



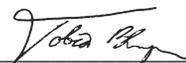
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SETOR DE TECNOLOGIA  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

## TERMO DE APROVAÇÃO DE PROJETO FINAL

UGO MARANHÃO LEAL

### ACOMPANHAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM RESERVATÓRIO POR SENSORIAMENTO REMOTO

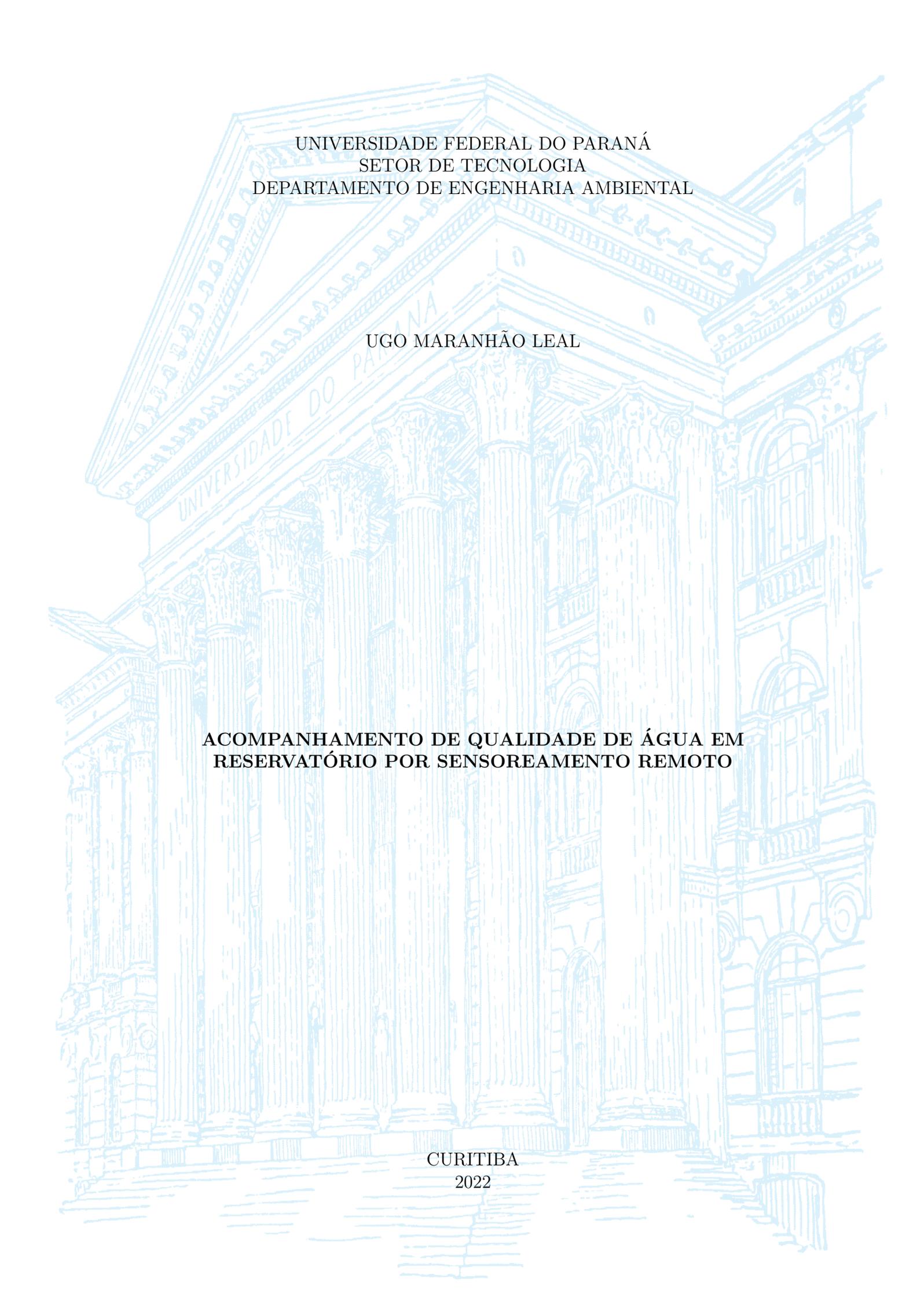
Projeto Final de Curso, aprovado como requisito parcial para a obtenção do Diploma de Bacharel em Engenharia Ambiental no Curso de Graduação em Engenharia Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, com nota \_85\_, pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a):   
\_\_\_\_\_  
TOBIAS BLENINGER  
DEA/UFPR

Membro(a) 1:   
\_\_\_\_\_  
MICHAEL MANNICH  
DEA/UFPR

Membro(a) 2:   
\_\_\_\_\_  
EDUARDO FELGA GOBBI  
DEA/UFPR

Curitiba, 05 de mês de 2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SETOR DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

UGO MARANHÃO LEAL

**ACOMPANHAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM  
RESERVATÓRIO POR SENSOREAMENTO REMOTO**

CURITIBA  
2022

UGO MARANHÃO LEAL

**ACOMPANHAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM  
RESERVATÓRIO POR SENSOREAMENTO REMOTO**

Trabalho de conclusão de curso, referente ao curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Tobias Bleninger.

CURITIBA  
ABRIL/2022

## AGRADECIMENTOS

Tenho muito o que agradecer, de verdade, para ter chego até aqui tive a contribuição de muita gente, de oportunidades, de alguma maneira as encruzilhadas da vida me trouxeram até esse momento, e a isso eu sou muito grato. Com certeza, se não fosse pela minha família (não só de sangue) e a minha espiritualidade eu não estaria aqui da forma com que estou e sendo quem eu sou, então lhes agradeço muito. Quero agradecer também ao Professor Tobias por ter me aguentado todos estes anos, sem as oportunidades de pesquisa e conversas não teria chegado tão longe.

## Resumo

No período de 2019 a 2021 foi realizado o projeto de enquadramento hídrico da Bacia do Paranapanema (NT1, 2019) localizada nos estados de São Paulo e Paraná. Neste estudo foram desenvolvidas diversas análises criteriosas sobre a dinâmica da bacia e a qualidade hídrica dos corpos hídricos associados. Foram gerados diversos resultados, dentre estes, projeções de cenários futuros para a qualidade hídrica de seus principais reservatórios. O projeto finalizou no ano de 2021, contudo, pensando no âmbito de licenciamento ambiental em que o monitoramento se mantém após a conclusão de um projeto (Medeiros, 2018), é notável a importância do monitoramento contínuo na efetivação de uma melhora na gestão da bacia hidrográfica. Com isso foi desenvolvido este estudo, desenvolvendo uma ferramenta de monitoramento contínuo de qualidade de água através do sensoriamento remoto. Produzindo um modelo matemático capaz de prever concentrações de clorofila através das respostas espectrais da lâmina d'água. Para isso foi calibrado um modelo para cada um dos três principais reservatório a partir de concentrações locais de clorofila.

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, reservatórios, qualidade de água, modelagem simplificada.

## Lista de Figuras

1	Bacia do Paranapanema - Sub-bacias representativas	17
2	Cota x Área x Volume Reservatório Capivara	18
3	Cota x Área x Volume Reservatório Chavantes	18
4	Cota x Área x Volume Reservatório Jurumirim	18
5	Gráficos Cota x Área x Volume dos Reservatórios: Capivara, Chavantes e Jurumirim	18
6	Setorização do Reservatório Capivara	19
7	Setorização do Reservatório Chavantes	19
8	Setorização do Reservatório Jurumirim	19
9	Zoneamento realizado nos Reservatórios: Capivara, Chavantes e Jurumirim (NT03 , 2020)	19
10	Curvas de permanência para vazão mensal de defluência e afluência ( $\frac{m^3}{s}$ ) para os reservatórios	20
11	IET dos reservatórios	21
12	IQAR dos reservatórios	21
13	IQAR e IET para os reservatórios estudados	21
14	Relação das cargas de fósforo para Classe 2 (NT03, 2020)	23
15	Relação das cargas de fósforo para Classe 2 (NT03, 2020)	23
16	Relação das cargas de fósforo para Classe 2 (NT03, 2020)	24
17	Correlação entre razão de bandas fotométricas Landsat e Sentinel	27
18	Pontos de medição para Reservatório Capivara	29
19	Pontos de medição para Reservatório Chavantes	29
20	Pontos de medição para Reservatório Jurumirim	30
21	Seleção de pontos de medição para Reservatório Capivara	34
22	Seleção de pontos de medição para Reservatório Chavantes	34
23	Seleção de pontos de medição para Reservatório Jurumirim	35
24	Diagrama de caixas, medição vs modelado	36
25	Correlação entre modelo e medições	37
26	Correlação razão de bandas $\frac{SR\_B4}{SR\_B3}$ com medições de clorofila	38
27	Correlação da banda $SR\_B4$ com as medições de clorofila	39
28	Correlação da banda $SR\_B3$ com as medições de clorofila	39
29	Resultado gráfico do modelo separado por estação climática	41
30	Perfis de variáveis meteorológicas para o reservatório Capivara	42
31	Perfil de vazão defluente para o reservatório	43
32	Concentração média de clorofila em comparação com NDCI	43
33	Resultado gráfico do modelo separado por estação climática	45

34	Perfis de variáveis meteorológicas para o Reservatório Chavantes . . . . .	46
35	Perfil de vazão defluente para o Reservatório Chavantes . . . . .	47
36	Concentração média de clorofila em comparação com NDCI . . . . .	47
37	Resultado gráfico do modelo separado por estação climática . . . . .	48
38	Perfis de variáveis meteorológicas para o Reservatório Jurumirim . . . . .	49
39	Perfil de vazão para o Reservatório Jurumirim . . . . .	49
40	Concentração média de clorofila em comparação com NDCI . . . . .	50

## Lista de Tabelas

1	Comparação das Imagens de Satélite . . . . .	25
2	Coeficientes de Determinação para equações calibradas utilizando todos os pontos de medição disponível . . . . .	33
3	Coeficientes de Determinação para equações calibradas utilizando uma seleção dos pontos de medição disponível . . . . .	35

## LISTA DE SIGLAS

**B5** – Banda espectral do satélite Sentinel 2, Red Edge 1 (703.9nm à 703.8nm).

**B4** – Banda espectral do satélite Sentinel 2, Red (664.5nm à 665nm).

**SR\_B4** – Banda espectral do satélite LandSat 7, Near Infrared (770 - 900 nm).

**SR\_B3** – Banda espectral do satélite LandSat 7, Red (630 - 690 nm).

**GEE** – Google Earth Engine

**NDCI** – Índice de diferença normalizada de clorofila

**COA** – Componente Ópticamente Ativo

## Sumário

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>9</b>
<b>1.1 CONTEXTO E PROBLEMA</b> . . . . .	10
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>12</b>
<b>2.1 OBJETIVOS GERAIS</b> . . . . .	12
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> . . . . .	12
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>13</b>
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>17</b>
<b>4.1 ÁREA DE ESTUDO</b> . . . . .	17
<b>4.1.1 BACIA DO RIO PARANAPANEMA</b> . . . . .	17
<b>4.1.2 RESERVATÓRIOS</b> . . . . .	17
<b>4.1.3 SETORIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS</b> . . . . .	18
<b>4.2 DADOS DISPONÍVEIS</b> . . . . .	19
<b>4.3 ENQUADRAMENTO HÍDRICO DOS RESERVATÓRIOS</b> . . . . .	21
<b>4.4 FERRAMENTAS DO ESTUDO</b> . . . . .	24
<b>4.4.1 APRESENTAÇÃO</b> . . . . .	24
<b>4.4.2 CALIBRAÇÃO</b> . . . . .	26
<b>4.4.3 GERAÇÃO DOS RESULTADOS GRÁFICOS</b> . . . . .	31
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>33</b>
<b>5.1 RESULTADOS DE CALIBRAÇÃO</b> . . . . .	33
<b>5.2 RESULTADOS GRÁFICOS</b> . . . . .	40
<b>5.2.1 RESERVATÓRIO CAPIVARA</b> . . . . .	41
<b>5.2.2 RESERVATÓRIO CHAVANTES</b> . . . . .	44
<b>5.2.3 RESERVATÓRIO JURUMIRIM</b> . . . . .	48
<b>6 CONCLUSÃO</b>	<b>50</b>
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>52</b>

## 1 INTRODUÇÃO

De acordo com Piscoi and Wolf (2009, p.1) Água é provavelmente o objeto de preocupação mais crítico do século. Conforme populações continuam a crescer exponencialmente e mudanças ambientais transformam a localização do escoamento, tempo, qualidade e quantidade de água. A habilidade de nações e estados em pacificamente manejar e resolver conflitos na distribuição de água irá constantemente estar no núcleo de relações seguras internacionais e na estabilidade política em vários países.

A maioria das pessoas que vivem ao redor do mundo vivem em locais em que há chuva somente em períodos bem restritos do ano (Piscoi and Wolf, 2009). Sendo afirmado pelos autores que muitas vezes a mesma comunidade atingida por inundações ultrapassa falta de abastecimento de água. Os cenários de stress hídrico são variados e estão ligados a diversos fatores regionais e sociais.

Juntamente com estes conflitos surge o stress político, uma vez que a prioridade política se altera de acordo com a falta ou abundancia deste recurso (Ravnborg, 2004). Além da pressão social e econômica acerca do assunto. Uma vez que comunidades estabelecidas sob confiável disponibilidade hídrica ao notar a escassez do mesmo proclamam sua insatisfação aos seus representantes locais. Stress hídrico é um fenômeno que interliga diversos setores humanos e não humanos, como ecologia, hidrologia e política, influenciado pelas relações com os setores industrias, agrícola e a própria sociedade civil (Ravnborg, 2004).

O conceito de conflito hídrico não é algo difícil de ser compreendido porém suas consequências não apresentam triviais soluções. Segundo Piscoi and Wolf (2009, p.15) "quando a água, criação da natureza, ultrapassa fronteiras jurídicas, criação humana, há uma criação de conflito". Os meios hídricos não respeitam os limites institucionais e fronteiras de nações e estados federativos. Como instrumento de antecipar disputas e gerir os conflitos de interesses foram estabelecidos diretrizes de gestão hídrica, no caso do Brasil a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Segundo Ravnborg (2004, p.54) as políticas de gestão hídrica tem como função definir as prioridades e os princípios para o manejo do recurso, comunicando estes para todos os setores interessados. De modo a atribuir os direitos, obrigações e regulamentações sobre a captação e lançamento de efluentes para determinados locais.

De acordo a Constituição Federal de 1988 todas as pessoas possuem direito a um meio ambiente ecologicamente equilibrado. Para tal, a Política Nacional de Recursos Hídricos exercita a preservação e a defesa da qualidade dos meios aquáticos, de acordo com seu uso. Com a demanda de definir essa qualidade estabeleceu-se a CONAMA 357, formalizando o atual sistema de enquadramento hídrico, que estabelece 4 classes de qualidade, que são atingidas de acordo com as concentrações máximas de

poluentes. Fundamentando o uso deste para certas atividades econômicas ou públicas.

O crescente interesse em facilitar o acompanhamento e a gestão da qualidade de água fomentou a instalação de um movimento internacional, com intenção de desenvolver ambientes computacionais capazes de simular os comportamentos físico-químicos dos corpos hídricos. Estas ferramentas, atualmente muito bem estabelecidas, utilizam de medições meteorológicas e hidrológicas locais para efetuar seus cálculos de balanço de massa e energia, produzindo resultados e indicadores de alta resolução temporal que fundamentam a tomada de decisão na gestão hídrica.

Uma ferramenta de grande potencial para monitoramento de qualidade de água é o sensoriamento remoto, que devido a sua ampla aplicabilidade estimula a criatividade para projetos de inovações tecnológicas (Campos et al, 2019). A cerca dessas possibilidades, importantes ferramentas de análises hídricas de alta resolução espacial e baixo custo já vem sendo desenvolvidas, como o HidroSat (ANA,2009). Capaz de estimar importantes parâmetros operacionais, como turbidez, nível de água, índice de clorofila e sedimentos em suspensão (Martinez et al., 2015).

Aproveitando esse direcionamento nacional e internacional de aproveitamento da capacidade operacional das tecnologias de imageamento de satélite foi pensado em aplicações para as mesmas no contexto de grandes reservatórios, que historicamente são empregados para assegurar estabilidade de abastecimento hídrica. Como será demonstrado posteriormente estes sistemas lênticos são muito sensíveis a modificações de qualidade de água, principalmente pelo grande tempo de residência que possuem e pela sua vulnerabilidade a impacto antrópico.

As análises e estratégias apresentadas possuem similar objetivo ao Hidrosat (ANA,2009), no sentido da elaboração de uma tecnologia de baixo custo operacional e grande resolução temporal. De modo a aprimorar a capacidade de gestão de grandes reservatórios de água.

## 1.1 CONTEXTO E PROBLEMA

No período de 2019 a 2021 foi realizado o projeto ANA pela equipe MUDAK (NT1, 2019), idealizado pela Agencia Nacional de Águas (ANA) em parceria com a UFPR, fomentando a pesquisa científica sobre a Bacia do Paranapanema, localizada nos estados de São Paulo e Paraná. Para onde foram desenvolvidas diversas análises criteriosas sobre a dinâmica da bacia e seu atual critério de enquadramento hídrico (NT1, 2019). Houveram interessantes resultados, dentre estes, projeções de cenários futuros para a qualidade dos principais Reservatórios localizados na bacia; fundamentados no atual plano de gestão da bacia, em diferentes rigores científicos, de arrojado a conservador (NT5, 2021).

O projeto finalizou no ano de 2021. Contudo, pensando no âmbito de licencia-

mento ambiental, em que o monitoramento se mantém após a conclusão de um projeto (Medeiros, 2018) de modo a acompanhar da eficiência das abordagens sugeridas pelas conclusões dos Estudos de Impacto Ambiental (PL 3729/2004). De modo que se efetive uma melhora na gestão da bacia hidrográfica a partir das orientações desenvolvidas, é essencial o ato de monitoramento contínuo. Além disso, segundo Queiroz et al.(2016) o monitoramento de questões ambientais compatibiliza a expansão econômica e social com a redução das degradações ambientais, prevenindo e atenuando riscos ambientais e seus impactos adversos.

