

AVALIAÇÃO DE ÁREAS FAVORÁVEIS PARA A PRODUÇÃO AQUÍCOLA NO RESERVATÓRIO DE ILHA SOLTEIRA UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO

Rafael Vinicius de Azevedo Viana

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Registro – São Paulo – Brasil

Email: rafael-viana@outlook.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3599-2030>

Liliane Moreira Nery

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Instituto de Ciência e
Tecnologia

Sorocaba -São Paulo – Brasil

Email: lilianemoreiranery@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5352-5316>

Érico Tadao Teramoto

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Registro – São Paulo – Brasil

Email: erico.teramoto@unesp.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8250-8462>

Darllan Collins da Cunha e Silva

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) - Instituto de
Ciência e Tecnologia

Sorocaba -São Paulo – Brasil

Email: darllan.collins@unesp.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3280-0478>

Submetido em: 22/10/2021 Aceito em 20/03/2022
DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/guju.v8i0.83417>

Resumo

A avaliação da qualidade da água é de extrema importância para garantir a sustentabilidade da produção aquícola. Para isso, informações regulares, de fácil acesso e de baixo custo, como aquelas obtidas por sensoriamento remoto, são importantes para o monitoramento da dinâmica do ambiente e a tomada de decisão. Dessa forma, o presente trabalho tem por objetivo analisar parâmetros de qualidade da água, a partir das imagens orbitais obtidas através do satélite *Landsat 8*, sensor *OLI*, do reservatório da represa hidrelétrica de Ilha Solteira-SP, a fim de se identificar preliminarmente locais adequados para o desenvolvimento



de empreendimentos aquícolas. Os resultados indicaram concentrações favoráveis dos parâmetros; fósforo total (F_T), nitrogênio total (N_T); e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), para o desenvolvimento da atividade piscícola nesse reservatório, assim como para o índice do estado trófico (IET). Contudo, concluiu-se que as áreas com maior potencial para desenvolvimento da aquicultura se encontram a jusante da barragem e nos braços próximos a ela, devido a essa região apresentar os menores valores em todos os parâmetros analisados.

Palavras-chave: Geoprocessamento; Monitoramento ambiental; Qualidade de água; Piscicultura.

EVALUATION OF FAVORABLE AREAS FOR AQUACULTURE PRODUCTION IN THE ILHA SOLTEIRA RESERVOIR USING REMOTE SENSING

Abstract

Water quality assessment is of the utmost importance to ensure the sustainability of aquaculture production; for this, regular, easily accessible, and low-cost information, such as those obtained by remote sensing, are important tools for monitoring the dynamics of an environment and decision-making. Thus, the present study aims to analyze water quality parameters, based on the orbital images obtained through the Landsat 8 satellite, from the reservoir of the hydroelectric dam of Ilha Solteira-SP, to identify preliminarily locations more suitable for the development of aquaculture enterprises. The results indicated favorable concentrations of the parameters; total phosphorus (P_T), total nitrogen (N_T); and biochemical oxygen demand (BOD), for the development of fish activity in this reservoir, as well as for the trophic state index (TSI). However, it was concluded that the areas with the greatest potential for the development of aquaculture are downstream of the dam and close to it, since this region shows the lowest values for all parameters analyzed.

Keywords: Geoprocessing; Environmental monitoring; Water quality; Pisciculture.

1 Introdução

A demanda mundial por pescado tem sofrido um significativo incremento nas últimas décadas, principalmente em função do crescimento populacional (BRABO et al., 2016). Estimativas apontam que a população mundial deve ser igual a 9,7 bilhões de pessoas até 2050 (ROSINI et al., 2019), de modo que a aquicultura é o setor produtivo de alimentos que mais cresce no mundo (FAO, 2020). Dessa forma, a produção aquícola insere-se em um contexto de maiores preocupações ambientais e novos desafios (AHMED; THOMPSON; GLASER, 2018).

A piscicultura no Brasil apresentou um acréscimo de 1,7% na produção em 2019, representando mais de 529 toneladas produzidas, das quais 323,7 mil toneladas referem-se à produção de tilápia (IBGE, 2019). A produção de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil apresenta a maior taxa de crescimento mundial (LOPES et al., 2020). Desde a inclusão

dessa espécie na piscicultura, a mesma representa a maior relevância no segmento com sua produção concentrada, principalmente, nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil (IBGE, 2019). 14,1% da produção brasileira é proveniente do estado de São Paulo (IBGE, 2019).

Todavia, para se garantir a eficiência da produção piscícola, o monitoramento da qualidade da água é crucial (PARRA et al., 2018), sendo esse um fator limitante da produtividade pesqueira (NIYOYITUNGIYE; GIRI; MISHRA, 2019; SONNENBERG et al., 2020). Além disso, esse monitoramento também é primordial para a conservação dos recursos hídricos e para a garantia dos usos múltiplos da água (NIYOYITUNGIYE; GIRI; MISHRA, 2019; MELO et al., 2019). Dessa forma, o monitoramento de parâmetros de qualidade da água melhora a eficiência da produtividade e minimiza os riscos da produção aquícola (ZHANG et al., 2020).

O monitoramento da dinâmica ambiental que explora as vertentes espaciais e temporais é fundamental para se entender a dinâmica produtiva, a fim de promover subsídios para a tomada de decisão (SOBRAL et al., 2020). Dentro desse contexto, considerando a necessidade da otimização da produção aquícola e a necessidade do monitoramento da qualidade da água, as geotecnologias têm se mostrado um ramo promissor para o uso de sensoriamento remoto e dados espaciais no monitoramento ambiental da aquicultura.

Geotecnologias permitem a integração e análise de dados espaciais, em seus mais variados atributos, sendo o sensoriamento remoto uma tecnologia eficiente na obtenção de imagens de satélite em escalas multiespectrais e de alta resolução espacial (WANJARI; RAMTEKE; DHANALAKSHMI, 2021). Essas imagens fornecem informações úteis para o planejamento da produção aquícola, como a seleção de locais mais adequados para a produção (WANJARI; RAMTEKE; DHANALAKSHMI, 2021).

Estudos recentes procuraram identificar locais mais adequados para a aquicultura com base em diferentes critérios (ASMAH et al., 2021; SHUNMUGAPRIYA et al., 2021). Porém, amostragens para a determinação da qualidade da água podem ser necessárias, não abordando o potencial de se utilizar o sensoriamento remoto como ferramenta primária para a estimativa de parâmetros químicos importantes que garantam a sustentabilidade da produção piscícola.

Espera-se que, com os avanços presentes nos sensores de satélite, seja possível obter informações primárias que subsidiem e orientem a produção piscícola, tornando-se uma ferramenta para o planejamento do monitoramento contínuo da água. A otimização de recursos físicos, financeiros e humanos durante as amostragens eventualmente necessárias,

também são esperados.

