



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/06.24.16.22-TDI

**PARAMETRIZAÇÃO DE ALGORITMOS
SEMI-ANALÍTICOS PARA ESTIMATIVA DO
COEFICIENTE DE ATENUAÇÃO DIFUSA DA ÁGUA
(KD) DO RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS/MG POR
SENSORIAMENTO REMOTO**

Victor Pedroso Curtarelli

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelo Dr. Cláudio Clemente Faria
Barbosa, aprovada em 25 de junho
de 2020.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/42NHP88>>

INPE
São José dos Campos
2020

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GBDIR)

Serviço de Informação e Documentação (SESID)

CEP 12.227-010

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/7348

E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):

Presidente:

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CGCPT)

Membros:

Dra. Carina Barros Mello - Coordenação de Laboratórios Associados (COCTE)

Dr. Alisson Dal Lago - Coordenação-Geral de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CGCEA)

Dr. Evandro Albiach Branco - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (COCST)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia e Tecnologia Espacial (CGETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT)

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação - (CPG)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

Cauê Silva Fróes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/06.24.16.22-TDI

**PARAMETRIZAÇÃO DE ALGORITMOS
SEMI-ANALÍTICOS PARA ESTIMATIVA DO
COEFICIENTE DE ATENUAÇÃO DIFUSA DA ÁGUA
(KD) DO RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS/MG POR
SENSORIAMENTO REMOTO**

Victor Pedroso Curtarelli

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelo Dr. Cláudio Clemente Faria
Barbosa, aprovada em 25 de junho
de 2020.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/42NHP88>>

INPE
São José dos Campos
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Curtarelli, Victor Pedroso.

Cu94p Parametrização de algoritmos semi-analíticos para estimativa do coeficiente de atenuação difusa da água (Kd) do reservatório de Três Marias/MG por sensoriamento remoto / Victor Pedroso Curtarelli. – São José dos Campos : INPE, 2020.
xxiv + 113 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/06.24.16.22-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2020.
Orientador : Dr. Cláudio Clemente Faria Barbosa.

1. Reservatórios. 2. Propriedades ópticas inerentes.
3. Propriedades ópticas aparentes. 4. Sensoriamento remoto da transparência da água. 5. Algoritmo Quasi Analítico. I.Título.

CDU 528.8:556.55



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

A FOLHA DE APROVAÇÃO SERÁ INCLUIDA APÓS RESTABELECIMENTO DAS ATIVIDADES PRESENCIAIS.

Por conta da Pandemia do COVID-19, as defesas de Teses e Dissertações são realizadas por vídeo conferência, o que vem acarretando um atraso no recebimento nas folhas de aprovação.

Este trabalho foi aprovado pela Banca e possui as declarações dos orientadores (confirmando as inclusões sugeridas pela Banca) e da Biblioteca (confirmando as correções de normalização).

Assim que a Biblioteca receber a Folha de aprovação assinada, esta folha será substituída.

Qualquer dúvida, entrar em contato pelo email: pubtc@inpe.br.

Divisão de Biblioteca (DIBIB).

“Ninguém se banha no mesmo rio duas vezes.”

“Nada é permanente, exceto a mudança.”

Heráclito, 525 a.c.

À minha mãe, pai, irmãos, familiares e amigos.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a meus pais Ana Amália e Sergio que possibilitaram a minha jornada pelo vale do conhecimento incentivando, criticando e apoiando nos melhores e piores momentos. A meus irmãos Bruno e Marcelo por serem um norte e exemplo de caminhos a serem trilhados.

Encarecidamente ao meu orientador, Dr. Claudio Clemente Farias Barbosa e à Dra. Evlyn Márcia de Moraes Novo, que de maneira muito compreensiva foram um pilares fundamentais e fontes de conhecimento para execução deste trabalho. Além disso, gostaria de agradecer aos grandes “sábios anciões” e amigos que conquistei durante estes dois anos de Laboratório de Instrumentação de Sistemas Aquáticos (LabISA – www.dpi.inpe.br/labisa/).

A todos colegas da turma e professores da turma de 2018 do curso de pós-graduação em sensoriamento remoto do INPE, que de uma forma ou outra compartilharam conhecimento, amizade ou mesmo um cafezinho.

A todos funcionários do INPE, que de forma direta ou indireta contribuíram para o meu bem estar nesta instituição: coordenadores, secretários, docentes, técnicos, seguranças, pessoal da limpeza e todos mais.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que financiou uma bolsa de mestrado possibilitando este estudo. Além disso, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

Reservatórios são ambientes aquáticos construídos pelo homem de grande importância ambiental, positiva e negativamente, pois pela interrupção do fluxo de um rio ocorre a inundação da bacia à montante no nível definido pela cota máxima da barragem, retendo a maior parte dos sedimentos carregados por sua bacia de captação. Uma das formas de monitorar o impacto da antropização na bacia de drenagem sobre reservatórios é medir o coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente na coluna de água (K_d), uma vez que o aporte de sedimentos, efluentes e resíduos advindos das atividades humanas alteram as concentrações dos chamados constituintes da água, modificando suas propriedades ópticas. As medidas de irradiância para cálculo de K_d podem ser realizadas *in-situ*, porém a custos elevados, tornando-se um método não desejável para o monitoramento. Entretanto, uma alternativa é a estimativa de K_d a partir de medidas de reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}) de imagens de satélite por meio de algoritmo semi-analítico calibrado e validado com dados de campo. Neste trabalho realizou-se a caracterização bio-óptica do reservatório de Três Marias/MG nos períodos de seca de 2013 e 2019 como suporte à implementação de algoritmo para estimativa de K_d a partir de imagens do satélite Sentinel 2A com imagens do sensor *Multispectral Instrument*. As águas de Três Marias apresentaram maior penetração da luz na coluna de água na região do verde (~560 nm) e menor na do azul (~443 nm) e vermelho (~665 nm), nos quais a irradiância descendente (E_d) de subsuperfície foi reduzida a 1% em média para o reservatório nos dois períodos analisados em: 8, 14 e 10 m para 443, 560 e 665 nm respectivamente. A abordagem proposta para estimativa do K_d foi dividida em duas etapas: i) aplicação de algoritmo parametrizado para Três Marias para estimar os coeficientes de retroespalhamento (b_b) e absorção (a); e, ii) aplicação dos dados de b_b e a ao algoritmo de estimativa de K_d calibrado e validado com dados de campo e então aplicado em imagem MSI. A calibração do algoritmo consistiu no ajuste de passos empíricos para estimativa de a no comprimento de onda de referência que obteve um ótimo ajuste com R^2 igual a 0,93, e do coeficiente de decaimento do retroespalhamento do material particulado (η) que obteve um R^2 igual a 0,41. Já a validação foi realizada comparando-se os valores estimados de K_d e valores de K_d medidos em campo. Os resultados indicaram maior acurácia para os valores K_d em 492 e 560 nm, o resultado para as estimativas de campo para todas as bandas envolvidas teve um R^2 de 0,83, MAPE de 25% e RMSE de 0,24. Por fim, para a imagem concomitante ao campo de 2019, o algoritmo obteve valores mais acurados para as bandas em 443 e 492 nm em questão de R^2 (0,43 e 0,70 respectivamente), MAPE (13,65 e 14,24% respectivamente) e RMSE (0,14 e 0,10 respectivamente) e decaimento da acurácia para 560 nm, com R^2 igual a 0,56, MAPE igual a 38,32% e RMSE igual a 0,15. Os resultados indicaram que uma melhor correção de *glint* MSI poderá melhorar o desempenho do algoritmo. Estes resultados permitiram, pela primeira vez, a calibração e validação de algoritmo semi-analítico para estimativa do K_d das águas do reservatório de Três Marias utilizando medidas radiométricas de campo e sensor de média RE.

Palavras-chave: Reservatórios. Propriedades ópticas inerentes. Propriedades ópticas aparentes. Sensoriamento remoto da transparência da água. Algoritmo Quasi Analítico.

SPECTRAL DIFFUSE ATTENUATION COEFFICIENT (K_d) SEMI-ANALYTICAL ALGORITHM PARAMETRIZATION FOR TRÊS MARIAS RESERVOIR BY REMOTE SENSING

ABSTRACT

Water reservoirs are important manmade aquatic environment that ceases the river flux, flooding the watershed upstream, retaining most of the sediments carried by superficial runoffs. One way to assess the impact of anthropization in the drainage basin over water resources is to measure the diffuse attenuation of downwelling irradiance coefficient (K_d) on the water column, once sediments, wastewaters and solid waste inputs changes the concentrations of the so-called optically active constituents (COAs), modifying the optical properties of water. The radiometric measurements to calculate K_d can be acquired *in-situ* over high cost, becoming an undesirable method for water monitoring. However, alternatively one can estimate K_d using remote sensing reflectance (R_{rs}) satellite measurements and a parametrized semi analytical algorithm. As results, this study presents a bio optical characterization for Três Marias reservoir for drought periods in 2013 and 2019, assisting the implementation of K_d algorithm. The results shows that the light penetration on the water column is higher for green (~560 nm) wavelengths, and lower for blue (~443 nm) and red (~665 nm) wavelengths, where the downwelling irradiance (E_d) of subsurface was average reduced to 1% in 8, 14 and 10 m for 443, 560 and 665 nm respectively. The proposed algorithm follows two steps: i) algorithm parametrization and application to estimate the backscattering (b_b) and absorption (a) coefficients; and, ii) b_b and a data application as input for a parametrized K_d algorithm using field data and then applied over MSI image. The proposed algorithm calibration uses exponential and linear approaches for QAA empirical steps, estimating a for the reference wavelength that achieved R^2 equal to 0.93, and the particulate backscattering slope with R^2 equal to 0.41. The validation process compared the results for predict K_d and reference K_d . The algorithm achieved good results, as lower the K_d value the higher the accuracy, as occurred for 492 and 560 nm, the global result obtained R^2 equal to 0.83, MAPE of 25% and RMSE equal to 0.24. At least, for the image the results showed lower accuracy, but with satisfactory results for 443 and 492 nm regarding of MAPE (~14% each) and RMSE (0.14 and 0.10 respectively) and 560 nm with MAPE equal to 38% and RMSE of 0.15. The results showed a great improvement after a simple glint correction leading to conclude that the MSI images needed a better correction for this effect. This study allowed for the first time the parametrization of semi analytical algorithm to estimate K_d for Três Marias waters using field radiometric measurements and medium spatial resolution satellites.

Keywords: Water reservoir. Inherent optical properties. Apparent optical properties. Remote sensing of water transparency. Quasi Analytical Algorithm.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Tipos distintos de zonas em um reservatório de água.	6
Figura 2.2 – Propriedades ópticas da água pura.....	9
Figura 2.3 – Absorção específica de diversos pigmentos fitoplanctônicos.....	10
Figura 2.4 – Reflectância espectral do TSS.	12
Figura 2.5 – Absorção espectral por CDOM.....	13
Figura 2.6 – Geometria das propriedades ópticas inerentes – POIs.....	14
Figura 2.7 – Geometria das propriedades ópticas aparentes – POAs.	17
Figura 2.8 – Radiâncias ascendente, emergente da coluna de água e <i>glint</i>	18
Figura 2.9 – Esquema da teoria da ETR.....	18
Figura 2.10 – Fluxograma do QAA.....	22
Figura 3.1 – Fluxograma geral da metodologia.....	25
Figura 3.2 – RH do rio São Francisco e reservatório de Três Marias/MG.....	27
Figura 3.3 – Localização das estações amostrais das campanhas de 2013 e 2019.....	29
Figura 4.1 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água para as campanhas de campo.	42
Figura 4.2 – Distribuição espacial da concentração de Chl-a ao longo do reservatório.	44
Figura 4.3 - Distribuição espacial da concentração de TSS ao longo do reservatório.	46
Figura 4.4 – $Rrs(\lambda)$ para as estações de campo.....	48
Figura 4.5 – Variação da profundidade Secchi para as campanhas.	50
Figura 4.6 – Distribuição da profundidade Secchi ao longo do reservatório.....	51
Figura 4.7 – Coeficiente de retroespalhamento espectral para as estações de 2013.	52
Figura 4.8 – Coeficiente de absorção espectral total para as estações de campo.....	53
Figura 4.9 - Variação de aCDOM para as campanhas de campo.....	54
Figura 4.10 – Espectros de aCDOM e Rrs correspondentes.	55
Figura 4.11 – Distribuição espacial de aCDOM ao longo do reservatório.	56

Figura 4.12 – Penetração da irradiância descendente na coluna de água para a campanha de 2013 – estação P15.....	57
Figura 4.13 - Penetração da irradiância descendente na coluna de água para a campanha de 2019 – estação TRM09.....	58
Figura 4.14 – Perfis lineares de penetração de E_d na coluna de água.....	59
Figura 4.15 – Coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente na coluna de água (K_d) espectral para as estações de campo.	60
Figura 4.16 – Ajuste exponencial entre $a(\lambda_0)$ <i>in-situ</i> e razão de três bandas. .	63
Figura 4.17 – Ajuste linear de η	66
Figura 4.18 – Coeficiente de retroespalhamento total resultado do QAA _{TM}	69
Figura 4.19 – coeficiente de absorção total resultado do QAA _{TM}	70
Figura 4.20 – Exemplo de K_d espectral resultado do algoritmo de Lee et al. (2013).	72
Figura 4.21 – Resultado global de K_d estimado e calculado para as bandas MSI.....	73
Figura 4.22 - Regressões lineares para os resultados de K_d estimados e calculados.	74
Figura 4.23 – Resultados estatísticos da imagem MSI.....	77
Figura 4.24 – Rrs <i>in-situ</i> vs. MSI e remoção da banda B11.	78
Figura 4.25 - Resultados estatísticos da imagem MSI após remoção de glint. 79	
Figura 4.26 – Aplicação do algoritmo parametrizado para imagem MSI.	83
Figura B.1 – Comparação K_d simulado (QAA/ K_d) e K_d <i>in-situ</i> para estações de campo (Campanha 2013).	111
Figura B.2 – Comparação K_d simulado (QAA) e K_d <i>in-situ</i> para estações de campo (Campanha 2019).	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Parâmetros medidos e analisados a partir de amostras em campos para as campanhas de 2013 e 2019.	28
Tabela 3.2 - Etapas (passos) de implementação dos níveis 0 e 1 da versão 6 do QAA.....	37
Tabela 4.1 – Proporção de aw em relação à a para as bandas B1 a B5.	61
Tabela 4.2 – Valores de R^2 para linearizações do passo 5 do QAA _{TM}	65
Tabela 4.3 – Passos do QAA parametrizado para Três Marias – QAA _{TM}	68
Tabela 4.4 – Resumo das estatísticas de validação do algoritmo proposto.	75
Tabela 4.5 – Resumo das estatísticas de validação do algoritmo proposto.	75
Tabela 4.6 – Resumo dos resultados estatísticos da aplicação na imagem MSI.....	80
Tabela A.1 – Resumo dos parâmetros analisados durante campanha de 2013.....	106
Tabela A.2 – Resumo dos parâmetros analisados durante campanha de 2019.....	107
Tabela A.3 – Resumo dos parâmetros de carbono orgânico dissolvido e CDOM para a campanha de 2013.....	108
Tabela A.4 - Resumo dos parâmetros de carbono orgânico dissolvido e CDOM para a campanha de 2019.....	109

LISTA DE ABREVIações E ACRÔNIMOS

6S	Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum
CDOM	Matéria Orgânica Colorida Dissolvida (do inglês <i>Colored Dissolved Organic Matter</i>)
Chl-a	Clorofila <i>a</i>
COA	Constituinte Ópticamente Ativo
DIC	Carbono Inorgânico Dissolvido (do Inglês <i>Dissolved Inorganic Carbon</i>)
DO	Oxigênio Dissolvido (do Inglês <i>Dissolved Oxygen</i>)
DOC	Carbono Orgânico Dissolvido (do Inglês <i>Dissolved Organic Carbon</i>)
ESA	Agência Espacial Europeia (do Inglês <i>European Space Agency</i>)
ETM+	Sensor Enhanced Thematic Mapper Plus
ETR	Equação de Transferência Radiativa
FOV	Campo de Visada (do Inglês <i>Field of View</i>)
GEE	Google Earth Engine
HICO	Sensor Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IV	Infravermelho
IVP	Infravermelho Próximo
LabISA	Laboratório de Instrumentação de Sistemas Aquáticos
MAPE	Erro Absoluto Percentual Médio (do Inglês <i>Mean Absolute Percentage Error</i>)
MG	Minas Gerais
MODIS	Sensor Moderate-resolution Imager Spectroradiometer
MSI	Sensor MultiSpectral Imager
PAR	Região Fotossinteticamente Ativa (do Inglês <i>Photosynthetically Active Region</i>)

POA	Propriedade Óptica Aparente
POI	Propriedade Óptica Inerente
QAA	Algoritmo Quasi Analítico (do Inglês <i>Quasi-Analytical Algorithm</i>)
RE	Resolução Espacial
REM	Radiação Eletromagnética
RMSE	Erro Quadrático Médio da Raiz (do Inglês <i>Root-Mean Square Error</i>)
SR	Sensoriamento Remoto
SNR	Razão Sigal Ruído (do Inglês <i>Signal-to-Noise Ratio</i>)
SWIR	Infravermelho de Ondas Curtas
TSS	Total de Sólidos Suspensos
UHE	Usina Hidrelétrica
USGS	Serviço Geológico dos Estado Unidos (do Inglês <i>United States Geological Survey</i>)
VSF	Função de Espalhamento Volumétrico (do Inglês <i>Volumetric Scattering Function</i>)

LISTA DE SÍMBOLOS

$\Phi_i(\lambda)$	Potência radiante incidente [w nm^{-1}]
$\Phi_a(\lambda)$	Potência radiante absorvida [w nm^{-1}]
$\Phi_s(\psi; \lambda)$	Potência radiante espalhada [w nm^{-1}]
$\Phi_t(\lambda)$	Potência radiante transmitida [w nm^{-1}]
$E_d(z; \lambda)$	Irradiância descendente [W.m^{-2}]
$E_u(z; \lambda)$	Irradiância ascendente [W.m^{-2}]
$E_i(\lambda)$	Irradiância incidente [W.m^{-2}]
$I_s(\psi; \lambda)$	Intensidade radiante de espalhamento [W.sr^{-1}]
$L_u(z; \theta; \phi; \lambda)$	Radiância ascendente [$\text{W.sr}^{-1}.\text{m}^{-2}$]
$L_w(\theta; \phi; \lambda)$	Radiância emergente da coluna de água [$\text{W.sr}^{-1}.\text{m}^{-2}$]
$nL_w(\theta; \phi; \lambda)$	Radiância emergente da coluna de água normalizada [$\text{W.sr}^{-1}.\text{m}^{-2}$]
θ	Ângulo zenital [$^\circ$ ou rad]
θ_s	Ângulo solar zenital [$^\circ$ ou rad]
θ_{sw}	Ângulo nadir do feixe de luz transmitido [$^\circ$ ou rad]
ϕ	Ângulo azimutal [$^\circ$ ou rad]
ψ	Ângulo de espalhamento [$^\circ$ ou rad]
z	Profundidade na coluna de água [m]
z_m	Profundidade na coluna de água em que E_d de subsuperfície decai a 10 % [m]
λ	Comprimento de onda [nm]
π	Constante “pi” [rad]
Δr	Distância infinitesimal [m]
ΔA	Área infinitesimal [m^2]
ΔV	Volume infinitesimal [m^3]
$\Delta \Omega$	Ângulo sólido infinitesimal [sr^{-1}]
$A(\lambda)$	Absortância [não dimensional]
$B(\lambda)$	Escaterância [não dimensional]
$T(\lambda)$	Transmitância [não dimensional]
$a(\lambda)$	Coefficiente de absorção espectral total [m^{-1}]
$b(\lambda)$	Coefficiente de espalhamento espectral total [m^{-1}]