Sob todas essas constatações a respeito do projeto de Enquadramento (NT1,2019) e dos efeitos positivos do monitoramento ambiental é fundamentado o estudo presente. Caracterizando o desenvolvimento de uma eficiente ferramenta de acompanhamento da qualidade hídrica para os principais reservatórios da Bacia do Paranapanema.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVOS GERAIS

Instrumentalizar a gestão hídrica dos reservatórios que compõe a Bacia do Paranapanema. Estabelecendo uma ferramenta de monitoramento contínuo do estado trófico dos corpos hídricos, por meio do acompanhamento das concentrações de clorofila locais. Facilitando o acompanhamento da qualidade hídrica.

Consolidar algorítmico computacional capaz de estimar concentrações de clorofila em meio aquático a partir de imagens de satélites para os principais reservatórios da Bacia do Paranapanema. Instrumentalizando um monitoramento contínuo de baixo custo que identifica as respostas do meio em termos de seu estado trófico.

Criando um ferramenta computacional capaz de equipar a gestão hídrica dos reservatórios minimizando seus riscos operacionais. Com a capacidade de fundamentar iniciativas de estudos mais detalhados sobre as dinâmicas naturais através dos resultados apresentados pelo monitoramento contínuo das concentrações de clorofila.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Calibrar modelo matemático a partir de concentrações locais de concentrações de clorofila e testa-lo estatisticamente. Criando um algoritmo capaz de quantificar concentrações de clorofila a partir de imagens de satélite. Objetivos que podem ser descritos nos seguintes itens:

- Modelagem: Parametrizar modelo matemático capaz de estimar concentração de clorofila. Calibrando-o a partir de concentrações locais.
- Uso GEE: Modelagem acoplada aos produtos de Satélites disponibilizados gratuitamente na plataforma Google Earth Engine.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Modelagem é um conjunto de ferramentas computacionais que permite equacionar os processos, representar, entender e simular o comportamento hidrodinâmico de uma bacia hidrográfica e seus corpos associados (Ji, 2008). A capacidade de gerar dados, bem como auxiliar com indicadores de alta resolução temporal, são fatores essenciais para a gestão de recursos hídricos (Curtarelli et al., 2018).

Sistemas lênticos são muito suscetíveis às variações meteorológicas regionais, portanto são ótimos sinalizadores das mudanças climáticas por qual atravessamos globalmente (Magnuson et al., 1997). Nas últimas duas décadas o impacto das mudanças climáticas em lagos ganhou significância na gestão pública, criando uma demanda de estudo sobre essas áreas, favorecendo o desenvolvimento de pesquisas científicas que auxiliassem compreender a magnitude destas mudanças (Bueche, Mark, 2014).

O alto crescimento populacional na América Latina nos últimos anos trouxe consequências para a demanda hídrica, aumentando-a significativamente, estabelecendo um movimento incessante de busca de novas fontes de água, que por sua vez incentivou a construção de reservatórios e lagos artificiais de modo a cumprir as demandas dos setores industriais, urbanos e outros (Zagona et al., 2001). Muitos destes reservatórios construídos sofrem de eutrofização, desafiando a gestão dos mesmos, pois limita o emprego do recurso para os fins necessários, inviabilizando o uso desta água para determinados padrões de qualidade (Salas, Martino, 1991).

A eutrofização cultural de um sistema aquático é caracterizado pelo aumento da disponibilidade hídrica de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, que aceleram a produção primária do ecossistema. Causando efeitos indesejados como aumento da turbidez, diminuição de oxigênio dissolvido, bloom de algas tóxicas, mortandade de peixes, perda de biodiversidade e desenvolvimentos de espécies indesejadas (Milstead, et al., 2013).

Segundo Hasler (1969) muitos lagos pelo mundo estão se tornando cada vez menos biodiversos, pois constantemente recebem excessivas cargas de nutrientes através de sistemas de esgotamento, sofrendo constantes mudanças antrópicas. Atividades humanas intensificadas pelo crescimento populacional, industrial e agrícola estão causando um exorbitante enriquecimento de nutrientes em lagos, estuários e rios (Azevedo, 1998). Ação que compromete a vida animal, vegetal, além de desvalorizar e destruir o corpo hídrico. Principalmente pelo intenso consumo de oxigênio dissolvido no processo de decomposição das algas mortas, que indisponibiliza o material oxidativo para a vida animal e vegetal do ecossistema (Hasler, 1969).

Os ciclos de nutrientes, de maneira global, têm sido perturbado pela combustão de combustíveis fósseis, pelo uso de fertilizantes nitrogenados industrialmente e pela

mineração de rochas fosfáticas. Uma grande proporção desses compostos antrópicos é devolvida para o solo ou meios hídricos através da percolação, dos resíduos humano e animais e pela deposição atmosférica. Por fim, esse excesso de nutrientes são transportados para as águas costeiras (Milstead, et al., 2013).

Segundo Rigosi et al. (2014), a interação entre mudanças climáticas e eutrofização gradualmente condiciona o ecossistema para que haja uma dominância de cyanobacterias e um supressão da densidade populacional de phytoplankton. Potencialmente reservatórios perderão sua capacidade de multi-uso, ameaçando a saúde pública (Azevedo, 1998). Visto isso, torna-se nítida a importância do monitoramento de qualidade hídrica dos sistemas lênticos, aprimorando a gestão dos mesmos (Cairo et al., 2020).

Segundo Rudorf et.al,(2006) através do Sensoriamento Remoto é possível identificar variações espaciais e temporais na qualidade de água. Devido as suas respostas espectrais da lamina de água, que por sua vez está ligado aos Componentes Opticamente Ativos (COAs), água pura, partículas em suspensão e pigmentos fitoplanctônicos (Renó et al., 2009). As moléculas que captam e transformam a energia solar são chamados de pigmentos fotossintetizantes, interagem com a luz em bandas espectrais características, por exemplo a Clorofila possui resposta entre 438 e 676 nm (Arraut et al., 2005). A característica reflectiva da água pode ser interpretada como um indicador de suas propriedades químicas (Renó et al., 2009).

Há diversas aplicações para o imageamento realizado pelos satélites, como a descrição da área superficial e volume de um lago (Ma et al., 2019), a informação de parâmetros de qualidade hídrica, como turbidez (Liu et al., 2017) e clorofila (Rudorf et.al, 2006). A concentração de partículas em suspensão é particularmente interessante pelos seus efeitos na transmissão de luz a coluna d'água, acumulação e transporte de nutrientes/contaminantes nos corpos hídricos, características de suma importância para gestão e proteção dos sistemas lênticos (Liu et al., 2017).

Em associação com medições in situ, o sensoriamento remoto pode ser um essencial ferramenta de monitoramento de risco ambiental como a eutrofização e o crescimento de algas maléficas, promovendo assim, o suporte para novas estratégias de gestão destes sistemas (Cairo et al., 2020). Favorável pela consistência temporal de dados e sua capacidade de síntese, há diversos ensaios científicos que descrevem a aplicação de sensoriamento, principalmente para determinação de clorofila, pela sua atribuição à abundância biomássica de phytoplankton e sua correlação com concentrações de nutrientes (Arraut et al., 2005).

Segundo Cairo et al. (2020), para reservatórios tropicais, algoritmos de quantificação de concentração de clorofila possuem melhores respostas quando validados e calibrados para específicos intervalos de concentração. Atribuindo a cada estado trófico

do sistema lântico um método de modelagem aplicável; esta complexidade de modelos sob formato de árvore de decisão é denominando OHA (Optical Hybrid Algorithm), que potencializa a capacidade preditiva de cada modelo matemático.

Autores como Dillon e Riger (1974) demonstram que concentrações de fósforo e clorofila possuem uma relação linear quando as concentrações do nutriente em primavera são comparadas com a clorofila do verão, para ordenadas e abcissas em escala logarítmica. Sendo assim possível estimar concentrações de fósforo a partir da concentração de clorofila e vice e versa. Para Stow (2013) quando ajustamos equações para reger determinados intervalos de concentração de fósforo aumentamos a acurácia da predição, pois com a alteração do estado trófico do lago modificamos sua sensibilidade de resposta as variações de concentração.

Um fator limitante a respeito das aplicações do sensoriamento remoto é a dificuldade do mesmo em isolar determinados comprimentos de onda, dificultando a obtenção de informações sobre um específico COAs (Rudorf, 2006). Buscando diminuir esta dificuldade técnica é estimulada a calibração dos modelos com medições in Situ (Renó et al., 2009).

Em dezembro de 1981 a World Health Organization (PAHO/WHO) realizou um evento em São Paulo, Brasil, para estruturar metodologias avaliativas do processo de eutrofização, promovendo a inclusão desses na gestão hídrica. Iniciando assim o desenvolvimento de métodos simplificados capazes de avaliar a eutrofização em lagos tropicais. Os objetivos principais desse movimento eram: (i) Estabelecimento de critérios classificadores do estado trófico dos sistemas lânticos tropicais. (ii) Desenvolvimento de práticas capazes de avaliar o estado eutrófico do sistema, (iii) Elaborar um modelo matemático eficaz na gestão de reservatórios (Salas, Martino, 1991). Os modelos matemáticos elaborados por Vollenweider em 1976 para lagos temperados são utilizados para prever as concentrações de nutrientes dos reservatórios através das cargas afluentes ao sistema, juntamente com o tempo de residência hídrica e a profundidade média. Possibilitando assim, estimar as concentrações de PT e NT do lago (Milstead, et al., 2013). Sendo uma ferramenta importante no desenvolvimento do TMDL.

TMDL é o cálculo da quantidade máxima de um poluente que o corpo hídrico pode receber e ainda preservar sua qualidade ou estado trófico. É definido como a soma de todas as cargas que chegam até o corpo, de diferentes pontos e locais. Os principais incrementos de carga provém de sistemas de tratamento de efluentes, tanto municipal como industrial. Além de cargas difusas como tanques sépticos, lixiviação de fertilizantes, entre outros (The Basics of TMDL,2019).

Segundo a NT2 (UFPR/ANA, 2019) o enquadramento ou classificação de águas superficiais é convencionalmente realizado através de duas metodologias, isso para

quando se trata de parâmetros físico-químicos. A primeira pela determinação de concentrações limites - metodologia institucionalizada no Brasil, e a segunda pelo cálculo de cargas máximas (TMDL). Ambas são ferramentas que dependem das escalas temporais, visto que as cargas e concentrações variam significativamente com tempo. Sendo comumente adotada a Q95% como vazão de referência de disponibilidade hídrica.

De acordo com Costa e Monteiro (2015), escalas diárias são adequadas para representar efeitos de fotossíntese e respiração, enquanto previsões sazonais são necessárias para análises de oxigênio dissolvido ou nutrientes. Da mesma forma, Baffaut et al. (2015) argumenta que alguns processos ocorrem na escala de segundos (adsorção/dessorção, por exemplo), minutos (como nitrificação e desnitrificação) e horas (crescimento de algas/eutrofização para exemplo).

Segundo a NT2 (UFPR/ANA, 2019) a magnitude dos reservatórios e seu tempo de residência pode induzir condições favoráveis para a ciclagem dos nutrientes, condicionando o desenvolvimento do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas. Quanto maiores os tempos de residência, maiores tenderão a ser as alterações na qualidade da água do reservatório em relação à dos rios originais.

Tundusi e Straskraba (1999) encontraram a relação de que reservatórios com tempos de residência inferiores a duas semanas possuem ecossistemas com comportamentos similares aos de rios (ambientes com elevadas taxas de renovação da água). Já com tempos de residência superiores a duas semanas e menor que um ano apresentam dinâmicas em posição intermediária entre rio e lago. Por fim, os com tempos de residência superiores a um ano se caracterizam como ecossistemas com características de lacustres.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

#### 4.1.1 BACIA DO RIO PARANAPANEMA

A Bacia do Rio Paranapanema está localizada entre os estados do Paraná e São Paulo. Em termos de área total, está mais localizada dentro do estado do Paraná. Possuindo mais de 900 km de extensão e  $100.800 \text{ km}^2$ . É caracterizada como de vital importância para o desenvolvimento socioeconômico do país. Possuindo uma gestão desafiadora, demandando uma visão integrada dos dois importantes estados brasileiros.

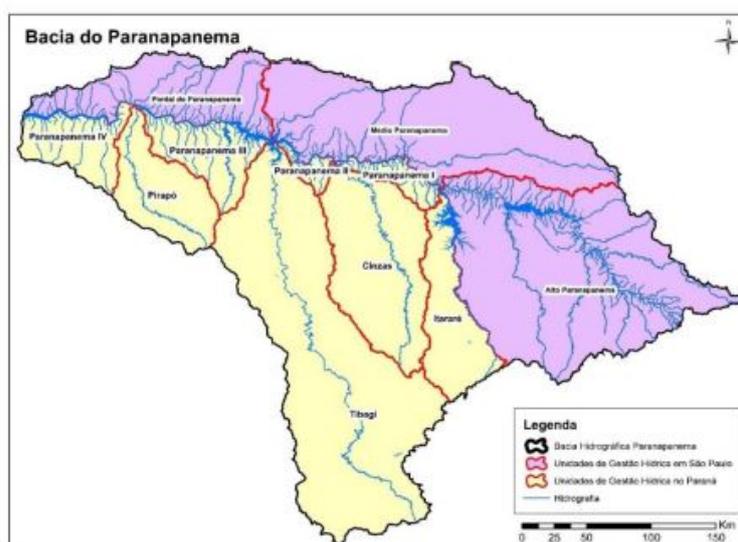


Figura 1: Bacia do Paranapanema - Sub-bacias representativas

Atualmente, o rio Paranapanema possui onze usinas hidrelétricas em operação, historicamente houve uma transformação do curso original em uma sucessão de reservatórios justapostos. Estas usinas são: Jurumirim, Piraju, Paranapanema, Chavantes, Ourinhos, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana (NT2,2019).

#### 4.1.2 RESERVATÓRIOS

Para o presente estudo foram utilizados os reservatórios associados às principais UHE's da Bacia do Paranapanema, que são: Jurumirim, Chavantes e Capivara. Todos os dados de suas morfologias foram retirados do NT02 (UFPR/ANA, 2019).

O reservatório Capivara é o de maior área entre os três, localizado ao longo do Rio Paranapanema, com margem esquerda no município de Porecatu (PR) e margem direita em Taciba (SP). Com uma capacidade de represar  $10,5$  bilhões de  $\text{m}^3$  de água, inundando  $580 \text{ km}$ .

Já o reservatório Chavantes é o mais profundo, está situado à esquerda do município de Ribeirão Claro (SP), com a margem direita em Chavantes, dentro de uma área de intenso estreitamento do Rio Paranapanema. Sua barragem permite a acumulação de no máximo 9,4 bilhões de m<sup>3</sup> de água e 418,94 km<sup>2</sup> de área inundada.

Por ultimo, o reservatório Jurumirim. Localizado na região do Alto Paranapanema, com margem esquerda no município de Piraju (SP) e margem direita em Cerqueira César (SP). Com uma capacidade de 7,2 bilhões de m<sup>3</sup> de volume e 449 km<sup>2</sup> de área inundada.

A relação cota, área e volume para os reservatórios descritos está ilustrada na figura 5.

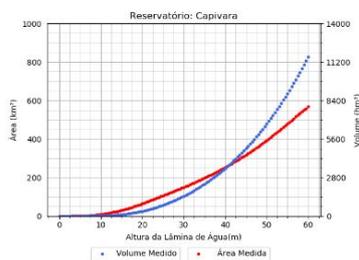


Figura 2: Cota x Área x Volume Reservatório Capivara

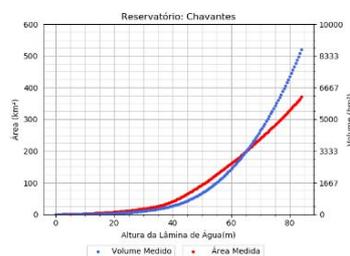


Figura 3: Cota x Área x Volume Reservatório Chavantes

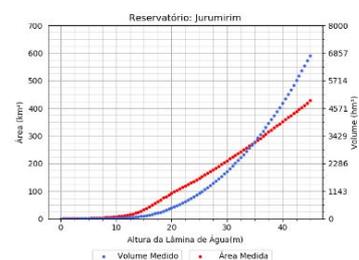


Figura 4: Cota x Área x Volume Reservatório Jurumirim

Figura 5: Gráficos Cota x Área x Volume dos Reservatórios: Capivara, Chavantes e Jurumirim

#### 4.1.3 SETORIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS

Ao longo do Projeto Ana - Enquadramento Bacia do Rio Paranapanema constatou-se significantes variações espaciais de qualidade de água nos reservatórios. Com isso foi sugerida uma fragmentação dos reservatórios em setores de modo a não comprometer a interpretação das alocações de cargas contaminadores, aumentando a representatividade do procedimento de enquadramento e evitando a generalização das diferenças de qualidade hídrica.

Durante a NT03 (UFPR/ANA, 2020) foram testados diversos métodos de setORIZAÇÃO dos reservatórios, sendo estes: zoneamento hidrodinâmico, zoneamento de qualidade de água, zoneamento baseado na bacia, zoneamento geométrico/morfológico. Em que, através da semelhança regional destes parâmetros foram arbitradas delimitações geométricas nos lagos de acordo com os resultados estatísticos apresentados pelos métodos de *k-means* e de *clustering*.

Em NT03 (UFPR/ANA, 2020) foi verificado que as semelhanças espaciais de geometria e tempo de residência são os parâmetros mais adequados para a definição

das setorizações. Desse modo, foram separados os reservatórios em setores a partir da semelhança espacial da geometria e dos tempos de residência.