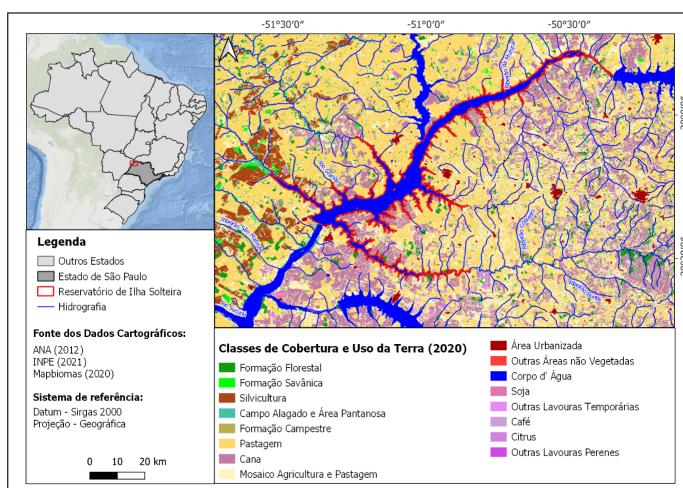
Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar preliminarmente parâmetros de qualidade da água extraídos a partir de imagens orbitais e utilizando como área de estudo reservatório da usina hidroelétrica de Ilha Solteira, localizada no extremo noroeste do estado de São Paulo, a fim de identificar áreas favoráveis para a produção de Tilápia do Nilo.

2 Materiais e métodos

Área de estudo

A área de estudo se refere ao reservatório de Ilha Solteira, município situado na região noroeste do estado de São Paulo (Figura 1), nas coordenadas 20° 25'58" S de latitude e 51° 20'33" W de longitude, com uma altitude média de aproximadamente 335 metros (OLIVEIRA et al., 2019). Segundo a classificação climática de Köppen, a região apresenta um clima tropical (Aw), ou seja, temperaturas elevadas com chuva no verão e seca no inverno (SETZER, 1966). A cobertura e uso da terra em torno do reservatório é caracterizada pela produção agropecuária, com destaque para grandes áreas de pastagens e o uso agrícola da terra para a produção de cana e soja, com áreas de vegetação natural pouco representativas (Figura 1).

Figura 1: Localização do reservatório de Ilha Solteira, SP.



Fonte: Elaborado pelos autores.

O reservatório está localizado na confluência dos rios Grande e Paranaíba, na bacia hidrográfica do alto Paraná, com uma área de drenagem de 375.460 km² (DAVID et al., 2015; PORTINHO et al., 2021), sendo construído no ano de 1965 para geração de energia elétrica, com uma área total de superfície de água igual a 1195 km² e profundidade média de 17,62 m (DAVID et al., 2015; PORTINHO et al., 2021), e um volume total de mais de 20 milhões de metros cúbicos, sendo considerado o sexto maior complexo hidrelétrico do mundo (DAVID et al., 2015).

Além disso, Ilha Solteira pode ser considerada um dos principais polos produtivos do estado de São Paulo. Em números, São Paulo produziu 64.900 toneladas de tilápia (PEIXE BR, 2020), das quais, 950 toneladas foram produzidas em Ilha Solteira (IBGE, 2019). Devido ao papel do reservatório de Ilha Solteira na piscicultura nacional, este foi selecionado para investigação nesse estudo.

Delimitação da área de estudo

Os dados do sensor OLI (*Operational Land Imager*) do satélite Landsat 8 tem se demonstrado eficiente para uma vasta aplicação na identificação e mapeamento de diferentes usos e coberturas da terra (CHAVES; PICOLI; SANCHES, 2020). Sendo assim, para delimitar e extrair o reservatório com posterior poligonização do mesmo, foram utilizadas imagens orbitais obtidas do satélite *Landsat 8/OLI*, correspondendo à estação seca (inverno) e à estação chuvosa (verão) do ano de 2020. Para representar a estação seca durante o inverno foram utilizadas imagens do dia 17 de março de 2020, com uma cobertura de nuvens igual a 0,01%, e para representar a estação chuvosa durante o verão foram utilizadas as imagens do dia 23 de julho de 2020, com uma cobertura de nuvens igual a 0,11%. As imagens utilizadas possuem localização órbita-ponto igual a 222-74.

As bandas 3 e 4, presentes na região do visível do espectro eletromagnético, sendo elas, respectivamente, as bandas: verde (0.53 – 0.59 μm); e vermelho (0.64 – 0.67 μm); e da banda 5, na região do infravermelho próximo (0.85 – 0.88 μm) foram utilizadas para a síntese de uma composição colorida para a aplicação da classificação supervisionada. Nesse estudo, a classificação supervisionada foi realizada através do classificador *Minimum Distance* (MD), executada no software QGIS 2.4 com o uso do *plug-in SCP (Semi-Automatic Classification Plug-in)*.

Esse *plug-in* fornece um conjunto de ferramentas de pré-processamento, permitindo

a realização de correção atmosférica pelo método *Dark Object Subtract* (DOS1) e a criação de regiões de interesse (*Regions of Interest - ROI*) (CONGEDO, 2016), em uma interface que facilita e automatiza o processo de classificação (CONGEDO, 2021), de modo que o SCP tem se mostrado adequado para o mapeamento de usos e coberturas da terra, com uma alta especificidade a níveis categóricos e em escalas detalhadas, apresentando um desempenho satisfatório (PEREIRA; GUIMARÃES, 2018).

Parâmetros de qualidade da água

Em virtude da variabilidade da concentração e das características dos constituintes da água, propriedades ópticas, como a radiação eletromagnética refletida e/ou emitida por corpos d'água, podem ser alteradas, de modo que é possível correlacionar parâmetros de qualidade da água com a quantidade de radiação solar medida pelos sensores presentes em satélites (EL-ZEINY; EL-KAFRAWY, 2017).

Dessa forma, para avaliar a distribuição espacial de Nitrogênio Total (N_T), Fósforo Total (F_T) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ao longo do reservatório de Ilha Solteira, foram utilizadas as fórmulas descritas por Wang e Ma (2001), para os dados do sensor *TM* (*Thematic Mapper*) do *Landsat*, que foram comprovadas posteriormente por El-Zeiny e El-Kafrawy (2017) como eficazes para os dados do sensor *OLI* do mesmo satélite.