$b_f(\lambda)$	Coeficiente de espalhamento espectral total para frente [m^{-1}]
$b_b(\lambda)$	Coeficiente de retroespalhamento total [m^{-1}]
$b_{bw}(\lambda)$	Coeficiente de retroespalhamento espectral da água pura [m^{-1}]
$b_{bp}(\lambda)$	Coeficiente de retroespalhamento espectral do material particulado [m^{-1}]
$c(\lambda)$	Coeficiente de atenuação espectral [m^{-1}]
$\beta(\psi; \lambda)$	Coeficiente de espalhamento angular (VSF) [$m^{-1} sr^{-1}$]
$R(z; \lambda)$	Reflectância de irradiância [não dimensional]
$R_{rs}(\theta; \phi; \lambda)$	Reflectância de sensoriamento remoto [sr^{-1}]
$r_{rs}(\theta; \phi; \lambda)$	Reflectância de sensoriamento remoto subsuperficial [sr^{-1}]
$K_d(z; \lambda)$	Coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente [m^{-1}]
ξ	Profundidade óptica [não dimensional]
D_0	Função de normalização de Gordon [não dimensional]
F	Fator de normalização para $E_i(\lambda)$ [não dimensional]

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Objetivo principal.....	3
1.2	Objetivos específicos	3
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	5
2.1	Limnologia de reservatórios.....	5
2.2	Constituintes opticamente ativos – COAs.....	7
2.2.1	Água pura	8
2.2.2	Fitoplâncton	9
2.2.3	Total de sólidos suspensos – TSS.....	11
2.2.4	Matéria orgânica dissolvida colorida – CDOM	12
2.3	Propriedades ópticas de águas naturais	13
2.3.1	Propriedades ópticas inerentes – POIs.....	14
2.3.2	Propriedades ópticas aparentes – POAs.....	16
2.4	Algoritmos para estimativa de <i>K_d</i>	20
2.5	Algoritmo QAA.....	21
2.6	Sensor MSI – Sentinel 2.....	22
3	MATERIAIS E MÉTODOS	25
3.1	Área de estudo	26
3.2	Aquisição dos dados brutos	27
3.2.1	Planejamento amostral.....	28
3.2.2	Pré-processamento: dados radiométricos.....	29
3.2.3	Pré-processamento: dados limnológicos.....	31
3.3	Processamento e organização da base de dados.....	31
3.3.1	Análises laboratoriais.....	31
3.3.2	Cálculo da <i>R_{rs}</i> in situ	33
3.3.3	Cálculo do <i>K_d</i> in situ	34
3.4	Algoritmo semi-analítico para estimativa de <i>K_d</i> por SR.....	35
3.4.1	Calibração e validação do algoritmo QAA.....	36
3.5	Estimativa de <i>K_d</i> a partir de imagem MSI	39

3.5.1	Processamento de imagem.....	39
3.5.2	Mapeamento de <i>Kd</i>	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
4.1	Caracterização bio-óptica.....	41
4.1.1	Caracterização limnológica	41
4.1.2	Caracterização óptica.....	48
4.2	Estimativa das propriedades ópticas inerentes e de <i>Kd</i>	60
4.2.1	QAA _{TM}	60
4.2.2	Algoritmo de <i>Kd</i>	71
4.3	Aplicação em imagem MSI	76
5	CONCLUSÕES.....	84
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
	ANEXO A – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	106
	ANEXO B – RESULTADOS <i>Kd</i> SIMULADOS	110

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios de água são sistemas aquáticos artificialmente criados por meio do barramento do curso de água e possuem características intermediárias entre rios e lagos (JØRGENSEN et al., 2013; KIMMEL; GROEGER, 1984). Estas características variam de acordo com o tamanho, profundidade e velocidade do fluxo, e tempo de residência da água (CASAMITJANA et al., 2003; NOVO, 2019).

Os principais usos destinados aos reservatórios são: a geração de energia a partir de usinas hidrelétricas; abastecimento público; controle de inundações; irrigação; pesca e piscicultura; transporte; recreação; dentre outros (TUNDISI et al., 1993; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003; WETZEL, 2001).

Para a garantia plena destes usos faz-se necessário o monitoramento da qualidade e quantidade de água, tanto para necessidades humanas quanto para a conservação da biodiversidade das espécies que fazem parte desse ecossistema (THORTON et al., 1996; WETZEL, 2001). Além disso, o monitoramento e a avaliação do uso e ocupação do solo no entorno do reservatório auxiliam a interpretação dos parâmetros de qualidade e quantidade de água (NOVO, 2019).

Lagos e reservatórios são importantes compartimentos para o transporte, transformação e armazenamento de grandes quantidades de carbono (TRANVIK et al., 2009), em especial devido ao acúmulo de material particulado sedimentável (COLE et al., 2007). Este acúmulo de carbono e sedimentos provenientes dos afluentes e o carreamento superficial sobre a bacia influenciam diretamente a transparência e o estado trófico das águas do reservatório (BARBOSA, 2019; WETZEL, 2001).

O Brasil, em decorrência de sua dimensão continental, distribuição morfológica e de biomas, possui ampla variação de tipos de água, com diferentes níveis tróficos e grande variabilidade dos indicadores de qualidade de água. Vários estudos, como os realizados nos reservatórios em cascata do Rio Tietê, indicam elevado nível trófico com ampla proliferação de fitoplâncton e alta concentração de clorofila-a (Chl-a) (CAIRO, 2015; RODRIGUES et al., 2017; WATANABE et al., 2016). Já os lagos da planície amazônica caracterizam-se por elevada

concentração total de sólidos suspensos (TSS) e matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM, do inglês *Colored Dissolved Organic Matter*) em função das fases hidrológicas do Rio Amazonas (BARBOSA et al., 2010; FLORES JÚNIOR, 2019; JORGE, 2018; MACIEL, 2019). Estes ambientes, em sua maioria, possuem também baixa transparência, devido à alta atenuação da luz pelos constituintes opticamente ativos (COAs) como a água pura, o fitoplâncton, o TSS e o CDOM (COSTA et al., 2013). Por fim há também casos de reservatórios com águas claras, de alta transparência e com características mesotróficas a oligotróficas como é o exemplo do reservatório de Três Marias no estado de Minas Gerais (BARBOSA et al., 2014; BRITO et al., 2011; FERREIRA, 2014; MENEZES, 2013). Para este estudo a transparência é representada pelo coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente ($K_d(\lambda)$).

Vê-se, assim, que a variabilidade dos COAs impacta diretamente na atenuação da luz na coluna água. O aumento da atenuação na coluna de água pode ser prejudicial à biota no meio aquático diminuindo a profundidade da zona eufótica (LEE et al., 2007) com consequências negativas para a fotossíntese, diminuindo o oxigênio dissolvido na água, atingindo toda a cadeia trófica (BEHRENFELD; FALKOWSKI, 1997). Neste ponto, vê-se a necessidade do conhecimento da atenuação da luz na coluna d'água e, uma das opções mais utilizadas recentemente é o sensoriamento remoto (SR) (BARBOSA et al., 2019).

Diversos estudos vêm sendo conduzidos para estabelecer modelos e algoritmos para estimativa da atenuação da luz na coluna d'água, bem como suas propriedades ópticas inerentes, com uso de dados de SR de campo e orbital. Exemplo disso são os algoritmos baseados no *Quasi Analytical Algorithm* (QAA) proposto por Lee et al. (2002) para derivar propriedades ópticas na coluna de água a partir da reflectância de sensoriamento remoto espectral ($R_{rs}(\lambda)$) através de etapas analíticas, semi-analíticas e empíricas específicas.

As principais medidas estimadas pelo QAA são: o coeficiente de retroespalhamento total espectral ($b_b(\lambda)$), o coeficiente absorção total espectral ($a(\lambda)$) e suas formas específicas para os COAs. Essas propriedades ópticas de absorção e espalhamento são um resultado da composição dos COAs de um

corpo de água, e juntas ajudam a compreender e estimar a atenuação da luz na coluna de água (BARBOSA et al., 2019; KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

Além disso, no Brasil estas estimativas do QAA têm sido amplamente usados para a parametrização de diversos algoritmos para estimativa dentre outros: da concentração de Chl-a; da concentração de TSS; absorção por CDOM; da profundidade do disco de Secchi; e de propriedades de atenuação da luz na coluna de água nos mais diversos tipos de água (FLORES JÚNIOR, 2019; JORGE, 2018; LEE et al., 2005b, 2013; LIU et al., 2019; RODRIGUES et al., 2018; WATANABE et al., 2016, 2018).

Um exemplo do uso das estimativas fornecidas pelo QAA é dado pelo algoritmo semi-analítico para estimativa do $K_d(\lambda)$ proposto por Lee et al. (2013) a partir de dados de b_b e a como entrada (LEE et al., 2005b, 2013; RODRIGUES et al., 2017, 2020). Estes dados de entrada podem ser provenientes de medidas feitas em campo ou estimados a partir da R_{rs} de campo ou orbital por meio da aplicação do QAA devidamente parametrizada para a área de estudo. Como uma medida de transparência da água o K_d é um importante parâmetro de qualidade da água que representa a taxa com que a luz é extinta na coluna de água (KIRK, 2011; MISHRA et al., 2005).

Todos os termos neste trabalho, a princípio são espectrais, e após sua primeira aparição no texto o termo espectral (λ) será omitido nas aparições seguintes. Quando contrário será mencionado no próprio texto.

1.1 Objetivo principal

Este trabalho tem como objetivo principal a estimativa do K_d , segundo abordagem proposta por Lee et al. (2013) pela aplicação do QAA reparametrizado a partir de dados de R_{rs} medidos em campo para o reservatório de Três Marias/MG.

1.2 Objetivos específicos

- Caracterização bio-óptica para o reservatório de Três Marias a partir de dados in situ obtidos em 2013 e 2019;
- Parametrização do QAA para estimativa de K_d ;

- Validação estatística dos resultados K_d em comprimentos de onda equivalentes às bandas do sensor MSI;
- Avaliação da aplicabilidade do algoritmo semi-analítico proposto para derivar o K_d utilizando dados orbitais do sensor MSI.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Limnologia de reservatórios

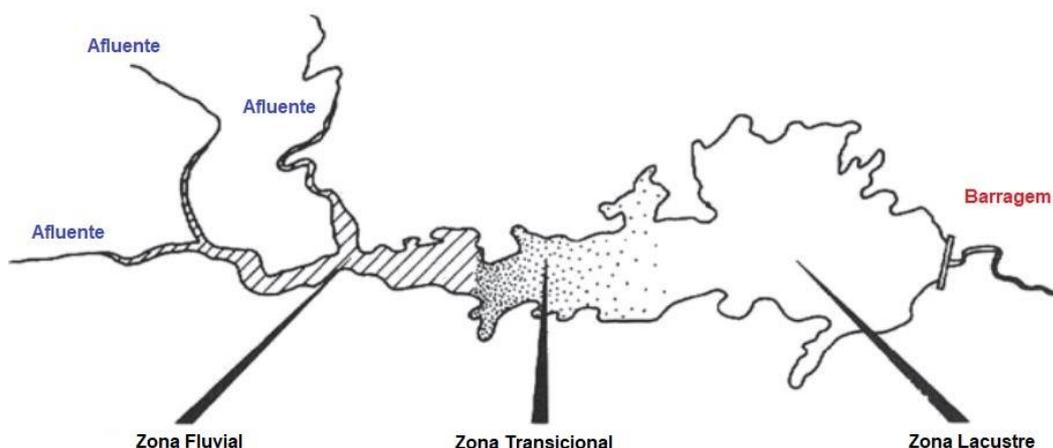
A diversidade de usos da água bem como da cobertura e uso do solo nas bacias hidrográficas levam a novas e complexas mudanças no ciclo hidrológico natural, as quais acarretam alterações na qualidade e quantidade de água (GARCÍA, 2006; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003, 2011). Dentre os vários usos, destaca-se a produção de energia hidroelétrica e abastecimento da população os quais requerem o barramento da seção transversal ao fluxo dos rios para a formação de reservatórios de água. Os reservatórios artificiais (por barramento de um rio) são importantes ecossistemas aquáticos artificiais que possuem características de transição entre lagos naturais e rios (THORTON et al., 1996; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Esses reservatórios artificiais são classificados como ambientes semi fluviais, pois apresentam grandes gradientes de variações em suas características morfométricas, hidrológicas e limnológicas, principalmente nos eixos longitudinal e vertical, às quais estão associados a diferentes tempos de residência hidráulica (JØRGENSEN et al., 2013; KIMMEL; GROEGER, 1984; RIBEIRO FILHO et al., 2011).

Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011) classificam em macro, meso e micro escala os fatores que controlam os processos internos de reservatórios de água para os diferentes padrões de funcionamento dos ecossistemas. Os fatores de macro escala estão relacionados à bacia hidrográfica onde se inserem os reservatórios, e incluem as características geológicas, o clima e os tipos de uso e ocupação do solo (JØRGENSEN et al., 2013; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Os fatores que geram padrões de meso escala tais como a variação longitudinal das características hidrológicas e limnológicas dentro de um reservatório incluem a operação da barragem e o fluxo de seus afluentes (STRASKRABA et al., 1993). De acordo com Kimmel e Groeger (1984) esses reservatórios geralmente podem ser divididos em zonas fluvial, transicional e lacustre (Figura 2.1), a depender de suas características hidrológicas, assim como também de suas propriedades limnológicas (THORTON et al., 1996).

Figura 2.1 – Tipos distintos de zonas em um reservatório de água.



O reservatório de água dividido em zonas ribeirinha, transicional e lacustre, com diferentes características limnológicas.

Fonte: Adaptado de Kimmel e Groeger (1984) e Jørgensen et al. (2013).

Em geral as zonas fluviais são ambientes menos transparentes em porções mais estreitas e canalizadas da bacia, possuindo maior velocidade de fluxo (turbulência) e conseqüentemente maior concentração de TSS na coluna de água e menor penetração da luz na água, e conseqüentemente menor produtividade primária. Já as zonas transicionais são ambientes de relativa maior produtividade primária e considerados mesotróficas, com características intermediárias entre os dois ambientes citados anteriormente. Por fim, as zonas lacustres são ambientes mais oligotróficos em porções mais amplas e profundas do reservatório, possuindo baixas velocidade de fluxo e menores concentrações de TSS, dando origem a maior disponibilidade de luz na coluna d'água, sendo a disponibilidade de nutrientes o fator limitante para produtividade primária (JØRGENSEN et al., 2013; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Apesar de existirem três tipos distintos de águas e dinâmicas de circulação em um reservatório, a disponibilidade de luz na coluna d'água tende a aumentar da zona fluvial para a zona lacustre, ou seja de montante para jusante (KENNEDY et al., 1982; WETZEL, 2001). Nas zonas fluviais a matéria orgânica é primariamente alóctone e a perda celular de fitoplâncton se dá por sedimentação do detrito suspenso na coluna de água, enquanto em zonas lacustres a matéria

orgânica é primariamente autóctone e a perda celular de fitoplâncton se dá predominantemente pelo consumo por zooplâncton (JØRGENSEN et al., 2013; KIMMEL; GROEGER, 1984; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Por fim, a escala micro ocorre na escala de metros ou até centímetros como processos convectivos, reações de oxirredução no sedimento, produção fitoplanctônica e relações entre predadores e presas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011). Os reservatórios de água e lagos apresentam características similares em termos de microescala, entretanto, reservatórios possuem maiores gradientes longitudinais e verticais devido seus aspectos de macro e meso escalas particulares.

Todos padrões de escala destacados por Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011) afetam fortemente a composição e a distribuição dos COAs no reservatório, influenciando diretamente em suas propriedades ópticas inerentes (POIs) e aparentes (POAs), e assim afetando sua transparência. A transparência da água e a penetração da radiação eletromagnética (REM) na coluna de água são parâmetros essenciais para monitoramento do estado da qualidade em reservatórios uma vez ligados aos COAs, POIs e POAs.

A análise da transparência e penetração da REM na coluna de água é dispendiosa e complexa quando feita em campo, devido ao alto custo monetário e logístico. Por outro lado, estudos e estabelecimento, por SR são uma possibilidade de se automatizar a e facilitar o monitoramento destes parâmetros a partir de imagens de satélite diminuindo a necessidade de viagem à campo.

2.2 Constituintes opticamente ativos – COAs

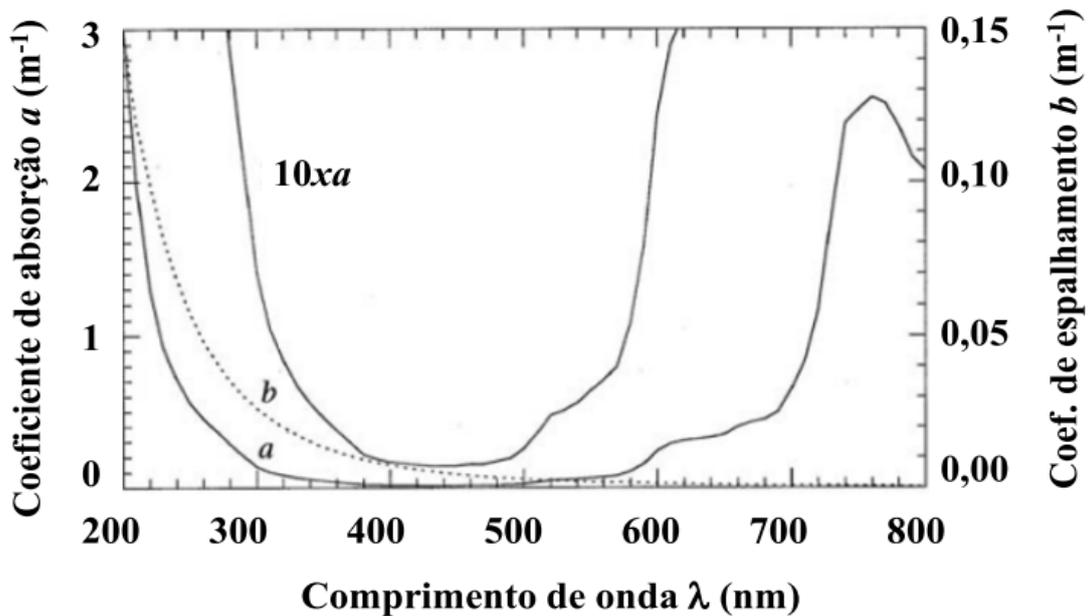
A distribuição de parâmetros físicos, químicos e biológicos em reservatórios de água influenciam fortemente na variação das propriedades ópticas na coluna d'água, tanto longitudinalmente quanto verticalmente. De acordo com Mobley (1994) componentes capazes de alterar as propriedades ópticas da água são denominados como COAs, sendo eles: a própria água pura, o fitoplâncton por meio de seus pigmentos fotossintetizantes, sendo o principal a Chl-a, o TSS e CDOM, do inglês *colored dissolved organic matter* – matéria orgânica dissolvida colorida (BARBOSA et al., 2019).

