



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CAMPUS DE CRATEÚS**  
**GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

**JOSÉ SÁVIO BEZERRA**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO AÇUDE QUIXERAMOBIM,  
SEMIÁRIDO CEARENSE, UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO**

**CRATEÚS**

**2024**

JOSÉ SÁVIO BEZERRA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO AÇUDE QUIXERAMOBIM,  
SEMIÁRIDO CEARENSE, UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal do Ceará, como requisito  
parcial à obtenção do título de bacharel em  
Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof. Dr<sup>a</sup>. Janine Brandão de  
Farias Mesquita.

CRATEÚS

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo autor

---

B469a Bezerra, José Sávio.  
Avaliação da qualidade da água no açude Quixeramobim, semiárido cearense, utilizando sensoramento remoto / José Sávio Bezerra. – 2024.  
54 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Campus de Crateús, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Crateús, 2024.  
Orientação: Profa. Dra. Janine Brandão de Farias Mesquita.

1. Clorofila-a. 2. Turbidez. 3. Imagens de satélite. 4. Correção atmosférica. 5. Geotecnologias.  
I. Título.

CDD 628

---

JOSÉ SÁVIO BEZERRA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO AÇUDE QUIXERAMOBIM,  
SEMIÁRIDO CEARENSE, UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal do Ceará, como requisito  
parcial à obtenção do título de bacharel em  
Engenharia Ambiental e Sanitária.

Aprovada em: 02/08/2024.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Janine Brandão de Farias Mesquita (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto  
Universidade Federal do Ceará (DEHA/UFC)

---

Prof<sup>ª</sup>. Me. Thafla Ravena Santana Carvalho  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

A minha mãe, Rosa.

Aos meus avós, Leonor e José Chicuta.

Ao meu primo, Alyson.

Aos meus tios, Rogean, Rogério e Rogerlândio.

A minha tia, Raimunda.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, pelas bênçãos concedidas durante todos esses anos.

À minha família, em especial a minha mãe (Rosa), meus avós maternos (Leonor e José Chicuta), minha tia (Raimunda), meus tios (Rogean, Rogério e Rogerlândio) e a meu primo (Alyson) que sempre me apoiaram e deram todo o suporte durante a caminhada. Vocês são à base da minha vida.

À minha orientadora de milhões, Dr<sup>a</sup>. Janine Brandão de Farias Mesquita, por me fazer despertar o amor pela pesquisa e por toda a paciência e ensinamentos repassados durante toda a trajetória da graduação, em especial ao longo dos dois anos de bolsa IC. Reitero ainda toda a sua dedicação durante a orientação deste trabalho e por toda atenção que sempre teve comigo.

À Universidade Federal do Ceará, por me proporcionar a realização de um sonho de infância e por oferecer todo o suporte possível para a conclusão dessa etapa na minha vida.

Aos meus amigos de graduação que estiverem sempre comigo e me apoiaram sempre que eu precisei, em especial, Letícia Paiva, Vitória Regina, Jordana Martins, Hillary Silvério, Gabriel Carvalho, Andressa Sabóia, Wellington Araújo, Beatriz Nobre, Alessandra Timbó, Patrícia, Nara Alice, Raul Araújo e Jaquiel. Levarei vocês para toda a minha vida.

A dois amigos de outros cursos, que considero irmãos, com o qual tive oportunidade de estudar e aprender muito com eles em algumas disciplinas, João Pedro Mesquita do curso de Engenharia de Minas e Fábio Lima do curso de Engenharia Civil. Lembrarei sempre de vocês.

Aos meus amigos de moradia, que durante toda a caminhada foram minha segunda família, Francisco Antônio, Gustavo Tavares e Arthur Moreira.

Às pessoas que conheci na faculdade e a todos os professores e servidores que compõem a Universidade Federal do Ceará.

A todos os meus amigos de Ipueiras/CE que sempre torceram e me incentivaram na caminhada.

Às prefeituras de Ipueiras/CE e Crateús/CE, que não mediram esforços no fornecimento do transporte escolar para os universitários.

À Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará pelo fornecimento dos dados de qualidade da água para a elaboração do presente estudo.

À banca avaliadora pelas valiosas contribuições para o aperfeiçoamento do meu estudo.

“Complicações surgiram, continuaram e foram superadas.” (CAPITÃO JACK SPARROW)

## RESUMO

O presente estudo objetivou mensurar a concentração de clorofila-a e de turbidez no açude Quixeramobim, no estado do Ceará, através da técnica de sensoriamento remoto. Para isso, utilizou-se o software Qgis versão 3.28, o Jamovi (software estatístico) e outras ferramentas auxiliares para a obtenção dos resultados. As estimativas foram realizadas a partir de imagens do satélite Landsat 8-OLI do período de 2013 a 2023. Para isso, foram aplicados 18 e 15 algoritmos de 5 bandas espectrais do sensor OLI para o parâmetro clorofila-a e turbidez, respectivamente. A partir da correlação entre a concentração clorofila-a e o valor de turbidez predita (o) na data da cena e a reflectância espectral dos algoritmos, foram selecionados 8 modelos de bandas para a clorofila-a e 2 modelos para a turbidez, levando em consideração o melhor desempenho no ajuste dos dados analisados. Seguidamente, as equações geradas subsidiaram a recuperação de ambos os parâmetros, considerando a reflectância espectral como a variável independente. Com a obtenção destes parâmetros através do sensoriamento remoto, foi realizada uma análise estatística comparativa com a concentração de clorofila-a e o valor de turbidez de referência. Os resultados encontrados revelaram que as bandas do vermelho, verde e infravermelho (NIR), apresentaram fortes correlações com a concentração da clorofila prevista, bem como com o valor de turbidez previsto, exceto o NIR para este último parâmetro. A clorofila-a e a turbidez recuperada através da banda do vermelho (B4) tiveram o melhor ajuste com os dados de referência deste parâmetro da qualidade de água, apresentando  $R^2 = 0,9967$  e menor erro RMSE = 1,91  $\mu g/L$  para clorofila-a e  $R^2 = 0,9614$  e menor erro RMSE = 0,106 para turbidez. As concentrações de clorofila-a referente ao ano de 2014 alcançaram valores mínimo e máximo de 11,665  $\mu g/L$  e 228,48  $\mu g/L$ , respectivamente. Já os valores de turbidez referente ao ano de 2021 tiveram valores mínimo e máximo de 4,7339 NTU e 8,9611 NTU, respectivamente. O presente estudo evidenciou a capacidade do sensoriamento remoto em fornecer estimativas precisas da concentração de clorofila-a e dos valores de turbidez, ressaltando, todavia, a importância das calibrações do modelo associada às correções atmosféricas.

**Palavras-chave:** Clorofila-a; Turbidez; Imagens de satélite; Correção atmosférica; Geotecnologias.



## ABSTRACT

The present study aimed to measure the concentration of chlorophyll-a and turbidity in the Quixeramobim reservoir, in the state of Ceará, using the remote sensing technique. For this, the software Qgis version 3.28, Jamovi (statistical software) and other auxiliary tools were used to obtain the results. The estimates were made based on images from the Landsat 8-OLI satellite from 2013 to 2023. For this, 18 and 15 algorithms from 5 spectral bands of the OLI sensor were applied to the chlorophyll-a and turbidity parameters, respectively. Based on the correlation between the chlorophyll-a concentration and the predicted turbidity value (o) on the scene date and the spectral reflectance of the algorithms, 8 band models for chlorophyll-a and 2 models for turbidity were selected, taking into account consideration of the best performance in adjusting the analyzed data. Then, the generated equations supported the recovery of both parameters, considering spectral reflectance as the independent variable. By obtaining these parameters through remote sensing, a comparative statistical analysis was carried out with the chlorophyll-a concentration and the reference turbidity value. The results found revealed that the red, green and infrared (NIR) bands showed strong correlations with the predicted chlorophyll concentration, as well as with the predicted turbidity value, except the NIR for this last parameter. Chlorophyll-a and turbidity recovered through the red band (B4) had the best fit with the reference data for this water quality parameter, presenting  $R^2 = 0.9967$  and lowest error  $RMSE = 1.91 \mu g/L$  for chlorophyll-a and  $R^2 = 0.9614$  and lowest error  $RMSE = 0.106$  for turbidity. Chlorophyll-a concentrations for the year 2014 reached minimum and maximum values of  $11.665 \mu g/L$  and  $228.48 \mu g/L$ , respectively. The turbidity values for the year 2021 had minimum and maximum values of  $4.7339$  NTU and  $8.9611$  NTU, respectively. The present study highlighted the ability of remote sensing to provide accurate estimates of chlorophyll-a concentration and turbidity values, highlighting, however, the importance of model calibrations associated with atmospheric corrections.

**Keywords:** Chlorophyll-a; Turbidity; Satellite images; Atmospheric correction; Geotechnologies.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização do açude Quixeramobim.....	24
Figura 2 - Mapa de uso e ocupação do solo das proximidades do açude Quixeramobim.....	25
Figura 3 - Correlação concentrações de clorofila-a x volume na data da coleta <i>in situ</i> .....	32
Figura 4 - Correlação entre as concentrações de clorofila-a preditas e o volume do açude Quixeramobim nas datas das cenas (2013-2023).....	34
Figura 5 - Regressão em escala linear da reflectância da banda B4 em relação à predição das concentrações de clorofila-a (2014).....	35
Figura 6 - Correlação entre as concentrações de clorofila-a preditas e as obtidas com o Landsat 8 (2014).....	37
Figura 7 - Mapa de variação espacial das concentrações de clorofila-a estimadas pela banda B4 (Landsat 8).....	38
Figura 8 - Correlação valores de turbidez x volume na data da coleta <i>in situ</i> .....	39
Figura 9 - Correlação entre os valores de turbidez preditos e o volume do açude Quixeramobim nas datas das cenas (2013-2023).....	40
Figura 10 - Regressão em escala linear da reflectância da banda B4 em relação à predição dos valores de turbidez (2021).....	42
Figura 11 - Correlação entre os valores de turbidez preditos e os obtidos com o Landsat 8 (2021).....	43
Figura 12 - Mapa da variação espacial dos valores de turbidez estimados pela banda B4 (Landsat 8).....	44

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Informações preliminares utilizadas nas estimativas dos parâmetros no açude Quixeramobim.....	27
Tabela 2 – Dados dos parâmetros analisados fornecidos pela COGERH.....	28
Tabela 3 – Variáveis testadas nas estimativas.....	29
Tabela 4 – Métodos com melhor ajuste dos dados referentes ao ano de 2014 (clorofila-a).....	36
Tabela 5 – Métodos com melhor ajuste dos dados referentes ao ano de 2021 (turbidez).....	43

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
IET	Índice de Estado Trófico
IQA	Índice de Qualidade da Água
NTU	Unidade de Turbidez
RMSE	Raiz do Erro Quadrático Médio
SCP	Semi-Automatic Classification
SR	Sensoriamento Remoto
TOA	Reflectância no Topo da Atmosfera
USGS	Instituto de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos
UTM	Sistema Universal Transversa de Mercator

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
1.1	Apresentação do tema e contextualização do problema.....	14
1.2	Objetivos.....	15
1.2.1	<i>Objetivo geral.....</i>	15
1.2.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	15
1.3	Justificativa.....	16
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>18</b>
2.1	Qualidade da água dos reservatórios do semiárido.....	18
2.2.	Monitoramento da qualidade da água.....	19
2.3.	Sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água.....	20
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>24</b>
3.1	Área de estudo.....	24
3.2	Metodologia empregada para a realização da estimativa.....	26
3.2.1	<i>Aquisição e pré-processamento dos dados.....</i>	26
3.2.2	<i>Avaliação limnológica e predição das concentrações de clorofila-a e valores de turbidez.....</i>	30
3.2.3	<i>Recuperação da clorofila-a e turbidez com imagem do satélite Landsat.....</i>	31
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>32</b>
4.1	Parâmetro clorofila-a.....	32
4.2	Parâmetro turbidez.....	39
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>46</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>47</b>

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 Apresentação do tema e contextualização do problema

A qualidade das águas no Brasil é uma questão complexa que abrange desafios de cunho ambiental e social. A poluição hídrica, proveniente de fontes industriais, agrícolas e urbanas, representa uma ameaça significativa para os recursos hídricos do país. No semiárido brasileiro, a qualidade da água dos reservatórios varia, enfrentando desafios decorrentes da escassez de chuvas e das características da região. Em períodos de seca, os níveis dos reservatórios diminuem, concentrando poluentes e afetando a qualidade da água (REBOUÇAS *et al.*, 2002; CIRILO, 2008; MEDEIROS *et al.*, 2014; ANA, 2018).

Naturalmente, as altas taxas de evaporação do clima semiárido causam modificações nas águas dos açudes, uma vez que, ao promoverem o rebaixamento dos níveis dos reservatórios, podem levar a um aumento na concentração dos elementos que degradam a qualidade das águas (ANDRADE; PEREIRA, DANTAS 2010), tornando-os limnologicamente vulneráveis à eutrofização. Concomitantemente, a ausência de saneamento básico, o desmatamento, a urbanização desordenada e o uso agrícola intensivo também promovem o aumento de nutrientes na água, intensificando o processo de eutroficação.