Portanto, para obter os dados da distribuição espacial de F_T para o período seco e para o período chuvoso de 2020, expresso em mg. L^{-1} , as imagens orbitais obtidas nas bandas 2 (B2) e 3 (B3) foram processadas utilizando a Equação 1 (WANG; MA, 2001; EL-ZEINY; EL-KAFRAWY, 2017). De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), corpos hídricos classificados como Classe 2 podem ser destinados para a aquicultura, sendo o limite de F_T para reservatórios, até $0,030 \text{ mg.L}^{-1}$.

$$F_T = e^{(-0,4081 - 8,659 * \ln(B3/B2))}$$

De posse da distribuição espacial de F_T em mg. L^{-1} , a mesma foi convertida para $\mu\text{g. L}^{-1}$, a fim de se estimar o potencial de eutrofização do reservatório de Ilha Solteira, a partir do Índice de Estado Trófico (IET), calculado através da Equação 2 (CETESB, 2018a). Obtidos os valores do cálculo do IET ao longo do reservatório de Ilha Solteira, os mesmos foram analisados de acordo com a Tabela 1, a fim de se verificar a distribuição do estado trófico no reservatório.

$$IET (P_T) = 10 * (6 - (1,77 - 0,42 * \left(\frac{\ln P_T}{\ln 2} \right)))$$

Onde:

P_T é a concentração de fósforo total expresso em $\mu\text{g. L}^{-1}$.

O IET é utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2018a) para classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia (Tabela 1), ou seja, avaliando a qualidade da água em relação ao crescimento excessivo de algas e cianobactérias, em virtude do enriquecimento de corpos hídricos por nutrientes, de modo que os resultados expressos em função da concentração de P_T deve ser compreendido como uma indicação do potencial de eutrofização, já que esse nutriente é responsável por esse processo (CETESB, 2018a).

Tabela 1: Tabela de classificação de estado trófico da CETESB.

ESTADO TRÓFICO	IET
Ultraoligotrófico	Até 47
Oligotrófico	47 a 52
Mesotrófico	52 a 59
Eutrófico	59 a 63
Supereutrófico	63 a 67
Hipereutrófico	Maior 67

Fonte: Adaptado de Cetesb (2018a).

Para obter os dados da distribuição espacial da DBO, para o período seco e para o período chuvoso de 2020, expresso em mg. L^{-1} , também foram utilizadas imagens orbitais obtidas nas bandas B2 e B3, que foram processadas utilizando a Equação 3 (WANG; MA, 2001; EL-ZEINY; EL-KAFRAWY, 2017).

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), a concentração da DBO não deve ultrapassar 5 mg. L^{-1} , em corpos hídricos classificados como Classe 2. A DBO é a indicação direta da extensão da poluição no corpo d'água, uma vez que retrata a quantidade de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica através da decomposição microbiana aeróbica (CETESB, 2018b).

Por fim, a determinação do N_T ao longo do reservatório, para o período seco

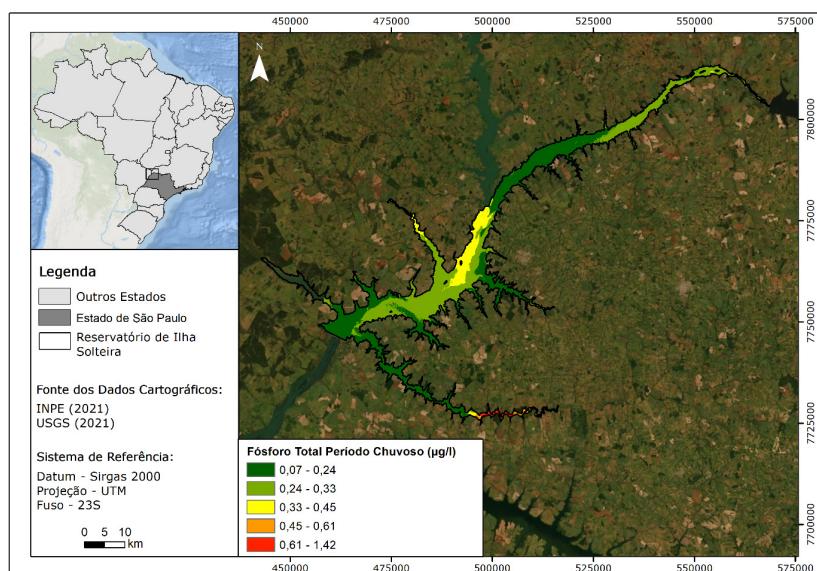
e chuvoso de 2020, foi calculado através da Equação 4, de modo que seus valores finais foram expressos em mg. L^{-1} (WANG; MA, 2001; EL-ZEINY; EL-KAFRAWY, 2017). Em ambientes lênticos, classificados como Classe 2, a concentração de N_T não deve ser superior a 1,27 mg. L^{-1} , uma vez que o nitrogênio também é um fator limitante para eutrofização (BRASIL, 2005).

Sendo assim, a partir dos dados obtidos através das imagens de satélite foi possível gerar mapas referentes a cada parâmetro de qualidade da água analisado, sendo: F_T (Fósforo Total), IET (Índice de Estado Trófico), DBO (Demanda Biológica de Oxigênio) e N_T (Nitrogênio Total). Através desses mapas foi possível observar as regiões do reservatório de Ilha Solteira que possuem as melhores condições, com base nesses parâmetros, para o desenvolvimento da piscicultura, garantindo assim melhor eficiência no processo produtivo.

3 Resultados e discussão

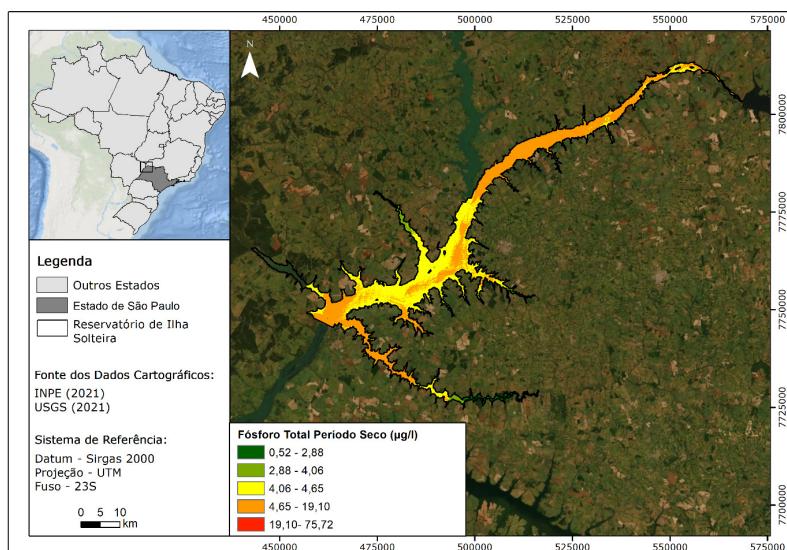
A Figura 2 demonstra a distribuição do F_T ao longo do reservatório no período chuvoso, e a Figura 3 demonstra a distribuição do F_T ao longo do reservatório no período seco, com a concentração expressa em $\mu\text{g.L}^{-1}$. É possível observar que, durante o verão, houve uma variação aproximada de 0,07 até 1,42 $\mu\text{g. L}^{-1}$, enquanto que no inverno as concentrações variaram de 0,52 a 75,71 $\mu\text{g. L}^{-1}$, aproximadamente.