A interação da REM com estes COAs caracteriza a forma como a mesma é atenuada (absorvida e espalhada) na coluna d'água, determinando o comportamento espectral do alvo em questão (BARBOSA et al., 2010; ROESLER; BOSS, 2008). Além disso, o entendimento do comportamento espectral da água no reservatório depende do conhecimento da distribuição espacial da concentração de cada um dos COAs, visto que em determinados ambientes aquáticos há apenas um COA dominante, enquanto em outros de composição mais complexa, mais de um COA pode disputar essa dominância ao longo do espectro eletromagnético. (MOBLEY et al., 2010; ROESLER; BOSS, 2008).

2.2.1 Água pura

De acordo com Kirk (2011) apesar de parecer totalmente incolor e transparente em quantidades manuseadas no dia a dia, a água pura é essencialmente azulada. A água pura é um espalhador do tipo Rayleigh, com espalhamento predominante em comprimentos de ondas mais curtos (Figura 2.2). Em adição ao espalhamento, a absorção da água na região fotossinteticamente ativa (PAR) é extremamente baixa para comprimentos de onda de azul e verde (entre 400 e 500 nm) (PEGAU; ZANEVELD, 1993; SULLIVAN et al., 2006). A absorção da água a partir do verde, entretanto, aumenta conforme aumenta-se o comprimento de onda, chegando a valores mais altos dentro da faixa espectral do infravermelho próximo (IVP) (Figura 2.2).

Figura 2.2 – Propriedades ópticas da água pura.



Curvas de: a) absorção e *zoom* 10x (linhas sólidas); e, b) espalhamento (linha pontilhada) da água pura determinadas em laboratório.

Fonte: Adaptado de Smith e Baker (1981).

Esta dominância do espalhamento da REM em comprimentos de onda mais curtos e da absorção em comprimentos de onda mais longos dentro da região PAR explica a aparência azulada da água pura que também é representativa de águas oceânicas extremamente claras, assim como de águas costeiras oligotróficas e cristalinas e interiores oligotróficas e cristalinas (BUKATA et al., 1995).

2.2.2 Fitoplâncton

Dentro da cadeia alimentar em meios aquáticos os plânctons são representados por diversas espécies incluindo organismos animais (zooplâncton), algas (fitoplâncton) e bactérias (bacterioplâncton), assim como simbioses com fungos (BUKATA et al., 1995; KIRK, 2011).

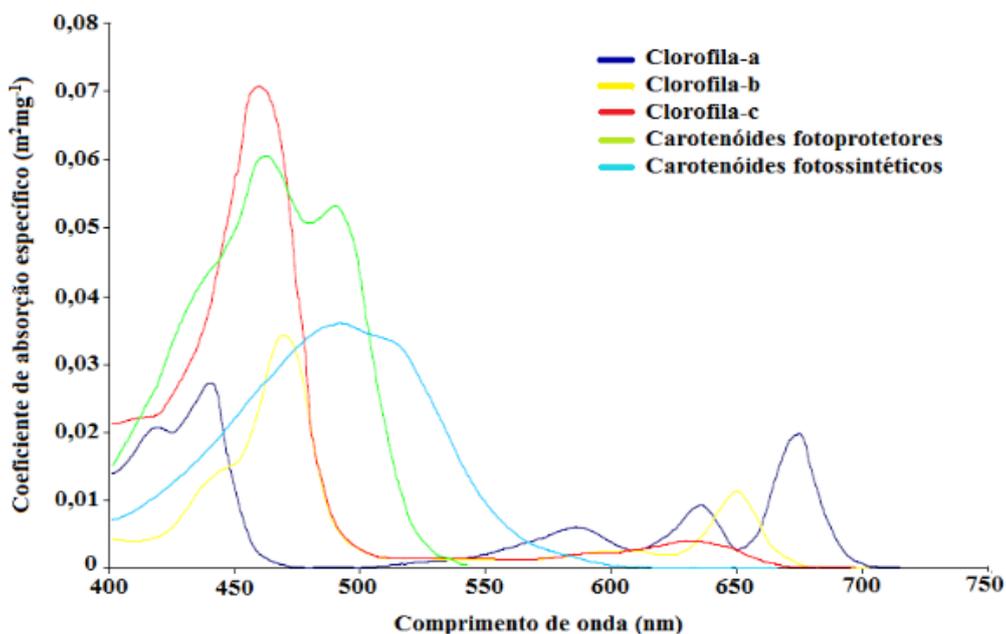
O fitoplâncton é a parte fotoautotrófica do plâncton, microorganismos aquáticos microscópicos, sendo importantes produtores primários de carbono orgânico em oceanos e águas interiores (GILERSON; HUOT, 2017; MATTHEWS, 2017; REYNOLDS, 2006). Além disso, o fitoplâncton pode ser dividido em diferentes

grupos, como as clorófitas (reino Plantae), diatomáceas (reino Chromista), euglenas (reino Protozoa) e cianobactérias (reino Monera) (CALIJURI et al., 2006).

De acordo com Kirk (2011) a absorção da luz por pigmentos fitoplanctônicos como a Chl-a e o espalhamento por sua estrutura celular contribuem para a atenuação da REM ao longo da coluna d'água. Cada espécie tem seu conjunto de pigmentos e tipos de estruturas celulares característicos, porém a Chl-a é o pigmento mais abundante e presente em todas as espécies, respondendo pela fotossíntese e produtividade primária em águas naturais (Figura 2.3).

A Chl-a possui elevada absorção em comprimentos de onda do azul e do vermelho (Figura 2.3), além de espalhamento na região do azul através do processo de fluorescência. A fluorescência da Chl-a é o processo em que a energia absorvida pela a Chl-a na região do azul é emitida na região do vermelho com um pico em 685 nm, também utilizado para a estimativa da concentração de Chl-a (GILERSON; HUOT, 2017; KIRK, 2011).

Figura 2.3 – Absorção específica de diversos pigmentos fitoplanctônicos.



Espectros de absorção específica de alguns dos principais tipos de pigmentos encontrados em fitoplânctons.

Fonte: Adaptado de Bidigare et al. (1990).

O aumento na concentração de Chl-a é um indicador do aumento na produção de biomassa fitoplanctônica. Esse aumento da concentração de clorofila pode provocar o aumento da reflectância em comprimentos de onda do IVP, provocando comportamento espectral similar aos da vegetação terrestre quando ocorrem eventos de florações de algas e altas concentrações de Chl-a (KIRK, 2011). Em águas produtivas, com altas concentrações de Chl-a e formação de florações de algas há uma limitação da luz pelo próprio fitoplâncton devido à alta densidade de células e absorção da REM nas camadas mais superficiais (GALLEGOS; JORDAN, 2002).

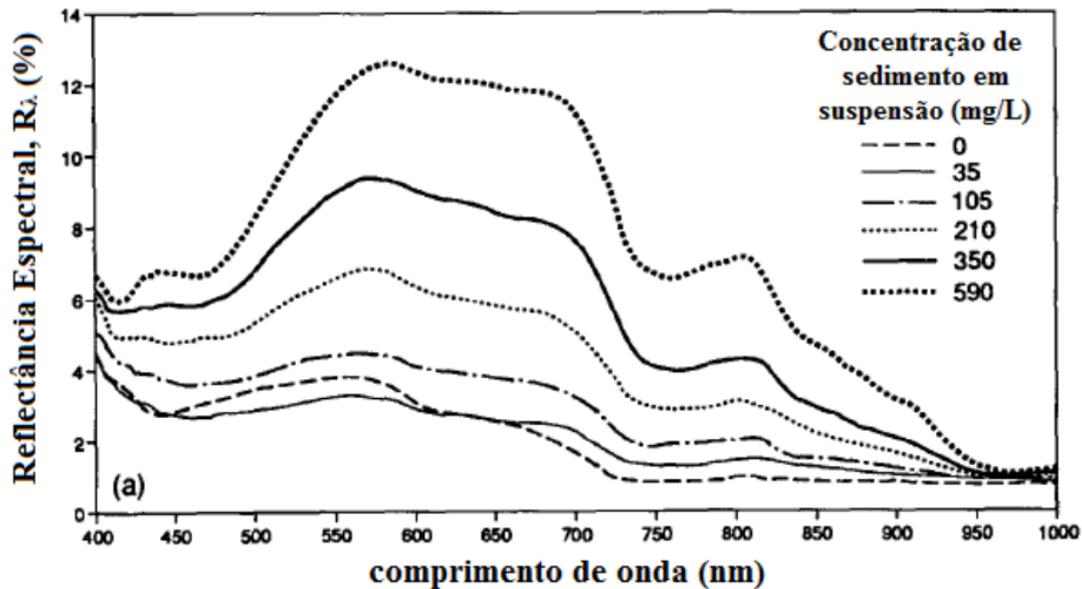
2.2.3 Total de sólidos suspensos – TSS

Todo corpo de água natural possui sólidos suspensos em superfície denominados *seston* ou TSS, compostos por partículas orgânicas e inorgânicas. Há grande variedade de tipos de partículas no TSS incluindo partículas minerais de origem terrestre, fitoplâncton, detritos, incluindo as resultantes de reações químicas *in loco* e as de origem antropogênica (BUKATA et al., 1995).

O TSS em águas naturais continentais tem duas possíveis origens: i) alóctone, em que os aportes de sólidos vêm de afluentes, suspensão de partículas depositadas no fundo e sedimentos carregados por escoamento superficial da chuva e ventos; e ii) autóctone, no qual o material é produzido na própria coluna de água, originado da decomposição orgânica do fitoplâncton.

O TSS provoca um aumento da reflectância na região espectral do visível (VIS) e do IVP, onde o aumento de sua concentração ocasiona o aumento dos picos de reflectância acentuando suas feições. A porcentagem de energia refletida entre 570 e 700 nm aumenta com o aumento da concentração de TSS (Figura 2.4), além de elevação do sinal em 810 nm (REF GOODIN 1993, LODHI 1997).

Figura 2.4 – Reflectância espectral do TSS.



Espectros de reflectância para diferentes concentrações de TSS. Note o deslocamento do pico de reflectância para valores entre 570 e 700 nm e aumento do pico em 810 nm.

Fonte: Adaptado de Chen et al. (1992).

Em geral a fração inorgânica do TSS domina o sinal de retroespalhamento dentre os COAs presentes na água, pois apresenta índices de refração muitas vezes maiores que os de partículas orgânicas (MOBLEY, 1994). Espectros dos coeficientes de absorção e espalhamento específicos da matéria inorgânica dependem da forma, da distribuição de tamanhos e do índice de refração dessas partículas (SATHYENDRANATH, 2000).

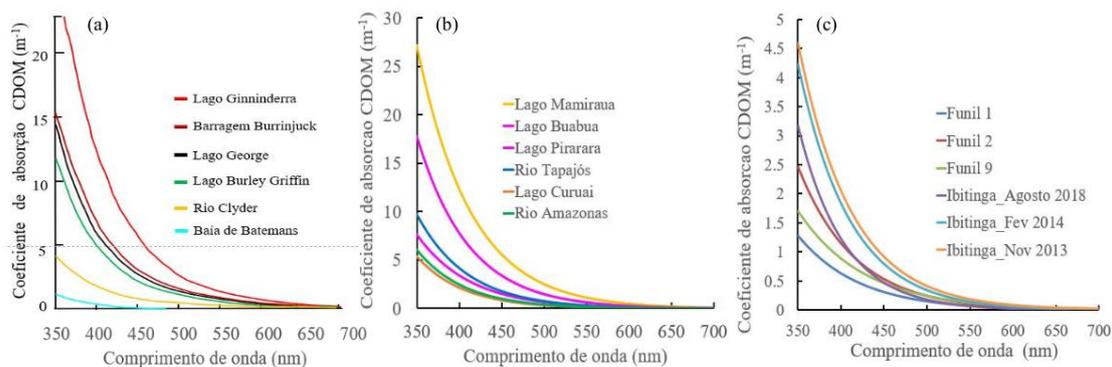
2.2.4 Matéria orgânica dissolvida colorida – CDOM

O CDOM também referida como matéria orgânica dissolvida amarela, *gelbstoff* ou *gilvin*, representa a parte da matéria orgânica dissolvida que pode ocorrer em águas oceânicas, costeiras e interiores (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994). O CDOM resulta da degradação da matéria orgânica vegetal, e da mesma forma que o TSS, sua degradação pode ocorrer de forma alóctone ou autóctone. O CDOM é composto por substâncias húmicas, um componente chave para a compreensão do ciclo de carbono global (CHEN et al., 2004; KUTSER et al., 2017).

Por sua vez, as substâncias húmicas podem ser solúveis e não solúveis. As solúveis compõem o CDOM como dois tipos de compostos principais: os ácidos húmicos, mais ligados a origem alóctone, e ácidos fúlvicos mais ligados a origem autóctone (BUKATA et al., 1995; KIRK, 2011). Já as não solúveis são compostas principalmente pela humina, porém de irrelevante significância para o SR.

O CDOM é mencionado pela maioria dos autores como COA em que o coeficiente de espalhamento é inexistente, e dotado apenas de absorção, com maiores valores em comprimentos de onda de azul e verde ou inferiores (Figura 2.5), resultando em águas amareladas e escuras (BARBOSA et al., 2019; KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

Figura 2.5 – Absorção espectral por CDOM.



Espectros do coeficiente de absorção da CDOM em: a) vários lagos australianos; b) rio Amazonas e lagos da planície de inundação Amazônica; e, c) reservatórios hidrelétricos brasileiros.

Fonte: Adaptado de Barbosa et al. (2019).

2.3 Propriedades ópticas de águas naturais

As propriedades ópticas em águas naturais podem ser classificadas em dois grupos: i) propriedades ópticas inerentes (POIs), aquelas que dependem apenas do meio de propagação da REM; e, ii) propriedades ópticas aparentes (POAs), aquelas que dependem tanto do campo eletromagnético quanto de alterações ambientais (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

2.3.1 Propriedades ópticas inerentes – POIs

Como mencionado, as POIs, são aquelas propriedades dos COAs que apenas dependem das características do meio aquático em questão. Quando um fóton atravessa a coluna d'água o mesmo pode ser absorvido, transmitido ou espalhado (KIRK, 2011), conforme representado na Figura 2.6.

Considerando um volume de água infinitesimal ΔV (Figura 2.6) com espessura infinitesimal Δr , iluminado por um feixe estreito e colimado monocromático de luz, a potência radiante espectral $\Phi_i(\lambda)$ [W nm^{-1}] pode ser absorvida $\Phi_a(\lambda)$, transmitida $\Phi_t(\lambda)$ ou espalhada $\Phi_s(\psi; \lambda)$, seguindo a lei de conservação de energia descrita na Equação 2.1 (MOBLEY, 1994).

$$\Phi_i = \Phi_a + \Phi_t + \Phi_s \quad (2.1)$$

Figura 2.6 – Geometria das propriedades ópticas inerentes – POIs.

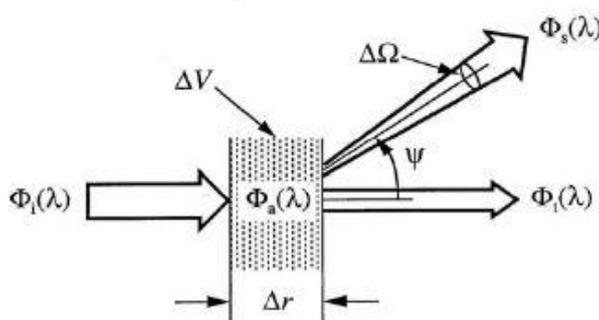


Ilustração da geometria das grandezas radiométricas usadas para definir as POIs quando um fóton atravessa um meio de espessura infinitesimal.

Fonte: Adaptado de Mobley (1994).

A Φ_a [Watts] é a porção da REM que deixa o sistema dentro da coluna d'água, servindo para outros propósitos, i.e. fotossíntese e branqueamento da matéria dissolvida. Já Φ_t é a porção de que atravessa o volume infinitesimal sem sofrer mudanças na sua direção. Por último, Φ_s é a REM que deixa o feixe de luz com um ângulo de espalhamento ψ dentro de um cone de ângulo sólido $\Delta\Omega$.

Seguindo a lei de conservação de energia pode-se deduzir os parâmetros de absorptância $A(\lambda)$, transmitância $T(\lambda)$ e escaterância $B(\lambda)$, que são as frações de

potência radiante incidente que pode ser absorvida, transmitida ou espalhada respectivamente, sendo a soma de A , B e T igual a 1 (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

Os coeficientes de absorção total a , e espalhamento total espectral $b(\lambda)$ são POIs frequentemente utilizadas em estudos de hidrologia e limnologia óptica, sendo estas a absorptância e escaterância por unidade de distância [m^{-1}] no meio, respectivamente (Equações 2.2 e 2.3). O coeficiente de atenuação do feixe de luz $c(\lambda)$ é definido como a soma dos coeficientes de absorção e espalhamento (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

$$a(\lambda) = \lim_{\Delta r \rightarrow 0} \frac{A(\lambda)}{\Delta r} = \frac{\Delta A}{\Delta r} \quad (2.2)$$

$$b(\lambda) = \lim_{\Delta r \rightarrow 0} \frac{B(\lambda)}{\Delta r} = \frac{\Delta B}{\Delta r} \quad (2.3)$$

Onde ΔA é variação infinitesimal da absorptância e ΔB a variação infinitesimal da escaterância e Δr a espessura infinitesimal de meio a ser percorrido pela luz.

