possível a utilização de imagens de satélite para o monitoramento de Chl-*a* no reservatório Itupararanga, entretanto recomendamos mais estudos e a utilização de novos dados coletados *in situ*, bem como, novos pontos de coleta ao longo de todo o reservatório, para a escolha e melhor ajuste dos algoritmos e para que o resultado obtido apresente maior exatidão para diferentes situações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BECK, R.; ZHAN, S.; LIU, H.; TONG, S. et al. *Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. Remote Sensing of Environment*, v. 178, n. 1, p. 15-30, 2016. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.03.002>.

2. BERNADI, I.; SIVA, L.R.; FALCO, P.; PIREZ, J.S.R. et al. *Análise comparativa das ferramentas de gestão: Plano de Manejo da APA Itapararanga e os Planos Diretores Municipais*. Sociedade & Natureza, v. 32, p. 72–87, 2020. Disponível em <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-3z6541>.
3. BLONDEAU-PATISSIER, D.; GOWER, J.F.R.; DEKKER, A.G.; PHIM, S.R. et al. *A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans*. *Progress in Oceanography*, v. 123, p. 123-144, 2013. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.12.008>
4. BOUCHER, J.; WEATHERS, K.C.; NOROUZI, H.; STEELE, B. *Assessing the effectiveness of Landsat 8 chlorophyll-a retrieval algorithms for regional freshwater monitoring*. *Ecological Applications*, v. 28, n. 4, p. 1044–1054, 2018. Disponível em <https://doi.org/10.1002/eap.1708>.
5. BUMA, W.G.; LEE, S. *Evaluation of sentinel-2 and landsat 8 images for estimating chlorophyll-a concentrations in lake Chad, Africa*. *Remote Sensing*, v. 12, n. 15, p. 2437, 2020. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs12152437>.
6. CARVALHO, W.; ARAÚJO, E.M.; MARCON, R.O. *Melhoria nos índices de esgotamento sanitário com a construção de uma estação de tratamento de esgoto no distrito de Caucaia do Alto no município de Cotia (SP)*. *Projetos de Intervenção nº IX. Sistema de tratamento de água e esgoto doméstico*, Triunfal Gráfica e Editora, 2019.
7. DÖRNHÖFER, K.; GÖRITZ, A.; GEGE, P.; PFLUG, B. *Water constituents and water depth retrieval from Sentinel-2A - a first evaluation in an oligotrophic lake*. *Remote Sensing*, v. 8, n. 11, p. 941, 2016. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs8110941>.
8. GERNEZ, P.; DOXARAN, D.; BARILLÉ, L. *Shellfish aquaculture from space: potential of Sentinel 2 to monitor tide-driven changes in turbidity, chlorophyll concentration and oyster physiological response at the scale of an oyster farm*. *Frontiers in Marine Science*, v. 4, p. 1-15, 2017. Disponível em <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00137>.
9. GITELSON, A.; GRITZ, Y.; MERZLYAK, M. *Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves*. *Journal of Plant Physiology*, v. 160, n. 3, p. 271-282, 2003. Disponível em <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00887>.
10. GHOLIZADEH, M.; MELESSE, A.; REDDI, L. *A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques*. *Sensors*, v. 16, n. 8, p. 1298–1306, 2016. Disponível em <https://doi.org/10.3390/s16081298>.
11. KUTSER, T.; PAAVEL, B.; VERPOORTER, C. et al. *Remote sensing of black lakes and Using 810 nm reflectance peak for retrieving water quality parameters of optically complex waters*, *Remote Sensing*, v. 8, n. 6, p. 497-503, 2016. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs8060497>.
12. LIM, J.; CHOI, M. *Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea*. *Environ. Monit. Assess.* v. 187, p.1–17, 2020. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4616-1>.
13. LIU, H.; LI, Q.; SHI, T.; HU, S. et al. *Application of Sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake*. *Remote Sensing*, v. 9, n. 7, p. 761, 2017. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs9070761>.
14. LIU, H.; XU, M.; BECK, R. *An ensemble approach to retrieving water quality parameters from multispectral satellite imagery*, *IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Valencia, Spain, 2018, pp. 9284-9287. Disponível em <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8518482>.
15. MARTINS, V.S.; BARBOSA, C.C.F.; CARVALHO, L.A.S., JORGE, D.S.F. et al. *Assessment of atmospheric correction methods for Sentinel-2 MSI images applied to Amazon floodplain lakes*. *Remote Sensing*, v. 9, n. 4, p. 322, 2017. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs9040322>.