Figura 2: Mapa da distribuição espacial do fósforo total no período chuvoso (verão) em $\mu\text{g. L}^{-1}$, data de aquisição da imagem: 17 de março de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 3: Mapa da distribuição espacial do fósforo total no período seco (inverno) em $\mu\text{g.L}^{-1}$, data de aquisição da imagem: 23 de julho de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

É possível verificar heterogeneidade entre os locais com as maiores concentrações de fósforo no período seco e no chuvoso, de modo que, a partir da comparação dos mapas, é possível identificar que o período chuvoso possui concentrações bem menores que o período seco, com concentrações de F_T superiores no inverno, o que sugere que o volume de água dilui a concentração de fósforo. O valor médio de F_T durante o período chuvoso foi de $0,24 \mu\text{g.L}^{-1}$, com um desvio padrão igual a $0,08$, enquanto o valor médio durante o período seco foi de $4,57 \mu\text{g.L}^{-1}$, com um desvio padrão igual a $0,58$.

Também é possível inferir que no período seco a variação da distribuição espacial da concentração de F_T se mostrou maior, mas se manteve em valores submáximos ao longo de boa parte do reservatório, com uma pequena elevação da concentração do parâmetro ao meio da represa, que em seguida começa a decrescer, conforme se aproxima da barragem, indicando que em profundidade o fósforo sofre deposição no sedimento, reduzindo sua concentração (PAPERÁ; ARAÚJO; BECKER, 2021).

Contudo, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), o limite de F_T em ambientes lênticos, em corpos hídricos classificados como Classe 2, deve ser de até $0,030 \text{ mg.L}^{-1}$, o equivalente a $30 \mu\text{g.L}^{-1}$, de modo que, apesar dos aumentos na concentração de fósforo durante o inverno, a maior parte do reservatório apresenta concentração de fósforo dentro dos limites previstos na legislação federal brasileira.

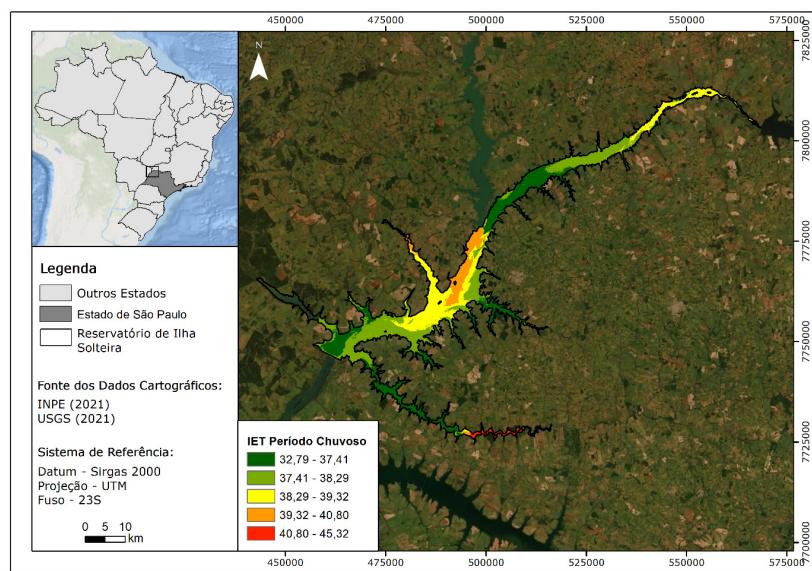
A concentração do fósforo pode ser influenciada por atividades antrópicas externas, como o desenvolvimento de atividades agrícolas (ROSANOVA et al., 2019). Assim, podemos deduzir que as atividades agropecuárias desenvolvidas em torno da área em estudos contribuem para o acréscimo desse nutriente no reservatório. Além disso, o despejo de efluentes domésticos também contribuiu com os aportes de fósforo (ROSANOVA et al., 2019), tornando o controle da poluição difusa do fósforo um grande desafio para a garantia da qualidade da água e o combate da eutrofização (BOL et al., 2018).

Todavia, assim como acontece na produção agropecuária, a produção aquícola também depende de fornecimento externo de fósforo, de modo que o setor pesqueiro mundial, quanto à aquicultura de água doce, contribuiu de forma significativa para os fluxos de fósforo (HUANG et al., 2020). Penczak et al. (1982) indicam que somente 32% do fósforo é utilizado para o metabolismo do peixe enquanto 68% do fósforo restante é transferido para o meio. Já Alves e Baccarin (2005) indicam que 66% do fósforo aportado vão para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% são incorporados no peixe em cultivo. Isto, pode ser um importante indicador de qualidade, podendo a médio e longo prazo degradar a qualidade da água (SILVA et al., 2017).

Sendo assim, considerando o fósforo como um fator limitante da produtividade nos corpos hídricos, e como um dos principais responsáveis pela eutrofização artificial desses ecossistemas (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013), torna-se importante a utilização de índices, como o IET, que sejam capazes de dar informações sobre os níveis de trofa de corpos d'água, uma vez que o cálculo dos níveis de fósforo sozinho não é capaz de fornecer tal informação.

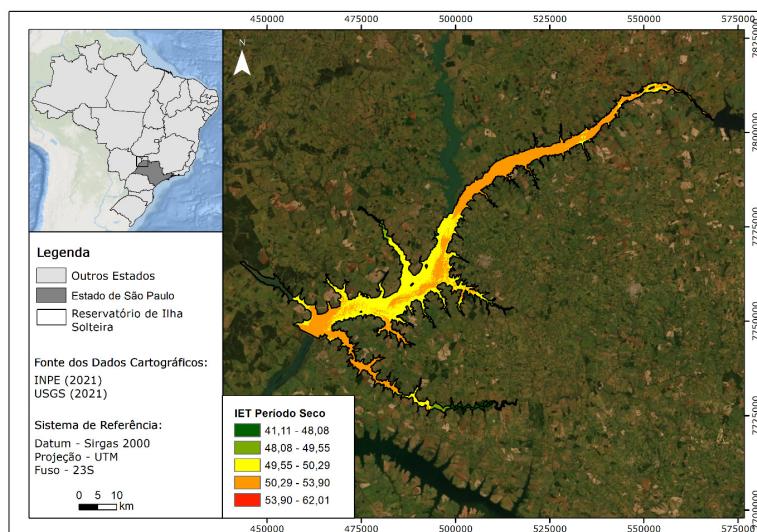
O potencial de eutrofização do reservatório de Ilha Solteira para o período chuvoso, indicado pelos níveis do IET, é apresentado na Figura 4, e os níveis do IET para o período seco são apresentados na Figura 5. No verão, o menor valor do IET registrado foi 32,79 e o maior de 45,32; já no período seco, o menor valor registrado foi de 41,11 e o maior de 62,01. Os valores médios de IET durante o período chuvoso e o período seco foram de 38,08 e 50,18, respectivamente, com um desvio padrão de 1,08 no verão e 0,65 no inverno.