A intensidade radiante espalhada na direção ψ corresponde à potência radiante espalhada dentro de um dado cone sólido $\Delta\Omega$ e é expressa como ($\Phi_s(\psi; \lambda) = I_s(\psi; \lambda)\Delta\Omega$). Além disso, considerando-se a irradiância incidente como a potência radiante incidente sobre uma área infinitesimal ΔAr , representada por $E_i(\lambda) = \Phi_i(\lambda)/\Delta Ar$ (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

A distribuição angular do coeficiente de espalhamento é conhecida como função de espalhamento volumétrico (VSF) $\beta(\psi; \lambda)$ [$\text{m}^{-1}.\text{sr}^{-1}$], uma POI comumente usada em estudos ópticos da água. β pode ser interpretado fisicamente como a intensidade radiante espalhada por unidade de irradiância incidente, por unidade de volume de água (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

Uma outra forma de se calcular b é por meio da integração da VSF (Equação 2.4) em todas as direções (ângulos sólidos). Além disso, o coeficiente de espalhamento pode ser dividido em coeficiente de espalhamento frontal total $b_f(\lambda)$, para $0 \leq \psi \leq \pi/2$, e b_b , para $\pi/2 \leq \psi \leq \pi$ (Equações 2.5 e 2.6).

$$b(\lambda) = \int_{\Omega} \beta(\psi; \lambda) d\Omega = 2\pi \int_0^{\pi} \beta(\psi; \lambda) \sin \psi d\psi \quad (2.4)$$

$$b_f(\lambda) = 2\pi \int_0^{\pi/2} \beta(\psi; \lambda) \sin \psi \, d\psi \quad (2.5)$$

$$b_b(\lambda) = 2\pi \int_{\pi/2}^{\pi} \beta(\psi; \lambda) \sin \psi \, d\psi \quad (2.6)$$

A compreensão dos processos de espalhamento e absorção são pontos chave para interpretação do resultado da interação da luz com o corpo de água e conseqüentemente extrair informação sobre o sistema aquático. São estes processos que possibilitam o uso do sensoriamento remoto para estudo e monitoramento de sistemas aquáticos (BARBOSA, 2019).

Cada uma das POIs é resultado da combinação da contribuição de diversos COAs presentes na coluna d'água. Por exemplo, o coeficiente total de absorção é a soma de várias porções de absorção referentes a cada um dos COAs presentes, como a própria água pura, Chl-a, TSS e CDOM (MOBLEY, 1994). Além disso, as características de um corpo hídrico não são uniformes nem constantes, pois variam espacialmente e temporalmente, assim como suas POIs.

2.3.2 Propriedades ópticas aparentes – POAs

As POAs são propriedades dependentes tanto do meio quanto do campo geométrico de propagação da REM (MOBLEY, 1994), mas uma POA ideal varia apenas levemente com mudanças ambientais (BAKER; SMITH, 1979; BUKATA et al., 1995). Além disso, as POAs comumente utilizadas podem ser determinadas por POIs do meio aquático e não variam bruscamente com mudanças no campo de incidência da REM, como por exemplo a variação na elevação solar (KIRK, 2011; MOBLEY et al., 2010).

POAs em geral são classificadas em três grupos: cossenos médios do campo de luz, reflectâncias e coeficientes de atenuação difusa da REM (MOBLEY, 1994; MOBLEY et al., 2010). As POAs mais comumente utilizadas em trabalhos sobre a cor e transparência da água são a reflectância de irradiância $R(z; \lambda)$ [SI], reflectância de sensoriamento remoto $R_{rs}(\theta; \phi; \lambda)$ [sr⁻¹] e o coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente $K_d(z; \lambda)$ [m⁻¹], uma vez que estes são mais facilmente medidos *in situ*. Para isso são necessárias medições

radiométricas de outros parâmetros ópticos, como radiância e irradiância (Figura 2.7).

Figura 2.7 – Geometria das propriedades ópticas aparentes – POAs.

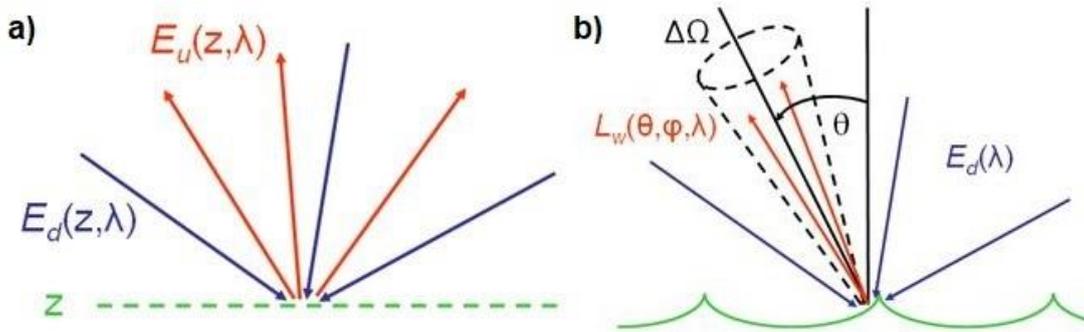


Ilustração da geometria das grandezas radiométricas usadas para definir as POAs (R , R_{rs} e K_d). a) irradiâncias descendente e ascendente; e, b) radiâncias descendente e ascendente.

Fonte: Adaptado de Mobley et al. (2010).

2.3.2.1 Reflectância de sensoriamento remoto ($R_{rs}(\lambda)$) e propriedades ópticas

A reflectância de sensoriamento remoto R_{rs} [sr^{-1}] (Equação 2.7) é definida como a razão entre a radiância espectral emergente da coluna d'água ($L_w(\lambda)$) pela irradiância solar espectral descendente ($E_s(\lambda)$) medidas logo acima da superfície da água (MOBLEY, 1994; MUELLER et al., 2003).

$$R_{rs}(\theta; \phi; \lambda) = \frac{L_w(0^+; \theta; \phi; \lambda)}{E_s(0^+; \lambda)} \quad (2.7)$$

A reflectância de sensoriamento subsuperficial $r_{rs}(\theta; \phi; \lambda)$ [sr^{-1}], é definida similarmente à R_{rs} , substituindo o termo L_w pela radiância ascendente ($L_u(\lambda)$), medida essa feita logo abaixo da superfície da água (GORDON, 1973; HE et al., 2017; MOREL; PRIEUR, 1977).

Deve-se ressaltar que a medida adquirida pelo radiômetro inclui toda a radiância ascendente da superfície $L_t(\theta; \phi; \lambda)$ (Figura 2.8), sendo a soma de $L_w(\theta; \phi; \lambda)$ com a radiância proveniente de ruído $L_r(\theta; \phi; \lambda)$ causado por reflexões conhecidas como *glint* (especular, difuso e atmosférico) (MOBLEY et al., 2010).

Figura 2.8 – Radiâncias ascendente, emergente da coluna de água e *glint*.

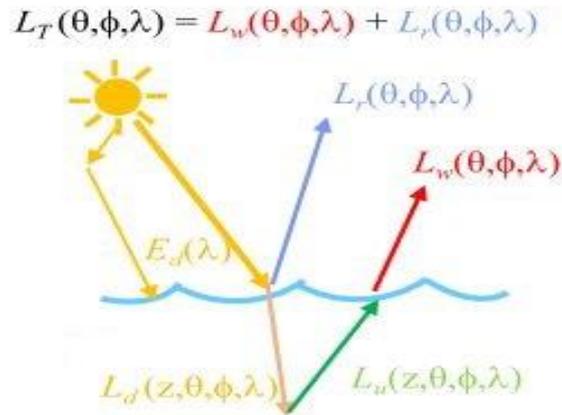
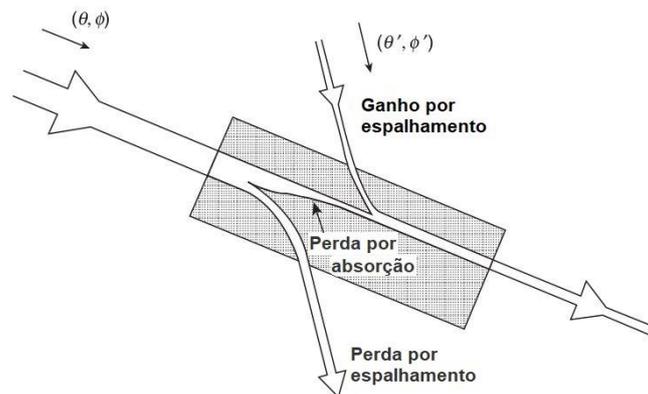


Ilustração da interação da irradiância solar com a interface ar-água e coluna de água.

Fonte: Adaptado de Mobley et al. (2010).

A teoria da equação de transferência radiativa (ETR) pode ajudar a compreender as conexões entre POIs e POAs (Figura 2.9), usando parâmetros de ondas superficiais, características de fundo e condições da radiação difusa do céu como condições de contorno necessárias para solução das equações derivadas da teoria da ETR (MOBLEY, 1994).

Figura 2.9 – Esquema da teoria da ETR.



O processo por trás da equação de TR. Um feixe de luz passando por um meio de espessura Δr , com direções θ , ϕ e processos relacionados.

Fonte: Adaptado de Kirk (2011).

Gordon (1973) e Morel e Prieur (1977) demonstraram que a r_{rs} pode ser representada como uma relação de a e b_b do corpo d'água. É a proporção de b_b

sobre a soma de a e b_b vezes uma função de distribuição de reflectância bidirecional (FDRB) denotada por $\frac{f'}{Q}$, funções que descrevem a variação angular de r_{rs} no ângulo de visada bidirecional fonte-alvo-sensor (Equação 2.8).

$$r_{rs}(\theta; \phi; \lambda) = \frac{f'}{Q} \frac{b_b(\lambda)}{a_t(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (2.8)$$

Da mesma forma, R_{rs} também é proporcional à esta relação entre b_b e a soma de a_t e b_b (Equação 2.9) como descrito posteriormente por Gordon et al. (1988) e Morel e Gentili (1993).

$$R_{rs}(\theta; \phi; \lambda) \propto \frac{b_b(\lambda)}{a_t(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (2.9)$$

Desde Gordon (1973) e Morel e Prieur (1977) até os dias atuais algoritmos empíricos, analíticos e semi-analíticos têm sido desenvolvidos com intuito de estimar a a_t e o b_b e suas formas específicas a partir da R_{rs} e r_{rs} , como é o exemplo do QAA e suas versões (LEE, 2014; LEE et al., 1998, 1999, 2002, 2013, 2014).

2.3.2.2 Coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente - $K_d(\lambda)$

A transparência da água é uma das propriedade mais importantes para águas naturais no que diz respeito ao SR e produtividade primária (KIRK, 2003; WOODRUFF et al., 1999). Medidas de transparência da água podem ser representadas por medidas de turbidez, profundidade Secchi e pelo coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente (K_d) espectral e PAR (GEGER, 2012; MOBLEY, 1994). Neste trabalho a transparência no reservatório de Três Marias é estimada e analisada a partir do K_d .

Segundo Mobley (1994) e Kirk (2011), em condições típicas de águas naturais, medidas de irradiância e radiância decaem exponencialmente com a profundidade a partir de uma certa profundidade logo abaixo da superfície.

Conceitualmente, o K_d é definido como a taxa de decaimento da irradiância descendente ($E_d(\lambda)$) com a profundidade (Equação 2.10). Uma forma de descrever o K_d como o expoente da função de decaimento exponencial de E_d na coluna d'água (Equação 2.11).

$$K_d(z; \lambda) = -\frac{1}{E_d(z; \lambda)} \frac{d E_d(z; \lambda)}{dz} \quad (2.10)$$

$$E_d(\lambda; z) = E_d(\lambda; 0^-) e^{-K_d(\lambda) z} \quad (2.11)$$

Medidas *in situ* de E_d para o cálculo de K_d precisam ser normalizadas pela variação de E_s (MUELLER et al., 2000), como descrito na metodologia.

2.4 Algoritmos para estimativa de K_d

Algoritmos para estimativa de K_d por SR vêm sendo desenvolvidos desde a década de 70. Como parâmetros que se pode extrair das imagens ópticas orbitais são variáveis radiométricas, muitos destes algoritmos vêm sendo desenvolvidos para calcular K_d através da R_{rs} ou da L_w .

No início foram desenvolvidos algoritmos empíricos/estatísticos, que são mais fáceis de serem parametrizados, pois dependem somente de dados *in situ* de E_d (estimativa K_d) e de medidas de L_w (estimar R_{rs}) (AUSTIN; PETZOLD, 1981; MISHRA et al., 2005; MUELLER et al., 2003; MUELLER; TREES, 1997; RODRIGUES et al., 2020).

Muitos dos algoritmos empíricos desenvolvidos focaram na estimativa de $K_d(\lambda)$ em 490 nm (AUSTIN; PETZOLD, 1981; MUELLER et al., 2003; MUELLER; TREES, 1997), como por exemplo de $\bar{K}_d(490)$ que usa razão de bandas (AUSTIN; PETZOLD, 1981; LEE et al., 2005a), conforme Equação 2.12.

$$\bar{K}_d(490) = K_w(490) + 0,016 \left(\frac{E_d(490)}{E_d(555)} \times \frac{R_{rs}(490)}{R_{rs}(555)} \right)^{-1,5401} \quad (2.12)$$

Apesar de apresentarem bom desempenho, os algoritmos empíricos são fortemente dependentes dos dados utilizados em sua calibração, o que limita sua abrangência temporal.

A alternativa para aumentar a robustez e abrangência temporal dos algoritmos de K_d é a abordagem semi-analítica, baseada na ETR e nas POIs Kirk (1991), usando simulações de Monte Carlo e dados de uma função de espalhamento normalizada (PETZOLD, 1972) chegou a um algoritmo para estimativa de K_d a partir de POIs (Equação 2.13).

$$K_d(\lambda) = \frac{1}{u_0} [a^2 + (g_1 u_0 - g_2) ab]^{1/2} \quad (2.13)$$

Onde u_0 é o cosseno médio na coluna d'água, a absorção, b espalhamento e g_1 e g_2 constantes numéricas.

Vários estudos vêm sendo desenvolvidos nesta linha para desenvolvimento de algoritmos de K_d a partir de POIs (KIRK, 1991; LEE et al., 2013, 2005a, 2005b; SATHYENDRANATH; PLATT, 1997). A maioria destes estudos baseia-se em a e b_b derivados da R_{rs} por modelagem inversa (GARVER; SIEGEL, 1997; GORDON et al., 1988; LEE et al., 1996, 2002). Para o desenvolvimento deste estudo, selecionou-se o algoritmo semi-analítico proposto por Lee et al. (2005a, 2005b, 2013), por ser um dos que apresenta bom desempenho e utiliza como parâmetros de entrada coeficientes de absorção e retroespalhamento. Maiores detalhes sobre este algoritmo será apresentado na descrição metodológica deste estudo.

Para derivar as POIs necessárias para aplicação deste algoritmos de K_d que utilizam a abordagem semi-analítica a partir de imagem de sensoriamento remoto propostos neste estudo, utiliza-se um dos algoritmos de modelagem inversa mais aplicados, o QAA, proposto por Lee et al. (2002).

2.5 Algoritmo QAA

O QAA é um algoritmo de modelagem inversa, com etapas analíticas, semi-analíticas e empíricas, que deriva a e b_b a partir de medida de R_{rs} obtidas dos corpos de água (LEE et al., 2002).

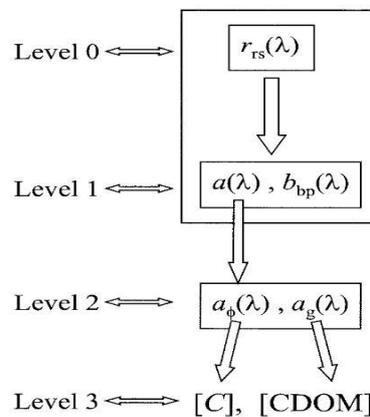
Inicialmente proposto para águas claras oceânicas (LEE et al., 2002), existem já diversas versões do algoritmo calibradas para diferentes tipos de águas, com destaque para as atualizações v5 e v6 (LEE et al., 2009), utilizados para águas claras oceânicas ou interiores. Além destas, foram desenvolvidas versões voltadas para águas interiores mais eutrofizadas com concentrações elevadas de Chl-a (WATANABE, 2016; WATANABE et al., 2018) e versões voltadas para águas ricas em sedimentos e com maiores concentrações de TSS (FLORES JÚNIOR, 2019; JORGE, 2018; LIU et al., 2019).

O QAA tem como princípio básico o uso de um comprimento de onda inicial (λ_0) em que o coeficiente de absorção espectral da água pura ($a_w(\lambda)$) seja uma

parcela predominante do a (LEE et al., 1998, 1999), e.g. comprimentos de onda do verde (555 nm aproximadamente) e do vermelho (670 nm aproximadamente).

O algoritmo parte de medidas de R_{rs} até a estimativa de a e b_b no nível 1 (Figura 2.10). No nível 2, deriva o coeficiente de absorção de detritos e CDOM ($a_g(\lambda)$) e o coeficiente de absorção do fitoplâncton ($a_{ph}(\lambda)$). Por fim o nível 3, para converter os coeficientes a_{ph} e a_g nas concentrações de Chl-a e CDOM, os autores sugerem os trabalhos de (CARDER et al., 1999; ROESLER; PERRY, 1995).

Figura 2.10 – Fluxograma do QAA.



Níveis de processamento do QAA.

Fonte: Adaptado de Lee et al. (2002).

Neste estudo será aplicado o QAA apenas até o nível 1 para estimativa de b_b e a , como será demonstrado na Seção 3.4.1. Valores de b_b são calculados pela soma do coeficiente de retroespalhamento do material particulado $b_{bp}(\lambda)$ e da água pura $b_{bw}(\lambda)$, enquanto a é calculada a partir de b_b . Estes parâmetros serão utilizados para a estimativa de K_d seguindo o algoritmo de Lee et al. (2005b, 2013).

2.6 Sensor MSI – Sentinel 2

O sensor *MultSpectral Imager* (MSI), à bordo da constelação de satélites Sentinel 2 A e B, que possui órbitas polares síncronas ao Sol obtém imagens com alta

resolução espacial (10 a 60 metros) e temporal (2 a 5 dias) (LIU et al., 2017; MALENOVSKÝ et al., 2012). Com um campo de visada (FOV) de 290 km e resolução radiométrica de 12 bits, as bandas do sensor MSI estão apresentadas na Tabela 2.1 (ESA, 2018; LIU et al., 2017).