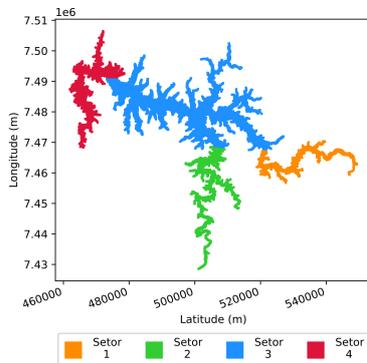


Figura 6: Setorização do Reservatório Capivara

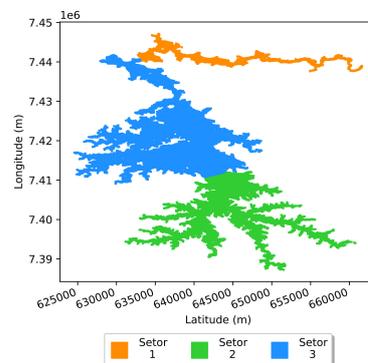


Figura 7: Setorização do Reservatório Chavantes

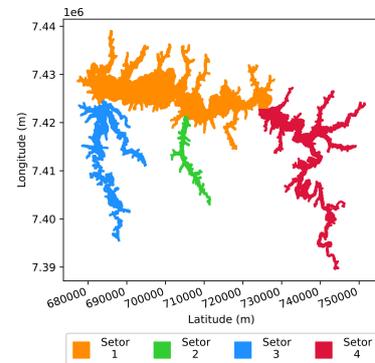


Figura 8: Setorização do Reservatório Jurumirim

Figura 9: Zoneamento realizado nos Reservatórios: Capivara, Chavantes e Jurumirim (NT03 , 2020)

A setorização definida ao projeto e a este trabalho está evidenciada na figura 9. No projeto descrito em NT02 (UFPR/ANA, 2019) foram realizadas para cada região específicos cálculos de TMDL, isolando a carga afluyente a cada setor e a assim fundamentando a metodologia de enquadramento hídrico desenvolvido no estudo ANA/UFPR.

## 4.2 DADOS DISPONÍVEIS

Nesta seção do trabalho serão apresentados os dados disponíveis aos reservatórios listados, transparecendo o banco de dados utilizado para efetuar a presente pesquisa. Composto por dados da HidroWeb (ANA), CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR), Google Earth Engine (GEE) e modelagem DELFT3D.

- HidroWeb: Plataforma online gerenciada pela ANA, sendo a base do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. Fornecendo acesso aos dados disponíveis pela Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN).
  - Dados de estações pluviométricas, fluviométricas, sedimentológicas e de qualidade da água. Disponível [aqui](#)
- CETESB: É a agencia ambiental do Governo do Estado de São Paulo responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e regulação de licenciamentos ambientais.

- Dados de qualidade de água da região da bacia presente no Estado de São Paulo. Disponível [aqui](#)
- INMET: Responsável em disponibilizar informações meteorológicas nacionais
  - Estações meteorológicas com medição de velocidade e direção do vento, pressão atmosférica, radiação solar, umidade relativa do ar, nebulosidade e temperatura do ar. Disponível [aqui](#)
- SAR: Plataforma elaborado pela ANA com o propósito de reunir e organizar os dados operacionais dos reservatórios nacionais.
  - Dados fluviométricos e de geometria dos reservatórios. Disponível [aqui](#)
- GEE: Plataforma gratuita de análise geoespacial, com ferramentas de visualização e tratamento de imagens de satélite. Poderosa ferramenta de sensoriamento remoto
  - Imagens de satélite, precipitação, umidade do ar, temperatura. Disponível [aqui](#)
- DELFT 3D: modelo hidrodinâmico e qualidade de água com solução em resolução tridimensional e bidimensional. Aplicável para águas costeiras e estuarinas.
  - Séries temporais de qualidade de água e hidrométricos. Disponível [aqui](#)

Para melhor compreensão dos reservatórios e de suas características hidrodinâmicas e de qualidade foram apresentados graficamente alguns dados disponíveis. De maneira a descrever os e caracterizar os sistemas lânticos estudados.

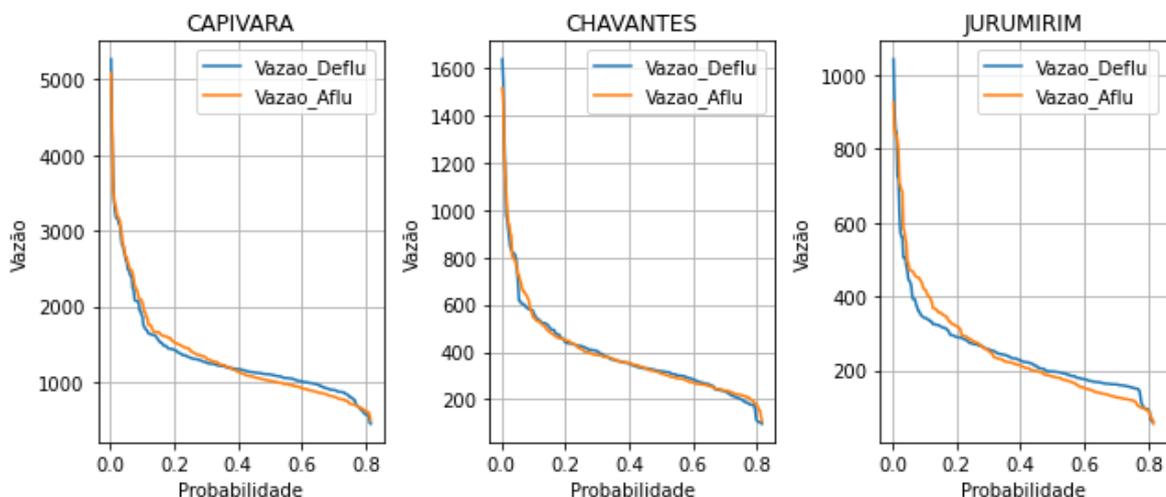


Figura 10: Curvas de permanência para vazão mensal de defluência e afluência ( $\frac{m^3}{s}$ ) para os reservatórios

O estudo da curva de permanência de um corpo hídrico demonstra importantes informações sobre sua disponibilidade hídrica, pela sua capacidade em revelar a frequência de ocorrência das vazões, neste caso de afluência e defluência. Sendo uma excelente ferramenta de instrução na realização de processos de outorga de captação hídrica. Na figura 10 foram apresentadas as curvas de permanência para as vazões afluentes e defluentes dos reservatórios.

Para demonstração da qualidade de água dos reservatórios apresentados foi proposto o cálculo de IQAR e IET. Para isso foi utilizado os métodos, tanto de cálculo como interpretação, disponibilizados e empregados pela Agência Nacional de Águas.

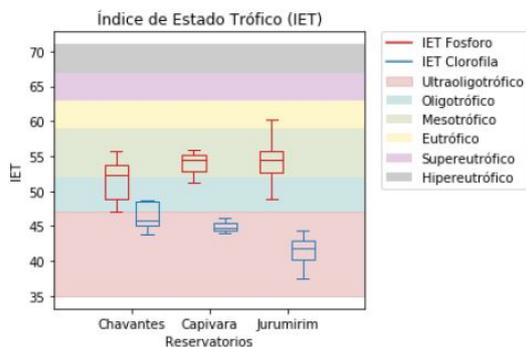


Figura 11: IET dos reservatórios

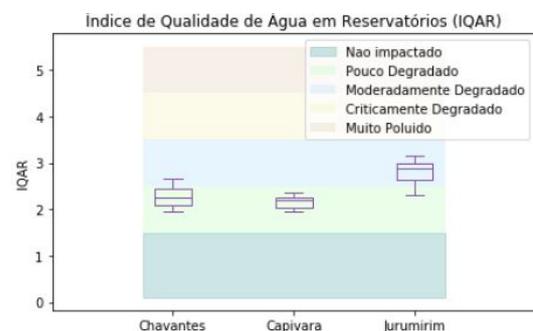


Figura 12: IQAR dos reservatórios

Figura 13: IQAR e IET para os reservatórios estudados

O IQAR é um instrumento de classificação hídrica, que categoriza o corpo hídrico em uma das 6 classes definidas, que de forma crescente informa o grau de degradação que se encontra o meio aquático. Classe 1 sendo definida como pouco degradada enquanto a Classe 6 como extremamente degradada. Já o IET define o grau de estado trófico do corpo hídrico, avaliando a qualidade de água quanto ao enriquecimento de nutrientes e seus efeitos relacionados.

Embora os resultados obtidos para o IET e IQAR sejam importantes para compreendermos os corpos hídricos, é importante informar que todos os resultados contidos na figura 13 foram gerados a partir de medições instantâneas, não há série histórica destes, interferindo diretamente na confiabilidade dos resultados.

### 4.3 ENQUADRAMENTO HÍDRICO DOS RESERVATÓRIOS

A Política Nacional de Recursos , estabelece uma série de instrumentos para a gestão das águas. Dentre os instrumentos preconizados encontra-se o enquadramento de corpos hídricos em classes, de acordo com o uso preponderante. Consistindo o procedimento na categorização do meio em uma das 5 classes (água doce): Classe Especial, Classe 1, Classe 2, Classe 3 e Classe 4.

Cada classe possui concentrações limites para poluentes de importância ecossistêmica e hidrológica. Para os reservatórios em questão foi definido como limitante no procedimento de enquadramento a concentração de fósforo total em água (NT2, 2019). Com isso, foram retiradas do documento CONAMA 357 suas concentrações máximas para que então a partir destas se desenvolvesse a avaliação do enquadramento hídrico.

Tipicamente são empregados dois métodos no procedimento de enquadramento, análise de carga ou análise de concentração máxima. Para esta bacia hidrográfica, foi adotado o procedimento de análise de cargas (NT2, 2019), e para isso foi adotado estudo TMDL (*Total Maximum Daily Load*). Sendo este capaz de determinar a carga máxima que o reservatório em questão pode receber diariamente de modo a não ultrapassar uma máxima concentração.

Em NT02 (UFPR/ANA, 2019) definiu-se o fósforo como poluente crítico à qualidade de água para os corpos hídricos estudados dessa forma realizou-se o TMDL para este poluente. Para isso utilizou-se as equações descritas por Vollenweider ajustadas a lagos tropicais, empregando o equacionamento referente a concentrações de fósforo (eq [1](#)), desenvolvida por Salas e Martino (1991).

$$P_{load} = \frac{P_{in}(z.A)}{\frac{1}{T_w} + \frac{2}{\sqrt{T_w}}} \quad (1)$$

Recebe como parâmetros de entrada o tempo de residência ( $T_w$ ), profundidade média ( $z$ ), área ( $A$ ) e concentração máxima do nutriente ( $P_{in}$ ). Sendo a última definida pela classes hídricas dispostas na CONAMA 357.

A quantidade real de carga que está chegando ao reservatório é dada pela soma das cargas individuais dos rios afluentes. Comparando esse valor com o calculado pelo método acima desenvolveu-se a análise de enquadramento.

Atualmente os três reservatórios se encontram classificados em classe 2 (NT2, 2019). Sabido disso, foi apresentada em NT03 (UFPR/ANA, 2020) a relação de cargas para esta classificação hídrica. Utilizando a abordagem de setorização nos reservatórios, foi apresentado em cada produto gráfico uma relação entre a carga máxima (classe 2) e o quanto cada setor recebe de carga afluente. Interpretando assim se há uma necessidade de redução no aporte de carga nesta região, de modo que se mantenha na classificação, ou até mesmo se é possível receber mais carga poluente.

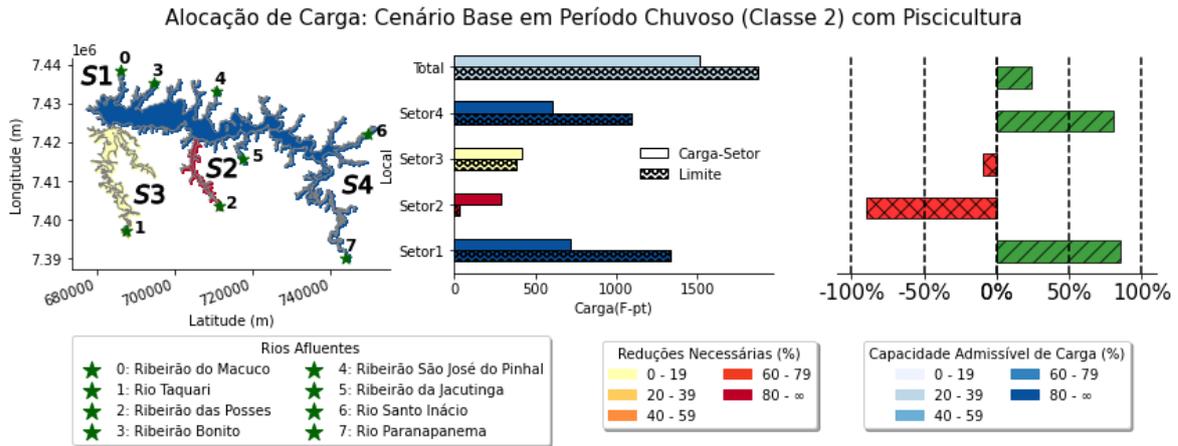


Figura 14: Relação das cargas de fósforo para Classe 2 (NT03, 2020)

Para o Reservatório Jurumirim vemos que o Setor 2 é o mais crítico, recebendo uma carga de fósforo muito superior ao permitido pela concentração limite da classe 2. O Setor 3 recebe uma carga acima da máxima porém necessita pequena redução de modo a proceder a ser considerada como classe 2.

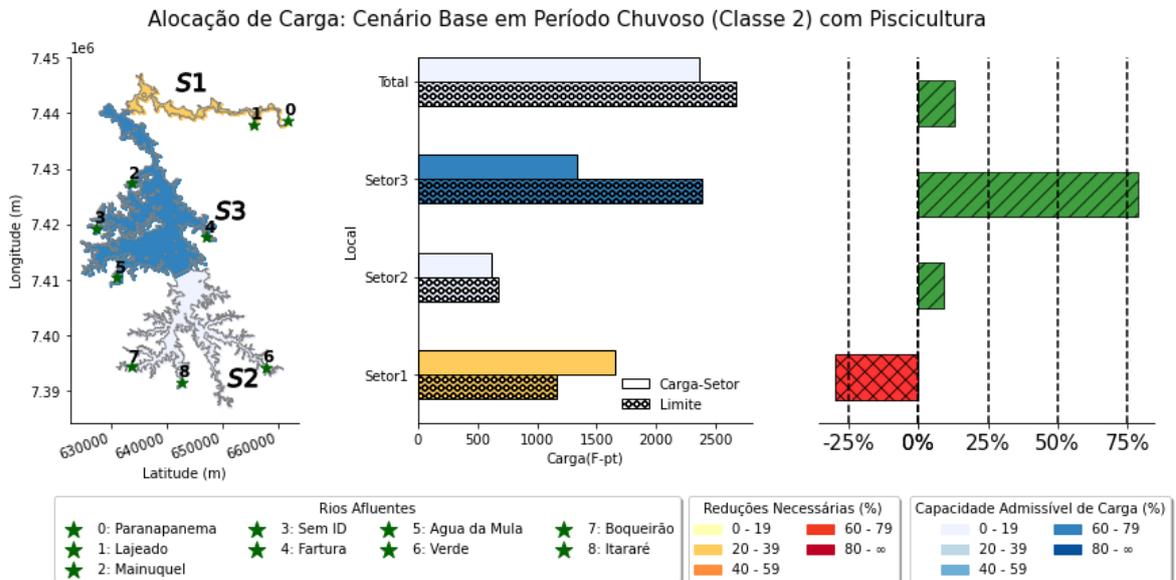


Figura 15: Relação das cargas de fósforo para Classe 2 (NT03, 2020)

Para o Reservatório Chavantes apenas o Setor 1 possui uma alocação de carga superior ao estabelecido para classe 2. Os demais setores estão dentro do limite de carga, conservando o enquadramento sob a classe referenciada.

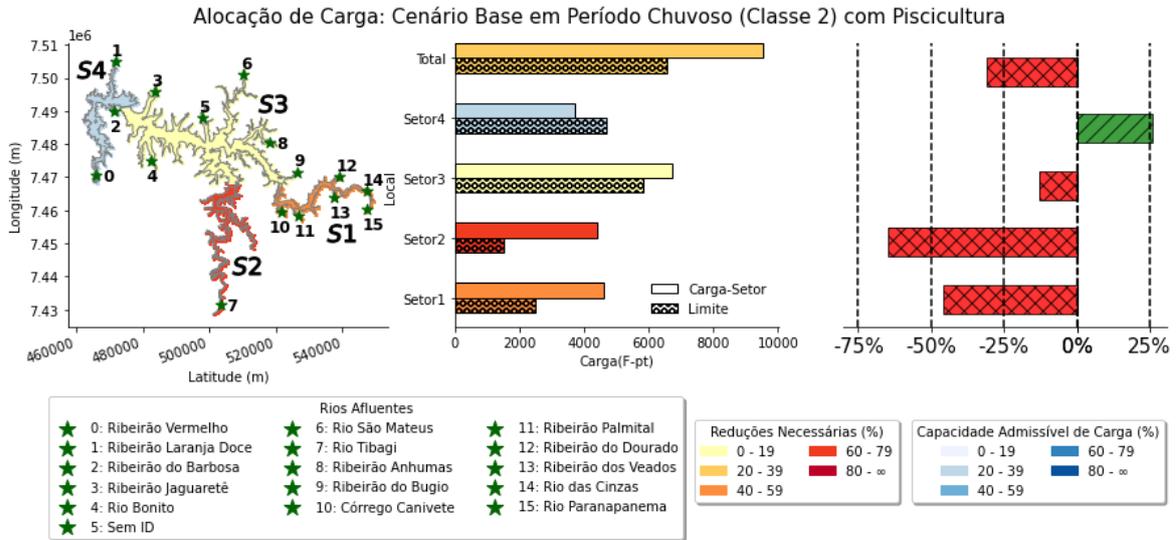


Figura 16: Relação das cargas de fósforo para Classe 2 (NT03, 2020)

Já o Reservatório Capivara se encontra fora da classe 2, tendo como mais crítica as regiões identificadas como Setor 1 e 2, que por sua vez necessitam de considerável redução de carga para que se estabeleçam sob a classe hídrica referenciada.