Figura 4: Mapa do potencial de eutrofização do reservatório no período chuvoso (verão), data de aquisição da imagem: 17 de março de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 5: Mapa do potencial de eutrofização do reservatório no período seco (inverno), data de aquisição da imagem: 23 de julho de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

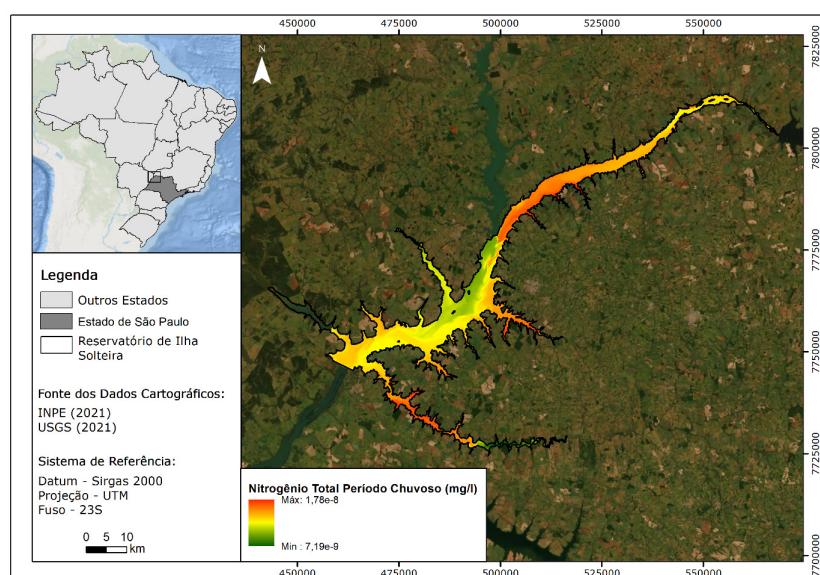
É possível observar que no período chuvoso o reservatório se mantém dentro dos valores mínimos do IET, diferente do período seco, sugerindo que o volume de água contribuiu para que a carga de nutrientes fique diluída ao longo do reservatório, conforme também observado para parâmetro de F_T .

Baseado nas normativas da CETESB, o reservatório apresentou valores do IET abaixo de 47, durante o verão, de forma que nesse período o reservatório pode ter seu estado trófico classificado como ultraoligotrófico. Já no inverno, o reservatório se enquadrou como oligotrófico e mesotorófico, com valores do IET entre 49,55 e 53,90, demonstrando que em ambas as estações o estado trófico representa baixas concentrações de nutrientes.

Além disso, à medida em que se aproxima da barragem, os valores do IET vão decrescendo, indicando as áreas mais propícias para a instalação de empreendimento aquícolas. Considerando que a produção piscícola pode contribuir para a eutrofização, áreas com os menores valores do IET estariam menos suscetíveis ao crescimento desenfreado de algas (SONNENBERG et al., 2020).

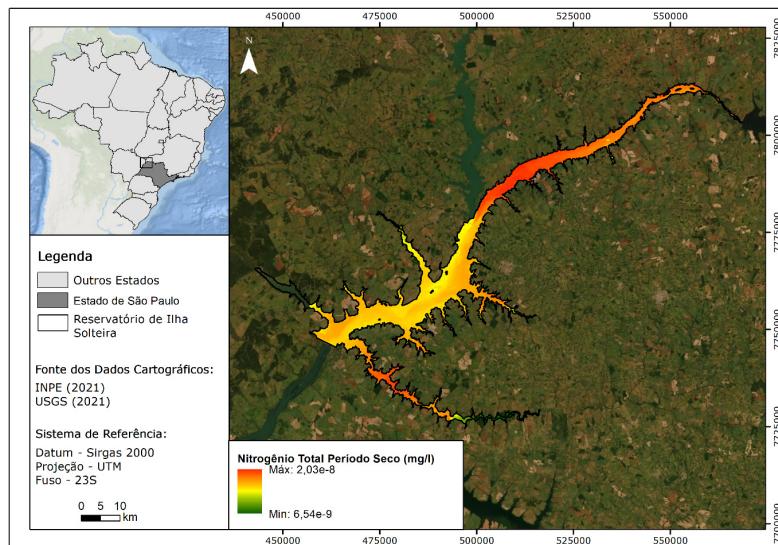
A Figura 6 demonstra a distribuição do N_T ao longo do reservatório no período chuvoso, e a Figura 7 demonstra a distribuição do N_T ao longo do reservatório no período seco, com a concentração expressa em mg.L⁻¹, sendo possível observar que durante o período chuvoso, houve uma variação de $7,19 \times 10^{-9}$ até $1,79 \times 10^{-8}$ mg.L⁻¹, com um valor médio de $1,37 \times 10^{-8}$ mg.L⁻¹ ($\sigma = 1,32 \times 10^{-9}$), enquanto que no inverno a variação foi de $6,53 \times 10^{-9}$ a $2,03 \times 10^{-8}$ mg.L⁻¹, com um valor médio de $1,79 \times 10^{-8}$ mg.L⁻¹ ($\sigma = 1,02 \times 10^{-9}$). Observando as figuras e os valores obtidos pode-se deduzir que durante o verão a concentração de N_T foi se depurando até chegar à barragem, assim como no inverno, porém com uma variação menor.

Figura 6: Mapa distribuição espacial do nitrogênio total no período chuvoso (verão) em mg. L⁻¹, data de aquisição da imagem: 17 de março de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 7: Mapa distribuição espacial do nitrogênio total no período seco (inverno) em mg.L⁻¹, data de aquisição da imagem: 23 de julho de 2020.