A partir da Revolução Industrial, o crescimento desordenado e localizado das demandas, associado aos processos de degradação da qualidade da água, vem ocasionando sérios problemas de escassez quantitativa e qualitativa, além de conflitos de uso, até mesmo nas regiões naturais com excedente hídrico (MOTA, 2008). Na Região Nordeste do Brasil, a preocupação com a degradação dos recursos hídricos e as perspectivas de escassez, impõe a necessidade de uma interpretação eficiente da qualidade das águas.

A exploração inadequada de zonas terrestres, acrescida ao adensamento populacional, conduz a grandes modificações paisagísticas, promovendo o avanço acelerado em direção aos recursos naturais traduzido em uma pressão antrópica excessiva. Guedes *et al.* (2012) comentam que um dos principais instrumentos que sustenta a gestão dos recursos hídricos é o monitoramento da qualidade das águas. Rocha *et al.* (2014) destacam ainda que, com o intuito de melhorar essa gestão, diversos estudos vêm sendo realizados com o objetivo de determinar a qualidade das águas de rios, lagos e represas através do monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água.

No Estado do Ceará, os açudes se constituem, direta ou indiretamente, na principal fonte de água com garantia para a manutenção e desenvolvimento das diversas atividades da sociedade. A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH, é responsável pelo

monitoramento de mais de 150 açudes, incluindo o açude Quixeramobim, foco de estudo deste trabalho, realizando a análise de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água. A coleta de amostras em diversos pontos destes açudes para a verificação da qualidade da água é uma etapa crucial para subsidiar a definição de ações mitigadoras dos impactos ambientais existentes, visando a sua adequação aos diversos usos.

Segundo Wang (2001), o monitoramento ambiental em vastas extensões de água requer uma quantidade significativa de amostras coletadas, juntamente com a análise de múltiplas variáveis. Embora precisos, os métodos convencionais de monitoramento da qualidade da água tendem a ser onerosos e demorados, especialmente em corpos hídricos extensos. Nesse sentido, a preocupação pela busca de novas tecnologias para monitoramento de qualidade das águas dos mananciais superficiais, de forma a se obter resultados rápidos e confiáveis, tem sido objetivo de investigação (FLORES; SORRINI, 2001; BRASIL, 2011; JUNIOR, 2000).

Vilela (2010) destaca que foram examinadas e avaliadas diversas técnicas para monitorar a qualidade da água, incluindo o sensoriamento remoto, uma tecnologia que permite análises espaciais e pode ser aplicada em estudos sobre vegetação, solos, formações rochosas, ocupação urbana e ecossistemas aquáticos. Aliado às técnicas convencionais de monitoramento, o sensoriamento remoto vem sendo amplamente utilizado como suporte às comunidades gestoras de recursos hídricos no estudo da qualidade das águas superficiais (FOSTER; XINGWEI; BAIDE, 1993; BRAGA, 1998; ARRAUT, 2005; BARBOSA, 2005; PEREIRA, 2007; TRENTIN, 2009; DE MATOS VALÉRIO, 2009; CORAZZA, 2010).

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo geral**

Realizar a estimativa da concentração de parâmetros de qualidade da água utilizando a técnica de sensoriamento remoto no açude Quixeramobim, situado no Sertão Central do Ceará.

### **1.2.2 Objetivos específicos**

- Correlacionar as concentrações de clorofila-a e os valores de turbidez com o volume do reservatório;

- Gerar uma série temporal de dados de qualidade da água obtidos pela técnica de sensoriamento remoto;
- Comparar os dados obtidos através de sensores remotos com os dados de análise de qualidade da água medidos.

### 1.3 Justificativa

O monitoramento da qualidade da água em reservatórios é frequentemente realizado por meio da coleta de dados limnológicos, que fornecem informações essenciais sobre a saúde do ecossistema aquático (DA SILVA GOMES *et al.*, 2022). Couto *et al.* (2021) ressaltam que o monitoramento é fundamental para a implementação eficaz de ferramentas de gestão hídrica, pois possibilita a obtenção de dados estratégicos, o acompanhamento das medidas efetivadas, a atualização de banco de dados e a orientação na tomada de decisões.

A análise da qualidade da água requer a obtenção de informações físicas, químicas e biológicas para compreender suas características. Estas são normalmente quantificadas através de suas concentrações ou outros valores mensuráveis. Esses valores fornecem uma representação numérica precisa das condições da água em um dado momento. Ao serem expressas dessa forma, essas características são referidas como parâmetros de qualidade da água. Esses parâmetros podem ser avaliados diretamente no local, em laboratório ou através da técnica de sensoriamento remoto (LIMA *et al.*, 2017; GUIMARÃES, 2019).

Foco de estudo deste trabalho, o uso de sensoriamento remoto tem sido eficaz na medição de variáveis como concentração de clorofila e turbidez, por exemplo, conforme realizado no estudo de Prasad *et al.* (2017). Estudos realizados por Amaral (2022) e Serbeto *et al.* (2021) têm demonstrado que o sensoriamento remoto pode ser usado tanto na estimativa de parâmetros individuais de qualidade da água, quanto na determinação do seu estado trófico, respectivamente.

A distribuição espacial e o tamanho dos reservatórios fazem com que o monitoramento da qualidade da água por meio dos métodos limnológicos convencionais se torne dispendioso em tempo (PISCOYA *et al.*, 2014). Diante desse cenário, o sensoriamento remoto surge como uma possibilidade valiosa de complementar os programas de monitoramento convencionais, preenchendo suas lacunas espaciais e temporais (MACHADO; BAPTISTA, 2016), consolidando-se como uma abordagem avançada que utiliza tecnologia espacial para coletar informações cruciais sobre determinado corpo hídrico, permitindo a avaliação de distintos parâmetros de qualidade da água. Através dessa abordagem, é possível



identificar mudanças nas condições hídricas, detectar possíveis fontes de poluição e monitorar padrões sazonais.

Diante do contexto regional marcado pelo regime de precipitações e da importância do açude Quixeramobim no Sertão Central do Ceará, este estudo emerge da necessidade de realizar uma avaliação da qualidade da água no referido reservatório, empregando a técnica de sensoriamento remoto. O açude Quixeramobim é um elemento vital para o município de Quixeramobim, desempenhando um papel central no abastecimento de água para a população, a agricultura e a pecuária, que são as principais atividades econômicas da região.

No semiárido, onde a escassez hídrica é uma constante, garantir a qualidade da água é fundamental para a saúde pública e a sustentabilidade ambiental. A utilização de imagens de satélite permitem um monitoramento contínuo e abrangente do açude, possibilitando a análise de parâmetros como a turbidez, a presença de algas e outros indicadores de poluição ou degradação. Essa tecnologia oferece uma maneira eficiente e precisa de acompanhar as condições da água em tempo real, facilitando a detecção de problemas que possam comprometer o uso do recurso e permitindo a adoção rápida de medidas de mitigação.

## **2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1 Qualidade da água nos reservatórios do semiárido**

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA (2012), a degradação dos corpos d'água vem ocorrendo, em intensidades e tempos variados, em grande parte dos centros urbanos brasileiros. Os impactos dessa degradação têm reflexos econômicos, tais como: o aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao consumo, o aumento de custos hospitalares com internações, a perda de produtividade na agricultura e na pecuária, a redução de valores turísticos, culturais e paisagísticos, dentre outros.

O despejo de efluentes sem tratamento no manancial, tanto de origem doméstica como industrial, além de outras formas de uso e ocupação do solo, como o uso agrícola e a prática de atividades pecuaristas, alteram a qualidade da água, deixando-a inadequada para o abastecimento humano (MERTEN e MINELLA, 2002). O desenvolvimento dessas atividades que resultam na modificação da qualidade da água represada são fatores determinantes para a não utilização dessa água para as finalidades originais.

Esteves (2011) destaca que os reservatórios desempenham um papel crucial nas regiões onde estão localizados, oferecendo uma variedade de benefícios socioeconômicos, tais como: fornecimento de água para consumo humano, irrigação, dessedentação animal, uso industrial, recreação, entre outros. Esses ecossistemas dinâmicos evidenciam que as variáveis físicas, químicas e biológicas, definem a qualidade da água armazenada. Estas variáveis estão sujeitas a interações complexas que variam tanto no espaço quanto no tempo, influenciando diretamente seu funcionamento e, conseqüentemente, sua ecologia.

A dinâmica funcional dos reservatórios expressa as respostas complexas e interconectadas resultantes de variados graus de reações às funções de forças externas, naturais ou não que variam em função da latitude, dos usos e das características de operação e funcionamento do corpo aquático (TUNDISI & TUNDISI-MATSUMURA, 2006). Para Tucci (1993), a qualidade da água nos reservatórios de uma bacia hidrográfica é diretamente afetada pelo uso da terra e pelo nível de controle exercido sobre as fontes de poluição. Na maioria dos estados do nordeste brasileiro, a operação de pequenos açudes é realizada sem o conhecimento dos órgãos gestores. Poucas unidades são monitoradas de modo eficiente para o controle da disponibilidade hídrica e qualidade das águas (ALEXANDRE, 2012).

Características das regiões semiáridas como a intermitência dos rios, a seca prolongada e as altas taxas de evaporação tendem a aumentar os níveis de nutrientes e o tempo de residência da água dos mananciais, favorecendo a condição eutrófica e a inviabilização do uso destes para as atividades humanas (COSTA *et al.* 2009; MEDEIROS *et al.* 2015). A ausência de chuvas poderá resultar no aumento do tempo de retenção da água, que, sob determinadas condições (sob turbidez mineral reduzida e maior atividade fotossintética) possibilitará maior tempo de assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton, aumentando a vulnerabilidade dos açudes à eutrofização (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007), visto que fósforo e nitrogênio são nutrientes limitantes no crescimento da comunidade fitoplanctônica. Dessa forma, o aumento de suas concentrações no processo de eutrofização, resulta em aumento de microalgas no corpo hídrico, conforme discutido por Wang (2009).

## **2.2 Monitoramento da qualidade da água**

O monitoramento da qualidade da água desempenha um papel crucial na preservação dos ecossistemas aquáticos e na promoção da saúde humana. Lima *et al.* (2018) através de um estudo de monitoramento e modelagem da qualidade da água realizado em uma bacia hidrográfica do semiárido, comentaram que o conhecimento prévio sobre as atividades impactantes na qualidade da água de uma bacia, sobretudo em regiões semiáridas, devido à intermitência dos rios, é um mecanismo imprescindível para os gestores e tomadores de decisão em recursos hídricos.

O padrão de comportamento temporal nos corpos hídricos tropicais associa-se, geralmente, ao ciclo anual, com duas estações ou épocas climáticas bem definidas. Os estudos em curto período de tempo, aliados aos estudos morfométricos e climáticos, são essenciais para o entendimento dos padrões de comportamento da qualidade da água e dos processos que os produzem, pois podem detectar as variações físicas, químicas e biológicas, que ocorrem em um mesmo dia e períodos diferentes de um ano, contribuindo para o desenvolvimento de programas de manejo destes corpos aquáticos, viabilizando a tomada de decisões para mitigar os impactos ambientais adversos decorrentes das atividades antrópicas, de modo a aumentar sua vida útil, em particular os reservatórios destinados ao consumo humano (BARBOSA; TORRES; COUTINHO, 1988 & BARBOSA, J. E. L, 2002).

Segundo Silva *et al.* (2019), estudos de qualidade da água são essenciais para assegurar a disponibilidade hídrica e melhorar o seu gerenciamento, sobretudo em regiões que

possuem um grande déficit hídrico. Nesse contexto, a avaliação constante dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água torna-se imprescindível na identificação de potenciais riscos ambientais, de modo a garantir que os padrões de qualidade da água sejam atendidos. Para isto, três abordagens podem ser empregadas: análise *in situ*, análise laboratorial e monitoramento através de sensoriamento remoto.

As análises *in situ* referem-se a avaliação realizada diretamente no local da amostragem, onde equipamentos portáteis permitem a medição instantânea de parâmetros físicos e químicos, como pH, temperatura e condutividade, por exemplo. Essa abordagem fornece dados imediatos, sendo valiosa para avaliações rápidas e intervenções em campo. Entretanto, as coletas de dados *in situ* são capazes de representar apenas estimativas pontuais da qualidade da água no tempo e no espaço. Tal condição torna a obtenção de variações espaciais e temporais dos índices de qualidade em grandes corpos hídricos praticamente inexequíveis, além de representar um processo extremamente oneroso (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016).

A análise laboratorial, por sua vez, envolve coleta de amostras no corpo hídrico para posterior análise em laboratório, permitindo uma avaliação mais detalhada da composição da água. Embora demande mais tempo, oferece uma visão abrangente da qualidade da água, sendo fundamental para garantir conformidade com padrões específicos.

Técnicas de sensoriamento remoto, para Vilela (2010), também podem assumir um papel importante no auxílio do monitoramento de parâmetros de qualidade da água. Essa abordagem utiliza tecnologias como satélites e sensores remotos para coletar dados à distância, sendo bastante eficaz em grandes áreas geográficas, fornecendo uma visão global da qualidade da água, uma vez que permite a detecção de padrões sazonais e mudanças ambientais ao longo do tempo.