16. MISHRA, S.; MISHRA, D.R. *Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters*. *Remote Sensing of Environment*, v. 117, p. 394–406, 2012. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016>.
17. MOUW, C.B.; GREB, S.; AURIN, D.; DIGIACOMO, P.M. et al. *Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions*. *Remote Sensing of Environment*, v. 160, p. 15–30, 2015. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>.

18. OUMA, Y.O.; WAGA, J.; OKECH, M.; LAVISA, O. et al. *Estimation of reservoir bio-optical water quality parameters using smartphone sensor apps and Landsat ETM+: review and comparative experimental results. Journal of Sensors*, v. 2018, e3490757, 2018. Disponível em <https://doi.org/10.1155/2018/3490757>.
19. OUMA, Y.O.; OKUKU, C.O.; NJAU, E.N. *Use of artificial neural networks and multiple linear regression model for the prediction of dissolved oxygen in rivers: case study of hydrographic basin of River Nyando, Kenya. Complexity*, v. 2020, e9570789, 2020b. Disponível em <https://doi.org/10.1155/2020/9570789>.
20. OUMA, Y.O.; NOOR, K.; KIPKEMOI, H. *Modelling reservoir chlorophyll-a, TSS, and turbidity using Sentinel-2A MSI and Landsat-8 OLI Satellite sensors with empirical multivariate regression. Journal of Sensors*, v. 2020, e8858408, 2020a. Disponível em <https://doi.org/10.1155/2020/8858408>.
21. PALMER, S.C.; KUTSER, T.; HUNTER, P.D. *Remote sensing of inland waters: challenges, progress and future directions. Remote Sensing of Environment*, v. 157, p. 1-8, 2015. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>.
22. POTES, M.; RODRIGUES, G.; PENHA, A.M. et al. *Use of Sentinel 2/MSI for water quality monitoring at Alqueva reservoir, Portugal. IAHS*, v. 380, p. 73-79, 2018. Disponível em <http://dx.doi.org/10.5194/piahs-380-73-2018>.
23. RIBEIRO, R.B. aprimoramento do processo de estimativa da disponibilidade hídrica. Tese de Doutorado-Universidade Federal de Viçosa, 2020. Disponível em <https://locus.ufv.br/handle/123456789/28339>.
24. RODRIGUES, V.F.W. estimativa da concentração de clorofila-a no reservatório de Salto grande em americana/SP a partir de imagens de satélite. Dissertação de mestrado Dissertação de mestrado-Faculdade de Tecnologia-Universidade Estadual de Campinas, 2022.
25. SANTOS, L.D.S.; DOMINGOS, H.V.; LINS, R.C.; INOCÊNCIO, L. et al. *Avaliação de modelos semi-empíricos para estimativa da concentração de clorofila-a baseado em bandas simuladas de satélites em um sistema estuarino lagunar. In: ANAIS DO XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 2019, Santos. Anais eletrônicos... São José dos Campos, INPE, 2019. Disponível em <https://proceedin.gs.science/sbsr-2019/trabalhos/avaliacao-de-modelos-semi-empiricos-para-estimativa-da-concentracao-de-clorofila?lang=pt-br>.
26. SIMONETTI, V.C.; SILVA, D.C.C.; ROSA, A.H. *Análise da influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água da APA Itupararanga (SP), Brasil. Geosul*, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019. Disponível em <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p01>.
27. TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; LIMA, R.; MARUYAMA, C. et al. *A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. Interciencia*, v. 38, n. 3, p. 164-170, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/74789>.
28. TOMING, K., KUTSER, T., LAAS, A., SEPP, M. et al. *First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. Remote Sensing*, v. 8, n. 8, p. 640, 2016. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs8080640>.
29. XU, M.; LIU, H.; BECK, R.; LEKKI, J. A spectral space partition guided ensemble method for retrieving chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2A satellite imagery. *Journal of Great Lakes Research*, v. 45, n. 3, p. 454-465, 2019. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.09.002>.
30. ZHU, W.; YU, Q.; TIAN, Y.Q.; BECKER, B.L.; ZHENG, T. et al. *An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments, Remote Sensing of Environment*, v. 140, p. 766-778, 2014. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.10.015>.
31. WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T.; IMAI, N. et al. *Estimation of chlorophyll-a concentration and the trophic state of the Barra Bonita hydroelectric reservoir using OLI/Landsat-8 images. Int. Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 12, n. 9, p. 10391-10417, 2015. Disponível em <https://doi.org/10.3390/ijerph120910391>.