#### 4.4 FERRAMENTAS DO ESTUDO

##### 4.4.1 APRESENTAÇÃO

Nessa seção serão discutidas as ferramentas utilizadas para implementar tal ferramenta de gestão hídrica citada nos objetivos desse trabalho. Em resumo buscou-se consolidar um modelo matemático capaz de retornar concentrações de clorofila para os reservatórios citados na área de estudo. Em literatura, tal resultado e aplicação é comumente utilizada para o imageamento realizado pelos satélites Sentinel-2, devido a sua capacidade espectral, que restringe os intervalos de espectro com pequena diferença de comprimento de onda. O mesmo conjunto de imagens esta disponível para consulta no banco de dados do Google Earth Engine (GEE) a partir do ano de 2018. Na pesquisa bibliográfica realizada por Cairo (2020), foram constatadas o uso dos seguintes equacionamentos para obtenção de concentração do parâmetro estudado:

$$\begin{aligned}
 chla &= \left( \left( \alpha \cdot \frac{B5}{B4} \right) - \beta \right)^\gamma \\
 chla &= \alpha \cdot \left[ \left( \frac{1}{B4} - \frac{1}{B5} \right) \cdot B6 \right] + \beta \\
 chla &= \left( \alpha \cdot \exp \left( \frac{B5 - B4}{705 - 665} \right) \right) - \beta
 \end{aligned} \tag{2}$$

Como mencionado, as equações dispostas acima, são tipicamente utilizadas na

predição de concentração de clorofila para corpos hídricos. Neste conjunto de equações foram escritas as constantes de calibração em termos de  $\alpha$  e  $\beta$ , em literatura diversos pesquisadores realizaram pesquisas sobre a atribuição de valor a estes coeficientes seguindo uma metodologia clássica de calibração, métodos numéricos somados a valores reais e locais de concentração de clorofila.

De modo a maximizar a eficácia de representação das estimativas de concentração de clorofila, pretende-se encontrar o melhor equacionamento dentre os descritos nas equações [2](#), determinando seus coeficientes por meio da correlação com as concentrações reais dos reservatórios.

Para isso é primordial a utilização das concentrações de clorofilas disponíveis para estes grandes lagos. E para isso foi empregada a campanha de medições realizada pela ENVEX em 2011. Contudo, a utilização de dados para este período de tempo inviabiliza o uso das imagens do satélite Sentinel pois este está disponível a consulta a partir de 2018. Portanto, não encontrando medições mais recentes foi necessário uma adaptação dos modelos, empregando os mesmos para as imagens Landsat. Para isso, foi encontrado para este último as bandas espectrais equivalentes  $B5$  e  $B4$ , resultado apresentado na tabela [1](#).

Tabela 1: Comparação das Imagens de Satélite

Satélite	Disponibilidade	Band Red Edge	Band Red
Sentinel-2	>2018	B5 (703,9 - 703,8) nm	B4 (664.5 - 665) nm
Landsat 7	>1999	SR_B4 (770 - 900) nm	SR_B3 (630 - 690) nm

Na tabela [1](#) é clara a inferioridade da resolução espectral do imageamento Landsat em comparação ao Sentinel 2. Foram descritas apenas as bandas referentes ao vermelho e ao *red edge* pois para modelagem de clorofila estes são os parâmetros de entrada, como vemos na equação [2](#). Estas estão escritas em termos de bandas Sentinel-2 e vemos que dentre elas uma possui a aplicação da banda  $B6$ , enquanto a mesma não está descrita na tabela [1](#). Em Sentinel-2 a banda de *red edge* está separada em dois intervalos de onda,  $B5$  e  $B6$ , enquanto em Landsat 7 só há uma, SR\_B4.

Uma aplicação muito difundida e praticada para conjuntos de imagens de satélites são as diferenças normalizadas de bandas fotométricas. Uma espécie de filtragem de imagens, de modo a isolar algum fenômeno na imagem disposta. A escolha do conjunto de bandas, irá produzir diferentes efeitos, por exemplo para isolarmos a vegetação de uma imagem tipicamente é utilizado a diferença normalizada (NDVI) para as bandas correspondentes a *Near Infra Red* e *Red*, que no imageamento Sentinel-2 são armazenadas pelas bandas  $B4$  e  $B8$ . O método NDVI é tipicamente utilizado para

captar a resposta espectral da clorofila fora da água, para aplicações dentro de corpos hídricos é consolidado o NDCI, diferença normalizada das bandas B5 e B4, capaz de levantar um índice que evidencia a diferença espacial de clorofila ao longo da lâmina d'água.

$$NDCI = \frac{B5 - B4}{B4 + B5} \quad (3)$$

Como demonstrado houve uma equação dentre as dispostas nas equações 2 que não será possível a implementação, devido a indisponibilidade de uma correspondente banda B6 para o imageamento LandSat 7. De modo a preencher esta lacuna, forçou-se uma equação em termos do NDCI (equação 3) para que a mesma seja capaz de quantificar concentrações. As equações adaptadas para o conjunto de imagens LandSat 7 estão dispostas abaixo:

$$\begin{aligned} chla &= \left( \alpha \cdot \left( \frac{SR\_B4}{SR\_B3} \right) - \beta \right)^\gamma \\ chla &= \left( \alpha \cdot \left( \frac{SR\_B4 - SR\_B3}{SR\_B4 + SR\_B3} \right) - \beta \right)^\gamma \\ chla &= \left( \alpha \cdot \exp \left( \frac{SR\_B4 - SR\_B3}{705 - 665} \right) \right) - \beta \end{aligned} \quad (4)$$

Além de forçar o NDCI para representar concentrações de clorofila, serão utilizados seus valores brutos como índice de diferenciação espacial de clorofila, empregando seus valores para posterior discussão dos resultados de modelagem. Interpretando se as equações calibradas demonstram diferenças espaciais de clorofila ou não.

#### 4.4.2 CALIBRAÇÃO

Primeiramente foi necessário organizar e verificar a disponibilidade de medições para os reservatórios. A partir desta busca encontrou-se a campanha de amostragem realizada pela empresa ENVEX para o ano de 2011. Esta coletânea de aferições possui boa resolução espacial e fraca resolução temporal. Para cada ponto aferido nos reservatório há apenas um instante de coleta de dados, com diversas amostragens ao longo da coluna d'água.

Esse procedimento de calibração possui alguns desafios principalmente com o período de amostragem e o período de orbita dos satélites. Para uma devida adequação dos modelos matemáticos buscou-se utilizar amostragens com grande resolução temporal e espacial.

Um aspecto que é muito importante na calibração deste tipo de modelo é a utilização de medições muito bem georreferenciadas. Outros bancos de dados foram

consultados com dados mais recentes, como o proveniente do site da CETESB, que apesar de possuir boa frequência temporal, possui pouca resolução espacial e pontos de coleta indevidamente georreferenciados, que não informam a posição de amostragem em água, referenciando as mesmas na margem do corpo hídrico. Com isso, mesmo que com medições instantâneas foi utilizado as medições apresentados pela ENVEX em 2011.

O uso desta campanha de medições, trouxe uma limitação para o desenvolvimento do projeto, como descrito acima os modelos matemáticos empregados foram definidos a partir do imageamento realizado pelos Satélites Sentinel, contudo estes estão disponíveis para consulta no GEE para datas acima de 2018. Com isso, desenvolveu-se o objetivo deste trabalho com o grupo de imagens Landsat, que apresentam similar resolução temporal (período de orbita), espacial (tamanho de pixel), com disponibilidade de imagens do ano 1999 em frente, porém com baixa resolução espectral quando comparado ao Sentinel-2, tabela [1](#).

Uma vez que o modelo deste trabalho terá como base o conjunto de imagens LandSat 7, é importante comprovar a correlação entre as bandas espectrais apresentadas na tabela [1](#) identificando o quanto o produto fotométrico do LandSat é equivalente ao Sentinel. Para isso foi produzido um gráfico demonstrativo da correlação das razões  $\frac{Band\ Red\ Edge}{Band\ Red}$ . Foi utilizado tal razão pois segundo Cairo et al. (2020) seu produto identifica o estado trófico de um corpo hídrico.

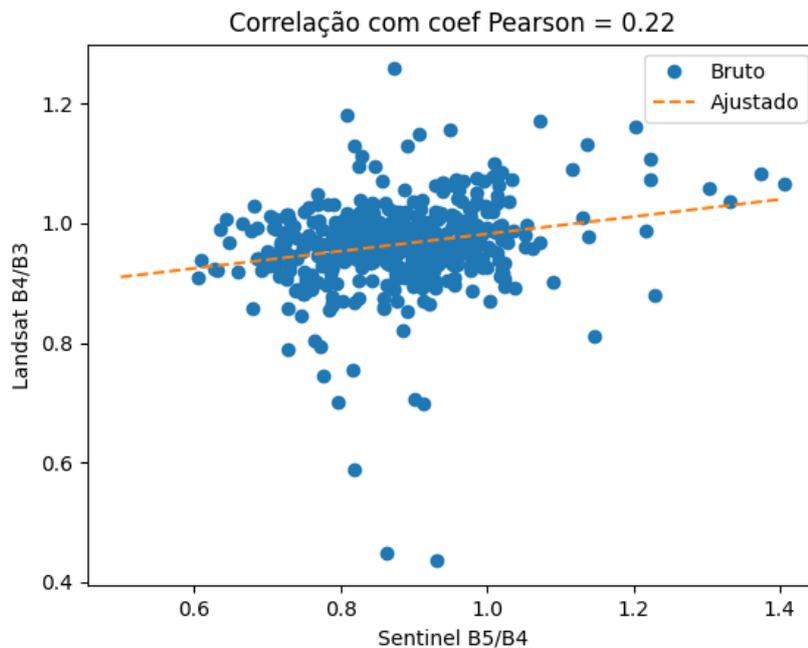


Figura 17: Correlação entre razão de bandas fotométricas LandSat e Sentinel

Mesmo com a baixa correlação demonstrada na figura [17](#) deu-se prosseguimento

na utilização das imagens LandSat 7. Houve um intento em buscar medições realizadas após o ano 2018, quando constou-se esta baixa correlação fotométrica porém não foram encontradas medições de confiável georreferenciamento. Com isso a expectativa da representatividade quantitativa das concentrações de clorofila foi diminuída. Seguindo o projeto a partir da disponibilidade das medições ENVEX e imagens de satélite LandSat 7.

Definida as equações, campanha de medições, e os reservatórios que serão modelados, partiu-se para a calibração e adequação dos equacionamentos [4] para o meio físico. Os coeficientes apresentados nestas equações serão definidos a partir de testes estatísticos de regressão desenvolvidos pela função *curve\_fit* escrita em linguagem computacional python.

Para a aplicação deste método numérico de calibração foi necessário extrair os valores espectrais correspondentes ao instante de medição, sendo esta resposta fotométrica o parâmetro de entrada dos modelos matemáticos e a concentração medida o de saída, possuindo a resposta esperada e a entrada do modelo foi possível definir as constantes de calibração. A campanha de amostragem da ENVEX foi realizada no terceiro trimestre do ano de 2011, dessa forma, usando a plataforma GEE coletou-se as respostas espectrais dos pontos de medição para este período de tempo e armazenou-os sob série temporal, gerando uma série para cada ponto. Tendo em mãos estas listas de dados, encontrou-se os coeficientes  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$  das equações [4].

Devido a baixa correlação demonstrada na figura [17] optou-se por realizar uma calibração para cada reservatório, de modo a aumentar a eficiência de resposta do modelo com o meio físico e biótico. Atribuindo para cada reservatório um modelo específico de regência de concentrações de clorofila. Para a escolha do modelo foi testado estatisticamente as equações calibradas através do coeficiente de determinação  $R^2$ . A função que obtiver o coeficiente mais próximo de 1 será definida como o modelo do reservatório em questão.

Foram dispostos três mapas, um para cada reservatório, demonstrando os pontos de medição de clorofila realizada pela campanha da ENVEX no ano 2011. Sendo estes os pontos utilizados no processo de calibração.

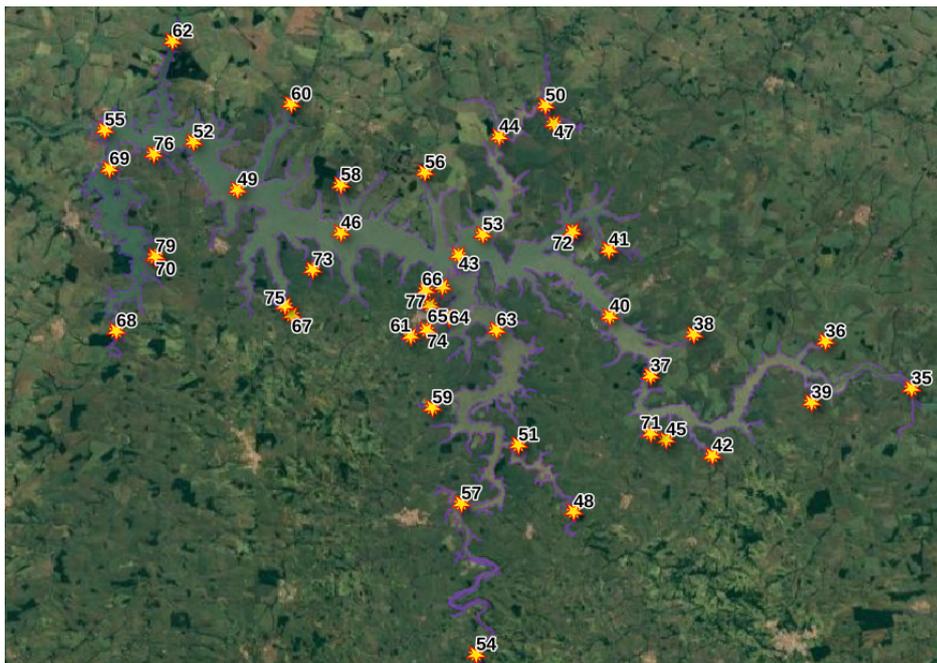


Figura 18: Pontos de medição para Reservatório Capivara

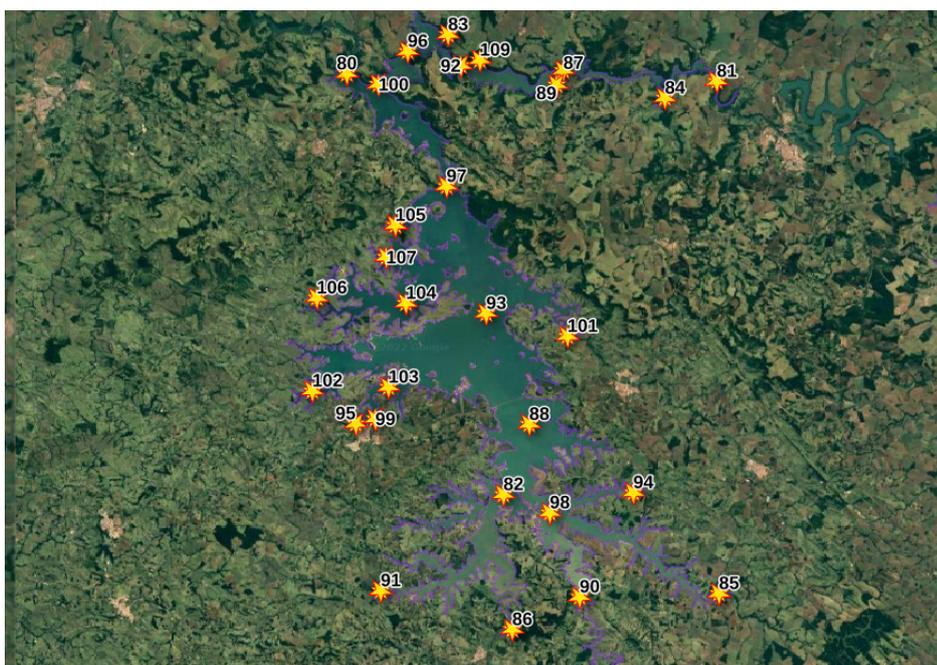


Figura 19: Pontos de medição para Reservatório Chavantes

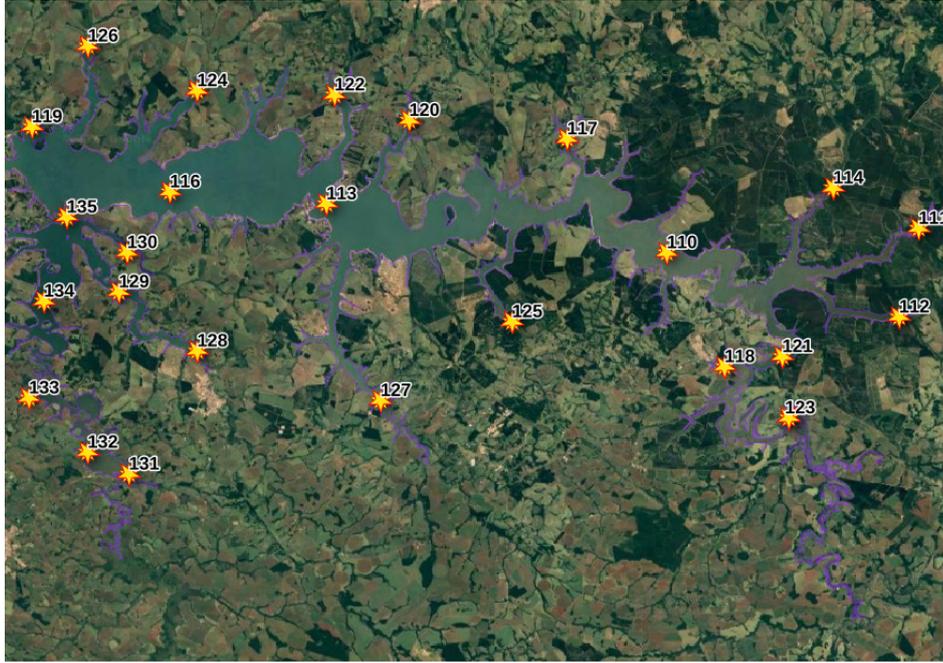


Figura 20: Pontos de medição para Reservatório Jurumirim

Um desafio neste procedimento de adequação dos modelos matemáticos foi encontrar a resposta espectral no instante de tempo que ocorre a amostragem de clorofila em água. O período de orbita do satélite LandSat é de 8 dias, porém não necessariamente é possível gerar uma série temporal com frequência de 8 dias para cada ponto devido a influência da cobertura de nuvens sob as respostas espectrais. No processo de tratamento das imagens de satélite são descartadas todas as imagens que possuem uma nebulosidade acima de 20 %, portanto além de um período de orbita de 8 dias, muitos dias de leitura serão descartados. A forma com que se contornou este problema foi a obtenção de uma série temporal sintética das bandas SR\_B4 e SR\_B3 para todo ano de 2011 para cada ponto de amostragem, a frequência desta serie de natureza variada foi transformada em frequência estável de resolução diária, através de uma interpolação linear entre os valores coletados pelo satélite. Ou seja, os valores fotométricos atribuídos ao momento de amostragem foram encontrados através de um ajuste linear da resposta óptica precedente e posterior a amostragem *in situ*.