### **2.3 Sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água**

Para Alegria *et al.* (2023), em mananciais eutrofizados, o monitoramento da qualidade da água é indispensável. A obtenção de dados de inventário para a maioria dos reservatórios apresenta desafios significativos, em grande parte devido aos custos elevados e ao tempo exigido para realizar pesquisas de campo abrangentes. Este problema é particularmente pronunciado em áreas pouco povoadas, onde os recursos e a infraestrutura para conduzir essas pesquisas são limitados.

Vilela (2010) comenta que os custos associados à coleta de dados de inventário são substanciais e variam dependendo da complexidade do reservatório e das tecnologias utilizadas. Equipamentos especializados, como sonares, drones ou veículos submarinos controlados remotamente, muitas vezes são necessários para mapear com precisão as características do reservatório, como profundidade, topografia do fundo e vegetação subaquática. Além disso, a contratação de equipes qualificadas para operar esses equipamentos e interpretar os dados coletados adiciona uma camada adicional de despesas.

O tempo necessário para realizar pesquisas de campo também é um fator limitante significativo. Dependendo do tamanho e da complexidade do reservatório, bem como das condições ambientais locais, pode levar semanas ou até meses para concluir uma pesquisa abrangente. Em áreas pouco povoadas, onde a acessibilidade é reduzida e a logística é desafiadora, esse processo pode ser ainda mais demorado (VILELA, 2010; RODRIGUES *et al.*, 2017).

Diante desse cenário, o uso de tecnologias de sensoriamento remoto surge como uma alternativa para superar esses desafios. Para Vilela (2010), o sensoriamento remoto compreende a utilização combinada de tecnologias avançadas de sensoriamento, processamento de dados e transmissão, utilizando uma variedade de plataformas, como aeronaves e satélites, com o propósito de investigar o ambiente terrestre. Esse processo envolve a análise das interações entre a radiação eletromagnética e os elementos constituintes do planeta em suas diversas formas, permitindo o registro e a interpretação detalhada das características do ambiente terrestre.

A técnica de sensoriamento remoto apresenta grande potencialidade para o diagnóstico da qualidade da água, permitindo identificar, além das variações espaço-temporais, a relação entre os diversos mecanismos dos sistemas hídricos e a totalidade de sua bacia de drenagem (DE JONG *et al.*, 1995; SILVA *et al.*, 2009).

Com a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto é possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo (NOVO, 2005). As técnicas de sensoriamento remoto fornecem uma alternativa valiosa aos levantamentos batimétricos de reservatórios convencionais para gerenciamento de recursos hídricos (ZHANG *et al.*, 2016).

Comparando essa técnica com as análises de coleta em campo, esta se torna uma ferramenta de menor custo financeiro, identificando possíveis pontos críticos para coletas de amostras de água, auxiliando no monitoramento da qualidade do ambiente aquático (RODRIGUES *et al.*, 2017). Nesse contexto, para Vilela (2010), a aquisição de imagens por meio do sensoriamento remoto representa uma maneira rápida e eficaz de obter informações detalhadas sobre uma determinada região, sendo possível integrar esses dados com as informações convencionais obtidas por meio de coleta em campo. Essa integração possibilita uma compreensão mais abrangente e holística do ambiente estudado, enriquecendo a análise e fornecendo *insights* valiosos para a gestão ambiental e tomada de decisões.

Diversas aplicações do sensoriamento remoto vêm sendo realizadas em estudos relacionados à avaliação da qualidade ambiental, principalmente, em reservatórios. Moraes (2013) monitorou, a partir de imagens de satélite, as variações espaciais e temporais na concentração de clorofila-a nos maiores açudes do estado da Paraíba, sendo eles: o Sistema Coremas-Mãe D'água, o açude Epitácio Pessoa e o açude Engenheiro Ávidos. Os açudes monitorados pela autora são utilizados com função de usos múltiplos, principalmente para o abastecimento público. Segundo a autora, a utilização de uma série de imagens MODIS para monitorar a concentração de clorofila-a em açudes de pequeno a médio porte na região semiárida da Paraíba se mostrou bastante eficiente para análises qualitativas dos processos de eutrofização e sua relação com as variações sazonais e interanuais no volume de água armazenado.

Vilela (2010), através de seu estudo, elaborou uma metodologia de estimativa da qualidade de água de reservatórios. A metodologia proposta pelo autor teve foco no reservatório São Simão, situado no baixo rio Paranaíba. Conhecendo os dados coletados em campo em pontos georreferenciados deste reservatório, o autor elaborou um modelo de monitoramento com base nas imagens do satélite Land-Sat. Partindo de uma base de referências publicadas por outros autores, este autor analisou separadamente as bandas espectrais 1 (cor azul), 2 (cor verde) e 3 (cor vermelha) e, juntamente com observações e testes realizados durante sua pesquisa com todas as amostras coletadas em campo, selecionou os parâmetros de qualidade da água que mais alteraram os níveis de cinza presentes em cada pixel da imagem da área do reservatório. Segundo o autor, este modelo de análise, que utiliza imagens de satélite para identificar alterações na qualidade da água, obteve resultados satisfatórios, sendo, inclusive, recomendado para aplicação em outros reservatórios.

Oliveira (2021), também utilizou, em seu estudo, sensoriamento remoto para estimar parâmetros de qualidade da água na Represa Billings, um dos mananciais mais importantes de São Paulo, que abastece a Região Metropolitana de São Paulo - RMSP. Neste estudo, a partir de imagens de satélite, o autor determinou as concentrações de clorofila- a, os valores de Índice de Estado Trófico - IET e comparou os valores estimados pelo SR com os dados de clorofila-a e IET, informados nos relatórios de Qualidade da Água e publicados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. Segundo o autor, a utilização do SR se mostrou bastante viável, podendo ser um método complementar à obtenção de níveis de clorofila-a na Represa Billings e em outras áreas onde se realiza a gestão hídrica. Contudo, o autor não descarta a possibilidade de adotar o protocolo de coletas *in loco*, bem como os procedimentos químicos adotados na CETESB, na avaliação de parâmetros de qualidade das águas, pois estes se fundamentam em legislações ambientais.

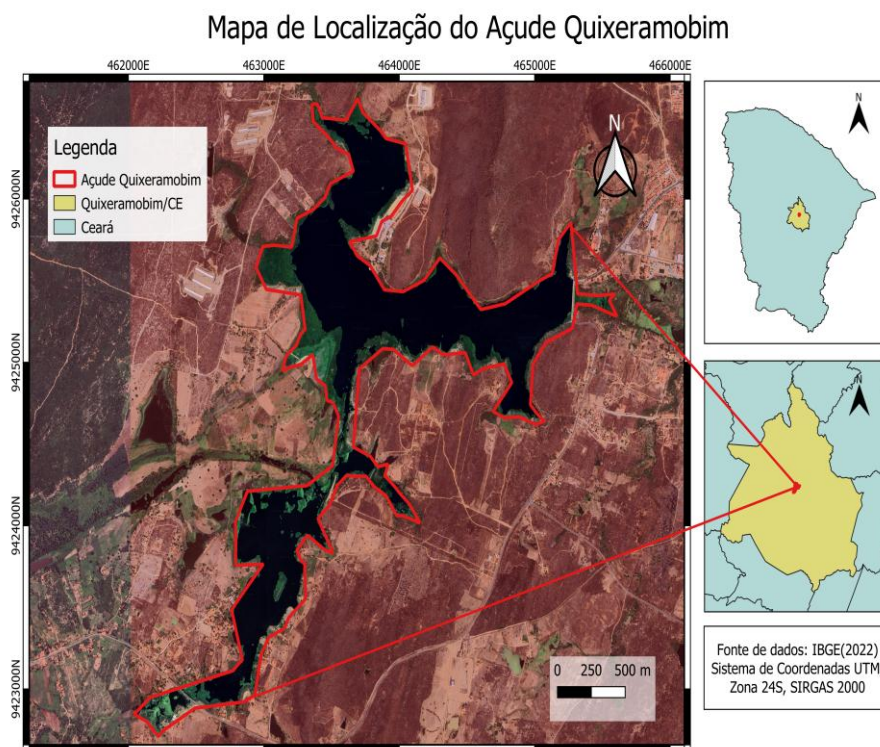
Para Munday *et al.* (1979), as medições dos parâmetros de qualidade da água utilizando imagens do satélite Landsat são consideradas altamente vantajosas para programas de monitoramento. Isso se deve ao fato de que os planejadores necessitam de informações atualizadas, precisas, facilmente reproduzíveis e, principalmente, economicamente viáveis para orientar a implementação de práticas de gerenciamento da qualidade da água (CAMPBELL, 1979). Além disso, é importante ressaltar que estudos prévios indicam que a aplicação dessa metodologia resulta em resultados satisfatórios, demonstrando sua eficácia e relevância na análise e no controle da qualidade da água em diferentes contextos ambientais.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 Área de estudo

O Açude Quixeramobim, situado no Sertão Central do Ceará, no Nordeste do Brasil (Figura 1), encontra-se inserido na bacia do Banabuiú, tendo como principal afluente o rio Quixeramobim, conforme inventário disponibilizado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará - COGERH (CEARÁ, 2011). Ainda conforme este inventário, açude foi construído e inaugurado em 1960 pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), com a barragem de gravidade executada em concreto. Além disso, o reservatório possui uma capacidade de acumulação de 54.000.000 m<sup>3</sup>, com vazão regularizada de 1,700 m<sup>3</sup>/s.

Figura 1 - Mapa de localização do açude Quixeramobim



Fonte: Autoria própria (2024).

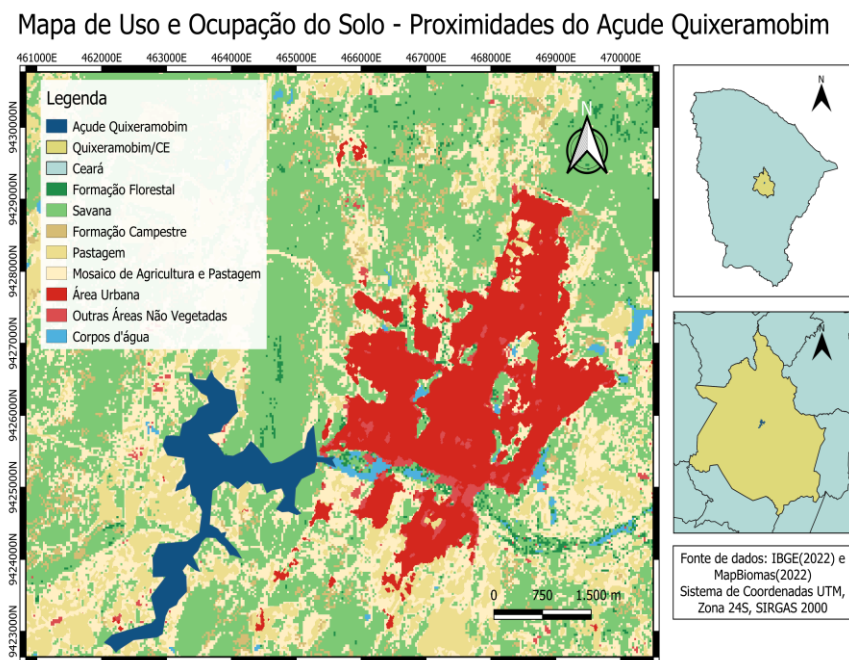
Ainda, de acordo com Inventário Ambiental de 2011, a região que compreende a área desse estudo tem clima definido como Tropical Quente Semiárido, com poucas precipitações, altas temperaturas e elevadas taxas de evaporação, com temperatura média anual de 26,8° C e média das temperaturas mínimas e máximas de 22° C e 33° C, respectivamente. Além disso, o período mais chuvoso compreende os meses entre fevereiro e abril. A estação chuvosa inicia



em janeiro se estendendo até o final de abril, sendo este último, o mês mais chuvoso, reduzindo gradativamente até junho. Já a estação seca se estende até dezembro, sendo outubro e novembro bastante escassos de chuvas, com as maiores insolações ocorrendo nos meses de agosto e setembro e, as menores insolações sendo registradas nos meses compreendidos entre fevereiro e maio.

Na região, predomina a vegetação nativa (CEARÁ, 2011), com formação savânica em grande parte, seguida de formação campestre e formação florestal, conforme o mapa de uso e ocupação do solo apresentado na Figura 2. Analisando detalhadamente este mapa, é possível observar uma grande quantidade de áreas de pastagens, além de mosaico de agricultura e pastagem, outras áreas não vegetadas e de forma pontual a área urbanizada, com a presença de outros corpos hídricos na área que compreende o estudo.

Figura 2 - Mapa de uso e ocupação do solo das proximidades do açude Quixeramobim



Fonte: Autoria própria (2024).