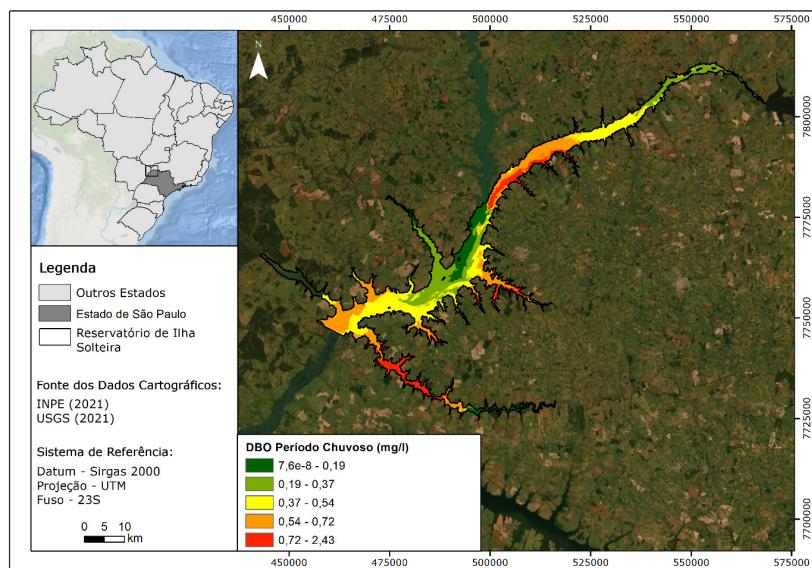


Fonte: Elaborado pelos autores.

Considerando que a concentração de N_T não deve ser superior a 1,27 mg. L⁻¹ em reservatórios utilizados para a produção aquícola (BRASIL, 2005), em ambos os períodos analisados se verifica o atendimento à Resolução CONAMA 357/2005. Além disso, valores baixos de N_T sugerem que formas tóxicas de nitrogênio para organismos aquáticos não estarão disponíveis (SONNENBERG et al., 2020).

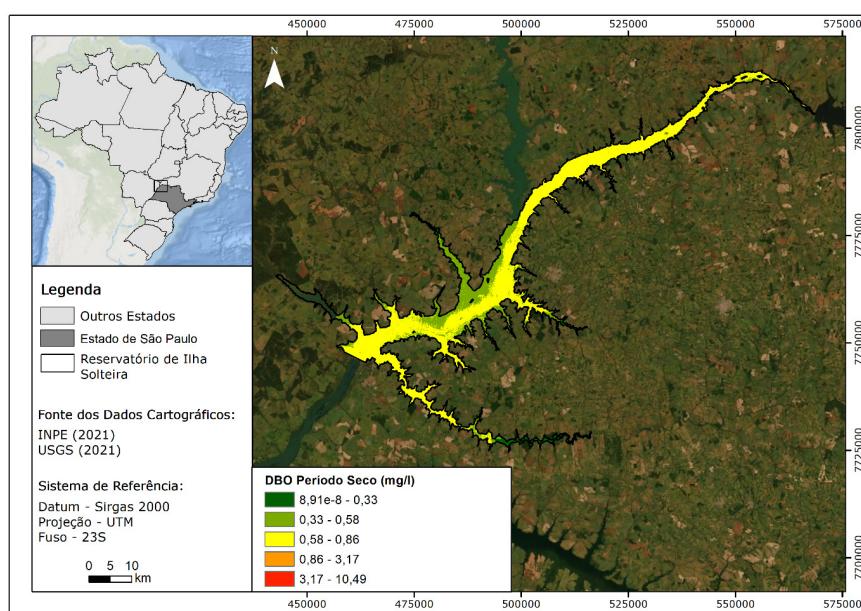
Quanto à avaliação do parâmetro DBO, é importante sua análise para que se verifique se o reservatório apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento aquícola, uma vez que a interpretação das concentrações da DBO pode indicar diretamente a extensão da poluição no corpo d'água (EL-ZEINY; EL-KAFRAWY, 2017). A Figura 8 demonstra a distribuição da DBO ao longo do reservatório no período chuvoso, enquanto a Figura 9 demonstra a distribuição da DBO ao longo do reservatório no período seco.

Figura 8: Mapa da distribuição espacial da demanda bioquímica de oxigênio no período chuvoso (verão) em mg. L⁻¹, data de aquisição da imagem: 17 de março de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 9: Mapa da distribuição espacial da demanda bioquímica de oxigênio no período seco (inverno) em mg. L⁻¹, data de aquisição da imagem: 23 de julho de 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Observa-se que a DBO possui comportamento distinto nos períodos, com uma

distribuição mais heterogênea durante o verão. É ainda possível verificar que os locais com os maiores valores da DBO ocorrem em áreas semelhantes nos dois períodos, com valores máximos aproximados da DBO igual a 2,43 mg. L⁻¹ no verão ($\sigma = 0,21$) e de 10,49 mg. L⁻¹ no inverno ($\sigma = 0,13$). Os valores médios de DBO no período chuvoso e seco foram de 0,47 mg. L⁻¹ e 0,59 mg. L⁻¹ respectivamente.

Uma característica interessante observada é que, em alguns pontos, as entradas de água no reservatório apresentam baixa concentração da DBO, variando, aproximadamente, de $7,60 \times 10^{-8}$ a 0,37 mg. L⁻¹ no verão, e de $8,91 \times 10^{-8}$ a 0,58 mg. L⁻¹ no inverno, de modo que a concentração da DBO aumenta conforme há um deslocamento da água para o meio do reservatório.

As informações obtidas para o período seco sugerem que possíveis fontes de poluição estejam interferindo nos níveis de DBO, refletindo o descarte de matéria orgânica de origem antrópica (EL-ZEINY; EL-KAFRAWY, 2017), de modo que, durante o inverno, o reservatório apresentou características, em termos de DBO, em desacordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Além disso, a manutenção da biomassa fitoplanctônica, em decorrência da fertilização das águas, também é capaz de influenciar a DBO, possivelmente em decorrência de processos de decomposição (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Já durante o verão, apesar dos aumentos na concentração da DBO em determinados locais do reservatório, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), os valores se encontram dentro do limite para corpos hídricos Classe 2.

A variabilidade das concentrações máximas e mínimas entre os períodos analisados, e entre os parâmetros estudados, também pode estar diretamente ligada à densidade das massas de água (SONNENBERG et al., 2020). O tempo de residência e a vazão do reservatório, provavelmente, contribuíram para o deslocamento dos nutrientes, melhorando a capacidade no processo de autodepuração (ROSINI et al., 2019).

Todavia, a distribuição espacial das concentrações de N_T e DBO ocorre de maneira semelhante no reservatório de Ilha Solteira, evidenciando a possibilidade de o N_T atuar como fator limitante para a eutrofização (SONNENBERG et al., 2020). Portinho et al. (2021) observaram sinais *in situ* de eutrofização no reservatório de Ilha Solteira, próximo da margem direita do Rio Grande. Os autores ainda destacam que esse fator tem potencial de comprometer a produtividade da piscicultura, sendo que a fertilização mineral, proveniente da cana-de-açúcar, pode ser um dos responsáveis pelo aporte de nutrientes externos no reservatório.