Para manejo e obtenção dos dados provenientes da plataforma GEE foi utilizado o módulo python-GEE. A escolha em realizar as análises em tal linguagem de programação foi pela familiaridade com a sintaxe, além da mesma possuir uma ótima capacidade computacional para tratamento de dados, facilitando as análises desejada, principalmente no aspecto de calibração de modelos e automatização de tarefas.

Cada imagem coletada pelo GEE recebeu um tratamento de modo a diminuir as influências de nebulosidade, *glint* sob as imagens de satélite. Para isso foram empregados filtros e máscaras capazes de diminuir essas interferências, além de descar-

tar imagens cujos pixels possuem índice de nebulosidade acima de 20%. Para isso, foram utilizadas os método de filtragem sugeridos pela plataforma GEE em seus exemplos de aplicação. Além disso, foram utilizadas as imagens que já possuem correção atmosférica, na plataforma do GEE são categorizadas pelo prefixo "SR" que significa *Surface Reflectance*, como o nome já diz são imageamentos cujas respostas espectrais provêm da reflexão superficial.

#### 4.4.3 GERAÇÃO DOS RESULTADOS GRÁFICOS

Com as equações devidamente calibradas e escolhidas para cada reservatório, seguiu-se para a próxima etapa do projeto, gerar perfis de concentração de clorofila para um longo período de tempo, arbitrariamente escolheu-se 10 anos, realizando tal abordagem para o intervalo fechado de 2012 a 2021. E de modo a discutir o efeito sazonal da concentração de clorofila em água, isolou-se o produto de imagens para os climas de verão, outono, inverno e primavera. Gerando assim quatro imagens, uma para cada evento sazonal.

Outra comprovação da eficiência do modelo proposto será testar sua capacidade de replicar as diferenças regionais de concentração de clorofila nos reservatórios. Como visto na apresentação da área de estudo, o reservatório possui significativas diferenças de concentração de fósforo ao longo de sua área superficial, tanto que no projeto de enquadramento da bacia (NT2, 2020) houve um grande esforço em compreender em quantos setores seria razoável dividir os reservatórios. Portanto um bom indicador de qualidade do modelo será sua capacidade de identificar diferenças regionais de concentração de clorofila.

Para comprovação desta capacidade do modelo de aferir diferenças locais de concentração de clorofila será comparada a imagem média dos anos 2018-2022 com o NDCI (equação 3) médio para o mesmo período, para cada reservatório. Esta abordagem possui um número menor de anos, pois desejou-se utilizar as imagens Sentinel para o desenvolvido do NDCI, aproveitando sua resolução espectral. O produto gráfico do NDCI somado as figuras de enquadramento dispostas nas figuras 16,15, ??, trará uma boa base para a discussão dos resultados que seguirão.

O procedimento de geração destes conteúdos gráficos são similares e seguem uma estrutura de passos. O primeiro é calibração e escolha das equações de concentração de clorofila, discutidas na parte superior deste documento. A próxima etapa é o download de imagens geotiffs dos reservatórios a partir da plataforma GEE, utilizando um delimitador espacial shapefile dos reservatórios, somado ao período coleta de imagens (2012 - 2021) e filtros de nebulosidade.

Na interface python-gis não foi possível aplicar o modelo calibrado nas imagens e depois efetuar seu download, portanto baixou-as apenas com um algebrismo simples,

manipulando seus valores de pixel de modo que o valor do pixel da imagem baixada seja o *input* da equação escolhida. Baixando arquivos geotiffs contendo em seus valores de pixel o  $x$  da  $f(x)$  escolhida.

Com isso foi baixado uma coletânea de imagens. Para cada imagem foi aplicado a equação calibrada, assim retornou-se arquivos tifs com pixels de tamanhos de 30 metros onde cada valor um representa uma concentração de clorofila. A partir deste conjunto de imagens realizou a geração gráfica apresentada nos primeiros parágrafos desta seção.

De modo a proceder com a discussão dos resultados gerados a partir das imagens de satélite foram desenvolvidos os perfis meteorológicos e de vazão para os reservatórios estudados. Sendo estes, gráficos do comportamento mensal, cujo eixo das abcissas é a progressão de um ano cardeal.

Para cálculo dos perfis meteorológicos foi desenvolvido uma interpolação espacial, pela função multiquadrática, equação 5. Com isso estimou-se a magnitude dos parâmetros meteorológicos para cada corpo hídrico. O INMET disponibiliza em sua plataforma digital diversas normais climatológicas, para esta análise foi utilizada a mais atual, referente aos anos de 1991-2020. Estes dados são médias mensais geradas a partir da coletânea de 30 anos de dados, referenciados geograficamente em estações de medição. A partir da localização (latitude, longitude) destas estações relacionamos a magnitude das forçantes meteorológicas com a posição geográfica dos reservatórios, produzindo valores meteorológicos para cada sistema hídrico o que foi disposto em conteúdo gráfico.

$$h_{t,T}(x) = \sum_{i=1}^n \beta_i f_i(x) \tag{5}$$

$$f(x) = \sqrt{\left[ \frac{(x_i - x)^2}{s_x^2} + \frac{(y_i - y)^2}{s_y^2} + \frac{(z_i - z)^2}{s_z^2} \right]}$$

Para produção do perfil de vazão dos reservatórios foram utilizados os dados de operação dos mesmos disponibilizado pela plataforma SAR (Sistema de Acompanhamento de Reservatórios).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 RESULTADOS DE CALIBRAÇÃO

Seguindo a estrutura de etapas descrita na metodologia de calibração das equações foi possível chegar nos modelos referentes a cada reservatório. Os resultados deste procedimento foram colocados na tabela 2, que evidencia o coeficiente de determinação para cada equacionamento sob o respectivo reservatório. A escolha do modelo se baseará na magnitude deste coeficiente, lembrando que quanto mais próximo de um, melhor sua correspondência.

$$chla = \left( \alpha \cdot \left( \frac{SR\_B4}{SR\_B3} \right) - \beta \right)^\gamma \quad (6)$$

$$chla = \left( \alpha \cdot \left( \frac{SR\_B4 - SR\_B3}{SR\_B4 + SR\_B3} \right) - \beta \right)^\gamma \quad (7)$$

$$chla = \left( \alpha \cdot \exp \left( \frac{SR\_B4 - SR\_B3}{705 - 665} \right) \right) - \beta \quad (8)$$

De maneira a facilitar o acompanhamento dos resultados apresentados, foi inserido acima os equacionamentos propostos à calibração.

Equações	$R^2$ Chavantes	$R^2$ Capivara	$R^2$ Jurumirim
Eq. 6	0,0632	0,0123	0,257
Eq. 7	0,0627	0,0093	0,226
Eq. 8	-	-	-

Tabela 2: Coeficientes de Determinação para equações calibradas utilizando todos os pontos de medição disponível

Como visto na tabela 2, a partir do coeficiente de determinação, que embora em todos os casos e equacionamentos possuam baixa magnitude, é visto que uma equação dentre todas possui uma melhor adaptação, sendo a mesma para os três reservatórios, diferindo pelos seus respectivos coeficientes. Foi colocada abaixo a equação escolhida.

$$chla = \left( \alpha \cdot \left( \frac{SR\_B4}{SR\_B3} \right) - \beta \right)^\gamma \quad (9)$$

Com o objetivo de melhorar a correspondência dos modelos com o meio físico e biótico, realizou-se uma nova calibração para menos pontos nos reservatórios. Para isso, foram selecionados os locais com uma maior distância da margem, de modo a diminuir o efeito de borda dos reservatórios. Essa nova seleção de pontos foi disposta em figuras, para visualização e compreensão do leitor.

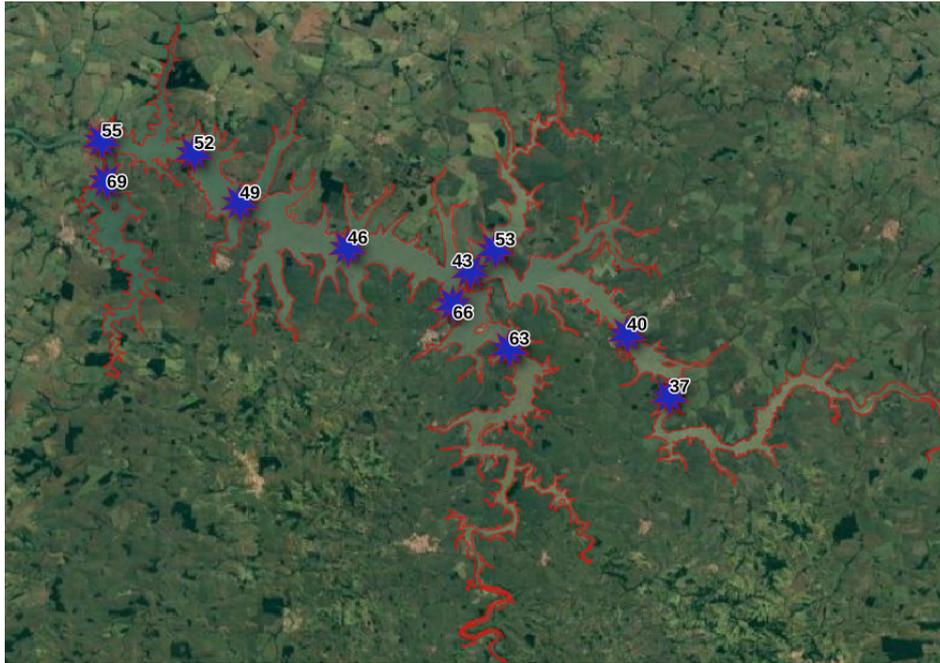


Figura 21: Seleção de pontos de medição para Reservatório Capivara

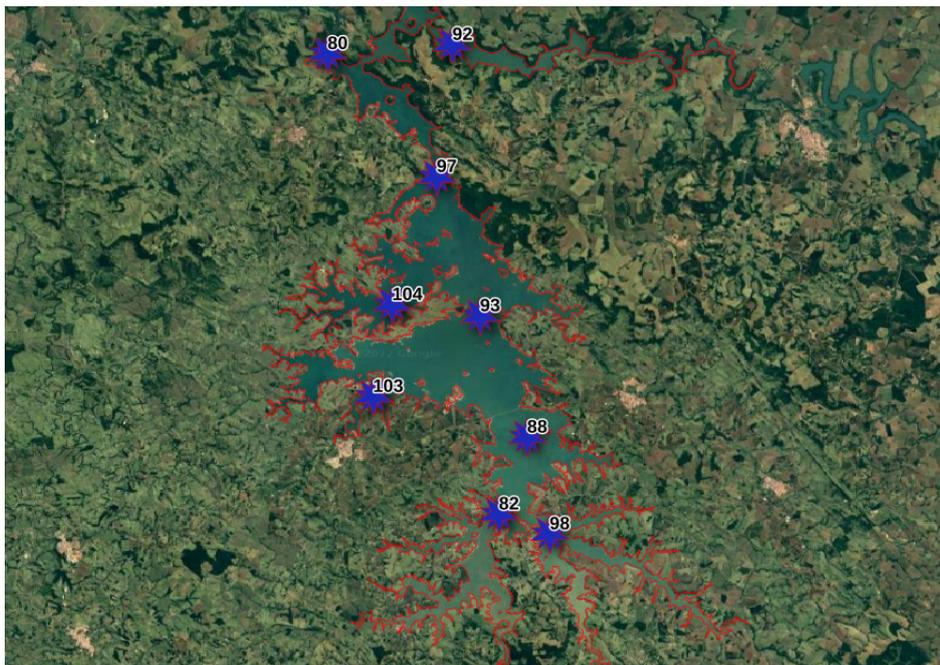


Figura 22: Seleção de pontos de medição para Reservatório Chavantes

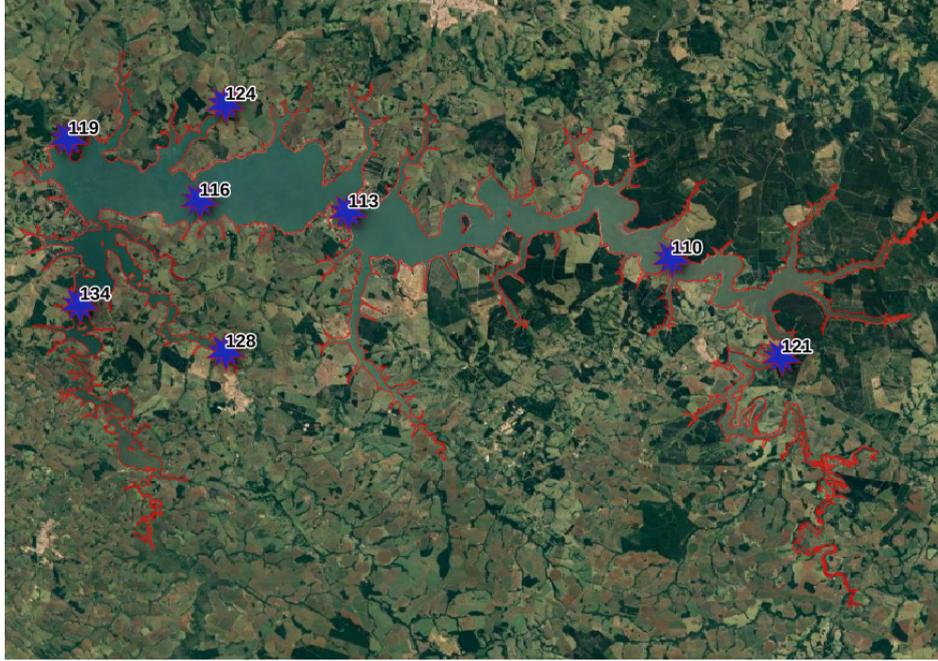


Figura 23: Seleção de pontos de medição para Reservatório Jurumirim

Para esta redução dos pontos, foram utilizados uma menor quantidade de concentrações de clorofila e respectivas respostas fotométricas. Dito isso, vejamos os novos coeficientes de determinação encontrados, apresentados na tabela abaixo.

Equações	$R^2$ Chavantes	$R^2$ Capivara	$R^2$ Jurumirim
Eq. 6	0,0544	0,0063	0,1238
Eq. 7	0,0553	0,0058	0,1289
Eq. 8	0,0501	0,0041	0,218

Tabela 3: Coeficientes de Determinação para equações calibradas utilizando uma seleção dos pontos de medição disponível

Comparando esta nova calibração, tabela 3, com a tabela 2 é visto que não houve uma significativa mudança nos coeficientes de determinação com esta redução dos pontos de calibração. Portanto, por pragmatismo foi arbitrada a primeira calibração como a de referência ao projeto. Não havendo significativa mudança com a simplificação, escolheu-se a mais complexa.

$$chla = \left( -1,048 \cdot \left( \frac{SR\_B4}{SR\_B3} \right) + 5,04 \right)^1 \quad (10)$$

$$chla = \left( 0,125 \left( \frac{SR\_B4}{SR\_B3} \right) + 0,582 \right)^1 \quad (11)$$

$$chla = \left( 1,427 \left( \frac{SR\_B4}{SR\_B3} \right) - 0,255 \right)^1 \quad (12)$$

Dessa forma, foram definidos os modelos matemáticos do projeto, sendo a equação [11](#) referente ao Reservatório Capivara, equação [12](#) para o Reservatório Chavantes e a equação [10](#) para o Reservatório Jurumirim.

Na figura [24](#) é visto o perfil de comportamento destes equacionamentos para os pontos de medição comparando-os com as medições de clorofila empregadas. Para esta visualização foi disposto um diagrama de caixas, pela sua capacidade em demonstrar a variabilidade das concentrações estimadas em relação as reais, expondo algumas interessantes características estatísticas.

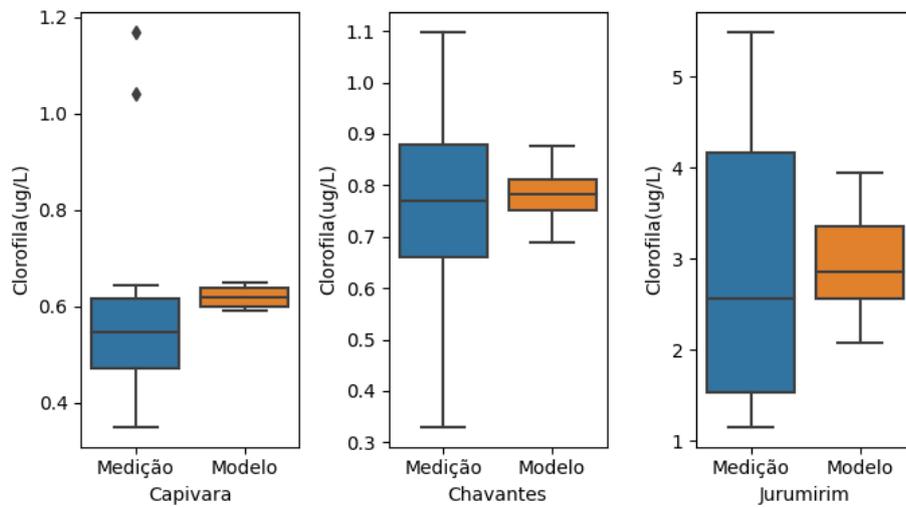


Figura 24: Diagrama de caixas, medição vs modelado

Em todos os reservatórios, vemos na figura [24](#) que o modelo suprimiu a variabilidade das concentrações de clorofilas, evidenciado pelo achatamento dos quartis, reproduzindo o comportamento médio das concentrações. Possuindo a pior performance para o reservatório Capivara, reafirmando o resultado apresentado na tabela [2](#).