Em relação ao perfil geológico do município de Quixeramobim, De Oliveira *et al.* (2011), utilizando imagem de satélite, fizeram o levantamento dos solos na Folha de Quixeramobim e verificaram a presença de uma grande diversidade de solos, tais como: Neossolos Litólicos, Argissolos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Regolíticos, Neossolos Quartzarênicos, Luvisolos, Planossolos Háplicos e Nátricos e Vertissolos. Segundo Inventário Ambiental divulgado em 2011, a geologia no entorno do açude está representada em quase sua totalidade por rochas Indiferenciado (APcz) e da Unidade Quixeramobim

(PPcqu), com predominância de rochas do embasamento cristalino representadas por gnaisses migmatíticos e granitos, aos quais se associam restos de supracrustais, sob a forma de estreitas faixas preenchidas por xistos, quartzitos, metacalcários e anfibolitos. Sobre esse substrato repousam coberturas aluvionares, de idade quaternária, encontradas ao longo dos principais cursos de água que drenam o município, sendo o relevo representado pelas unidades geomorfológicas da depressão sertaneja e pelos maciços residuais.

Ceará (2011) destaca que, mediante coleta de cinco amostras realizadas pela COGERH, em diferentes profundidades da coluna d'água (0,3 m; 1,1 m; 2,2 m; 5,7 m e 8,7 m), para uma profundidade máxima até o sedimento de 11 m, na análise de um 1 ponto do açude Quixeramobim em 14 de setembro de 2011, com base no cálculo do Índice de Qualidade da Água - IQA, constatou-se que as águas deste reservatório apresentaram nível de qualidade médio, significando que o açude apresenta algumas restrições aos usos pela influência das ações antrópicas, podendo ocorrer alterações no IQA, em decorrência do aporte do sistema hídrico a montante da bacia de água ao reservatório, resultado da variabilidade hidrológica no município.

## **3.2 Metodologia empregada para a realização da estimativa**

### **3.2.1 Aquisição e pré-processamento dos dados**

Considerando a relevância de investigar efeitos expressivos que podem influenciar na qualidade da água em reservatórios tropicais, o presente estudo, busca analisar a variação da concentração do parâmetro clorofila-a e dos valores de turbidez no açude Quixeramobim, situado no semiárido cearense, através da técnica de sensoriamento remoto. Preliminarmente, foram utilizados dados de qualidade da água fornecidos do banco de dados de parâmetros da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará - COGERH, referentes aos anos de 2013 a 2023. Já as informações do volume do reservatório para o mesmo período foram extraídas do Portal Hidrológico do Ceará.

Para o período analisado, através do Instituto de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (USGS), foram obtidas as imagens do satélite Landsat 8 (OLI), que engloba a série histórica do estudo. Para a seleção das imagens foram considerados dois critérios: o baixo percentual de cobertura de nuvens e datas das imagens próximas às datas de amostragem de campo da COGERH. Em sequência, foram selecionadas 5 bandas espectrais para cada ano, sendo estas, as bandas B3 (verde), B4 (vermelho), B5 (infravermelho próximo - NIR), B6

(infravermelho médio - SWIR 1) e B7 (infravermelho médio SWIR 2). Ressalta-se que todas as imagens utilizadas foram capturadas no horário entre 12h:30min e 13h:00min.

As informações dos critérios das cenas mencionadas, as datas das campanhas de coleta de campo e os dados do volume do açude Quixeramobim, encontram-se dispostos na Tabela 1, enquanto as concentrações de clorofila-a medidas *in situ* e os valores de turbidez fornecidos pela COGERH para o período analisado (2013 a 2013) estão indicados na Tabela 2.

Tabela 1 - Informações preliminares utilizadas nas estimativas dos parâmetros no açude Quixeramobim, Ceará.

<b>Data da coleta <i>in situ</i></b>	<b>Volume na data da coleta <i>in situ</i> (hm<sup>3</sup>)</b>	<b>Data da cena</b>	<b>Volume na data da cena (hm<sup>3</sup>)</b>	<b>Cobertura de nuvens na data da cena (%)</b>
06/02/2013	3,51	28/04/2013	4,43	10,61
23/04/2013	4,14	28/04/2013	4,43	10,61
30/07/2013	6,37	01/07/2013	6,3	6,45
13/05/2014	4,72	02/06/2014	4,68	6,68
07/08/2014	3,46	05/08/2014	3,51	3,71
11/11/2014	2,33	22/09/2014	2,75	0,26
04/02/2015	1,43	13/02/2015	1,27	17,47
13/05/2015	1,23	13/02/2015	1,27	17,47
26/07/2017	0,24	28/07/2017	0,24	3,86
27/04/2018	5,97	26/04/2018	5,99	7,47
25/07/2018	6,26	15/07/2018	6,5	18,87
25/10/2018	4,08	19/10/2018	4,2	9,47
31/01/2019	2,03	08/02/2019	1,9	25,96
02/05/2019	1,42	02/07/2019	0,77	4,65
23/07/2019	0,44	18/07/2019	0,5	6,29
19/05/2020	3,75	18/06/2020	5,73	12,79
18/08/2020	5,11	05/08/2020	5,34	0,34
17/11/2020	2,87	08/10/2020	3,92	23,3
28/01/2021	1,23	02/04/2021	0,68	10,13
28/04/2021	2,64	02/04/2021	0,68	10,13
22/07/2021	4,45	23/07/2021	4,43	0,1
20/10/2021	2,07	09/09/2021	3,16	2,6
26/01/2022	0,61	26/07/2022	0,31	0,01
27/07/2022	0,31	26/07/2022	0,31	0,01
19/04/2023	7,89	26/05/2023	7,89	9,81

Fonte: Autoria própria (2024).

Tabela 2 - Dados dos parâmetros analisados fornecidos pela COGERH.

<b>Data da coleta <i>in situ</i></b>	<b>Parâmetro</b>	
	<b>Clorofila-a (µg/L)</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>
06/02/2013	36,84	6,78
23/04/2013	20,82	18,2
30/07/2013	79,3	35,45
13/05/2014	113,99	40,7
07/08/2014	176,92	48,3
11/11/2014	214,06	41
04/02/2015	327,98	73
13/05/2015	460,24	105,9
26/07/2017	16,45	1,61
27/04/2018	x	30,4
25/07/2018	27,23	4,78
25/10/2018	20,67	5,16
31/01/2019	12,85	5,88
02/05/2019	7,9	6,12
23/07/2019	42,23	16,5
19/05/2020	29,28	6,18
18/08/2020	3,0	2,16
17/11/2020	11,76	3,75
28/01/2021	9,2	6,75
28/04/2021	20,97	6,46
22/07/2021	18,33	5,58
20/10/2021	23,29	6,03
26/01/2022	68,14	22,7
27/07/2022	62,41	14,4
19/04/2023	21,87	17,38

Fonte: Autoria própria (2024).

Após a etapa de obtenção das imagens, estas foram inseridas no software QGIS versão 3.28 para a realização de correções radiométricas, que corresponde à remoção de efeitos atmosféricos. Para isso, utilizou-se o *plugin* Semi-Automatic Classification (SCP) disponível no repositório de complementos do QGIS. Esse *plugin* foi adotado no estudo de Melo *et al.* (2015), para a correção atmosférica. Nesta ferramenta existe a opção de fazer a conversão de níveis de cinza para reflectância de topo da atmosfera (TOA reflectance). Em sequência, foi realizado o recorte do açude Quixeramobim utilizando um arquivo vetorial do espelho d'água fornecido pela COGERH. Nessa etapa também foram ajustadas as projeções geográficas das cenas para o Sistema Universal Transversa de Mercator (UTM), Sirgas 2000 e

zona 24 Sul. O referido *software* também foi utilizado para a realização da combinação de bandas através da ferramenta “calculadora do raster”.

Tomando como referência o estudo realizado por Prasad *et al.* (2017), que apresentou resultados satisfatórios para análise da concentração de clorofila-a e valores de turbidez através da técnica de sensoriamento remoto, foram testadas 18 variáveis independentes para o parâmetro clorofila-a e 15 variáveis independentes para o parâmetro turbidez, ambos utilizando a reflectância de banda individual, razão de banda, reflectância de banda transformada algoritmicamente e proporções. As variáveis testadas encontram-se descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Variáveis testadas nas estimativas.

Variável independente	Parâmetro	
	Clorofila-a	Turbidez
B3	x	x
B4	x	x
Log B3	x	x
Log B4	x	x
B3/B4	x	
B3/B5	x	x
B3/B6	x	
B4/B5	x	x
B4/B6	x	
B4/B7	x	
B5/B6	x	
Log (B3/B5)		x
Log (B3/B6)		x
Log (B3/B7)		x
Log (B4/B5)		x
Log (B4/B6)		x
Log (B4/B7)		x
Log (B5/B6)	x	
Log (B5/B7)	x	
Log B6/Log B3	x	x
Log B6/Log B4	x	x
Log B6/Log B5	x	
Log B7/Log B3	x	
Log B7/Log B4	x	x

Fonte: Autoria própria (2024).

### 3.2.2 Avaliação limnológica e Predição das concentrações de clorofila-a e valores de turbidez

A avaliação limnológica foi realizada através de estatística descritiva a partir de medidas de tendência central (média e mediana) e de variância (desvio padrão) do volume na data da coleta para todo o conjunto de dados e para cada ano do período analisado individualmente através do desvio médio. Levou-se, em consideração o módulo da relação da diferença da média do ano de referência e da média do conjunto pela média do conjunto, objetivando selecionar um ano representativo para o conjunto de dados para ambos os parâmetros estudados. Nesse sentido, a escolha do volume se deve ao fato de que estes geralmente variam de forma mais previsível e linear em comparação com os valores absolutos da concentração de clorofila-a e dos valores de turbidez. Enquanto os parâmetros podem mostrar variações abruptas e não lineares, os volumes geralmente seguem padrões mais estáveis dentro da escala de amostragem.

Com base nos dados estatísticos gerados, foi possível selecionar o ano representativo dentro da amostra de dados. Portanto, foi selecionado o ano de 2014 para o parâmetro clorofila-a, o qual apresentou menor desvio médio (0,158) e o valor da média (3,503 hm<sup>3</sup>) com maior proximidade à média geral (3,0245 hm<sup>3</sup>) de todo o conjunto de dados. Já para o parâmetro turbidez, foi selecionado o ano de 2021, o qual apresentou desvio médio de 0,173 e média de 2,5975 hm<sup>3</sup>, sendo esta próxima à média geral de todo o conjunto de dados (3,1424 hm<sup>3</sup>).

A partir dessas seleções, foram elaborados dois gráficos de dispersão. O primeiro gráfico apresenta a variação da concentração de clorofila-a ao longo do tempo com uma linha de tendência em escala linear, facilitando a visualização de tendências e padrões no comportamento desse parâmetro em relação ao volume do reservatório nas datas de amostragem de campo, para o ano de 2014 (ano de referência). O segundo gráfico foi criado para a turbidez, utilizando uma escala exponencial para a linha de tendência, permitindo uma melhor interpretação das variações e influências externas nos valores de turbidez durante as campanhas de campo, para o ano de 2021 (ano de referência).

Diante dos gráficos gerados, foram inseridos na variável independente da equação gerada para cada um dos parâmetros o volume do reservatório nas datas das cenas correspondentes as datas das amostragens de campo. Com as novas concentrações de clorofila-a e os novos valores de turbidez obtidos através das equações de regressão previamente geradas, foi possível correlacionar esses dados com os volumes do reservatório

correspondentes às datas das imagens de satélite. Essa etapa de análise abrangeu todo o período de estudo, de 2013 a 2023.

### **3.2.3 Recuperação da Clorofila-a e turbidez com imagens do satélite Landsat 8**

Após a escolha do ano representativo e a predição da concentração de clorofila-a e dos valores de turbidez, foram elaborados dois novos gráficos de dispersão para obtenção da equação ajustada e do coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Um dos gráficos com a correlação entre os resultados da concentração de clorofila-a; e o outro com os valores de turbidez após a predição com a reflectância espectral média dos algoritmos testados das bandas do satélite Landsat 8. Conforme mencionado anteriormente, foram avaliadas 18 variáveis independentes para o parâmetro clorofila-a e 15 para o parâmetro turbidez. Dentre estas, foram selecionadas aquelas que resultaram em um melhor ajuste dos dados dessa correlação realizada. Dessa forma, com as equações resultantes, foi realizada a recuperação de ambos os parâmetros pelo método do sensoriamento remoto, aplicando na variável independente da equação a reflectância espectral média de cada variável escolhida, conforme as datas das cenas.

Por fim, com as concentrações de clorofila-a determinadas pelos oito algoritmos escolhidos e os valores de turbidez obtidos pelos dois algoritmos selecionados, foi gerado um novo gráfico de dispersão correlacionando as concentrações de clorofila-a obtidas por sensoriamento remoto com as estimadas a partir do volume do reservatório nas datas das cenas representativas, visando selecionar a variável com melhor coeficiente de determinação para a avaliação da qualidade da água. Da mesma forma, este procedimento foi repetido para o parâmetro de turbidez. Posteriormente, foi calculada a raiz do erro quadrático médio (RMSE) utilizando o software estatístico *Jamovi* para avaliar a precisão na obtenção dos parâmetros de qualidade da água investigados neste estudo.