O sensor MSI possui um grande potencial para estimar constituintes da água como TSS, Chl-a e CDOM, muito similar ao tradicional sensor *Operational Land Imager* (OLI) a bordo do satélite Landsat 8, provendo produtos de alta qualidade para cenários costeiros e de águas interiores (DÖRNBÖFER; OPPELT, 2016; PAHLEVAN et al., 2017). Além das similaridades entre os sensores MSI e OLI, o sensor MSI possui melhor resolução espacial (RE), e resolução espectral, apresentando um maior número de bandas posicionadas na região do IVP, o que é uma grande vantagem para águas opticamente complexas (SATHYENDRANATH, 2000). Entretanto, essas vantagens do sensor MSI em termos de RE vieram em detrimento de valores da razão sinal ruído (SNR) levemente menores quando comparados ao sensor OLI.

Tabela 2.1 – Especificações das bandas do Sentinel 2/MSI.

#	Banda	Largura de banda (nm)	Centro de banda (nm)	Resolução espacial (m)	SNR
B1	Aerossol	27	443	60	129
B2	Azul	98	492	10	154
B3	Verde	45	560	10	168
B4	Vermelho	38	665	10	142
B5	“Red edge” vegetação	19	704	20	117
B6	“Red edge” vegetação	18	741	20	89
B7	“Red edge” vegetação	28	783	20	105
B8	IVP	145	833	10	174
B8-A	IVP de banda estreita	33	865	20	72
B9	Vapor d’água	26	945	60	114
B10	SWIR – Cirrus	31	1374	60	50
B11	SWIR	91	1614	20	100
B12	SWIR	175	2202	20	100

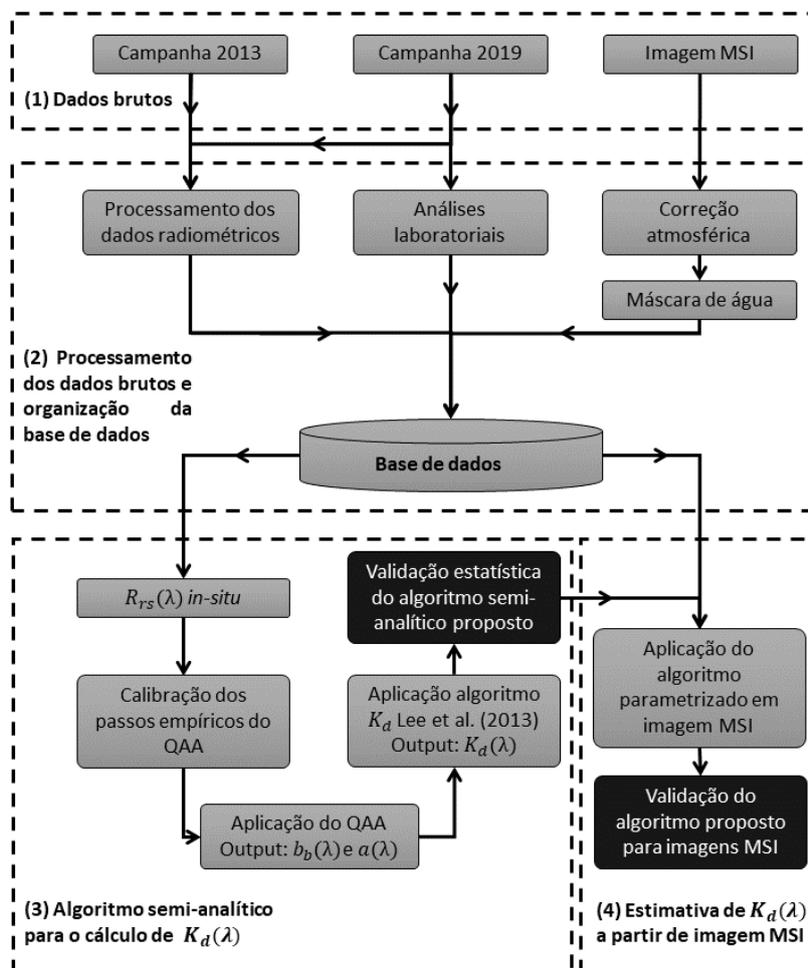
As especificações e performances para as nove bandas do sensor MSI potencialmente utilizadas nesse estudo. Essas são especificações para a plataforma Sentinel 2A.

Fonte: Adaptado de ESA (2018, 2020) e Pahlevan et al. (2017).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia desenvolvida neste trabalho está resumida na Figura 3.1 e suas etapas descritas nas Seções 3.2 a 3.5.

Figura 3.1 – Fluxograma geral da metodologia.



Fluxograma de metodologia proposto, dividido em etapas de aquisição, processamento de dados, modelagem por meio de algoritmos e aplicação em imagem MSI.

Fonte: Produção do autor.

As principais etapas metodológicas deste estudo foram: **1)** Aquisição dos dados brutos; **2)** Processamento e organização da base de dados; **3)** Parametrização do algoritmo semi-analítico para cálculo de K_d ; **4)** Estimativa de K_d a partir de imagem MSI. Na etapa de aquisição (Seção 3.2) foi realizado o planejamento e execução da campanha de campo e o pré-processamento das amostras. Na etapa de processamento (Seção 3.3) foi realizado todo o processamento dos

dados brutos para geração da base de dados a ser utilizada na estimativa do K_d . Já na etapa de parametrização do algoritmo semi-analítico (Seção 3.4), foi realizada a reparametrização do QAA e também validação dos resultados do algoritmo semi-analítico de K_d , a partir de dados *in situ*. Finalmente o algoritmo de K_d foi aplicado em uma imagem Sentinel 2A MSI (Seção 3.5) para geração de um mapa de K_d para o reservatório de Três Marias.

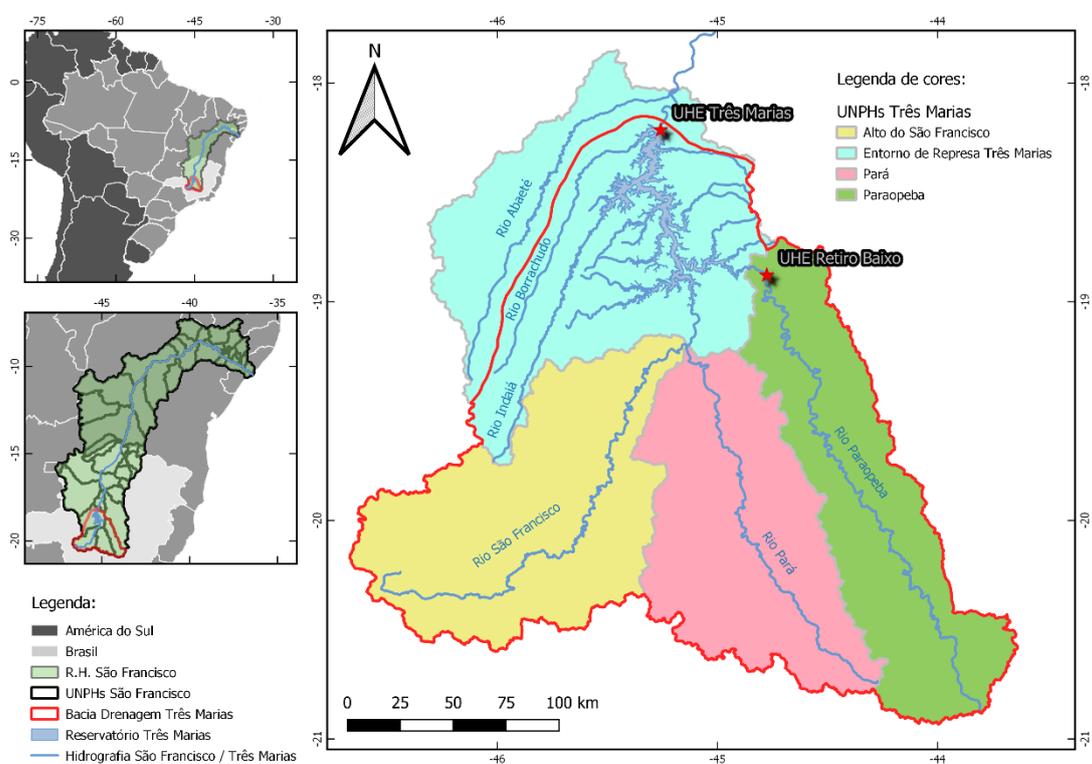
3.1 Área de estudo

A usina hidrelétrica (UHE) do reservatório de Três Marias (Figura 3.2) teve sua construção iniciada em 1957 e sua operação em 1962, com 396 megawatts de potência instalada, localizada na porção mais alta da região hidrográfica (RH) do rio São Francisco (ANA, 2016a), na região central do estado de Minas Gerais (MG), Brasil. Com comprimento aproximado de 100 km em seu eixo principal seguindo a calha do rio São Francisco, uma forma dendrítica e ao menos 20 bilhões de metros cúbicos de água a UHE de Três Marias é formada por uma barragem de 2,7 km de comprimento e altura máxima de 75 m, transversal ao rio São Francisco contendo outros importantes afluentes (e.g. rios Pará, Paraopeba e Indaiá) (CEMIG, 2019; EUCLYDES, 2007). Dentro de uma região com precipitação média anual de aproximadamente 1400 mm (CEMADEN, 2017) com maior acumulado pluviométrico entre os meses de outubro a março (primavera e verão) representando até 85% da precipitação média anual (TREISTMAN et al., 2005), a bacia hidrográfica (BH) da represa de Três Marias tem sua área contida em quatro Unidades Nacionais de Planejamento Hídrico (UNPHs) (Figura 3.2) e está inserida no bioma de Cerrado brasileiro, com pequenos fragmentos de Mata Atlântica principalmente nas regiões de serra e das nascentes de água (ANA, 2016b; IBGE, 2019; MAPBIOMAS, 2019, 2020). O reservatório de Três Marias possui águas com características de águas interiores claras, com exceção às regiões mais próximas às entradas de afluentes (montante) ou regiões rasas (margens), onde pode haver interferência de fundo (BARBOSA et al., 2014; FERREIRA, 2014; FERREIRA et al., 2015).

Á montante do reservatório há uma pequena UHE de nome Retiro Baixo, na UNPH do rio Paraopeba, rio que recebe como afluentes os principais rios e

ribeirões que atravessam a região metropolitana de Belo Horizonte/MG e da cidade de Brumadinho/MG (IBGE, 2016; MAPBIOMAS, 2019).

Figura 3.2 – RH do rio São Francisco e reservatório de Três Marias/MG.



Localização da BH do reservatório de Três Marias na RH do rio São Francisco e UNPHs (Datum: WGS 84; Projeção: coordenadas geográficas).

Fonte: Produção do autor.

3.2 Aquisição dos dados brutos

Para o desenvolvimento deste trabalho foi realizada uma campanha de campo no período de três dias, entre 31/06 a 02/07 de 2019, onde foram coletadas amostras de água e medidas radiométricas em 16 estações (TRM 1 a TRM 15 e TRM A). Medidas radiométricas adicionais foram feitas em mais 4 estações, (TRM K1 a TRM K4), conforme ilustrado na

Figura 3.3. Foi feita também a aquisição de uma imagem Sentinel2A/MSI adquirida sobre a área no dia 01/07/2019. Além disso foram também usados dados da base do Laboratório de Instrumentação de Sistemas Aquáticos (LabISA) do ano de 2013 coletados em 22 estações amostrais no período de 6

dias entre 17 e 22/06/2013 (FERREIRA, 2014), sendo os dados radiométricos todo processados de forma padronizada (Figura 3.3).

Os dados brutos foram pré-processados (Tabela 3.1) para aquisição de parâmetros limnológicos e grandezas radiométricas, conforme Seções 3.2.2 e 3.2.3 a seguir.

Tabela 3.1 – Parâmetros medidos e analisados a partir de amostras em campos para as campanhas de 2013 e 2019.

Parâmetros	Método
<i>Limnológicos:</i>	
CDOM	Espectrofotômetro
Chl-a e Feofitina	Espectrofotômetro
TSS/TSI/TSO	Balança de precisão
<i>Grandezas Radiométricas:</i>	
$E_s, L_w, L_{sky}, E_d, E_u$ e L_u	Ramsés TriOS
Profundidade Secchi	Medida em campo
Absorção	
	2013
	a ACS
	2019
	a do particulado
Retroespalhamento	
	2013
	b_b Hydroscat

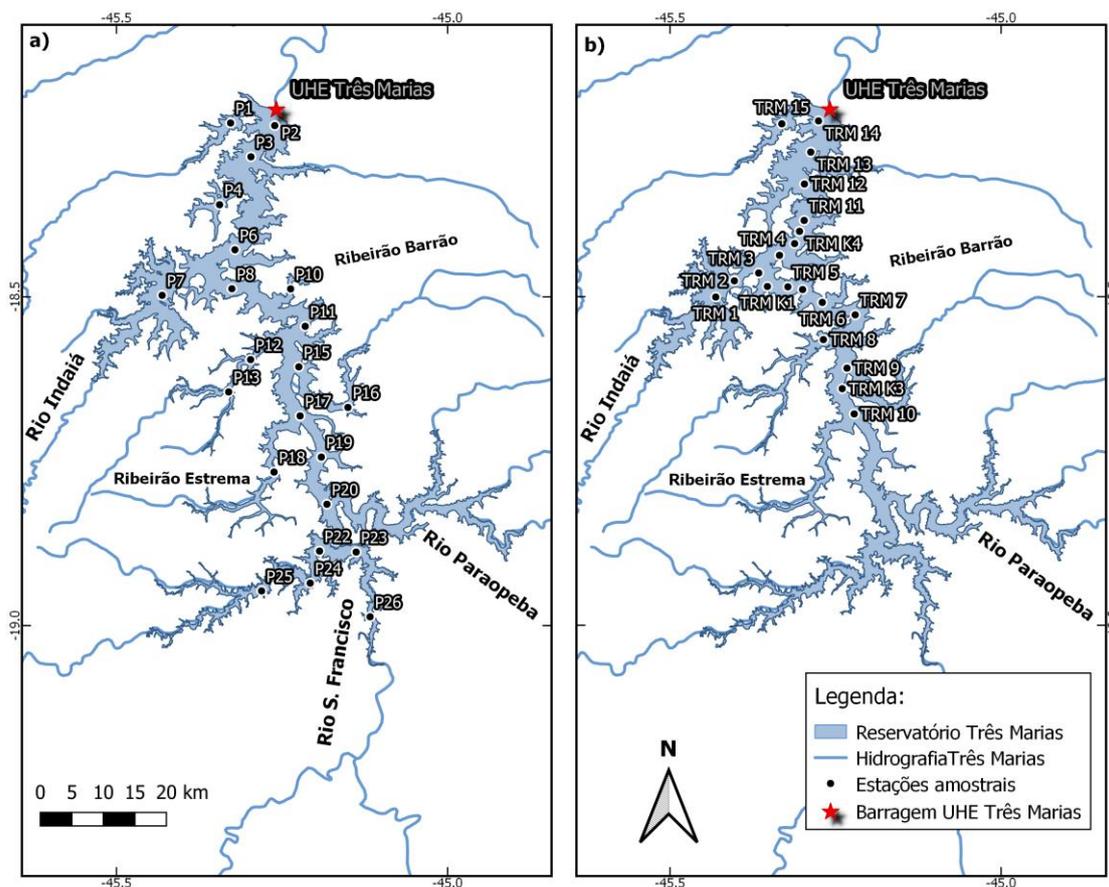
Total de sólidos inorgânicos (TSI); Total de sólidos orgânicos (TSO); Carbono total dissolvido (DTC); Carbono inorgânico dissolvido (DIC); Carbono orgânico dissolvido (DOC).

Fonte: Produção do autor.

3.2.1 Planejamento amostral

A distribuição das estações de coleta priorizou a amostragem ao longo do eixo principal do reservatório a partir da barragem subindo o curso do rio São Francisco, com espaçamentos não superiores a 10 km. Devido sua extensão e disponibilidade de apenas uma embarcação não foi possível cobrir todo seu eixo principal, previsto inicialmente. Entretanto, foi possível amostrar 20 estações, conforme mostrado na Figura 3.3.

Figura 3.3 – Localização das estações amostrais das campanhas de 2013 e 2019.



Localização de: a) 22 estações amostrais realizadas entre 17 a 22/06 de 2013; e, 20 estações amostrais realizadas entre 30/06 a 02/07 de 2019. (Datum: WGS 84; Projeção: coordenadas geográficas).

Fonte: Produção do autor.

3.2.2 Pré-processamento: dados radiométricos

Para as medidas radiométricas in situ (Tabela 3.1) utilizou-se um conjunto de 6 sensores Ramsés (TriOS), sendo três montados em estrutura sobre o nível d'água para medir: $E_s(0^+; \lambda)$, $L_w(0^+; \theta; \phi; \lambda)$ e a radiância difusa do céu ($L_{sky}(0^+; \theta; \phi; \lambda)$). Os demais sensores foram instalados em uma gaiola de perfilagem vertical para medidas de L_u , E_d e da irradiância ascendente na coluna d'água ($E_u(\lambda)$).

As medidas de E_s foram tomadas com o sensor apontado à 0° zenital (θ), as de L_w com o sensor apontado para a água à 45° zenital e um ângulo azimutal (ϕ)

que varia entre 90 e 135°, e as de L_{sky} com o sensor foram realizadas com geometria similar à de L_w com uma diferença de 90° no eixo zenital. Medidas de velocidade do vento, condições atmosféricas e na superfície da água, data, hora e coordenadas geográficas de cada estação foram feitas, simultaneamente às medidas radiométricas. Essa geometria foi utilizada de forma a evitar os efeitos do sombreamento da embarcação ou do próprio equipamento sobre as medidas além de minimizar os efeitos de reflexão especular das radiações direta e difusa (MOBLEY et al., 2014).

As medidas foram feitas com o software de operação do TriOS, programado para tomada de 1 medida a cada 10 segundos e então descendo-se a gaiola de perfilagem na coluna d'água bem devagar de forma a evitar grandes movimentações da embarcação e da estrutura (MISHRA et al., 2005; MUELLER, 2002). As medidas de E_d foram realizadas a partir de subsuperfície até a profundidade onde E_d no comprimento de onda de maior penetração na coluna d'água atingisse 1% do seu valor de subsuperfície, para cada estação esta profundidade foi calculada durante o processo de aquisição de medidas. Esta profundidade é assumida como a zona eufótica (ZEU).

Todas estas medidas foram exportadas do software de aquisição do sistema Ramses/TriOS, convertidas para formato txt. Posteriormente, foram submetidas a uma interpolação linear de ~3.3 nm para 1 nm, na faixa espectral entre 320 e 950nm, com o intuito de compatibilizar os dados dos seis sensores, uma vez que sensores de irradiância possuem bandas centrais diferentes dos sensores de radiância. Os dados foram então avaliados para identificação e remoção de medidas ruidosas.