De modo a complementar a análise de correspondência do modelo sob o meio físico foi criado um gráfico de correlação y-y. Comparando a medição com o valor atribuído pelo modelo.

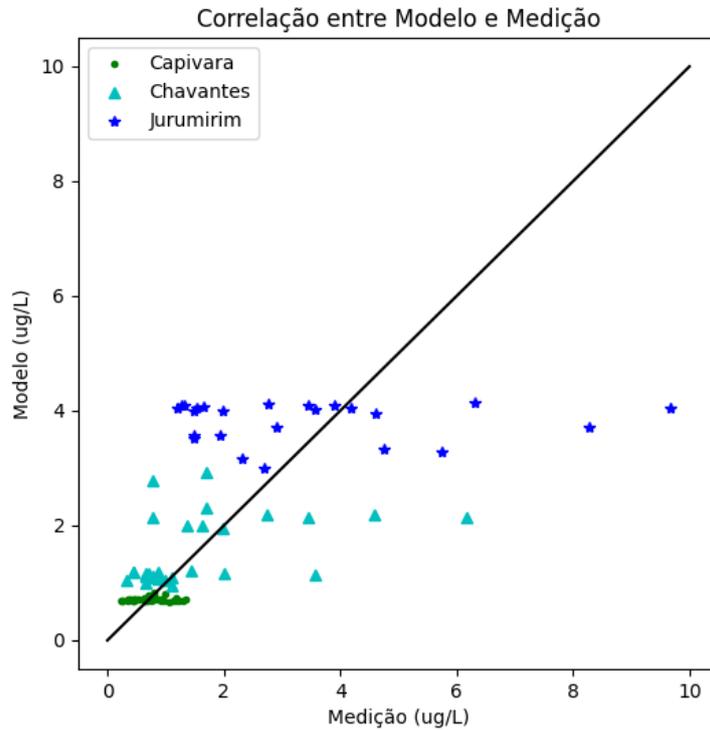


Figura 25: Correlação entre modelo e medições

Tanto pela figura [25](#) quanto pela figura [24](#) vemos que o modelo tem uma boa predictibilidade para valores médios, se mostrando ineficiente na modelagem de variações sob o valor central. Pelo gráfico de correlação percebemos que o modelo não consegue avaliar o aumento das concentrações nem seu decréscimo, concluindo que a variabilidade vista no diagrama de caixas é produto do ruído do modelo. Possuindo uma tendência em representar a concentração média do reservatório. Sugerindo que o modelo reproduz a concentração média de clorofila independentemente da resposta óptica do meio. Levando a questionar se este é capaz de informar a concentração média independentemente do cenário ou apenas replicar as concentrações de 2011.

Coefficientes de determinação próximos de 1 demonstram uma ótima adaptação e correspondência do modelo com o fenômeno estudado. Em nosso caso, vemos na tabela [2](#) que estamos longe de um  $r^2 > 0,7$ . E antes de prosseguirmos com a discussão da acurácia destes modelos é importante lembrarmos que a equação [9](#) provém de uma adaptação, vista a indisponibilidade do imageamento Sentinel para os dados de calibração utilizados.

A equação [9](#) foi a que possuiu a melhor correspondência para as medições de clorofila, tanto que a definimos como modelo de referencia do projeto. E é visto que este equacionamento prevê a abundância de clorofila a partir da razão  $\frac{SR\_B4}{SR\_B3}$ .

Seguindo a discussão e análise do baixo coeficiente de determinação encontrado,

foi disposta a figura 26 que correlaciona a razão das bandas (*input* da eq. 9) com as concentrações de clorofila amostradas. Para esta visualização foram colocadas as medições de clorofila em comparação com razão das respostas espectrais durante esta amostragem.

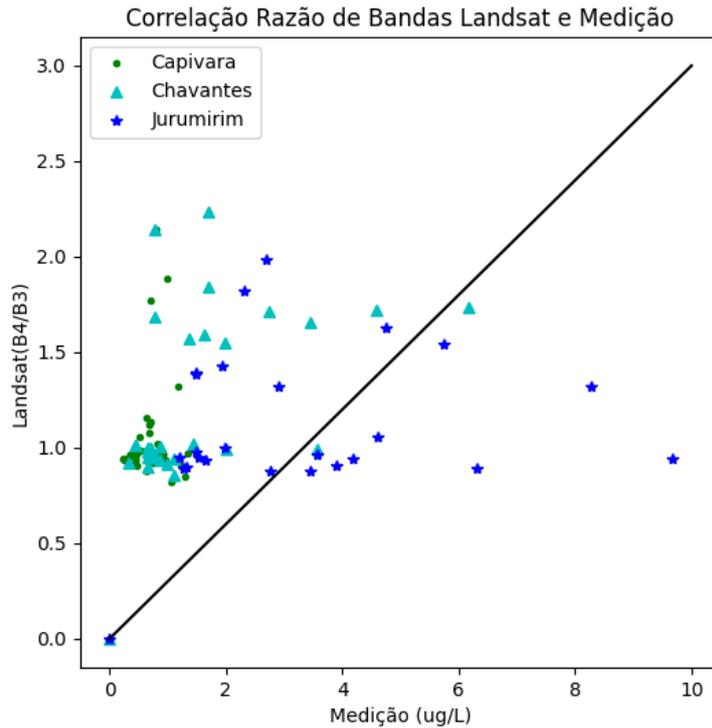


Figura 26: Correlação razão de bandas  $\frac{SR_{B4}}{SR_{B3}}$  com medições de clorofila

Como não percebemos uma forte correlação entre a razão  $\frac{SR_{B4}}{SR_{B3}}$  com as medições disponíveis foi de interesse realizar a visualização destas bandas fotométricas de maneira isolada, em seus valores brutos sem a razão das mesmas. Com isso foram produzidas mais duas figuras, a primeira relacionando a banda  $SR_4$  com as medições e a segunda relacionando a banda  $SR_3$  com o conjunto amostrado.

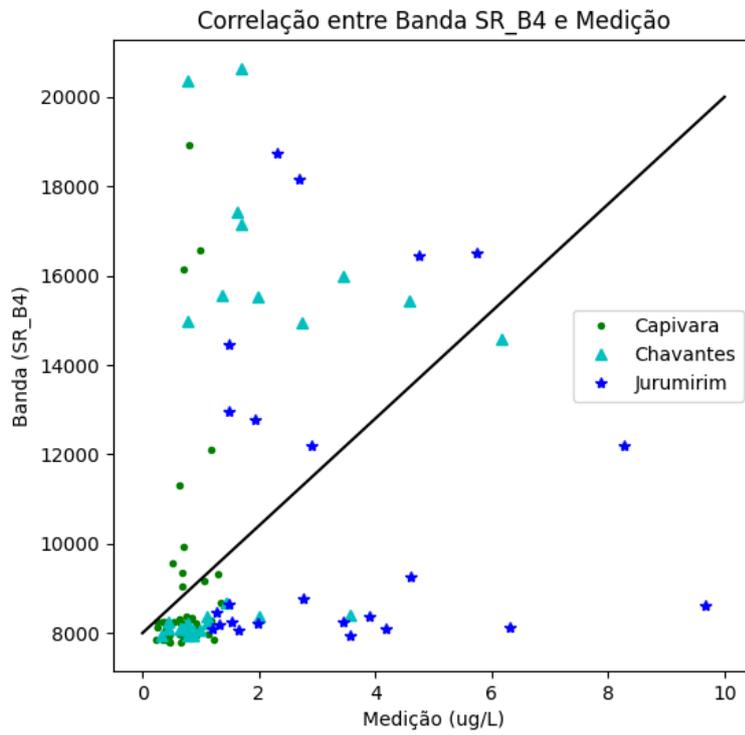


Figura 27: Correlação da banda *SR\_B4* com as medições de clorofila

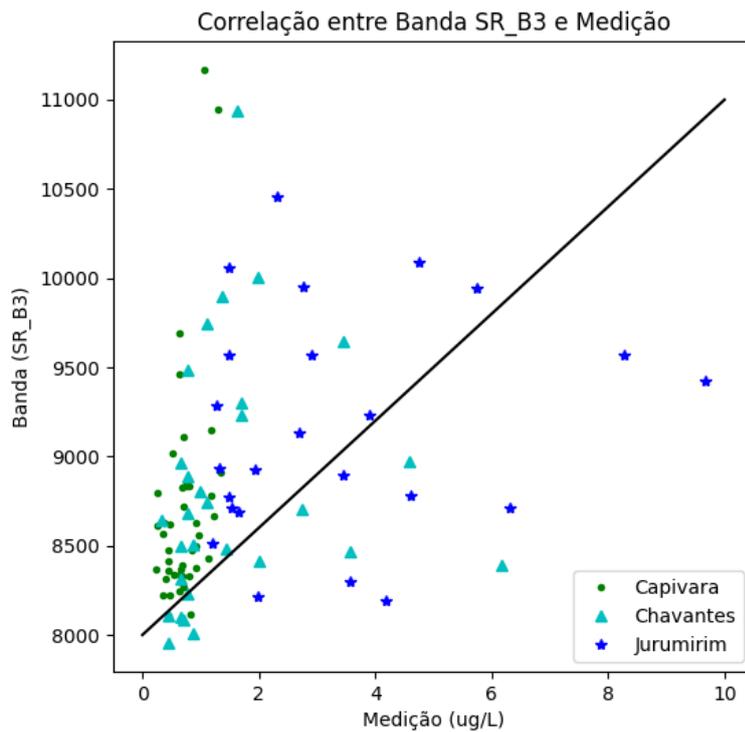


Figura 28: Correlação da banda *SR\_B3* com as medições de clorofila

Observando as figuras de correlação fornecidas acima notamos uma fraca correlação das bandas fotométricas utilizadas para com as medições de clorofila, a relação mais forte é verificada na banda *SR\_B3*, figura 28, embora não seja um resultado muito significativo. Visualizando a figura 17 que compara a resposta espectral dos satélites Sentinel e LandSat, percebemos uma baixa correlação e um coeficiente de pearson de 0,2. Como os equacionamentos aplicados neste estudo provêm de bibliografias que utilizam como base o imageamento Sentinel, é possível atribuir como resultante do baixo coeficiente de determinação disposto na tabela 2 a baixa sensibilidade das imagens LandSat, informação apresentada na tabela 1.

## 5.2 RESULTADOS GRÁFICOS

Após escolhidas as equações para os sistemas lênticos, foram gerados produtos gráficos a partir da modelagem destes equacionamentos. Para isso foram elaboradas imagens que permitissem a análise sazonal da clorofila em reservatório, além de tratar a capacidade do modelo em demonstrar diferenças regionais de concentração de clorofila.

Para uma melhor organização desta etapa do trabalho foram particionados os resultados de acordo com o reservatório em referência. Portanto, como se verá, foram inseridas três seções uma para cada corpo hídrico.

Como inserido na metodologia, foram produzidas imagens resultantes da média de 10 anos de imageamento, começando em janeiro do ano de 2012 e finalizando em dezembro do ano de 2021. Além destas, foi disposto um conteúdo gráfico que compara a resolução espacial das concentrações de clorofila produzidas pelo modelo com o NDCI desenvolvido através das imagens Sentinel. Para esta última foi utilizado o período de 2018-2021, já que o imageamento do Sentinel é disponível na plataforma GEE a partir do ano de 2018.

De modo a proceder a discussão, foi disposto para cada reservatório algumas imagens que demonstram o perfil meteorológico e hidrológico sob cada reservatório. Os perfis meteorológicos como tratado na metodologia foram gerados a partir da interpolação espacial das normais climatológicas.

Com o fim de facilitar a discussão posterior será definido abaixo o período de meses e dias arbitrado para cada estação climática.

- Verão: 22 de dezembro até 20 de março
- Outono: 21 de março até 20 de junho
- Inverno: 21 de junho até 21 de setembro
- Primavera: 22 de setembro até 21 de dezembro

### 5.2.1 RESERVATÓRIO CAPIVARA

A figura 29 é a resultante do processamento de imagens de satélite para 10 anos aplicada ao modelo de concentração de clorofila referenciado ao Reservatório Capivara (equação 11). Esse produto foi separado em 4 imagens de modo a apresentar o comportamento médio para cada estação climática.

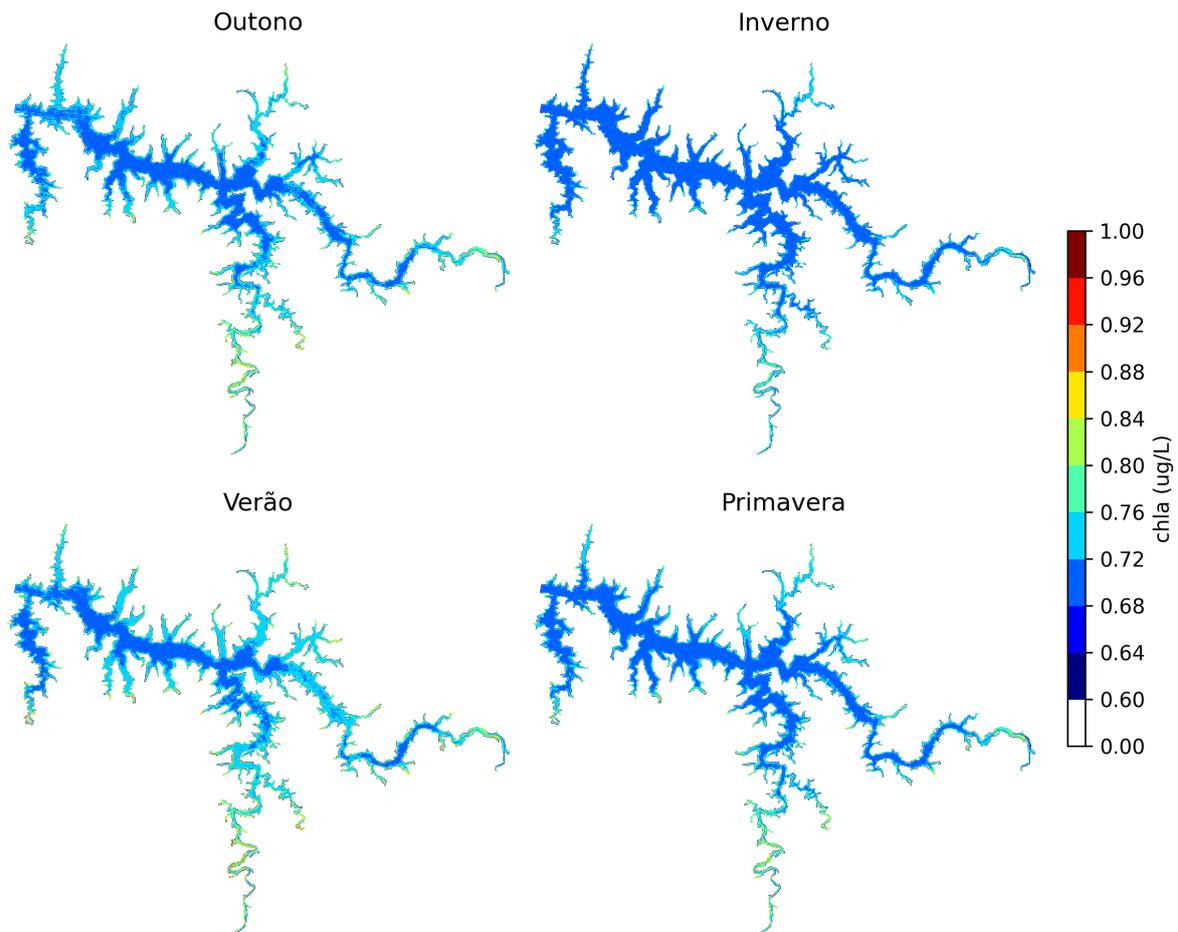


Figura 29: Resultado gráfico do modelo separado por estação climática

É visto na figura 29, dentre todas as estações o verão é o período em que a concentração de clorofila atinge seu máximo, o que era esperado devido a formação de uma termoclina bem definida em consequência do aumento da temperatura e relativamente baixa velocidade de vento, figura 30. Outro fator que potencialmente está envolvido com este fenômeno é que nesta época do ano vemos uma maior precipitação, figura 30, aumentando o escoamento superficial na bacia hidrográfica que por consequência aumenta a lixiviação de nutrientes para o corpo hídrico.