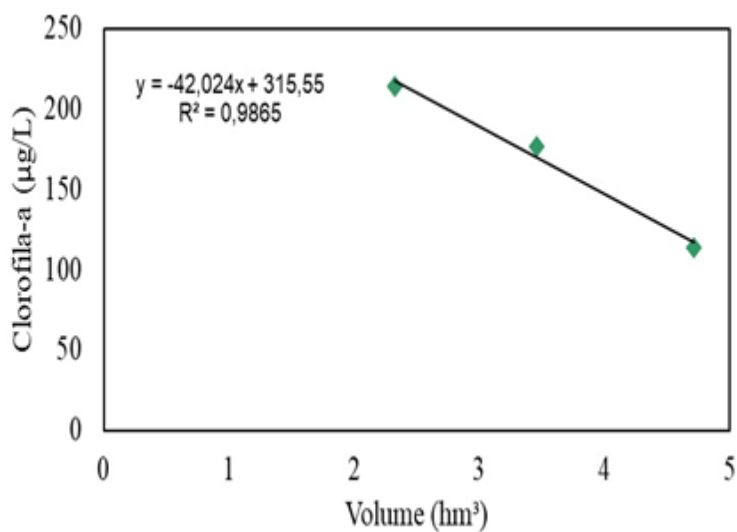
## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Parâmetro Clorofila-a

Com base na análise dos dados, foi possível criar um modelo matemático robusto que representa a relação entre a concentração de clorofila-a e o volume do reservatório. Utilizando os dados do ano de 2014, escolhido como ano de referência devido à sua proximidade com a média geral dos volumes do conjunto de dados, foi elaborada uma equação de tendência linear que descreve essa relação. A análise resultou em um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,9865, indicando um excelente ajuste entre os dados observados e o modelo.

Essa equação foi então utilizada para ajustar as estimativas de clorofila-a nas datas correspondentes às cenas do satélite Landsat 8. Para isso, o volume do reservatório em cada data foi inserido como a variável independente na equação resultante, permitindo calcular as concentrações previstas de clorofila-a. A Figura 3 ilustra o gráfico de dispersão que representa essa relação, destacando como a linha de tendência linear captura as variações temporais da clorofila-a em relação às alterações no volume do reservatório. Essa abordagem não apenas valida a seleção de 2014 como um ano representativo, mas também demonstra a eficácia do modelo para monitorar e prever as concentrações de clorofila-a ao longo do tempo com base nos dados volumétricos.

Figura 3 - Correlação concentrações de clorofila-a x volume na data da coleta *in situ*



Fonte: Autoria própria (2024).

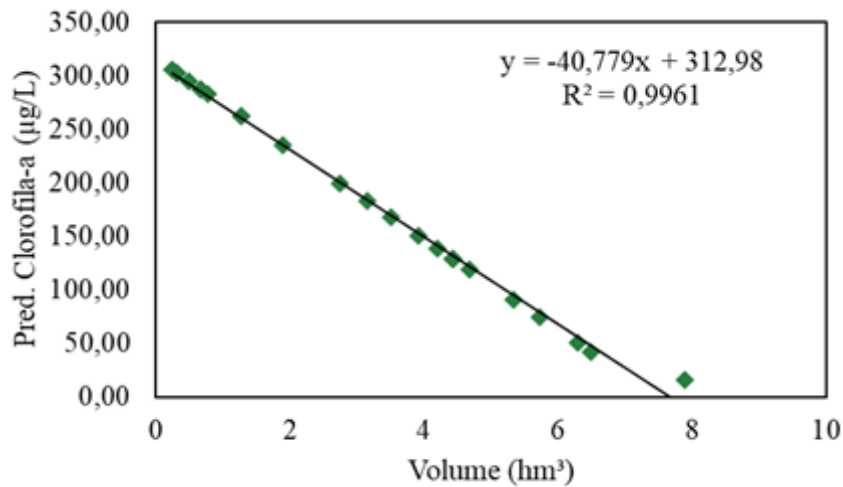


Mediante análise da Figura 3, observou-se que, conforme o volume do açude aumentava, a concentração de clorofila-a diminuía. Esse fenômeno pode ser explicado pela diluição dos nutrientes e fitoplâncton, já que a entrada de água nova, possivelmente de chuvas esporádicas, pode ter diluído as concentrações existentes de algas sem necessariamente aumentar a disponibilidade de nutrientes essenciais para o seu crescimento. Além disso, o aumento do volume pode ter melhorado as condições de oxigenação e circulação de água, o que favorece a dispersão do fitoplâncton, diminuindo assim a densidade de clorofila-a. A estratificação térmica também pode ter desempenhado um papel, limitando o crescimento de algas devido à menor penetração de luz nas camadas mais profundas da água. Esses fatores, combinados, resultam na tendência observada de menor concentração de clorofila-a em períodos de maior volume no açude.

A partir do desempenho obtido da aplicação da equação de regressão da Figura 3 para a predição da concentração de clorofila-a nas datas das cenas do satélite Landsat 8, considerando o período de 2013 a 2023, foi possível correlacionar com o volume do reservatório correspondente a essas referidas datas, conforme indicado na Figura 4.

Com base na Figura 4, verifica-se o mesmo padrão observado na Figura 3, ou seja, uma tendência linear da redução da concentração de clorofila-a conforme o aumento do volume do reservatório, indicando um coeficiente de determinação  $R^2 = 0,9961$ . A concentração de clorofila-a na data da cena considerando o período de 2013 a 2023 apresentou valor máximo e mínimo de  $305,46 \mu\text{g/L}$  e  $16,02 \mu\text{g/L}$  para os anos de 2017 e 2023, respectivamente. Por outro lado, a concentração de clorofila-a *in situ* resultou em maior variação entre 2015 e 2020, com valores entre  $3,0 \mu\text{g/L}$  e  $460,24 \mu\text{g/L}$ .

Figura 4 - Correlação entre as concentrações de clorofila-a previstas e o volume do açude Quixeramobim nas datas das cenas (2013-2023).



Fonte: Autoria própria (2024).

Håkanson *et al.* (2020) em seu estudo, discute como a eutrofização leva a altos níveis de clorofila-a devido ao aumento da produtividade fitoplanctônica. Segundo o referido autor, valores de clorofila-a acima de 300 µg/L estão associados à níveis elevados de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), o que leva a uma proliferação excessiva de fitoplâncton, resultando em alta concentração de clorofila-a. Já Stauffer *et al.* (2019), através de seu trabalho, destacaram que altas concentrações de clorofila-a são frequentemente associadas a florações de algas, podendo reduzir a qualidade da água e impactar negativamente a vida aquática e a saúde humana.

Em contrapartida aos valores elevados da concentração de clorofila-a, os baixos valores, conforme estudo realizado por Goldman *et al.* (2021), indicam que baixos níveis de nutrientes na água podem limitar o crescimento do fitoplâncton, resultando em baixas concentrações de clorofila-a, culminando em um processo de oligotrofia. Power *et al.* (2022), por sua vez, acredita que, em alguns casos, os baixos valores de clorofila-a podem estar associados aos predadores de fitoplâncton (como zooplâncton), podendo manter a biomassa fitoplanctônica baixa.

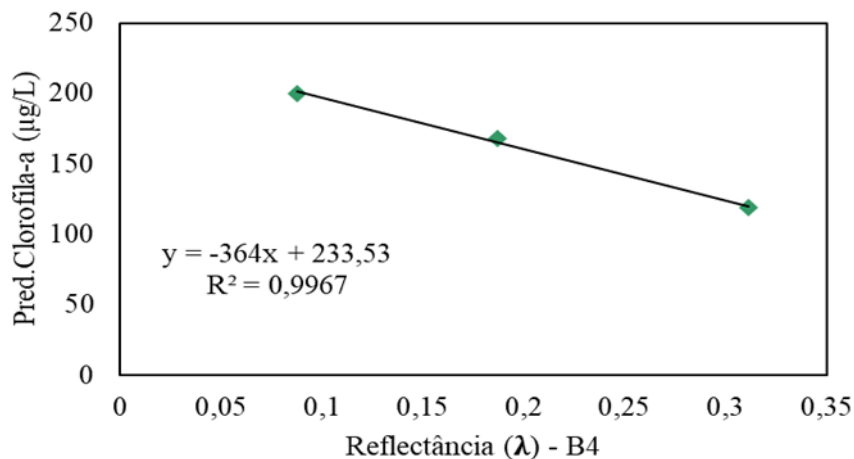
A análise estatística realizada para calibrar a concentração da clorofila-a medida *in situ* disponibilizada pela COGERH, em uma concentração nas datas das cenas do satélite Landsat 8 (OLI) subsidiou correlacionar esta concentração de referência com os dados de

reflectância espectral de bandas específicas e com a combinação de bandas (razão, logaritmo da razão de bandas e razão do logaritmo das bandas).

Dentre as 18 variáveis testadas para o parâmetro clorofila-a foram possíveis obter coeficientes de correlação estatisticamente significativos em relação às três datas de 2014, com  $R^2 > 0,8$  correspondentes à reflectância de bandas isoladas (B3 e B4), razão de bandas (B3/B5, B4/B5 e B4/B7) e a razão do logaritmo de bandas (Log (B6)/Log (B5), Log (B7)/Log (B3) e Log (B7)/Log (B4)). A banda do vermelho obteve o melhor coeficiente de determinação,  $R^2 = 0,9967$ , conforme indicado na Figura 5.

Consoante a Figura 5, pode ser observado a tendência que a concentração possui ao variar a reflectância espectral da banda B4. Ao aumentar os valores de reflectância, ocorre uma redução da concentração da clorofila-a e vice-versa. Tal comportamento também foi identificado no Lago Água Preta no estudo realizado por Melo *et al.* (2015) para estimar o referido parâmetro com a aplicação da técnica de sensoriamento remoto.

Figura 5 - Regressão em escala linear da reflectância da banda B4 em relação à predição das concentrações de clorofila-a (2014)



Fonte: Autoria própria (2024).

Com a equação de regressão gerada, como a expressa na Figura 5, foi possível recuperar a concentração de clorofila-a estimada utilizando os dados do sensoriamento remoto. Essa metodologia também foi empregada no estudo realizado por Ouma *et al.* (2020) e Prasad *et al.* (2017), onde utilizaram os valores de reflectância de algoritmos na equação resultante da correlação entre a concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) e a reflectância espectral ( $\lambda$ ).

Na Tabela 4, estão descritas as equações resultantes das melhores variáveis (algoritmos) para a estimativa da concentração de clorofila-a, considerando o ano de 2014 como o representativo do conjunto de dados para este parâmetro. Ainda de acordo com a Tabela 4, pode-se verificar os coeficientes de determinação encontrados da correlação entre a concentração de clorofila-a gerada da predição e da obtida pelas equações ao aplicar-se o valor de reflectância para cada método.

A clorofila-a recuperada através da banda do vermelho (B4) teve o melhor ajuste com os dados de referência deste parâmetro da qualidade de água, apresentando  $R^2 = 0,9967$  e menor erro  $RMSE = 1,91 \mu g/L$ , seguida pela banda do verde (B3), com  $R^2 = 0,9946$  e  $RMSE = 2,45 \mu g/L$ . Destaca-se também a forte correlação do uso da razão de bandas, onde estas fornecem melhor desempenho devido à redução dos efeitos atmosféricos, da irradiância e do efeito ocasionado pela superfície entre ar e ar nas reflectâncias (LILLESAND *et al.*, 2015; HA *et al.*, 2017).

Conforme Karimi *et al.* (2024), a clorofila-a possui alta absorção nas regiões espectrais azul e vermelha e elevada reflectância nas regiões do espectro verde e infravermelho próximo (NIR). Os referidos autores mencionam que os algoritmos baseados na relação entre a concentração de clorofila-a e a reflectância nos espectros vermelho e NIR revelam correlações mais fortes, corroborando, assim, com os resultados encontrados na Tabela 4, verificando forte correlação encontrada nos algoritmos que utilizam a banda 5 do infravermelho próximo (NIR), com  $R^2 > 0,8$ .

Tabela 4 - Métodos com melhor ajuste dos dados referentes ao ano de 2014 (clorofila-a)

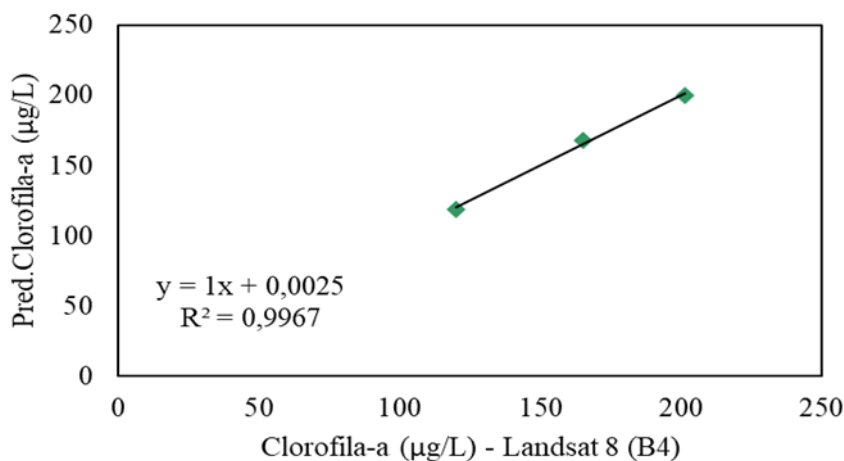
Método	Variável independente (Reflectância - $\lambda$ )	Equação de regressão para a recuperação de clorofila	$R^2$	RMSE ( $\mu g/L$ )
Reflectância de banda única	B3	$Cl - a = -362,7 (\lambda) + 225,79$ (1)	0,9946	2,45
Reflectância de banda única	B4	$Cl - a = -364 (\lambda) + 233,53$ (2)	0,9967	1,91
Reflectância da razão de bandas	B3/B5	$Cl - a = -88,53 \ln (\lambda) + 192,5$ (3)	0,9424	8,01
Reflectância da razão de bandas	B4/B5	$Cl - a = -69,605 (\lambda) + 244,3$ (4)	0,8123	14,5
Reflectância da razão de bandas	B4/B7	$Cl - a = -77,943 (\lambda) + 285,08$ (5)	0,7694	16,0
Reflectância da razão do Log de bandas	Log (B6)/Log (B5)	$Cl - a = -401,9 \ln (\lambda) + 422,47$ (6)	0,991	3,17
Reflectância da razão do Log	Log (B7)/ Log	$Cl - a = -323,63 (\lambda) + 485,05$ (7)	0,9681	5,96

de bandas	(B3)			
Reflectância da razão do Log de bandas	Log (B7)/ Log (B4)	$Cl - a = - 466,45 (\lambda) + 602,36 (8)$	0,8925	10,9

Fonte: Autoria própria (2024).