Na campanha de 2013, valores de a na coluna d'água foram medidos com o equipamento Spectral Absorption and Attenuation meter (ACS) (WETLABS, 2008) e b_b com o equipamento Hydroscat 6P (HOBILabs, 2010), que mede em 6 comprimentos de onda (420, 442, 470, 510, 590 e 700 nm). Já na campanha de 2019 a foi determinado em laboratório, conforme será descrito mais a baixo. Também foi adicionado a este conjunto de dados radiométricos brutos uma imagem Sentinel2/MSI do dia 01/07/2019, segundo dia da campanha de campo.

3.2.3 Pré-processamento: dados limnológicos

Para determinação dos parâmetros limnológicos, listados da Tabela 3.1, amostras de água foram coletadas em subsuperfície (~30 cm), utilizando-se frascos de polietileno revestidos com papel alumínio e fita adesiva, em 16 das estações da campanha de 2019 (3 litros por estação). Os frascos foram devidamente preparados antes da coleta de dados e mantidos nas condições térmicas necessárias durante a coleta até o momento da filtração, ocorrida durante as campanhas de campo.

Para determinar a concentração de Chl-a e feofitina (Feo), pela metodologia proposta por Nush (1980), amostras de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro Whatman GF/F. Já na determinação do material em suspensão, pelo método de Wetzel e Likens (2000), foram utilizados filtros de fibra de vidro Whatman GF/C pré-calcinados a 480°C e pesados. Filtros Whatman GF/C foram também utilizados para coleta de material para determinação de absorção por particulado total e por particulado não algal, pelo método Tassan e Ferrari (2002), para a campanha de 2019.

Para a determinação do DOC e suas frações, pelo método de análise de gás por infravermelho (APHA, 1999), amostras de água filtradas por filtros GF/F foram utilizadas. Já para a determinação da absorção por CDOM, pelo método de Bricaud et al. (1981), amostras de água foram filtradas em filtro de nylon de poros de 0,22 µm, após passarem por filtro GF/F. As amostras de água filtradas, tanto para CDOM quanto para DOC foram armazenadas em garrafas de vidro escuro Qorpak previamente esterilizadas e mantidas em ambiente refrigerado até o momento das análises.

3.3 Processamento e organização da base de dados

3.3.1 Análises laboratoriais

Para cada uma das amostras as determinações das concentrações de clorofila-a, feofitina, e do Total de material em suspensão (TSS) foram determinadas, em duplicatas, no laboratório do IIEGA (www.iie.com.br/).

As concentrações de Chl-a e feofitina em $\mu\text{g/L}$ foram determinadas pelo método proposto por Nush (1980). Nesta metodologia a Chl-a é extraída por solução alcoólica à 80% de concentração volumétrica aquecida à 75°C por 5 minutos, quando é dado então um choque térmico (0°C) na amostra. Após um período de abrigo da luz, as amostras de Chl-a extraídas em álcool são lidas por espectrofotômetro para a determinação de suas absorbâncias nos comprimentos de onda de 665 e 750nm. A partir destas absorbâncias são determinadas as concentrações de Chl-a. Por fim as amostras são acidificadas com ácido clorídrico (HCl) até atingir pH de valor entre 2,4 e 2,8, quando são lidas novamente nos mesmos comprimentos de onda para se determinar a concentração de Feo.

As concentrações de TSS e suas frações inorgânica (TSI) e orgânica (TSO) em mg/L foram seguindo metodologia proposta por Wetzel e Likens (2000). Tal metodologia consiste na secagem do filtro contendo amostra de sólidos a 60°C por 24 horas, a fim de retirar toda umidade do filtro e então pesa-lo para determinação do TSS. Após a determinação do TSS o filtro é então calcinado a 480°C durante 1 hora para queima do material orgânico contido na amostra, resfriado em um dessecador contendo sílica gel e então pesado novamente para determinação do TSI. Por fim a diferença entre TSS e TSI é usada para determinação do valor de TSO.

As amostras de água filtradas para análise de CDOM foram colocadas em repouso para equilibrar sua temperatura à temperatura ambiente do laboratório com a finalidade de evitar problemas em leituras em comprimentos de onda acima de 600nm e condensação de água nas paredes da cubeta. Após estabilização, cada amostra foi lida em espectrofotômetro UV/VIS (*Shimadzu UV2600*) na forma de absorbância (A) utilizando cubetas de 100mm de caminho óptico (L). Os valores então são pré processados para subtração de valor médio e *offset* (MUELLER et al., 2003) e transformados em absorção do CDOM (a_{CDOM}) conforme Equação 3.1 (BRICAUD et al., 1981) por meio de algoritmo interno do LabISA escrito em Matlab. Por fim o formato do espectro de absorção foi utilizado para determinar o coeficiente de decaimento exponencial espectral (*Slope*), que

representa a forma como a absorção decresce com o aumento do comprimento de onda.

$$\alpha_{CDOM}(\lambda) = 2,303 * \frac{A(\lambda)}{L} \quad (3.1)$$

Os parâmetros de DTC, DIC e DOC foram determinados utilizando-se equipamento de espectroscopia de combustão (*Shimadzu* ASI-V e TOC-V) automatizado a temperatura de 680°C que entrega os resultados em concentração (ppm e ppb). Valores de DTC são medidos com a amostra antes da combustão para queima do material orgânico e medição do DIC, já os valores de DOC são calculados como a diferença entre DTC e DIC.

Por fim a absorção do material particulado, do fitoplâncton e dos detritos foram determinadas com o espectrofotômetro UV/VIS (*Shimadzu* UV2600) instalando nele um módulo de esfera integradora para medição da reflectância (R) e da transmitância (T). A absorção do particulado é determinada com os filtros intactos e descongelados presos a estrutura da esfera integradora, após sua determinação a Chl-a é dissolvida e extraída por emprego de hipoclorito de sódio gotejado de forma a umidificar todo o material particulado e então enxaguado com água ultra purificada, determinando-se assim a absorção dos detritos da mesma forma que a do material particulado, já a absorção do fitoplâncton é calculada pela diferença entre as duas. O cálculo da absorção foi feito por meio de rotina interna do LabISA escrita em Matlab/Octave.

3.3.2 Cálculo da R_{rs} in situ

O cálculo da R_{rs} foi feito a partir da Equação 2.7 descrita no capítulo anterior. Porém, este cálculo não pode ser feito com a medida da radiância registrada pelo sensor apontado para a superfície da água, pois o mesmo mede além da L_w , as radiâncias da luz solar direta e difusa do céu, ambas refletidas pela superfície da água em direção ao sensor ($L_r(\theta, \phi, \lambda)$) (MOBLEY, 1999). Ou seja, a radiância total medida pelo sensor apontado para a superfície da água, ($L_t(\theta, \phi, \lambda)$), pode ser descrita pela Equação 3.2.

$$L_t(\theta, \phi, \lambda) = L_w(\theta, \phi, \lambda) + L_r(\theta, \phi, \lambda) \quad (3.2)$$

Também, segundo Mobley (1999) o valor de L_r pode ser calculado a partir dos valores de radiância difusa do céu $L_{sky}(\theta'; \phi'; \lambda)$ conforme Equação 3.3 a seguir.

$$L_r(\theta; \phi; \lambda) = \rho L_{sky}(\theta'; \phi'; \lambda) \quad (3.3)$$

Onde ρ é um fator de proporcionalidade que relaciona a radiância difusa medida pelo sensor apontado para o céu com a fração desta radiância que é refletida pela superfície da água na direção do sensor apontado para a superfície da água. Este fator é dependente do estado da superfície da água da velocidade do vento (MOBLEY, 1999).

Assim, a partir destas considerações, a $R_{rs}(\theta, \Phi, \lambda)$ foi calculada pela Equação 3.4, seguindo a abordagem proposta por Mobley (1999), utilizando rotinas para processamento de dados do TriOS, disponíveis no LabISA.

$$R_{rs}(\theta, \Phi, \lambda) = \frac{L_t(\theta, \Phi, \lambda) - \rho L_s(\theta', \Phi', \lambda)}{E_s(\lambda)} \quad (3.4)$$

3.3.3 Cálculo do K_d in situ

O cálculo do K_d in situ, a ser utilizado para validação do K_d estimado pelo algoritmo semi-analítico, foi determinado a partir de medidas de E_d (Equação 2.10), após sua normalização para remoção dos efeitos de variação na E_s , decorrentes de alterações na cobertura de nuvens e variação do ângulo solar.

Esta normalização seguiu a metodologia proposta por Mueller (2003), segundo a qual todas as medidas de E_d , foram multiplicadas por um fator de normalização (FN), determinado pela Equação 3.5.

$$FN(z_m, \lambda) = \frac{E_s(t(z_1), \lambda)}{E_s(t(z_m), \lambda)} \quad (3.5)$$

Onde $FN(z_m, \lambda)$ é a razão de E_s no instante da primeira medida (z_1), por E_s medida no instante em que se mede E_d na profundidade Z_m , ou seja $E_d(z_m; \lambda)$. O Valor de $FN(z_m, \lambda)$ será igual a 1, se não houver variação na irradiância solar. Será menor que 1 se houve aumento na irradiância e maior que 1 se ocorreu uma diminuição da irradiância solar.

3.4 Algoritmo semi-analítico para estimativa de K_d por SR

Como um dos objetivos deste trabalho foi gerar um mapa de K_d para o reservatório de Três Marias a partir de imagens orbitais, e o parâmetro que se pode extrair destas imagens é a R_{rs} , então, pesquisou-se na literatura um algoritmo de K_d que fosse adequado para águas interiores, e cujos parâmetros pudessem ser derivados da R_{rs} .

Neste contexto, selecionou-se o algoritmo proposto por Lee et al. (2013), sendo uma atualização do algoritmo de Lee et al. (2005b), na qual os autores com base em relações entre K_d e IOPs, desenvolvidas por Gordon (1989) e por Kirk (2003), chegaram a uma função analítica de K_d a partir de a e b_b e θ pela Equação 3.6.

$$K_d(\lambda) = m_0 \times a(\lambda) + m_1 \{1 - m_2 e^{-m_3 a(\lambda)}\} b_b(\lambda) \quad (3.6)$$

Onde m_0 , m_1 , m_2 e m_3 , que são constantes que independem do comprimento de onda e do tipo de água. Vale ressaltar que no estudo de 2005, o que os autores fizeram foi um refinamento do algoritmo de Sathyendranath et al. (1989), com o objetivo de considerar melhor a contribuição de b_b na determinação de K_d . Na atualização de 2013 (Equação 3.7), os autores adicionaram o termo $(1 - \gamma \times \eta_w(\lambda))$, melhorando a acurácia na estimativa do K_d .

$$K_d(\lambda) = (1 + m_0 * \theta_s) a(\lambda) + (1 - \gamma * \eta_w(\lambda)) m_1 (1 - m_2 e^{-m_3 a(\lambda)}) b_b(\lambda) \quad (3.7)$$

Onde o parâmetro η_w quantifica a fração de contribuição do retroespalhamento pela água pura b_{bw} no retroespalhamento total b_b , e γ é parâmetro que leva em conta o efeito causado pela variação nos constituintes espalhadores na água (Equação 3.8).

$$\eta_w(\lambda) = \frac{b_{bw}(\lambda)}{b_b(\lambda)} \quad (3.8)$$

Para derivar a e b_b , necessários a aplicação do algoritmo, reparametrizou-se a versão 6 do algoritmo Quasi Analytical Algorithm (QAA), proposto por Lee et al. (2002). Esta adaptação, que está descrita na sub-seção (3.4.1). O algoritmo de K_d (Equação 3.7) foi usado na sua forma original, ou seja, os valores de m_0 , m_1 , m_2 , m_3 e γ adotados foram os mesmos propostos por Lee et al. (2013): 0,005, 4,259, 0,52, 10,8m e 0,265 respectivamente. O ângulo solar zenital θ_s foi

determinado para cada estação com base em suas coordenadas geográficas, dia juliano e horário médio da medição feita na mesma.

Para a validação do algoritmo, os resultados de K_d da campanha de 2019 foram submetidos a regressões lineares entre os dados de campo (referência - y_i) e dados simulados pelos algoritmos citados (predito - \hat{y}_i) para cada uma das 5 bandas MSI (B1 a B5), dado que a imagem obtida concomitante a campanha era do Sentinel 2. Como métricas estatísticas para avaliação do desempenho do algoritmo foram utilizados os parâmetros R^2 (Equação 3.9), a raiz quadrada do erro-médio (RMSE – Equação 3.10) e o erro percentual absoluto médio (MAPE – Equação 3.11), determinando assim quais bandas tiveram concordância nos resultados suficiente para serem aplicadas em imagem.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (3.9)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{n}} \quad (3.10)$$

$$MAPE = \frac{100}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| \quad (3.11)$$

Onde n é o tamanho do conjunto de estações amostrais utilizados na calibração e validação do algoritmo e \bar{y}_i o valor médio do conjunto.

3.4.1 Calibração e validação do algoritmo QAA

Os níveis 0 e 1 da versão 6 do QAA (Figura 2.10), que possibilitam derivar a e b_b a partir da R_{rs} , foram adaptados para a área de estudo utilizando os dados da campanha de 2013. A Tabela 3.2 mostra a direita as equações originais dos seis passos do algoritmo que cobrem os níveis 0 e 1 (LEE, 2014), e a esquerda uma descrição sucinta das adaptações que foram feitas neste estudo. Basicamente as adaptações foram feitas na identificação do comprimento de onda de referência (λ_0) e nos passos empíricos (Passos 2 e 4 - Tabela 3.2).

A calibração e validação foi realizada utilizando bandas simuladas do Sentinel-2/MSI (B1 a B5), a partir de R_{rs} in situ, (Seção 3.3.2). O comprimento de onda de referência λ_0 foi selecionado de forma que maximizasse a contribuição de a_w , em relação ao a (LEE, 2014; LEE et al., 1998, 1999, 2002) além de apresentar

uma boa correlação com a razão de banda proposta para o passo 2 (Tabela 3.2). Foram realizadas análises com λ_0 usando as bandas B3 (492nm) e B3 (560nm).

Tabela 3.2 - Etapas (passos) de implementação dos níveis 0 e 1 da versão 6 do QAA.

#	QAA_V6	QAA _{TM}
	$r_{rs}(\lambda) = \frac{R_{rs}(\lambda)}{(0,52 + 1,7R_{rs}(\lambda))}$ $r_{rs}(\lambda) = g_0 u(\lambda) + g_0 [u(\lambda)]^2$	
1	$u(\lambda) = \frac{b_b(\lambda)}{(a(\lambda) + b_b(\lambda))}$ $u(\lambda) = -\frac{g_0 + \sqrt{[g_0^2 + 4 * g_1 * r_{rs}(\lambda)]}}{2 * g_1}$ $g_0 = 0.089 \text{ e } g_1 = 0.1245$	Este passo foi o mesmo da versão 6 do QAA, onde deriva-se analiticamente a $r_{rs}(\lambda)$ a partir da $R_{rs}(\lambda)$.
2	$a(\lambda_0) = a_w(670) + 0.39 * \left(\frac{R_{rs}(670)}{R_{rs}(443) + R_{rs}(490)} \right)^{1.14}$ $a_w; \text{ absorção água pura; } (\lambda_0) = 670 \text{ nm}$	Neste passo, que é empírico, testou-se que qual composição de razão de bandas resultou em um melhor ajuste com o $a(\lambda_0)$ derivado das medidas de campo.
3	$b_{bp}(\lambda_0) = b_{bp}(670) = \frac{u(\lambda_0) * a(\lambda_0)}{1 - u(\lambda_0)} - b_{bw}(\lambda_0)$	A partir da $a(\lambda_0)$ determinada na calibração do passo 2, determina-se aqui o retroespalhamento por partículas $b_{bp}(\lambda_0)$ em λ_0
4	$\eta = 2 \left(1 - 1.2 \exp \left(-0.9 \frac{r_{rs}(443)}{r_{rs}(55x)} \right) \right)$	Neste passo empírico, determinou-se η a partir de equação do passo 5 usando valores de $b_{bp}(\lambda)$ derivados de medidas in situ de a
5	$b_{bp}(\lambda) = b_{bp}(\lambda_0) * (\lambda_0/\lambda)^\eta$	O mesmo da versão 6 do QAA
6	$a(\lambda) = (1 - u(\lambda)) * (b_{bw}(\lambda) + b_{bp}(\lambda))/u(\lambda)$	O mesmo da versão 6 do QAA

#: Passos; A esquerda as equações originais do QAA e a direita as modificações implementadas neste estudo.

Fonte: Produção do autor.

Os ajustes dos passos 2 e 4 foram realizados de forma similar ao proposto por Liu et al. (2019): i) testaram-se composições de bandas simuladas do sensor MSI de forma a obter o melhor ajuste exponencial entre $a(\lambda_0)$, medido em campo, e a razão de três bandas da equação do passo 2 (Tabela 3.2); ii) o ajuste da equação do passo 4 foi realizado em duas etapas; na primeira estimaram-se valores η , em cada estação amostral, a partir de b_{bp} derivado de medidas in situ, usando a equação do passo 5, conforme detalhado a seguir. Na segunda, fez-

se um ajuste linear entre os valores de η obtidos na primeira etapa e o termo exponencial da razão de bandas da equação do passo 4 (Tabela 3.2).

Para as estimativas dos valores de η (primeira etapa do passo 4), dois conjuntos de dados de b_b foram gerados: i) o primeiro a partir de medidas obtidas com o Hydroscat na campanha de 2013; ii) o segundo derivado de medidas de a , realizadas com o ACS na campanha de 2013.

Os dados de b_b coletados utilizando-se o equipamento Hydroscat possuem apenas 6 bandas de aquisição (nos comprimentos de onda em 420, 442, 470, 510, 590 e 700 nm) e por isso foram interpolados linearmente para os comprimentos de onda das bandas do sensor MSI. Após a interpolação dos dados foi subtraída a contribuição do b_{bw} de Zhang e Hu (2009) para obtenção dos valores de b_{bp} .

Já os dados medidos de a foram coletados utilizando o equipamento ACS que cobre toda a faixa de interesse deste estudo. Os dados de a foram utilizados para o cálculo dos valores de b_b (Equação 3.12) utilizando uma relação de a e u (Passo 1 – Tabela 3.2).

$$b_b(\lambda) = \frac{u(\lambda) * a(\lambda)}{1 - u(\lambda)} \quad (3.12)$$

Para obtenção dos valores de b_{bp} , subtraiu-se dos b_b obtidos a contribuição do b_{bw} de Zhang e Hu (2009). A partir dos dois conjuntos de b_{bp} e da Equação 3.13, que é a linearização da equação do passo 5, derivou-se os valores de η das estações amostrais.

$$\ln[b_{bp}(\lambda)] = \eta * \ln\left(\frac{\lambda_0}{\lambda}\right) + \ln[b_{bp}(\lambda_0)] \quad (3.13)$$

Na segunda etapa do passo 4, realizou-se um ajuste por regressão linear entre os valores de η da primeira etapa e o termo exponencial de razão de bandas do passo 4 (Tabela 3.2) de forma a encontrar a melhor combinação de bandas Sentinel 2A para o termo exponencial. Em ambos os passos empíricos a qualidade dos ajustes foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2).