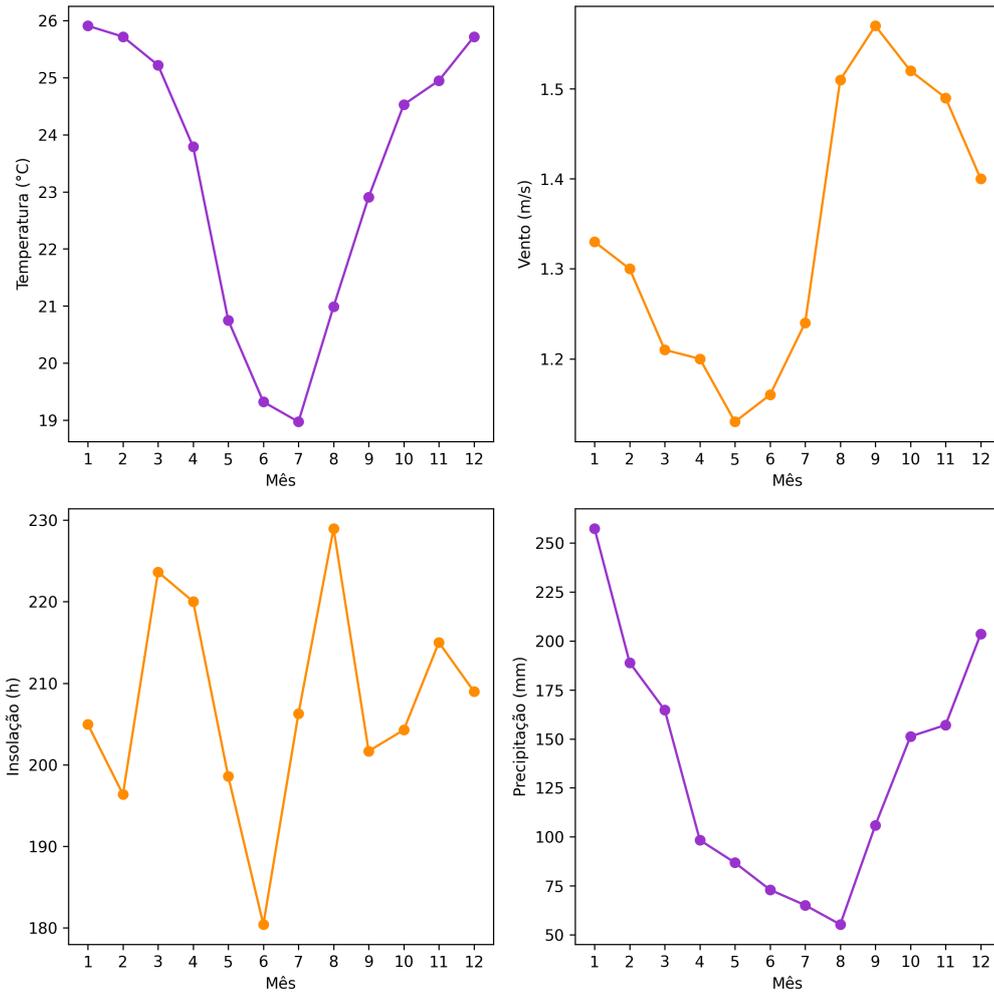


Figura 30: Perfis de variáveis meteorológicas para o reservatório Capivara

No verão percebemos uma considerável espacialização da concentração de clorofila, que em comparação com a figura 16, relacionada ao processo de enquadramento do reservatório, notamos interessantes semelhanças. Para a figura 16 há uma quantidade de carga de fósforo mais acentuada para os setores dois, um e três. Interpretando estes setores na figura 29 vemos nestas mesmas regiões máximas concentrações de clorofila.

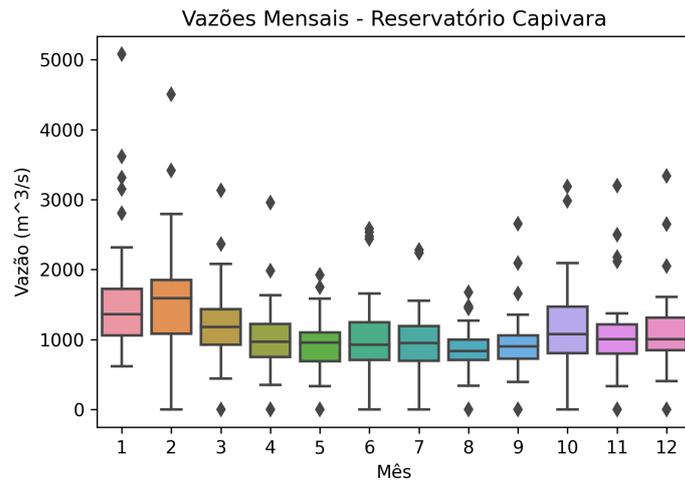


Figura 31: Perfil de vazão defluente para o reservatório

Com a figura 31 percebe-se que a vazão em média é razoavelmente constante para as estações do ano, tendo uma maior magnitude para o verão, o que pode estar relacionado a uma maior precipitação para este período de tempo. Que da mesma forma está conectado com maiores concentrações de clorofila.

Tratando a figura 29 em termos mais generalistas, percebemos uma consistente diferenciação sazonal da concentração de clorofila que pela correlação com a figura 30 está interligada com as diferenciações de precipitação e temperatura. Resultados alinhados com o esperado, já que a presença de clorofila em água é intimamente ligada a temperatura e abundância de nutrientes em água pelo aumento da produção primária.

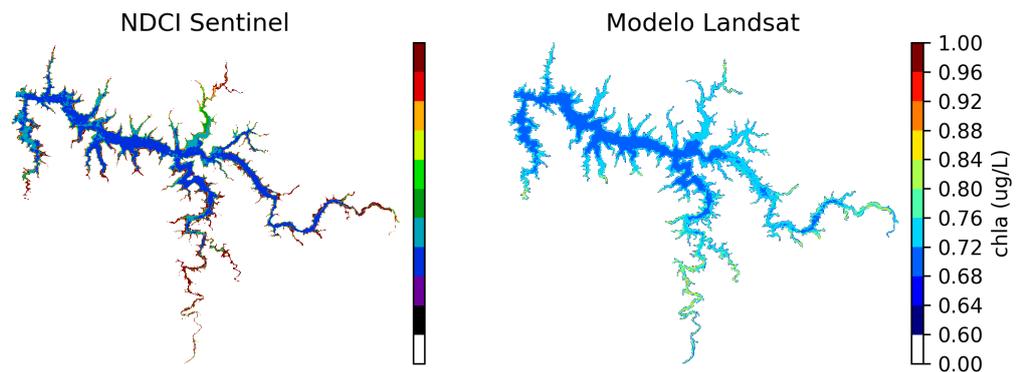


Figura 32: Concentração média de clorofila em comparação com NDCI

Sobre a resolução espacial do modelo, percebemos com a figura 32 que o modelo

apresenta similar resposta espacial em comparação ao NDCI. Lembremos que a imagem à esquerda não representa concentrações, e sim uma diferença normalizada das bandas espectrais correspondentes a *Red* e *Red Edge*. Foi comparado com o NDCI produzido pelo imageamento Sentinel pela resolução espectral do mesmo, tabela [1](#). A nítida similaridade da resposta do modelo com o NDCI é um resultado promissor.

Embora no processo de parametrização do modelo tenhamos encontrado um baixo coeficiente de determinação o Reservatório Capivara,  $R^2 < 0,1$ , vemos que em produto gráfico do modelo aplicado a imagem de satélite produziu boa espacialização, figura [32](#), e boa resposta sazonal, figura [29](#).

### 5.2.2 RESERVATÓRIO CHAVANTES

Da mesma forma que se prosseguiu a análise para o Reservatório Capivara faremos agora a disposição e discussão dos resultados gráficos gerados para o Reservatório Chavantes. Seguindo a mesma estrutura de figuras, abaixo foi colocado o produto da modelagem gráfica para 10 anos de dados, separando-as de acordo com a estação climática.

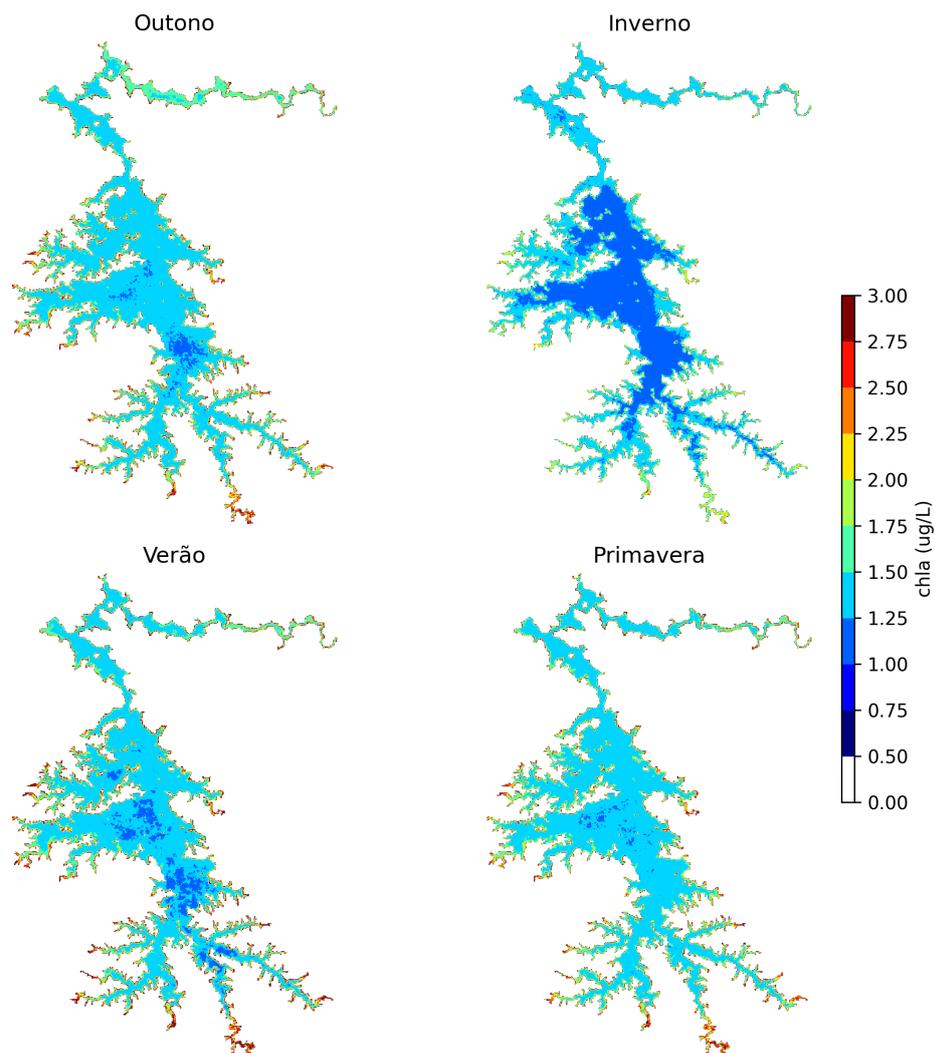


Figura 33: Resultado gráfico do modelo separado por estação climática

Analisando a figura [33](#) percebemos que temos um comportamento similar do perfil de concentração de clorofila para as meias estações e verão, com uma mudança mais significativa para o inverno, quando a temperatura atmosférica e a precipitação caem significativamente, figura [34](#).

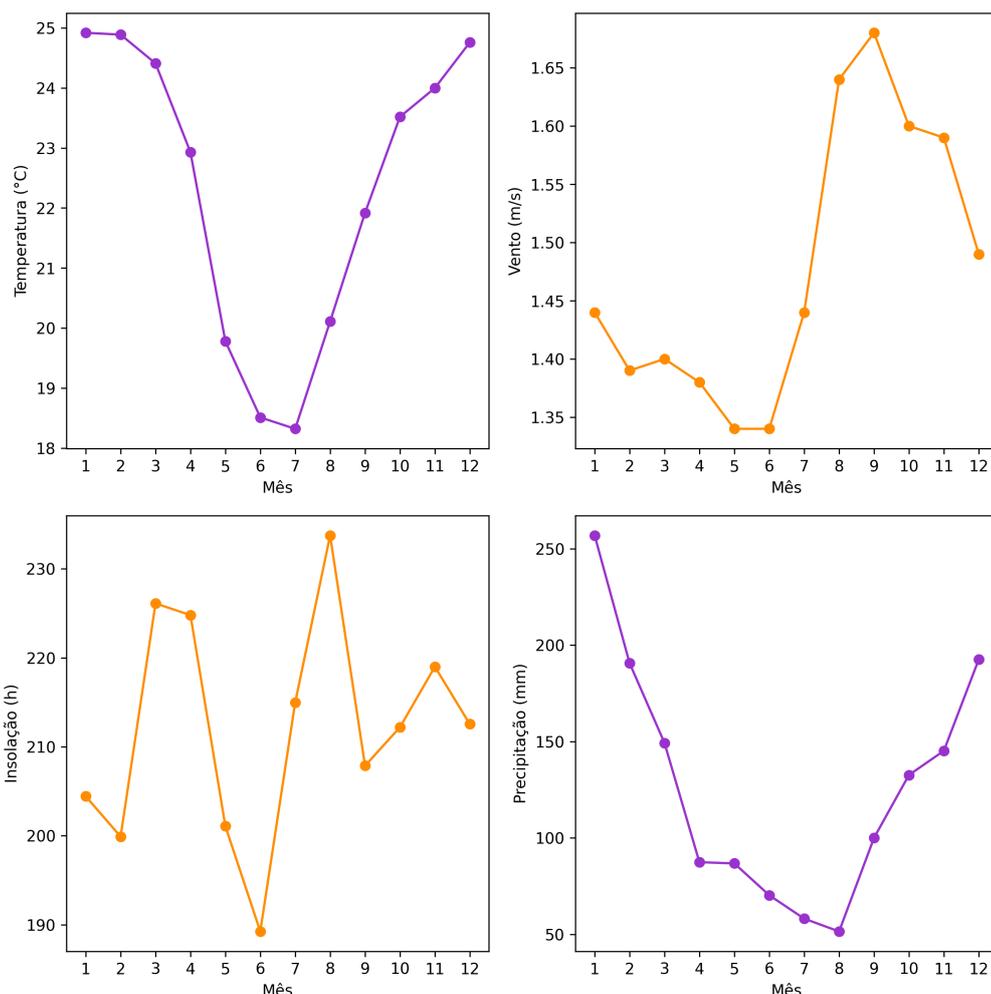


Figura 34: Perfis de variáveis meteorológicas para o Reservatório Chavantes

Como apresentado no processo de enquadramento do Reservatório Chavantes, o setor 1 foi o que possuiu o maior aporte de carga de fósforo, conforme figura 15. Da mesma maneira vemos na figura 33 que é sob esta seção que encontramos as maiores concentrações de clorofila, principalmente para o período de outono. Uma vez que a produção primária é limitada pela disponibilidade deste nutriente, tal correspondência é um bom indicador de qualidade do modelo.

No outono para região do reservatório referenciada na figura 15 como setor 1 temos um significativo aumento na concentração, podendo estar relacionado ao aumento de horas de insolação e a baixas velocidades de vento, onde o último pode estar produzindo uma dificuldade do processo de mistura horizontal do reservatório, aumentando assim a concentração superficial desta seção. O vento pode ter uma característica limitante para essa seção do reservatório, na primavera quando a velocidade de vento atinge seu máximo vemos uma menor concentração de clorofila sob este setor, embora nos demais setores do reservatório se mantenha muito próxima a resposta do outono.

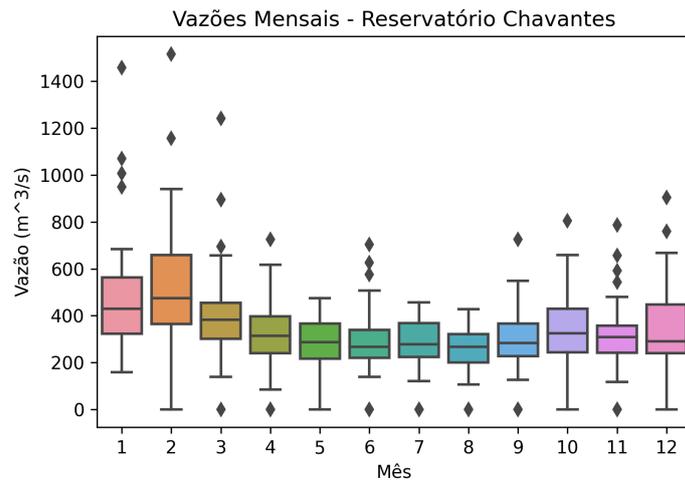


Figura 35: Perfil de vazão defluente para o Reservatório Chavantes

Analisando o gráfico de perfil de vazão no reservatório, inserido na Figura 35, não foi possível atribuir nenhuma informação sobre a sazonalidade de clorofila. Porém vemos que as máximas vazões ocorrem no verão, da mesma forma que a precipitação é máxima para este período.

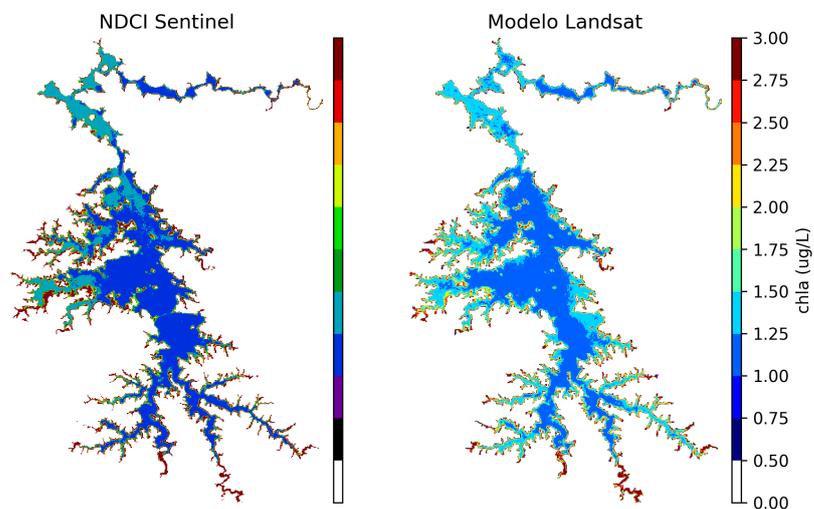


Figura 36: Concentração média de clorofila em comparação com NDCI

Observando a figura 36 vemos que o modelo de clorofila manteve um perfil de espacialização muito similar ao apresentado pelo NDCI com imagens Sentinel. Demonstrando uma consistência do modelo em reproduzir diferenciações espaciais de qualidade água para o reservatório.

### 5.2.3 RESERVATÓRIO JURUMIRIM

Agora iremos apresentar os resultados gráficos referentes ao Reservatório Jurumirim, localizado no Alto Paranapanema. Da mesma forma, foi disposto abaixo os produtos de modelagem realizados a partir da equação [10](#). De modo a discutir e apresentar a capacidade de representatividade do mesmo.