A Figura 6 evidencia o melhor ajuste dos dados considerando a concentração de clorofila-a predita a partir do volume do reservatório na data da cena para o ano de referência e a concentração de clorofila-a obtida por meio do Landsat 8, validando estatisticamente a precisão e o bom desempenho da técnica na estimativa deste parâmetro de qualidade da água.

Figura 6 - Correlação entre as concentrações de clorofila-a preditas e as obtidas com o Landsat 8 (2014)



Fonte: Autoria própria (2024).

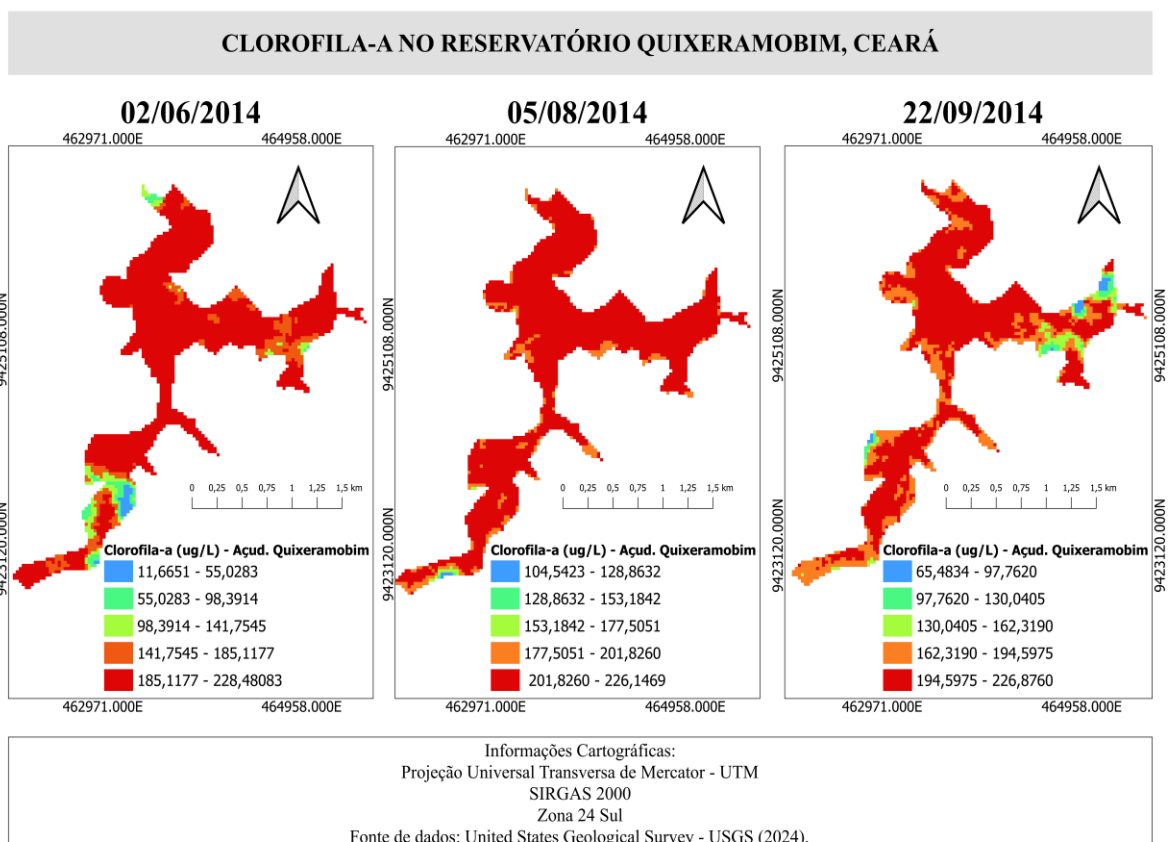
A Figura 7 apresenta o mapa da variação da concentração da clorofila-a, estimada através da aplicação da reflectância da banda do vermelho na Equação 2, conforme indicada na Tabela 4. Com base nos mapas gerados (Figura 7), observa-se que, ao longo do ano de 2014, as concentrações de clorofila-a neste corpo hídrico variaram significativamente, apresentando valor mínimo de 11,665 µg/L e máximo de 228,48 µg/L. Essa variação está fortemente relacionada com as condições sazonais da região.

É importante destacar que, no mês de agosto, as concentrações de clorofila-a atingiram níveis significativamente elevados, variando entre um mínimo de 104,542 µg/L e um máximo de 226,146 µg/L, com uma distribuição predominante ao longo do espelho d'água. Este aumento expressivo nas concentrações durante a estação seca pode ser atribuído, em parte, à menor diluição dos nutrientes na água resultante da redução das chuvas. Esse

período é caracterizado por alta insolação, o que intensifica o processo de fotossíntese das algas, resultando em uma maior biomassa algal.

Utilizando a reflectância na banda B4, que corresponde ao espectro vermelho, foi desenvolvido um modelo de regressão com um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) superior a 0,9. Esse elevado  $R^2$  indica um forte brilho entre os valores de reflectância observados e as concentrações de clorofila-a medidas diretamente no campo, validando a eficácia do modelo de estimativa. O mapa resultante exibe as variações espaciais nas concentrações de clorofila-a, destacando regiões com diferentes níveis de fitoplâncton. Áreas de alta concentração de clorofila-a, representadas pela cor vermelha, podem ser indicativas de processos de eutrofização, enquanto áreas de baixa concentração, representadas pela cor azul, podem apresentar condições oligotróficas.

Figura 7 - Mapa da variação espacial das concentrações de clorofila-a estimadas pela banda B4 (Landsat 8)



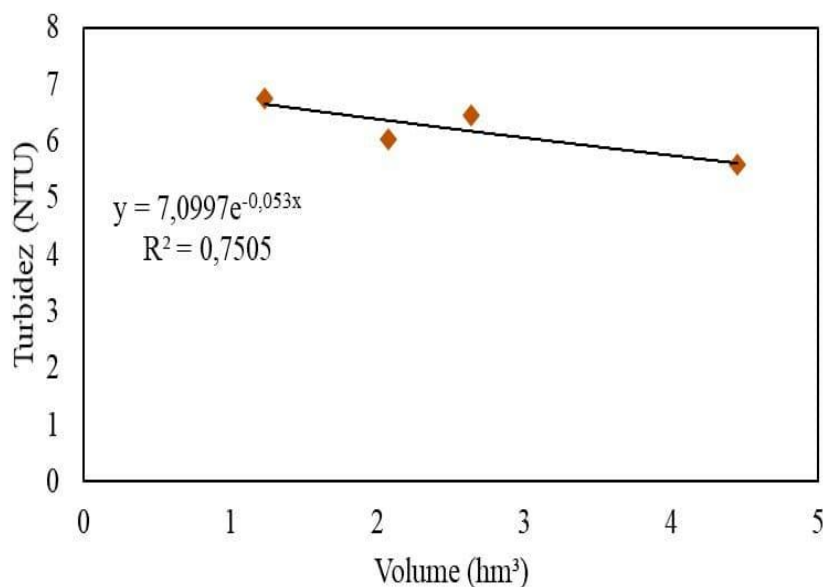
Fonte: Autoria própria (2024).

## 4.2 Parâmetro Turbidez

Com base na análise dos dados de turbidez, foi desenvolvido um modelo matemático para representar a relação entre a turbidez e o volume do reservatório. O ano de 2021 foi escolhido como referência devido ao seu desvio médio mais próximo da média geral dos volumes do conjunto de dados, tornando-o representativo das condições típicas de turbidez. A análise gerou uma equação de tendência exponencial com um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,7505. Embora o ajuste não seja tão elevado quanto no caso da clorofila-a, ainda proporciona uma boa representação das tendências gerais e das variações sazonais da turbidez.

Essa equação foi aplicada para ajustar as estimativas de turbidez nas datas das imagens capturadas pelo satélite Landsat 8. O volume do reservatório em cada data foi utilizado como a variável independente na equação, permitindo o cálculo das previsões de turbidez para essas datas. A Figura 8 apresenta o gráfico de dispersão correspondente, destacando como a linha de tendência exponencial se ajusta aos dados de turbidez, refletindo as influências externas e as variações observadas durante as campanhas de campo. Este modelo fornece uma ferramenta valiosa para a compreensão e o monitoramento das dinâmicas de turbidez no reservatório, considerando as flutuações de volume ao longo do tempo.

Figura 8 - Correlação valores de turbidez x volume na data da coleta *in situ*

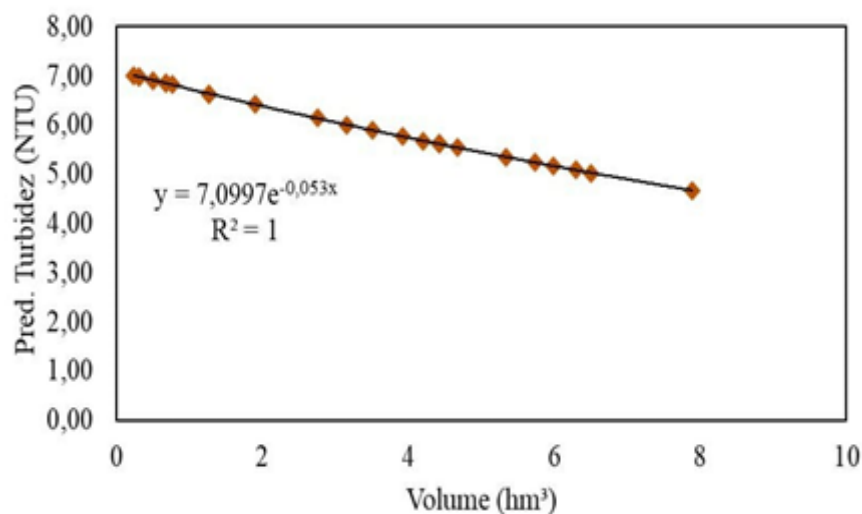


Fonte: Autoria própria (2024).

Mediante análise da Figura 8, observou-se que, o aumento do volume do açude foi acompanhado por uma diluição dos sedimentos e partículas suspensas, resultando em menor turbidez. A água adicional, geralmente mais limpa, contribuiu para a redução da concentração de materiais particulados na coluna d'água. Além disso, o aumento do volume pode ter reduzido a turbulência, diminuindo a ressuspensão de sedimentos do fundo do açude. A maior profundidade e o maior tempo de retenção da água também podem ter favorecido a sedimentação das partículas suspensas, contribuindo para a diminuição dos valores de turbidez. Esse comportamento destaca a dinâmica entre a disponibilidade de água e a qualidade da água em ecossistemas de regiões semiáridas, onde eventos de precipitação são irregulares e têm impactos significativos nos parâmetros limnológicos.

Com base na aplicação da equação de regressão da Figura 8 para prever os valores de turbidez nas datas das cenas do satélite Landsat 8, no período de 2013 a 2023, foi possível correlacionar esses valores com o volume do reservatório correspondentes às referidas datas, conforme mostrado na Figura 9. Observa-se uma tendência de redução nos valores de turbidez à medida que o volume do reservatório aumenta, indicando um coeficiente de determinação  $R^2 = 1$ . Os valores de turbidez nas datas das cenas, considerando todo o período, variou entre 7,0 NTU em 2017 e 4,673 NTU em 2023. Em contrapartida, os valores medidos *in situ* apresentaram valor máximo e mínimo de 105,9 NTU e 1,61 NTU para os anos de 2015 e 2017, respectivamente.

Figura 9 - Correlação entre os valores de turbidez preditos e o volume do açude Quixeramobim nas datas das cenas (2013-2023).



Fonte: Autoria própria (2024).



A comparação entre esses dois conjuntos de dados mostra que, embora os valores de turbidez obtidos das cenas tenham variado, eles são consideravelmente menores do que os valores iniciais medidos *in situ* em 2015. As medições *in situ* indicam uma grande redução na turbidez da água durante o período analisado, especialmente entre 2015 e 2017.