Após a calibração e validação, o QAA_{TM} foi aplicado em toda a base de dados e na imagem sentinel2A/MSI, para derivar a e b_b , que foram posteriormente utilizados como entrada no algoritmo semi-analítico de K_d (Equação 3.7).

3.5 Estimativa de K_d a partir de imagem MSI

Por fim, o QAA_{TM} foi aplicado a imagem Sentinel 2A adquirida concomitante à campanha de 2019, e sua acurácia avaliada, para derivar IOPs de entrada para o algoritmo semi-analítico de $K_d(\lambda)$ (Equação 3.7). Para isso as imagens foram antes pré-processadas de forma a corrigir atmosféricamente a imagem e separar apenas a porção de massa de água de interesse para este estudo.

3.5.1 Processamento de imagem.

A imagem utilizada neste trabalho foi carregada da internet e processada por algoritmo interno do LabISA que faz o download diretamente das bases das agências públicas pertinentes e então aplica correção atmosférica AtmosPy proposta por CARLOS et al. (2019) e então cria uma máscara de água utilizando algoritmo *fmask* (QIU et al., 2019; ZHU et al., 2015; ZHU; WOODCOCK, 2012).

O algoritmo de correção atmosférica AtmosPy é um algoritmo baseado no *Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum* (6S – 6SV) proposto por Vermote et al. (2006, 1997), implementado em linguagem Fortran e utilizando o pacote Py6S (WILSON, 2013), desenvolvido em *Python* para auxiliar na extração de parâmetros do algoritmo 6SV. Estes parâmetros são informações atmosféricas como aerossóis, ozônio e vapor de água, sendo assim o algoritmo busca estas informações são obtidas do produto *Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction* (MAIAC) do sensor MODIS utilizando código de Murphy (2016) que utiliza a plataforma *online* do *Google Earth Engine* (GEE).

Este algoritmo por fim aplica o classificador *fmask* para extração da máscara de água, excluindo as porções de terra firme, nuvens e sombras, entregando as imagens originais não processadas, imagens corrigidas atmosféricamente, máscara de água e imagem da classificação segundo as classes do *fmask* (QIU et al., 2019; ZHU et al., 2015; ZHU; WOODCOCK, 2012).

Por padronização as bandas foram reamostradas de forma a uniformizar a RE entre elas formando 3 conjuntos para as bandas B1 a B5 (10, 20 e 60 m) analisando assim a influência da RE nos resultados de K_d . Além disso, para avaliar a influência da correção do efeito de *glint* nos resultados o algoritmo foi aplicado nas imagens com e sem remoção deste efeito utilizando metodologia proposta por Wang e Shi (2007), através da subtração de banda B11 (SWIR) em todas as 5 bandas usadas neste estudo.

3.5.2 Mapeamento de K_d .

Com a imagem corrigidas e separada por máscara contendo apenas pixels de água foi aplicado algoritmo proposto na imagem Sentinel 2A, acoplando os algoritmos QAA_{TM} e de K_d calibrados e validados nas bandas B1 a B5.

Como medida para avaliação do desempenho da aplicação do algoritmo na imagem foram usadas as métricas de R^2 , RMSE e MAPE da mesma forma que na validação de K_d com base nos dados de campo (Seção 3.4). Para isso os valores de K_d foram extraídos por ponto com as coordenadas das estações de coleta e então comparados com os resultados de campo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

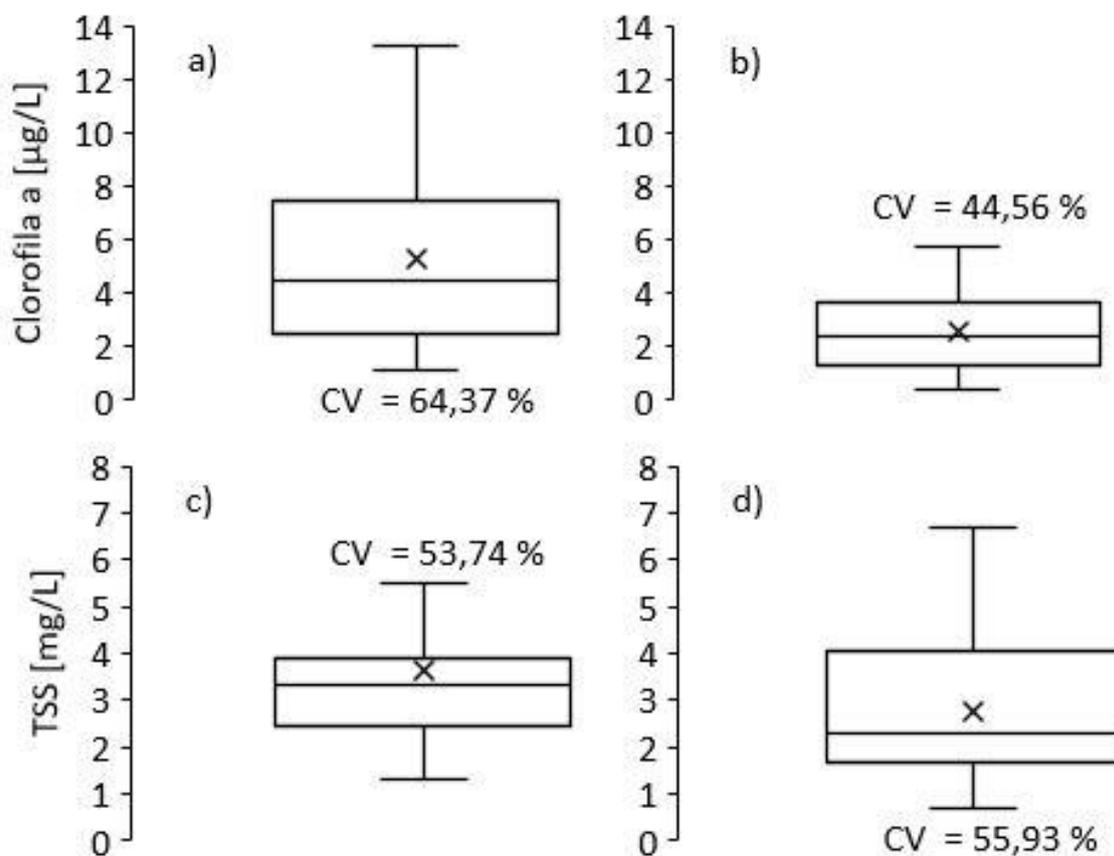
4.1 Caracterização bio-óptica

4.1.1 Caracterização limnológica

As concentrações de Chl-a e TSS em sub-superfície (~30 cm), apresentaram comportamentos espacialmente heterogêneos entre as campanhas (Figura 4.1). As concentrações de Chl-a tiveram maior amplitude de variação no ano de 2013 (Figura 4.1a), com concentração média de $5,27 \mu\text{g.L}^{-1}$, desvio padrão de $3,39 \mu\text{g.L}^{-1}$ e coeficiente de variação (CV) de 64,37%. Já em 2019 (Figura 4.1b) atingiu valores de concentração média em $2,53 \mu\text{g.L}^{-1}$, desvio padrão de $1,36 \mu\text{g.L}^{-1}$, e CV igual a 53,74%. A concentração de Chl-a atingiu um mínimo de $1,17 \mu\text{g.L}^{-1}$ (P26) e um máximo de $13,22 \mu\text{g.L}^{-1}$ (P10) em 2013 e um mínimo de $0,42 \mu\text{g.L}^{-1}$ (TRM13) e um máximo de $5,70 \mu\text{g.L}^{-1}$ (TRM08) em 2019.

Já para a concentração de TSS, os valores para 2013 foram de concentração média de $3,66 \text{mg.L}^{-1}$, desvio padrão de $1,63 \text{mg.L}^{-1}$ e CV igual a 44,56%. Já 2019 apresentou média de $2,77 \text{mg.L}^{-1}$, desvio padrão de $1,55 \text{mg.L}^{-1}$ e CV igual a 55,93%. Os valores mínimos e máximos para 2013 foram de $1,33 \text{mg.L}^{-1}$ (P13) a $7,95 \text{mg.L}^{-1}$ (P07), enquanto em 2019 variou entre $0,70 \text{mg.L}^{-1}$ (TRM10) e $6,67 \text{mg.L}^{-1}$ (TRM04).

Figura 4.1 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água para as campanhas de campo.



a) Concentração de Chl-a em $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 2013; b) concentração de Chl-a em $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 2019; c) concentração de TSS em mg.L^{-1} em 2013; e, d) concentração de TSS em mg.L^{-1} em 2019.

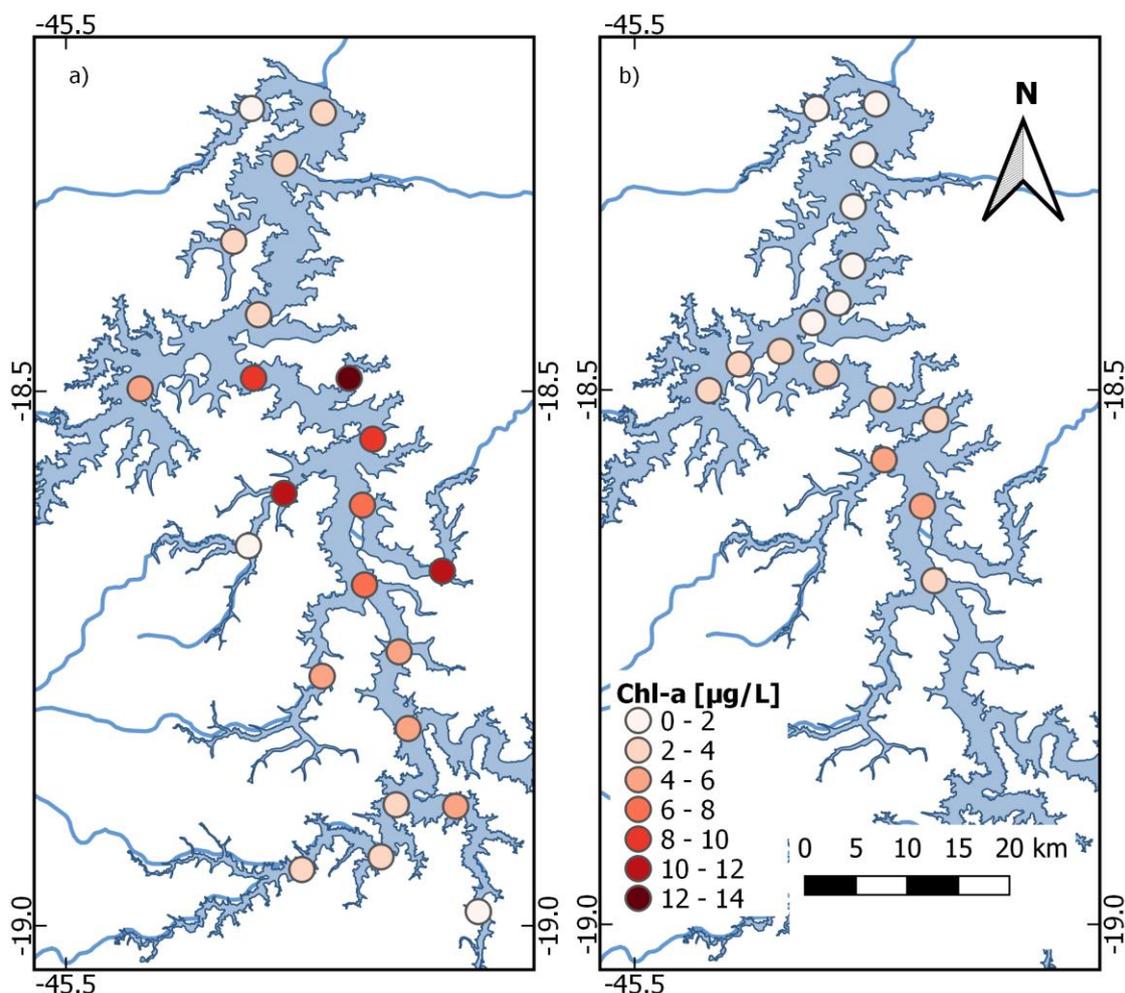
Fonte: Produção do autor.

A Chl-a apresentou as maiores concentrações na região central do canal no reservatório (Figura 4.2), o que pode ser explicado por fatores como esgotos provenientes de cidade próximas e nutrientes exportados pelas atividades de agricultura e pecuária na região (TUNDISI et al., 1993; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011; VON SPERLING, 2007a, 2007b), alterando a dinâmica dos processos bio-ópticos e aumentando a produção fitoplânctonica. Já à montante e à jusante da região central ocorreram menores concentrações, o que pode ser explicadas por fatores hidrodinâmicos, como maiores fluxos de água dos afluentes e do rio São Francisco à montante e a operação da barragem, à jusante (JØRGENSEN et al., 2013; KIMMEL; GROEGER, 1984; THORTON et al., 1996;

WETZEL, 2001; WETZEL; LIKENS, 2000). Além disso a contribuição do rio São Francisco provoca um aumento da turbidez devido ao aumento do sedimento suspenso (TSS) pelo fluxo mais rápido da região (FERREIRA, 2014), o que pode se relacionar a menores concentrações de Chl-a obtidas, já que o TSS aumenta a atenuação da luz na coluna de água, contribuindo para a diminuição do crescimento fitoplanctônico (KIRK, 2011; THORTON et al., 1996).

Apesar das diferenças em magnitude das medidas entre 2013 e 2019, a estrutura espacial de concentrações de Chl-a se manteve, com as regiões de máximas e mínimas coincidentes ao longo do reservatório. As máximas para ambas as campanhas ocorreram na região central do reservatório.

Figura 4.2 – Distribuição espacial da concentração de Chl-a ao longo do reservatório.



a) campanha de 2013; b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

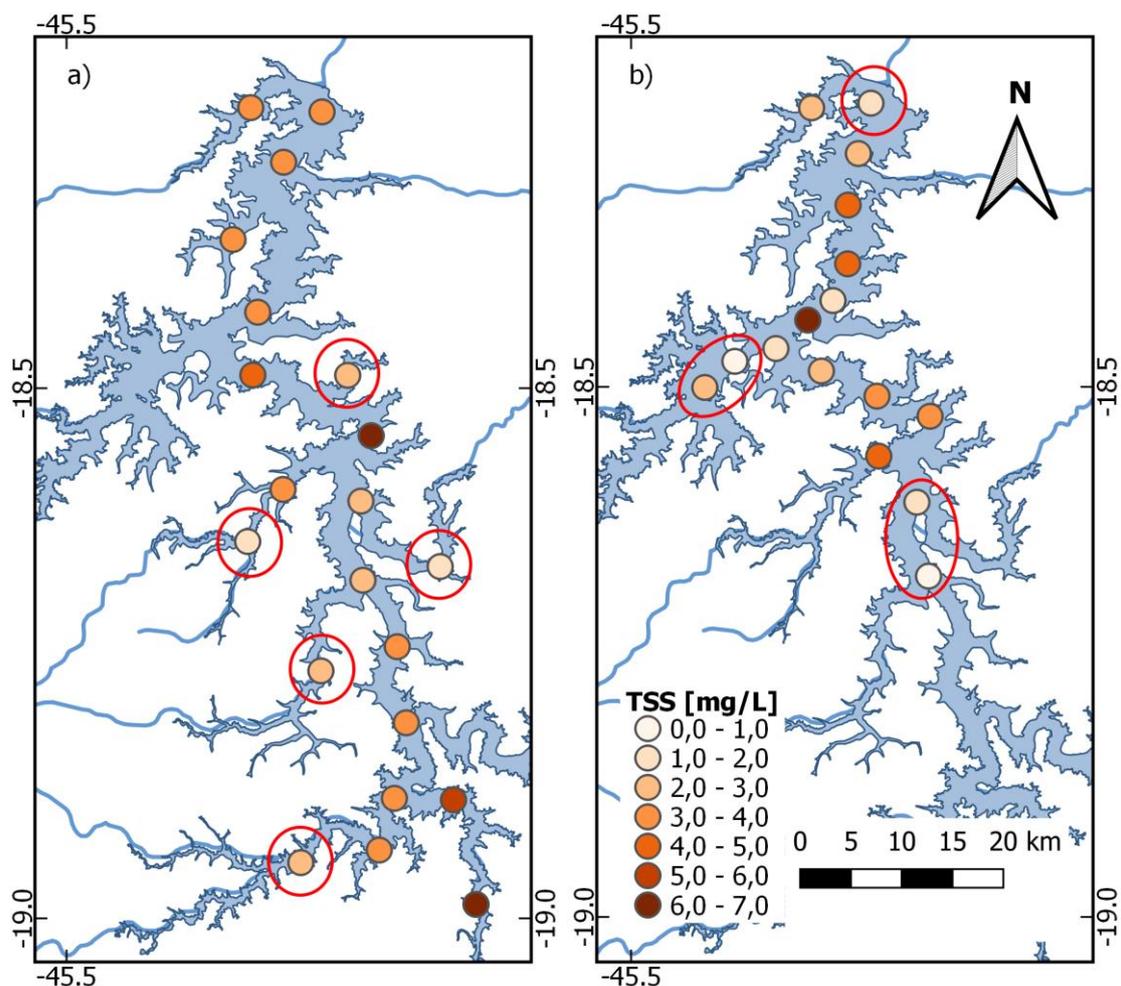
A concentração de Chl-a em ambas as campanhas abrange faixas de valores encontradas na literatura para o reservatório de Três Marias e corpos de água em sua vizinhança. As concentrações de Chl-a atingiram valores aproximadamente entre 0,6 e 9,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em agosto de 2005 (TUNDISI, 2005). Estudo realizado nos braços de Barrão (P10 e TRM06) e Estrema (P17, P18 e TRM10), importantes afluentes do reservatório que atingiram valores entre 0,1 e 1,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ medidos em períodos de seca e chuva entre 2006 e 2008 (BRITO et al., 2011, 2013) sendo classificados como águas oligotróficas. Entretanto, estudos baseados em períodos mais recentes (2011 e 2012) apontam para a

eutrofização das águas de Três Marias (DOMINGUES et al., 2017; THOMPSON et al., 2020). Análises temporais de dados do rio Paraopeba (P20), importante afluente, durante o período entre 2008 e 2013 reforçam essa visão de tendência à eutrofização, atingindo máximas para Chl-a iguais a $723,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (CALAZANS et al., 2018).