Dessa forma, avaliando a concentração dos parâmetros F_T , IET, N_T e DBO no reservatório de Ilha Solteira, verificamos que os mesmos decrescem à medida em que se aproxima da barragem. Considerando a aplicação do sensoriamento remoto nesse estudo como uma ferramenta de gestão e de apoio à tomada de decisão é possível inferir, de forma preliminar, que as áreas mais propícias para a produção de Tilápia do Nilo encontram-se a jusante da barragem e nos braços próximos a ela, devido a essas regiões possuírem os menores valores para todos os parâmetros aqui analisados.

Apesar dos parâmetros verificados estarem em sua maioria em conformidade com a legislação federal brasileira, os resultados descritos demonstram que as demais regiões do reservatório podem ter a eficiência da produção piscícola comprometida ao longo do tempo, assim como a conservação dos recursos hídricos e a garantia dos usos múltiplos da água.

Contudo, além de se considerar as potencialidades do uso do sensoriamento remoto para o monitoramento da qualidade da água, se faz necessário o conhecimento das fragilidades no uso dessa geotecnologia (SIMONETTI et al., 2019). Ao compreender os limites do uso dessa tecnologia, novos estudos podem ser executados a fim de se romper barreiras do conhecimento (SALES et al., 2019).

Entre as limitações destaca-se os efeitos atmosféricos, um problema comum em corpos d'água que ainda não foi resolvido nos sensores, variando substancialmente em virtude das diferentes concentrações de vapor d'água e aerossóis (TERAMOTO et al., 2019; SAGAN et al., 2020; TOPP et al., 2020). Um segundo ponto a ser discutido é que, apesar de o modelo empírico utilizado nesse estudo considerar as relações estatísticas entre os dados de radiância e a qualidade da água (WANG; MA, 2001), uma análise de correlação entre os dados obtidos empiricamente com dados obtidos *in situ* pode ser recomendada (SAGAN et al., 2020; SOOMETS et al., 2020), já que a correlação entre os dados obtidos por sensoriamento remoto com análises *in situ* minimiza a generalização das informações, e fornece dados georreferenciados e calibrados (SAGAN et al., 2020).

Esse estudo não considerou fatores externos, como fatores climáticos, sociais e econômicos, que pudesse interferir nas concentrações dos parâmetros estudados. Ademais, é importante para qualquer estudo que se visa empreender em reservatórios que se faça uma análise morfométrica destes e suas implicações no acúmulo, por exemplo, de sedimentos no fundo dos reservatórios (SILVA et al., 2016), além de possível carreamento de sedimentos para o reservatório devido ao uso da terra no seu entorno (TONIOLI et al.,

2021).

É importante que se compreenda que as informações disponibilizadas neste estudo se referem a uma prévia análise da situação do reservatório para apoio nas tomadas de decisão, carecendo de uma análise mais profunda, envolvendo diferentes áreas da ciência como a hidrologia, limnologia e a ecologia. A integração e multidisciplinariedade dessas áreas contribuirá para a formulação e adoção de modelos matemáticos ambientais mais precisos para avaliar a qualidade da água (SILVA et al., 2021).

Quanto às limitações do uso de imagens de satélite para o monitoramento da água, recomenda-se que haja continua investigação das potencialidades do uso das geotecnologias com outros métodos de análise, a fim de se evitar a implementação não planejada de empreendimentos aquícolas, em áreas mais suscetíveis a degradação, que podem contribuir para o aumento da concentração dos parâmetros aqui descritos, em virtude da existência de regiões mais poluídas devido às atividades humanas, levando a eutrofização e comprometendo a sustentabilidade da produção piscícola.

4 Conclusão

O método de análise deste estudo visa servir como um complemento que facilite a amostragem *in situ* posterior, pois através da metodologia proposta é possível realizar o levantamento de parâmetros de qualidade da água, e sua disposição espacial, de forma remota, otimizando futuras operações.

A distribuição espacial dos parâmetros F_T , IET, N_T e DBO no reservatório de Ilha Solteira obedecem a um padrão, pois à medida em que a massa de água se desloca em direção à barragem a depuração dos nutrientes fica evidente; com isso há a queda na concentração dos parâmetros estudados quando se chega à barragem.

Portanto, é possível desenvolver a atividade aquícola em regiões próximas à barragem, onde os índices são menores para todos os parâmetros. Logo, isso implica em menores risco para a manutenção da piscicultura, bem como para a degradação dos recursos hídricos. Contudo, percebe-se o nitrogênio total como um fator limitante para a proliferação de microrganismos eutrofizantes, sendo recomendável a adoção de medidas que protejam a qualidade da água.

Referências

AHMED, N.; THOMPSON, S.; GLASER, M. Transforming organic prawn farming in Bangla desh: Potentials and challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3806-3816, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.110>

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). In: NOGUEIRA, M. G; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 329-347.

ASMAH, R. et al. Waterbody scale assessment using spatial models to identify suitable locations for cage aquaculture in large lake systems: A case study in Volta Lake, Ghana. **Aquaculture Research**, v. 52, n. 8, p. 3854-3870, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/are.15230>

ASSEFA, W. W.; ABEBE, W. B. GIS modeling of potentially suitable sites for aquaculture development in the Lake Tana basin, Northwest Ethiopia. **Agriculture & Food Security**, v. 7, p. 72, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40066-018-0222-0>

BOL, R. et al. Challenges of reducing phosphorus based water eutrophication in the agricultural landscapes of Northwest Europe. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 276, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00276>

BRABO, M. F. et al. Cenário atual da produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2312/Actafish.2016.4.2.50-58>

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução CONAMA nº. 357/2005, 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. 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rfcda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 20 set. 2021.

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**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.930>

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas**. 2018a. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%A9ndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2021.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice E Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. 2018b. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/12/Ap%C3%A9ndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2021.

CHAVES, M. E. D.; PICOLI, M. C. A.; SANCHES, I. D. Recent applications of Landsat 8/OLI and Sentinel-2/MSI for land use and land cover mapping: A systematic review. **Remote Sensing**, v. 12, n. 8, p. 3062, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12183062>

[**CONGEDO, L. Semi-automatic classification plugin documentation. Release**](#), v. 4, n. 1, p. 29, 2016.

CONGEDO, L. Semi-automatic classification plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 64, p. 3172, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.03172>

DAVID, G. S. et al. Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. **Aquacultural Engineering**, v. 66, p. 30-40, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.02.003>

EL-ZEINY, A.; EL-KAFRAWY, S. Assessment of water pollution induced by human activities in Burullus Lake using Landsat 8 operational land imager and GIS. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 20, p. S49-S56, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.10.002>

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2020**. 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/3/ca9229en/ca9229en.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2021.