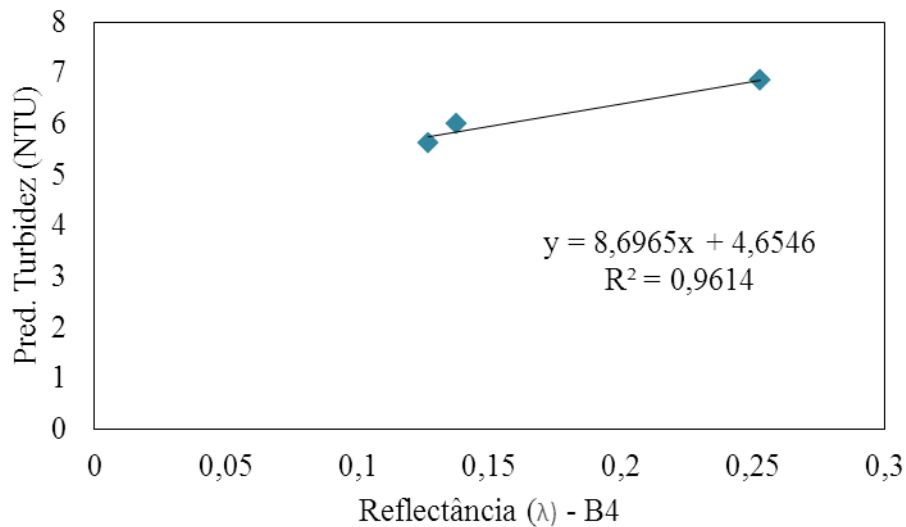
De acordo com Echaniz e Vignatti (2019), a turbidez apresenta variações sazonais. Durante períodos secos, os reservatórios com baixo volume e pontos de amostragem mais rasos tendem a ter seus valores de turbidez reduzidos à medida que a sedimentação ocorre e a água se estabiliza (Chaves *et al.*, 2019). Em contrapartida, no período chuvoso, há um aumento na turbidez devido ao carreamento de sedimentos para os corpos d'água. Lacerda *et al.* (2018) destacam que a disponibilidade de nutrientes e a prática intensiva da piscicultura também contribuem para a diminuição da transparência da água.

Assim como na avaliação do parâmetro clorofila-a discutida no subtópico 4.1, a análise estatística realizada para calibrar os valores de turbidez medidos *in situ*, fornecidos pela COGERH, nas datas das imagens do satélite Landsat 8 (OLI), permitiu correlacionar esses valores de referência com os dados de reflectância espectral de bandas específicas e com a combinação de bandas (razão, logaritmo da razão de bandas e razão do logaritmo das bandas).

Dentre as 15 variáveis testadas para o parâmetro turbidez foram possíveis obter coeficientes de correlação estatisticamente significativos em relação às três datas de 2021, com  $R^2 > 0,8$  correspondentes à reflectância de bandas isoladas (B3 e B4). A banda do vermelho obteve o melhor coeficiente de determinação,  $R^2 = 0,9614$ , conforme indicado na Figura 10.

Para avaliar a turbidez como um parâmetro significativo da qualidade da água, que afeta diretamente a penetração de luz subaquática e a produtividade, a Figura 10 mostra uma tendência clara: à medida que a reflectância espectral da banda B4 aumenta, os valores de turbidez também aumentam, e vice-versa. Essa relação ocorre porque as partículas em suspensão, como sedimentos, algas e matéria orgânica, dispersam e refletem a luz, elevando os níveis de reflectância observados.

Figura 10 - Regressão em escala linear da reflectância da banda B4 em relação à predição dos valores de turbidez (2021)



Fonte: Autoria própria (2024).

Utilizando a equação de regressão gerada, conforme ilustrado na Figura 10, foi possível recuperar os valores de turbidez estimados a partir de dados de sensoriamento remoto. Essa metodologia, similar à empregada para o parâmetro clorofila-a, também foi utilizada nos estudos de Ouma *et al.* (2020) e Prasad *et al.* (2017) para medir a turbidez. Os referidos autores utilizaram os valores de reflectância de algoritmos na equação resultante da correlação entre os valores de turbidez (NTU) e a reflectância espectral ( $\lambda$ ).

A Tabela 5 apresenta as equações resultantes das melhores variáveis para estimar os valores de turbidez, utilizando o ano de 2021 como representativo do conjunto de dados para esse parâmetro. Além disso, nesta tabela constam os coeficientes de determinação encontrados na correlação entre os valores de turbidez previstos e os valores obtidos pelas equações aplicando-se a reflectância para cada método.

A turbidez recuperada através da banda do vermelho (B4) teve o melhor ajuste com os dados de referência deste parâmetro da qualidade de água, apresentando  $R^2 = 0,9614$  e menor erro  $RMSE = 0,106$ , seguida pela banda do verde (B3). Segundo HA *et al.* (2017), a banda B4, correspondente ao espectro do vermelho, é particularmente sensível à concentração de sedimentos suspensos, enquanto a banda B3, no espectro do verde, proporciona um bom contraste para detecção de variabilidades na qualidade da água. Esses resultados são corroborados por algoritmos que utilizam a relação entre a reflectância nas bandas B4 e B3 e

os níveis de turbidez, resultando em coeficientes de determinação elevados ( $R^2 > 0,8$ ), corroborando, assim, com os resultados encontrados na Tabela 5.

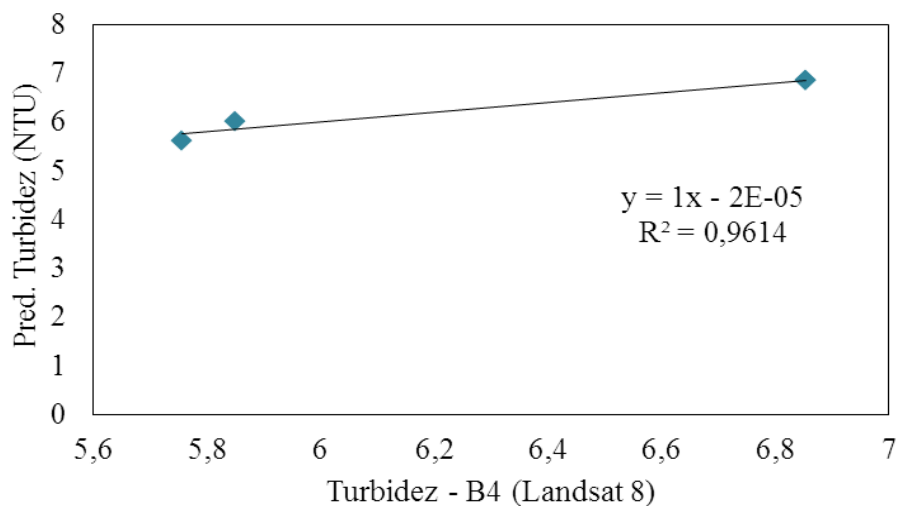
Tabela 5 - Métodos com melhor ajuste dos dados referentes ao ano de 2021

Método	Variável independente (Reflectância - $\lambda$ )	Equação de regressão para a recuperação de turbidez	$R^2$	RMSE (NTU)
Reflectância de banda única	B3	$Turb = 8,3133 (\lambda) + 4,9092$ (1)	0,893	0,176
Reflectância de banda única	B4	$Turb = 8,6965 (\lambda) + 4,6546$ (2)	0,9614	0,106

Fonte: Autoria própria (2024).

A Figura 11 destaca o ajuste mais preciso dos dados ao comparar os valores de turbidez previstos com base no volume do reservatório na data da imagem para o ano de referência com os valores obtidos pelo satélite Landsat 8. Essa validação estatística confirma a precisão e eficácia da técnica na estimativa desse parâmetro de qualidade da água.

Figura 11 - Correlação entre os valores de turbidez previstos e os obtidos com o Landsat 8 (2021)



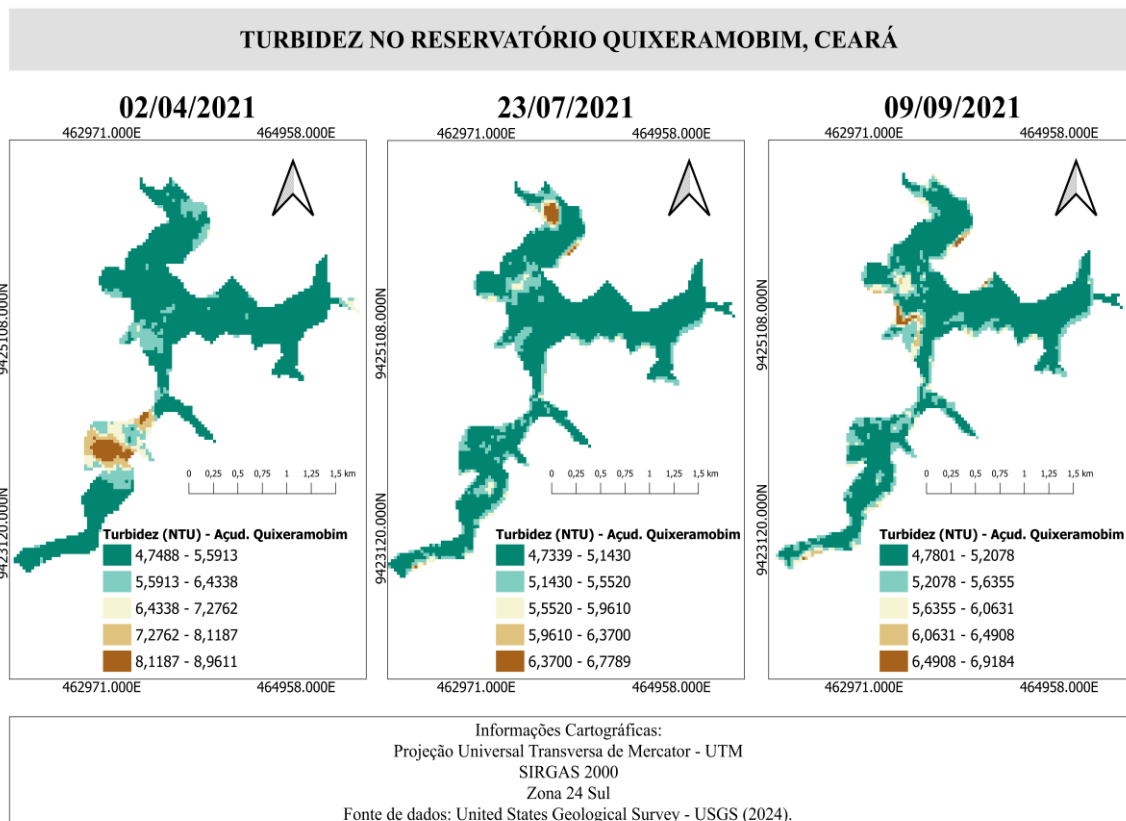
Fonte: Autoria própria (2024).

A Figura 12 apresenta o mapa da variação dos valores de turbidez, estimados através da aplicação da reflectância da banda do vermelho na Equação 2, conforme indicada na Tabela 5. Com base nos mapas gerados (Figura 12), observa-se que, em 2021, os valores de

turbidez variaram entre um mínimo de 4,7339 NTU e um máximo de 8,9611 NTU. Esta variação reflete as mudanças sazonais e as condições ambientais específicas do açude Quixeramobim.

Em particular, no mês de abril, que corresponde ao período chuvoso na região, houve uma predominância de alta turbidez ao longo do espelho d'água, com valores variando entre 4,7488 NTU e 8,9611 NTU. Esses níveis elevados de turbidez podem ser atribuídos ao aumento do escoamento superficial causado pelas chuvas, que transportam partículas de solo, sedimentos e matéria orgânica para o interior do açude.

Figura 12 - Mapa da variação espacial dos valores de turbidez estimados pela banda B4 (Landsat 8)



Fonte: Autoria própria (2024).

Utilizando a reflectância na banda B4, que corresponde ao espectro vermelho, foi desenvolvido um modelo de regressão com um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) superior a 0,9. Esse elevado  $R^2$  indica uma forte correlação entre os valores de reflectância observados e os níveis de turbidez medidos diretamente no campo, validando a eficácia do modelo de

estimativa. O mapa resultante exibe as variações espaciais nos níveis de turbidez, destacando regiões com diferentes concentrações de partículas suspensas. Áreas de alta turbidez, representadas pela cor marrom escuro, podem ser indicativas de alta sedimentação ou poluição, enquanto áreas de baixa turbidez, representadas pela cor azul bondi, podem indicar águas mais claras e menos poluídas.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise da concentração de clorofila-a e dos valores de turbidez através da técnica de sensoriamento remoto no presente estudo revelou-se uma metodologia eficaz e promissora para o monitoramento da qualidade da água no açude Quixeramobim, situado no semiárido cearense. Utilizando dados iniciais de coletas de campo fornecidos pela COGERH, que incluíam datas específicas de coleta e volumes medidos nessas datas, foi possível calibrar e validar modelos preditivos que proporcionaram estimativas dos referidos parâmetros neste reservatório para cenas do satélite Landsat 8.

Um dos principais desafios identificados no estudo foi à sincronização das datas das cenas de sensoriamento remoto com as datas das coletas *in situ*. Idealmente, para alcançar a máxima acurácia nas estimativas, as cenas de sensoriamento remoto deveriam coincidir exatamente com as datas das coletas. No entanto, devido a limitações de disponibilidade de imagens e condições meteorológicas, nem sempre foi possível obter dados de sensoriamento remoto para todas as datas de coleta.