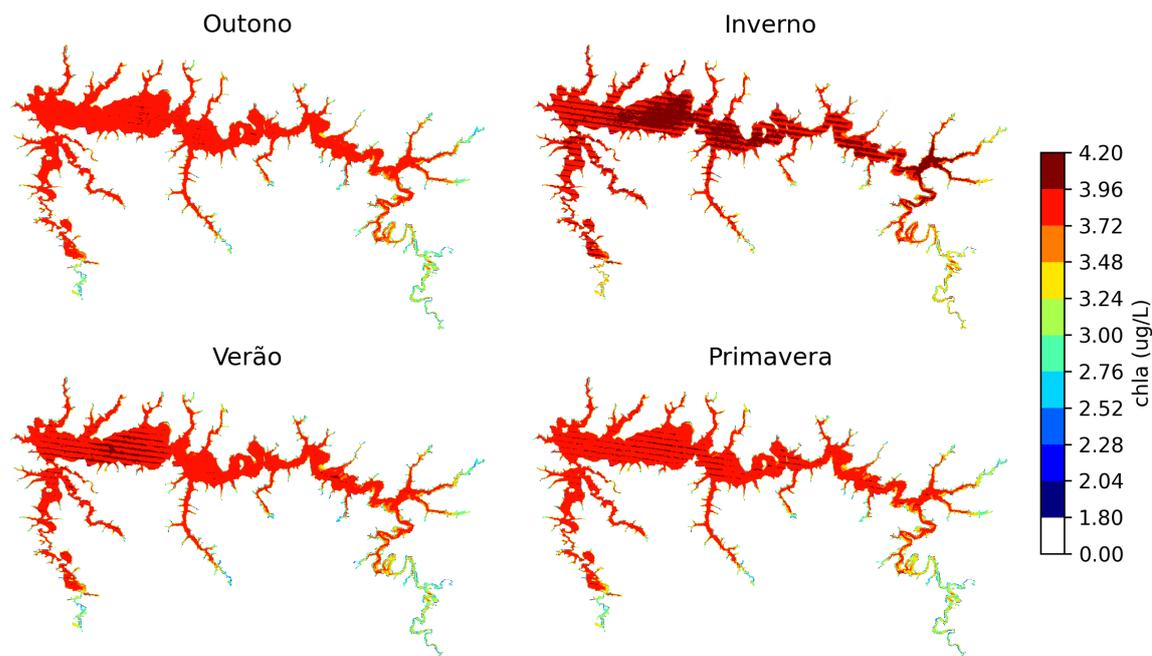


Figura 37: Resultado gráfico do modelo separado por estação climática

Para o Reservatório Jurumirim o produto disposto na figura [37](#) vai na contramão dos produtos sazonais apresentados para os demais corpos hídricos, neste a maior concentração de clorofila é encontrada para o inverno, embora não significativamente maior que o obtido para as demais estações. Visualizamos assim uma uniformidade na concentração do parâmetro ao longo dos períodos climáticos.

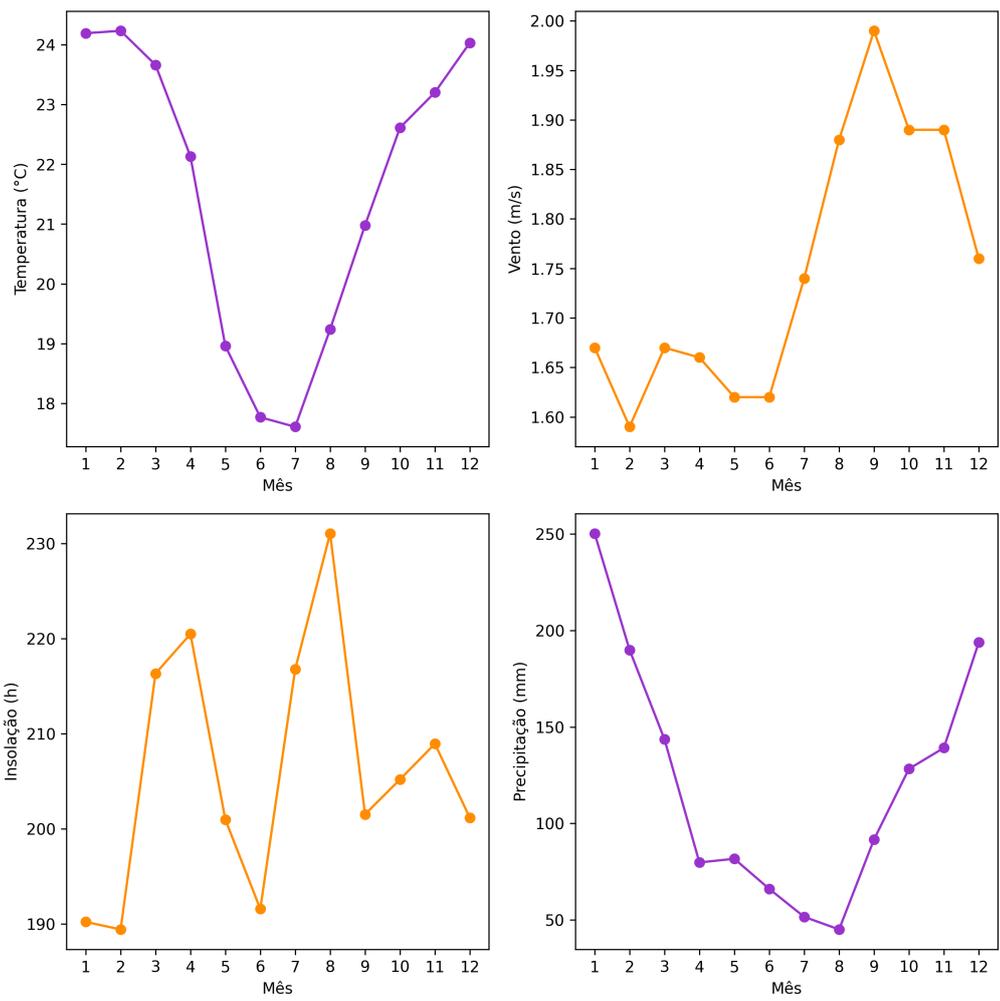


Figura 38: Perfis de variáveis meteorológicas para o Reservatório Jurumirim

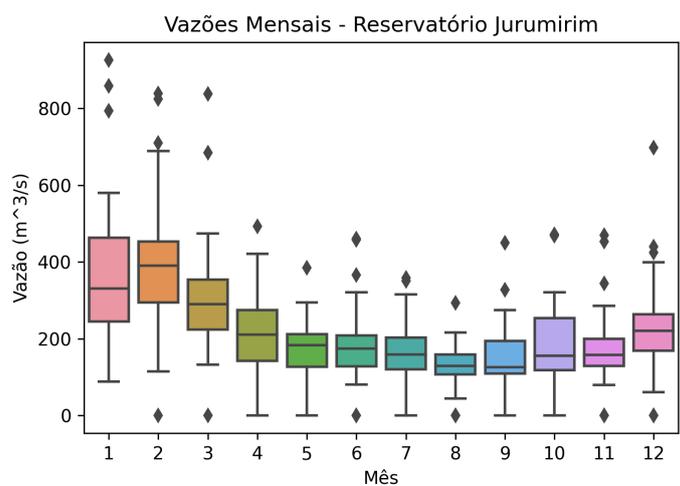


Figura 39: Perfil de vazão para o Reservatório Jurumirim

No perfil de vazão informado na figura 39 vemos que no período de inverno encontramos as menores vazões, é possível que as concentrações de clorofila estejam

correlacionadas a este fenômeno, já que em baixas vazões o tempo de residência é mais elevado  $t = \frac{V}{Q}$ , implicando em uma baixa renovação hídrica.

Em comparação com o produto de enquadramento, figura 14, vemos uma não correspondência das regiões em que há uma máxima concentração de clorofila com os setores que apresentaram um excessivo aporte de carga. Nos demais reservatórios os locais onde se ultrapassou o limite de carga correspondeu as regiões de máximas concentração de clorofila, porém no caso do Reservatório Jurumirim não foi possível realizar tal equivalência.

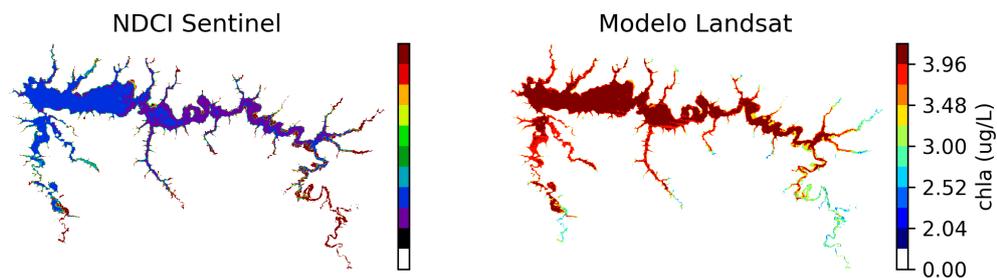


Figura 40: Concentração média de clorofila em comparação com NDCI

A partir da comparação apresentada na figura 40 vemos uma similaridade na espacialização apresentada pelo modelo e o produto do NDCI. Uma característica interessante do modelo calibrado para o Jurumirim é que a equação 10 é uma função linear decrescente, portanto como vemos no NDCI quanto maior o valor da diferença normalizada (vermelho escuro) menor é a concentração de clorofila (cores claras). Para os demais reservatórios os modelos calibrados são linearmente crescentes, de modo que as regiões que apresentam um maior índice NDCI, segundo os modelos correspondem as regiões com maiores concentrações.

## 6 CONCLUSÃO

No processo de calibração dos modelos encontramos baixos coeficientes de determinação, tabela 2, que foram atribuídos a baixa correlação entre o parâmetro de entrada do modelo com as medições de clorofila, figura 26. Contudo, embora as grandes dispersões visualizadas nos gráficos de correlação apresentados nos resultados de calibração, vimos pela figura 24 que os modelos, de uma forma geral, reproduzem o comportamento médio de clorofila dos reservatórios.

Um interessante resultado que não foi possível gerar até o presente momento, seria a comparação com concentrações de clorofilas atuais para ver se os equacionamentos desenvolvidos são capazes de acompanhar as tendências de alteração da concentração média de clorofila nos reservatórios. Para que a partir deste resultado possamos

concluir se os modelos são capazes de formalizar o monitoramento contínuo dos reservatórios, ou se apenas replicam o perfil calibrado para os demais anos. Com os presentes resultados fica demonstrado que os modelos não são capazes de acompanhar as mudanças na qualidade da água.

De uma forma geral, os modelos apresentaram uma boa capacidade de espacialização, demonstrando consistentes resultados sob a comparação com o NDCI. Sendo capazes de demonstrar diferenças regionais de concentração de clorofila.

Dentre os modelos calibrados, vimos que para o Reservatório Jurumirim o coeficiente de determinação teve seu maior valor, embora o modelo tenha gerado para este reservatório os produtos gráficos menos condizentes com os fenômenos meteorológicos locais. Além disso, em UHE Jurumirim não foi possível correlacionar o produto de enquadramento para cargas de fósforos (figura 14), pois as regiões com o maior aporte de carga não condizem com as regiões com maior concentração de clorofila.

De uma forma geral não foi possível cumprir o objetivo de instrumentalizar o monitoramento de água dos principais reservatórios da Bacia do Paranapanema. O modelo da forma com que foi adaptado não traz confiabilidade para gestão hídrica. Recomenda-se em futuros trabalhos utilizar do imageamento Sentinel-2, porém na falta vale-se manipular matematicamente os valores brutos das bandas LandSat de modo a diminuir a influência da baixa resolução espectral.

Para esta aplicação GEE, foram utilizados simplificados métodos de correção de nebulosidade, para uma futura aplicação de imagens LandSat é recomendado aprimorar esta etapa do projeto, de modo a obter respostas espectrais da lamina d'água mais correspondentes com o meio físico-biótico. Ou melhor ainda, que sejam atribuídos aos modelos matemáticos imagens de satélite com maior resolução espectral.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Delli Priscoli, J., Wolf, A. (2009). *Managing and Transforming Water Conflicts* (International Hydrology Series). Cambridge: Cambridge University Press.

RAVNBORG, Helle Munk (Ed.). *Water and conflict: conflict prevention and mitigation in water resources management*. Danish Institute for International Studies, DIIS, 2004.

MARTINEZ, Jean-Michel et al. *HIDROSAT–SISTEMA INTEGRADO PARA GERENCIAMENTO, PROCESSAMENTO E DIFUSÃO DE DADOS HIDROLÓGICOS OBTIDOS A PARTIR DE MONITORAMENTO POR SATÉLITES*.

CAMPOS, Joandson Fernandes et al. *APLICAÇÕES DO SENSORIAMENTO REMOTO EM ESTUDOS HÍDRICOS*.

DE QUEIROZ, Roberta Franco Pereira et al. *Mitigação e monitoramento em processos de licenciamento ambiental de empreendimentos sucroalcooleiros no triângulo mineiro*. *Geociências* (São Paulo), v. 35, n. 1, p. 102-109, 2016.

MEDEIROS, Alexsandro Bernardo et al. *Retrocesso ambiental: o desmonte do licenciamento ambiental com o substitutivo ao projeto de lei nº 3.729/2004 que cria a lei geral do licenciamento ambiental*. 2018.

LIU, Huizeng et al. *Application of sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake*. *Remote Sensing*, v. 9, n. 7, p. 761, 2017.

MA, Yue et al. *Estimating water levels and volumes of lakes dated back to the 1980s using Landsat imagery and photon-counting lidar datasets*. *Remote Sensing of Environment*, v. 232, p. 111287, 2019.

GITELSON, Anatoly A. et al. *Estimation of chlorophyll-a concentration in productive turbid waters using a Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean—the Azov Sea case study*. *Environmental Research Letters*, v. 6, n. 2, p. 024023, 2011.

GILERSON, Alexander A. et al. *Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands*. *Optics express*, v. 18, n. 23, p. 24109-24125, 2010.

MOSES, Wesley J. et al. Satellite estimation of chlorophyll-*a* concentration using the red and NIR bands of MERIS—the Azov sea case study. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, v. 6, n. 4, p. 845-849, 2009.

RENÓ, Vivian Fróes et al. Caracterização espectral das águas da Planície do Rio Paraná a partir de imagens Landsat TM. *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIA-  
MENTO REMOTO-SBSR*, v. 14, p. 25-30, 2009.

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.

AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. *Medicina on line*, v. 3, n. 1, p. 1-19, 1998.

RIGOSI, Anna et al. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, v. 59, n. 1, p. 99-114, 2014.

CAIRO, Carolline et al. Hybrid chlorophyll-*a* algorithm for assessing trophic states of a tropical Brazilian reservoir based on MSI/Sentinel-2 data. *Remote Sensing*, v. 12, n. 1, p. 40, 2020.

DILLON, PETER J.; RIGLER, F. H. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes 1, 2. *Limnology and oceanography*, v. 19, n. 5, p. 767-773, 1974.

STOW, Craig A.; CHA, YoonKyung. Are chlorophyll *a*-total phosphorus correlations useful for inference and prediction?. *Environmental science technology*, v. 47, n. 8, p. 3768-3773, 2013.

FERNANDES, C. V. S. et al. Nota Técnica 5 - Relatório consolidado de modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água dos rios de domínio da União e seus reservatórios na UGRH Paranapanema, para as cenarizações nos horizontes de planejamento do prognóstico. Curitiba. 2021.

FERNANDES, C. V. S. et al. Nota Técnica 1 - Nota Técnica consolidada sobre os usos

e interferências atuais identificados sobre o regime, quantidade e qualidade das águas dos rios de domínio da união e seus reservatórios na UGRH Paranapanema, incluindo-se a identificação das áreas reguladas por legislação específica. Curitiba. 2019a.

TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.) Theoretical reservoir ecology and its applications. BAS, IIE: Backhuys Publishers, 1999.

FERNANDES, C. V. S. et al. Nota Técnica 2 - Relatório consolidado de modelagem hidrodinâmica e de qualidade das águas superficiais dos rios de domínio da União e seus reservatórios na UGRH Paranapanema. Curitiba. 2019b.

HENRY, R.; TUNDISI, J. G.; CURI, P. R. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 118, n. 2, p. 177-185, 1984.

ARAÚJO, et al. Mathematical modelling of hydrodynamics and water quality in a tropical reservoir , northeast brazil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2008.

BERGER, et al. Laurance lake temperature model. Relatório técnico EWR-01-04 preparado para Middle Fork Irrigation District, 2005.

BRUCE, et al. A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network. *Environmental Modelling and Software*, 2018.

BRUGGEMAN, J.; Bolding, K. A general framework for aquatic biogeochemical models. *Environmental Modelling and Software*. 2014.

BUECHE; VETTER. Simulating water temperatures and stratification of a pre-alpine lake with a hydrodynamic model: calibration and sensitivity analysis of climatic input parameters. *Hydrological Process*, 2014.

CANNAVÓ, F. Sensitivity analysis for volcanic source modeling quality assessment and model selection. Elsevier, 2012.

CURTARELLI, et al. Modelling the surface circulation and thermal structure of a tropical reservoir using three-dimensional hydrodynamic lake model and remote-sensing data. *Water and Environment Journal* 28, 2014.

HIPSEY; BRUCE; HAMILTON. Model overview and user information. AED Report 26, The University of Western Australia, Perth, Australia, 2014.

HIPSEY, et al. A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). *Geosci. Model Dev.*, 12, 473–523, 2019.

JJ. Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries. New Jersey. John Wiley and Sons, 2008.

KRAEMER, et al. Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. *Geophysical Research Letters*, 2015.

MAGEE. Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21, 6253–6274, 2017.

ROBERTSON; IMBERGER. Lake Number, a Quantitative Indicator of Mixing Used to Estimate Changes in Dissolved Oxygen. Centre for Water Research, University of Western Australia, Nedlands WA 6009, 1994.

WÜEST; LORKE: Small-scale hydrodynamics in lakes, *Annu. Rev. Fluid Mech.*, 35, 373–412, 2003.