HUANG, Y. et al. The shift of phosphorus transfers in global fisheries and aquaculture. **Nature Communications**, v. 11, p. 355, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-14242-7>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Pecuária Municipal (2019)**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecaaria/9107-producao-da-pecaaria-municipal.html?=&t=sobre>. Acesso em: 09 set. 2021.

LOPES, T. O. M. et al. Metals, arsenic, pesticides, and microcystins in tilapia (*Oreochromis niloticus*) from aquaculture parks in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 20187-20200, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08493-x>

MELO, D. S. et al. Self-organizing maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of subtropical reservoirs. **Water Resources Research**, v. 55, n. 12, p. 10268-10281. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019WR025991>

NIYOYITUNGIYE, L.; GIRI, A.; MISHRA, B. Assessment of physico-chemical characteristics of water at selected stations of Lake Tanganyika, Africa with special emphasis on pisciculture purposes. **International Journal of Basic and Applied Biology** v. 6, n. 3, p. 211-217, 2019. Disponível em: <https://hal.inria.fr/hal-02462936v1>. Acesso em: 09 set. 2021.

OLIVEIRA, J. R. S. et al. Study of water level variation in the reservoir at the Ilha Solteira dam (Brazil) based on geodesic remote sensing. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 42, n. 1, p. 490-495, 2019. DOI: https://doi.org/10.11137/2019_1_490_495

PAPER, J.; ARAÚJO, F.; BECKER, V. Sediment phosphorus fractionation and flux in a tropical shallow lake. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 33, p. e5, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9020>

PARRA, L. et al. Design and deployment of low-cost sensors for monitoring the water quality and fish behavior in aquaculture tanks during the feeding process. **Sensors**, v. 18, n. 3, p. 750, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/s18030750>

PEIXE BR. Associação Brasileira da Piscicultura. **Anuário brasileiro da piscicultura PEIXE BR 2020**. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/anuario-2020/>. Acesso em: 24 de set. 2021.

PENCZAK, T. et al. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Journal of Applied Ecology**, p. 371-393, 1982. DOI: <https://doi.org/10.2307/2403474>

PEREIRA, L. F.; GUIMARÃES, R. M. F. Mapeamento multicategórico do uso/cobertura da terra em escalas detalhadas usando semi-automatic classification plugin. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 03, n. 04, p. 379-385, 2018. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.3.4.2018.2016.379-385>

PORTINHO, J. L. et al. The pathways influence of agricultural expansion on water quality of fish farming in Ilha Solteira reservoir, São Paulo, Brazil. **Aquaculture**, v. 536, p. 736405, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736405>

ROSANOVA, C. et al. Monitoramento da aquicultura em reservatórios continentais por meio do índice de estado trófico. **Nativa**, v. 7, n. 3, p. 262-267, 2019. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i3.6924>

ROSINI, E. F. et al. Water quality in Ponte Pensa Aquaculture Park, Solteira Island Reservoir, SP, Brazil, where fish are cultivated under great-volume cage system. **Ambiente & Água**, v. 14, n. 4, p. e2382, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2382>

SAGAN, V. et al. Monitoring inland water quality using remote sensing: potential and limitations of spectral indices, bio-optical simulations, machine learning, and cloud computing. **Earth-Science Reviews**, v. 205, p. 103187, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103187>

SALES, J. C. A. et al. Proposal of methodology for spatial analysis applied to human development index in water basins. **GEOJOURNAL**, v. 84, p. 813-828, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10708-018-9894-z>

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. Comissão interestadual da Bacia Paraná – Uruguai: Cesp, 1966.

SHUNMUGAPRIYA, K. et al. Integration of multi criteria decision analysis and GIS for evaluating the site suitability for aquaculture in southern coastal region, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, p. 112907. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112907>

SILVA, D. C. C. et al. Application of fuzzy systems to support the development of a socioenvironmental sustainability index applied to river basins. **International Journal of River Basin Management**, p. 1-13, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1938093>

SILVA, D. C. C. et al. Application of environmental indicators for water analysis in watershed. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, p. 610-626, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170039>

SILVA, D. C. C. et al. Caracterização morfométrica e suas implicações no acúmulo de sedimentos em reservatórios: O caso da Represa Hedberg, Iperó/SP. **RA'E GA: o Espaço Geográfico em Análise**, v. 36, p. 225-245, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v36i0.42324>

SIMONETTI, V. C. et al. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. **International Journal of River Basin Management**, v. 17, p. 1-34, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672706>

SOBRAL, M. C. et al. Geotecnologias na gestão de reservatórios: uma revisão e uma proposta de integração. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 841-852, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017111054>

SOOMETS, T. et al. Validation and Comparison of Water Quality Products in Baltic Lakes Using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI Data. **Sensors**, v. 20, n. 3, p. 742, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/s20030742>

SONNENBERG, R. K. H. et al. Analysis of water parameters by remote sensing for aquaculture in reservoirs. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 10, n. 3, p. 168-178, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.29150/jhrs.v10.3.p168-178>

SUBIYANTO, S.; RAMADHANIS, Z.; BAKTIAR, A. H. Integration of remote sensing technology using Sentinel-2A satellite images for fertilization and water pollution analysis in estuaries inlet of semarang eastern flood canal. In: **E3S Web of Conferences**. EDP Sciences, 2018. p. 12008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20183112008>

TONIOLO, B. P. et al. Análise Espacial de Perda de Solo por Erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiaí-Mirim – SP. **GUAJU - Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável**, v. 7, p. 209-236, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/guju.v7i2.76849>

TOPP, S. N. et al. Research Trends in the Use of Remote Sensing for Inland Water Quality Science: Moving Towards Multidisciplinary Applications. **Water**, v. 12, n. 1, p. 169, 2020, DOI: <https://doi.org/10.3390/w12010169>

TERAMOTO, E. T. et al. Estimativa da radiação global diária a partir de variáveis meteorológicas comuns em ambiente subtropical úmido. **NATIVA**, v. 7, p. 693-701, 2019. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i6.7948>

WANG, X. J.; MA, T. Applications of remote sensing techniques in monitoring and assessing the water quality of Taihu Lake. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 67, p. 863-870, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1007/s001280202>

WANJARI, R. N.; RAMTEKE, K. K.; DHANALAKSHMI, M. The roles of remote sensing in aquaculture site-selection. **Biotica Research Today**, v. 3, n. 7, p. 608-611, 2021. Disponível em: <https://www.bioticainternational.com/ojs/index.php/biorestdtoday/article/view/1024>. Acesso em: 12 set. 2021.

ZHANG, X. et al. Evaluation and analysis of water quality of marine aquaculture area. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 4, p. 1446, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17041446>