As análises permitiram mapear a distribuição espacial e temporal da clorofila-a e de turbidez, contribuindo para um melhor entendimento da dinâmica do reservatório. O estudo identificou que a banda B4 do satélite Landsat 8 foi a melhor banda para estimar a concentração de clorofila-a e os valores de turbidez no açude Quixeramobim. Esta banda, que corresponde ao espectro do vermelho, demonstrou ser particularmente sensível às variações destes parâmetros devido à absorção da luz pelos constituintes da água. A maior sensibilidade da banda B4 permitiu melhorar a precisão das estimativas e fortalecer a confiabilidade dos modelos preditivos utilizados.

Nesse sentido, mesmo diante das limitações mencionadas, a pesquisa confirma a importância do sensoriamento remoto no monitoramento ambiental, podendo-se extrapolar esta metodologia para outros parâmetros de qualidade da água, além de sua aplicação em outros reservatórios tropicais. A utilização do sensoriamento remoto fortalece a capacidade dos órgãos gestores de garantir a segurança hídrica e a saúde ambiental das bacias hidrográficas, especialmente em regiões semiáridas onde os recursos hídricos são particularmente escassos e vulneráveis.

## REFERÊNCIAS

ALEGRIA, Cristina; ALBUQUERQUE, Teresa. *Sensoriamento Remoto para Monitoramento da Qualidade da Água - Um Estudo de Caso para o Reservatório da Marateca, Portugal*. **Geosciences**, v. 13, n. 9, p. 259, 2023.

ALEXANDRE, Deborah Mithya Barros. *Gestão de pequenos sistemas hídricos no semiárido nordestino*. 2012.

ANA. Agência Nacional de Águas. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: 2018*. **Agência Nacional de Águas**, 2018.

ANA. Agência Nacional de Águas. *Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil*. Brasília: **ANA**, 2012.

AMARAL, Julyanne Braga Cruz. *Estimativa de parâmetros de vegetação e de qualidade de água usando sensoriamento remoto*. 2022.

ANDRADE, Eunice Maia de; PEREIRA, Omar Jesus; DANTAS, F. É. R. *Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural*. **Fortaleza: UFC**, 2010.

ARRAUT, Eduardo Moraes *et al.* *Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do lago grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo*. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 12, p. 2447-2456, 2005.

BARBOSA, F. A. R.; TÔRRES, G. E.; COUTINHO, M. E. *Ciclo anual de temperatura e sua influência nas variações sazonais de alguns parâmetros físico-químicos e da clorofila e feofitina a na Lagoa Carioca-Parque Florestal do Rio Doce, MG*. **Acta Limnol. Brasil**, v. 2, p. 129-151, 1988.

BARBOSA, José Etham de Lucena. *Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Traperoá II: trópico semi-árido nordestino*. 2002.

BARBOSA, Cláudio Clemente Faria. *Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas*. **São José dos Campos**, v. 281, 2005.

BRAGA, Cláudia Zuccari Fernandes. *Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ*. 1998.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. *Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos*. **Brasília: ANA**. 2011. 154p.

CAMPBELL, William J. *Uma aplicação de Landsat e tecnologia de computador para poluição potencial da água por erosão do solo*. Em: **Simpósio Anual William T. Pecora Memorial sobre Sensoriamento Remoto**. 1981.

CEARÁ. *Inventário Ambiental do Açude Quixeramobim*. Volume único. Fortaleza, Ceará. Dezembro, 2011.

CHAVES, L. C. G. *et al.* (2019). *Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the Brazilian semi-arid region*. **Revista Ciência Agronômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233.

CIRILO, José Antonio. *Água no Semiárido: gestão de recursos escassos*. Estudos Avançados 22.63 (2008): 49-58.

CORAZZA, Rosana *et al.* *Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da usina hidrelétrica Dona Francisca/RS*. 2010.

COSTA, Ivaneide Alves Soares da *et al.* *Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte*. 2009.



COUTO, J. F. *et al.* (2021). *Avaliação e monitoramento participativo na gestão da qualidade da água: Avaliação das principais etapas do processo*. Além Dos Muros Da Universidade, v. 6, n. 1, p. 01-11.

DA SILVA GOMES, Patrícia *et al.* *Avaliação espaço-temporal de constituintes opticamente ativos e caracterização espectral das águas de um reservatório no cerrado brasileiro*. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 5, p. 2654-2670, 2022.

DE JONG, Joost; VAN ROOY, Peter TJC; HOSPER, S. Harry. Vivendo com água: na encruzilhada da mudança. **Water Science and Technology** , v. 31, n. 8, p. 393-400, 1995.

DE MATOS VALÉRIO, Aline. *O uso do sensoriamento remoto orbital e de superfície para o estudo do comportamento do corpo de água do Reservatório de Manso, MT, Brasil*. 2009.

DE OLIVEIRA, Sonia Barreto Perdigão *et al.* *Utilização de Imagem de Satélite no levantamento de Solos da Folha Quixeramobim-CE*. 2011.

ECHANIZ, Santiago Andrés; VIGNATTI, Alicia María. *Limnologia de lagos rasos do semiárido Pampa Central da Argentina*. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. e11, 2019.

ESTEVES, F. A. 2011. *Fundamentos da Limnologia*. 3. ed. atual. e aum. [S. l.]: Interciência, 2011. 826p. ISBN 978-8571932715.

FIGUEIRÊDO, Maria Cléa Brito de *et al.* *Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização*. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 12, p. 399-409, 2007.

FLORES, Armando Perez; SORRINI, Edvaldo. *Monitoramento em tempo real da qualidade da água dos mananciais da região metropolitana de São Paulo-RMSP*. **Revista de Pesquisa e Desenvolvimento**, n. 2, p. 107-112, 2001.

FORSTER, BC; XINGWEI, Sha; BAIDE, Xu. *Sensoriamento remoto de parâmetros de qualidade da água do mar utilizando Landsat-TM*. **Revista Internacional de Sensoriamento Remoto**, v. 14, n. 15, pág. 2759-2771, 1993.

GHOLIZADEH, Mohammad Haji; MELESSE, Assefa M.; REDDI, Lakshmi. *Uma revisão abrangente sobre estimativa de parâmetros de qualidade da água usando técnicas de sensoriamento remoto*. *Sensores*, v. 16, n. 8, pág. 1298, 2016.

GUEDES, Hugo AS *et al.* *Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 558-563, 2012.

GUIMARÃES, Tainá Thomassim. *Utilização de imagens de satélite para predição de clorofila-a e sólidos suspensos em corpos d'água: estudo de caso da Represa do Lobo/SP*. 2019. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

HA, N. T. T., *et al.* (2017). *Landsat 8/OLI two bands ratio algorithm for chlorophyll-a concentration mapping in hypertrophic waters: An application to West Lake in Hanoi (Vietnam)*. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 10(11), 4919-4929.

HÅKANSON *et al.* (2020). *Eutrophication and its Effect on Phytoplankton Composition in Coastal Waters*. *Journal of Coastal Research*.

JUNIOR, Antônio Pereira Magalhães. *A situação do monitoramento das águas no Brasil - Instituições e iniciativas*. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, p. 113-135, 2000.

KARIMI, Behnaz; HASHEMI, Seyed Hossein; AGHIGHI, Hossein. (2024). *Application of Landsat-8 and Sentinel-2 for retrieval of chlorophyll-a in a shallow freshwater lake*. **Advances in Space Research**, v. 74, n. 1, p. 117-129.

LACERDA, Luiz D. *et al.* *Limnologia do maior reservatório artificial multiuso do Nordeste do Brasil: o reservatório de Castanhão, estado do Ceará*. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 2 suplemento 1, pág. 2073-2096, 2018.

LILLESAND, T., KIEFER, R. W., & CHIPMAN, J. (2015). *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons.

LIMA, Thaís Silva *et al.* (2017). *Bioindicadores e Sensoriamento Remoto como Subsídios à Gestão dos Recursos Hídricos no Semiárido Brasileiro*. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 06, p. 1975-1994.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA NETO, Iran Eduardo. *Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 125-135, 2018.

MACHADO, Marília Teresinha de Sousa; BAPTISTA, Gustavo Macedo de Mello. *Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água do Lago Paranoá (DF)*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 357-365, 2016.

MEDEIROS, P. H. A., *et al.* *Variabilidade espacial da qualidade da água em bacias hidrográficas do semiárido brasileiro*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 18.10 (2014): 1037-1043.

MEDEIROS, Luciana de Castro *et al.* *O futuro é azul-esverdeado ou marrom? Os efeitos de eventos extremos na dinâmica do fitoplâncton em um lago artificial semiárido*. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 293-307, 2015.

MELO, Amanda *et al.* (2015). *Estimação da concentração de clorofila nos lagos Bolonha e Água Preta através do uso de sensoriamento remoto*. XXI Simpósio de Recursos Hídricos, Brasília, p.8.

MERTEN, Gustavo H.; MINELLA, Jean P. *Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura*. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MORAES, Letícia Lemos de. *Uso de sensoriamento remoto para monitoramento temporal das concentrações de clorofila-a nos açudes Coremas-Mãe D'Água, Epitácio Pessoa e Engenheiro Ávidos, Paraíba*. 2013.

MOTA, Suetônio. *Gestão ambiental de recursos hídricos*. **Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2008.

MUNDAY JR, John C.; ALFOLDI, TT; AMOS, Carl L. *Verificação da Baía de Fundy de um sistema para medição Landsat multidata de sedimentos suspensos. Satellite hydrology*, p. 622-40, 1979.

NOVO, EMLDEM. *Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática. Lições de limnologia. São. Carlos: Rima*, p. 417-432, 2005.

OLIVEIRA, Anderson de. *Sensoriamento remoto orbital para estimar parâmetros de qualidade da água: um estudo na represa Billings - São Paulo, Brasil*. 2021.

OUMA, Yashon O.; NOOR, Kimutai; HERBERT, Kipkemoi. *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, n. 1, p. 8858408, 2020.

PEREIRA, Renata. *Aplicabilidade de métodos de sensoriamento remoto na avaliação e monitoramento do estado trófico de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul - Brasil*. 2007.

PISCOYA, RCCC *et al.* *Utilização do sensor espacial MODIS para monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão no reservatório da Usina de Itaipu no Rio Paraná. Anais do XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, João Pessoa*, 2014.

PRASAD, Satish; SALUJA, Ridhi; GARG, J. K. (2017). *Modeling chlorophyll-a and turbidity concentrations in river Ganga (India) using Landsat-8 OLI imagery*. In: **Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications VIII**. SPIE, p. 356-373.

REBOUÇAS, Aldo da C. *et al.* *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. In: **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2002. p. 703-703.

ROCHA, César HB; FREITAS, Fabiano A.; SILVA, Thiago M. da. *Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, p. 431-436, 2014.

RODRIGUES, Thanan *et al.* *Recuperação da profundidade do disco de Secchi de um reservatório usando um esquema semi-analítico. Sensoriamento Remoto do Ambiente*, v. 198, p. 213-228, 2017.

SERBETO, Larissa Ferreira *et al.* (2021). *Determinação da Concentração de Clorofila-a por Sensoriamento Remoto no Reservatório de Chapéu d'Úvas (Mg), Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 6, p. 3561-3576.

SILVA, Ana Paula de Souza *et al.* *Qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. Revista Árvore*, v. 33, p. 1063-1069, 2009.

SILVA, Adriana Maria Cunha; CUNHA, Maristela Casé Costa; LOPES, Denise Vieira. *Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. Geosul*, v. 34, n. 72, p. 102-123, 2019.

STAUFFER, Beth A. *et al.* (2019). *Considerations in harmful algal bloom research and monitoring: perspectives from a consensus-building workshop and technology testing. Frontiers in Marine Science*, v. 6, p. 399.

TRENTIN, Aline Biasoli *et al.* *Sensoriamento remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no reservatório Passo Real - RS.* 2009.

TUCCI, C. E. *Hidrologia: Ciência e Aplicação.* Porto Alegre: Editora da Universidade; UFRGS; Edups; ABRH. 1993. 943p.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI-MATSUMURA, T. *Ecossistemas de Águas Interiores* In: Rebouças, A.C.; Braga, B. & Tundisi, J.G. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.* 3 ed. São Paulo: Escrituras. 747p. 2006.

VILELA, Marcos Augusto Macedo Araújo. *Metodologia para monitoramento da qualidade da água de reservatórios utilizando sensoriamento remoto.* 2010.

WANG, XJ; MA, T. *Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto no monitoramento e avaliação da qualidade da água do Lago Taihu*. **Boletim de Contaminação Ambiental e Toxicologia**, v. 67, n. 6, 2001.

WANG, Haijun; WANG, Hongzhu. *Mitigação da eutrofização do lago: afrouxar o controle do nitrogênio e focar na redução do fósforo*. **Progress in Natural Science**, v. 19, n. 10, p. 1445-1451, 2009.

ZHANG, Shuping *et al.* *Levantamento batimétrico de reservatórios de água no Nordeste do Brasil com base em dados do satélite TanDEM-X*. **Ciência do Meio Ambiente Total** , v. 571, p. 575-593, 2016.