Outro estudo analisou a água de pequenos córregos dentro da bacia de Três Marias, seus valores variaram entre $0,14$ e $2,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ para amostragens feitas entre maio de 2007 e maio de 2008 (LÓPEZ, 2009).

A concentração de TSS atingiu valores mais elevados em porções centrais e próximas da barragem em ambas as campanhas (Figura 4.3). As estações com maiores concentrações de cada campanha (P07 e TRM04) se encontram nas confluências de afluentes do reservatório. Exceções ocorreram nas estações P25 e P26 mais à montante (Figura 3.3a), diretamente influenciados pelo fluxo de água rio São Francisco. Já valores mais baixos foram observados em braços de afluentes em 2013 (Figura 4.3a) e em regiões mais à jusante e estação próxima da barragem para 2019 (Figura 4.3b), circuladas em seus respectivos mapas.

Figura 4.3 - Distribuição espacial da concentração de TSS ao longo do reservatório.



a) campanha de 2013; b) campanha de 2019. Circulado em vermelho estações com baixas concentrações.

Fonte: Adaptado de Ferreira (2014).

As baixas concentrações de TSS podem estar relacionadas às regiões de menor velocidade do fluxo de água. Estas regiões ocorrem em locais onde o reservatório apresenta maior largura e profundidade o que favorece a deposição do material particulado devido a menores velocidades de fluxo, além das condições ambientais como velocidade do vento e precipitações locais dentro da bacia. Essas baixas concentrações são também explicadas pelo período de seca em que foram realizadas ambas as campanhas, período este em que as taxas de precipitação são menores, diminuindo o carreamento superficial de matéria para dentro do reservatório.

Próximo à barragem as concentrações foram relativamente mais baixas em ambas as campanhas. Já em estações à montante (P25 e 26) em 2013, localizadas em canais mais estreitos podem sofrer influência da turbulência gerada pelo fluxo de água de afluentes e do rio São Francisco impediram a sedimentação de tais sólidos, além do aporte de TSS dos próprios afluentes.

Os valores de TSS medidos durante as campanhas se assemelham àqueles encontrados na literatura para o reservatório e suas imediações. Estudo de Menezes (2013) apresenta perfis longitudinais TSS dentro do reservatório nas entradas dos braços dos rios São Francisco e Indaiá variando entre aproximadamente 0,5 e 16 mg.L⁻¹ em períodos de chuvas em 2012 (março) e 2013 (janeiro e março). Já para outro conjunto de dados de estudos em períodos de seca e chuvas entre 2006 e 2008 os valores variaram aproximadamente entre 0,0 e 6,0 mg.L⁻¹ para os braços Barrão e Estrema (BRITO, 2010; BRITO et al., 2011, 2013). Entretanto, estudos mais recentes para o rio Paraopeba (P20) durante os anos de 2008 a 2013 indicaram altas variações de TSS, entre 1,0 e 2239,0 mg.L⁻¹ indicando o aumento do aporte de sedimentos no reservatório advindos da atividade minerária na bacia através do carreamento superficial na bacia.

Com base nas distribuições espaciais das concentrações em ambas as campanhas pode-se concluir que as concentrações de TSS e Chl-a são independentes e não possuem uma associação, indicado por uma baixa correlação entre ambos ($R^2 = 0,01$ para ambas campanhas). Esta baixa correlação entre TSS e Chl-a indica que o material suspenso na coluna de água tem origem majoritariamente alóctone (terrestre ou ressuspensão de fundo) quando comparado aos detritos advindos da degradação do fitoplâncton.

Classificações do estado trófico dos braços Barrão e Estrema do reservatório de Três Marias indicaram águas majoritariamente oligotróficas (BRITO et al., 2013, 2011), entretanto outros estudos indicam estados mesotróficos e eutróficos para as águas do reservatório e do rio Paraopeba (CALAZANS et al., 2018; DOMINGUES et al., 2017; THOMPSON et al., 2020).

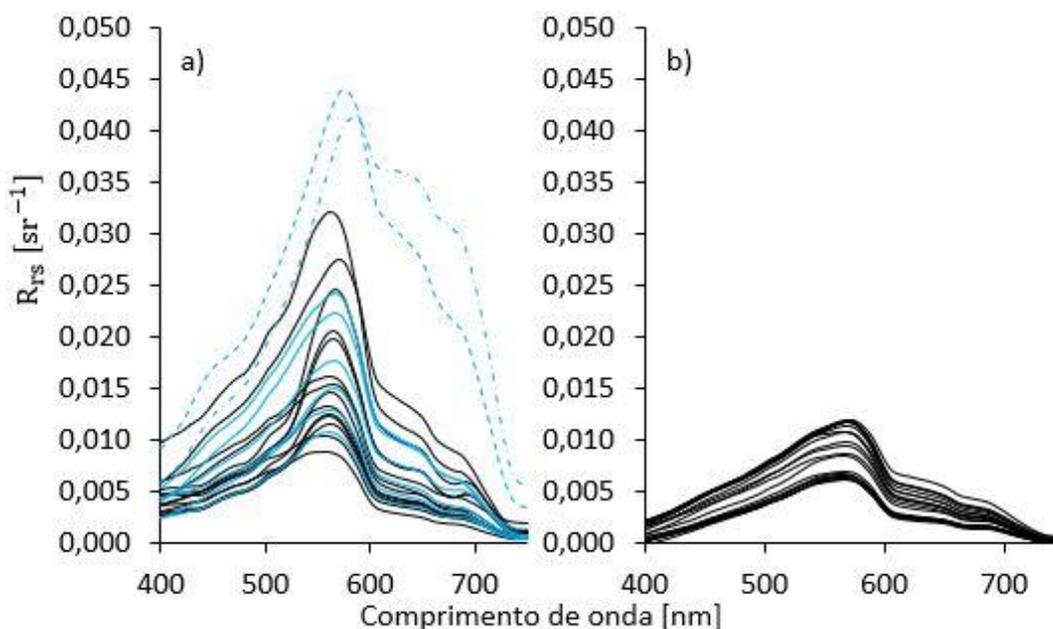
Os parâmetros limnológicos de qualidade da água para ambas as campanhas são resumidos em planilhas no Anexo A (Tabela A.1 e Tabela A.2).

4.1.2 Caracterização óptica

As medidas de R_{rs} (Figura 4.4) de 2013 ($n = 22$) apresentam maior amplitude de variação quando comparadas às de 2019 ($n = 20$), com destaque para as estações P25 e P26 (

Figura 3.3) (duas curvas com maiores picos próximo de 600 nm). Estas estações coincidem com maiores concentrações de TSS encontradas.

Figura 4.4 – $R_{rs}(\lambda)$ para as estações de campo.



a) Campanha de 2013, as estações em preto são as que se encontram localizadas em coordenadas geográficas próximas às da missão realizada em 2019, em azul as demais e em tracejado as estações P25 e P26; e, b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

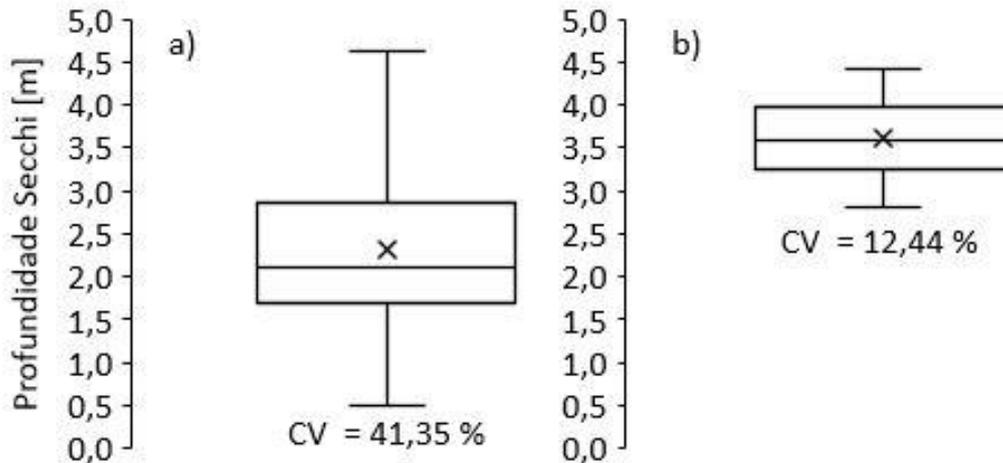
De forma geral observaram-se: i) picos de R_{rs} em comprimentos de onda na região do verde (550 a 580 nm) atingindo valores entre 0,005 e 0,042 sr^{-1} ; ii) pequenas bandas de absorção próximas a 620 nm, possivelmente devido a presença de cianobactéria (BRICAUD et al., 1988; DEKKER et al., 1993; KIRK, 2011), e na região entre 676 e 679 nm, devido a absorção por Chl-a na região do vermelho. Valores na faixa do IVP (700 a 750 nm) foram os menores

encontrados em decorrência do baixo retroespalhamento por partículas suspensas em conjunto com a forte absorção da água pura (BRICAUD et al., 1988) nessa região do espectro eletromagnético (POPE; FRY, 1997).

Em 2019 os espectros de R_{rs} apresentaram comportamento relativamente similares, com medidas e formas semelhantes na mesma região do reservatório em 2013, denotado pelas estações destacadas em preto na Figura 4.4. Contudo, em estações mais à montante do reservatório (P25 e P26), medidas durante a campanha de 2013, valores de R_{rs} foram mais elevados atingindo até $0,03 \text{ sr}^{-1}$ em comprimentos de onda em torno de 560 nm.

Nestas estações mais à montante ocorreu o deslocamento do pico de máxima R_{rs} em direção a comprimentos de onda mais longos com mudanças no formato dos espectros. Este comportamento está associado à maior influência das partículas em suspensão advindas dos afluentes do reservatório, conforme observado na caracterização limnológica. Valores menores de R_{rs} foram observados próximo à barragem e na porção central do reservatório (P02, P03, P08, P11, TRM08, TRM09, TRM10) com pequenas variações de intensidade ao longo do espectro. Já a profundidade Secchi apresentou maior variabilidade na campanha de 2013 (0,50 a 4,62 m), com média de 2,32 m, desvio padrão de 0,96 m e CV igual a 41,35% (Figura 4.5a). Já 2019, apresentou valores mais homogêneos (2,81 a 4,42 m) com média em 3,62 m, desvio padrão de 0,42 m e CV igual a 12,44% (Figura 4.5b). Estes valores foram distintos entre campanhas mesmo nas mesmas regiões do reservatório.

Figura 4.5 – Variação da profundidade Secchi para as campanhas.



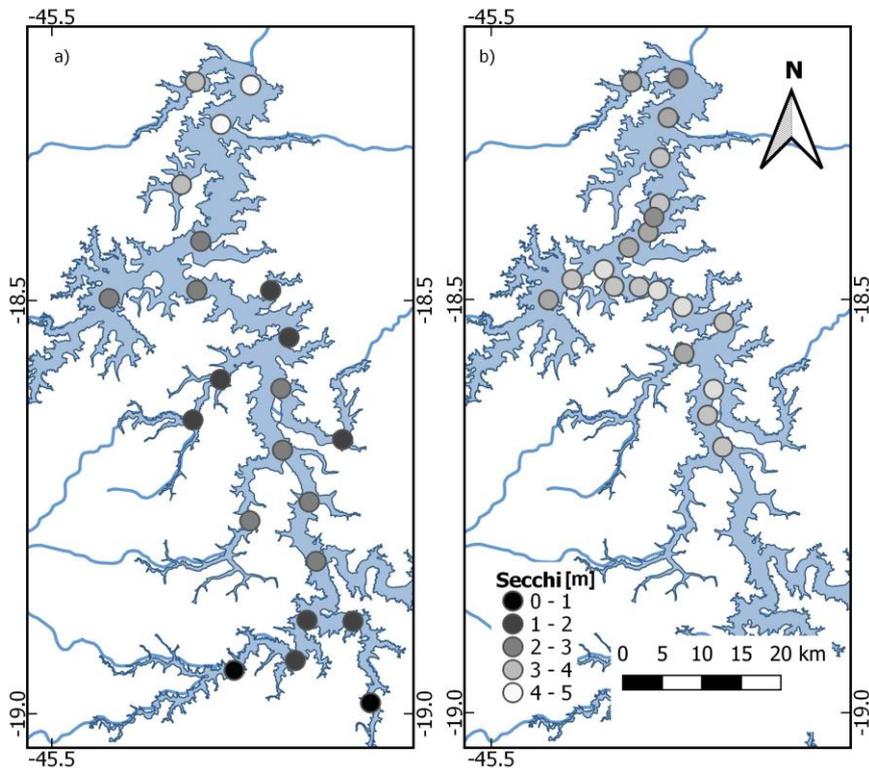
a) Campanha de 2013; e, b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

Os valores da profundidade Secchi se distribuíram de forma mais heterogênea em 2013, com a tendência de diminuição no sentido de jusante para montante. Essa tendência ocorreu exceto em estações localizadas em pontos menos profundos e associados a fluxos mais turbulentos no interior dos braços formados pelos afluentes (P10, P12, P13 e P16) onde a ressuspensão de sedimentos acarreta maior atenuação da luz na coluna de água (FERREIRA, 2014). Este efeito também ocorreu nas estações P25 e P26 dentro do afluente Ribeirão São Vicente e do curso do rio São Francisco respectivamente. Já em 2019, a distribuição espacial da profundidade Secchi não apresentou grandes variações espaciais e de magnitude dos valores, porém apresentou um pequeno aumento no sentido de jusante para montante (Figura 4.6), contrariando a tendência de 2013.

De maneira geral, valores mais baixos de profundidade Secchi ocorreram em estações onde os as concentrações de Chl-a e TSS foram relativamente mais altas (Figura 4.2 e Figura 4.3) devido à maior atenuação da luz, e o contrário para valores de profundidades Secchi mais altos, em ambas as campanhas.

Figura 4.6 – Distribuição da profundidade Secchi ao longo do reservatório.

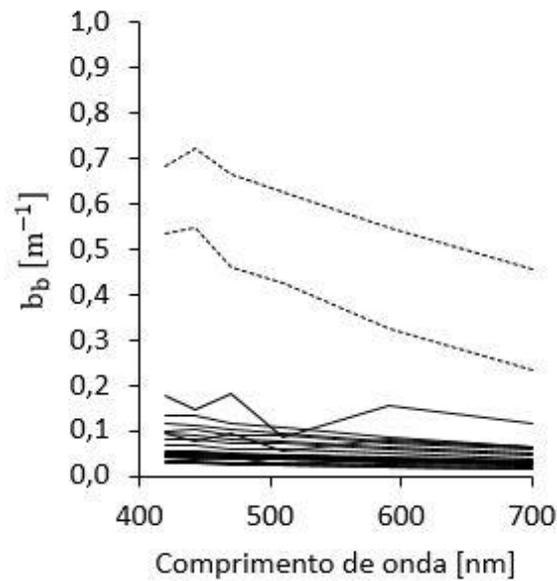


a) campanha de 2013; b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

Para a compreensão da atenuação da luz na coluna de água outros parâmetros foram analisados. Valores *in-situ* de b_b porém só foram medidos durante a campanha de 2013 devido à demanda por manutenção e calibração do equipamento. De certa forma as curvas de b_b para as estações da campanha de 2013 foram similares, atingindo máximas de até $0,2 \text{ m}^{-1}$, exceto pelas estações P25 e P26, nas quais esses máximos variaram aproximadamente entre $0,5$ e $0,7 \text{ m}^{-1}$ respectivamente (Figura 4.7).

Figura 4.7 – Coeficiente de retroespalhamento espectral para as estações de 2013.

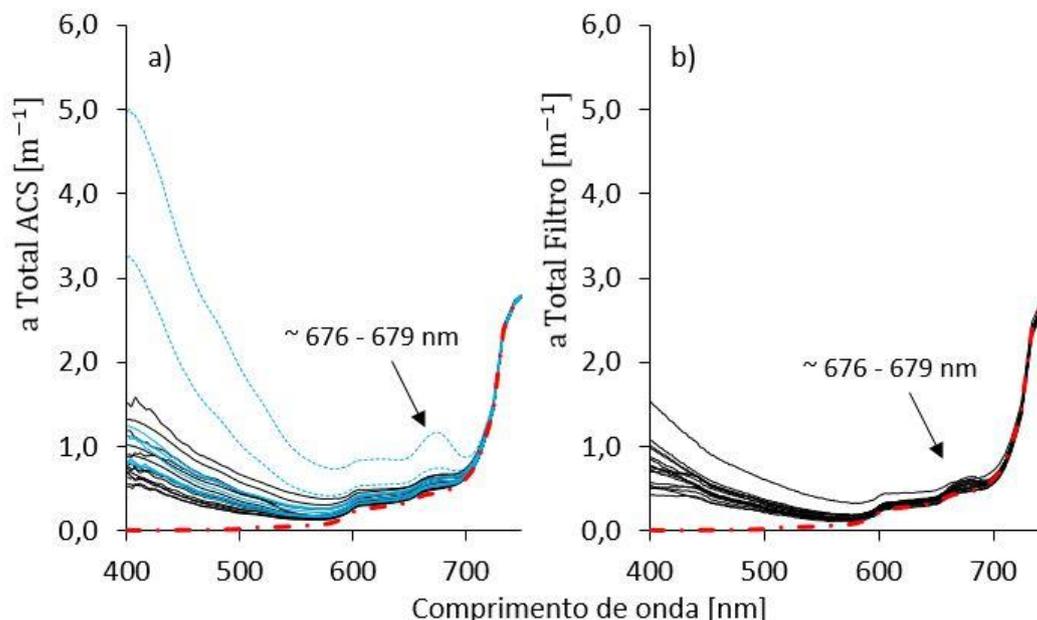


Valores de $b_b(\lambda)$ medidos com Hydroscat durante campanha de 2013, em pontilhado destacam-se as estações P25 e P26.

Fonte: Produção do autor.

Em 2013 (Ferreira ,2014) foi medido o valor de a na coluna de água com o equipamento ACS. Já para 2019, as medidas de a foram determinadas em laboratório (Figura 4.8). As medidas de b_b e a em 443, 560 e 665 nm não apresentaram boa correlação com TSS ou Chl-a, apresentando os valores de R^2 menores que 0,2.

Figura 4.8 – Coeficiente de absorção espectral total para as estações de campo.



a) $a(\lambda)$ medido com ACS durante campanha de 2013, as estações em preto são as que se encontram localizadas em coordenadas geográficas próximas às da missão realizada em 2019, em azul as demais estações e as setas indicam feições entre 676 e 679 nm aproximadamente; e, b) a determinado em laboratório durante campanha de 2019. Valores incluem $a_w(\lambda)$ destacado em vermelho pontilhado segundo Pope e Fry (1997).

Fonte: Produção do autor.

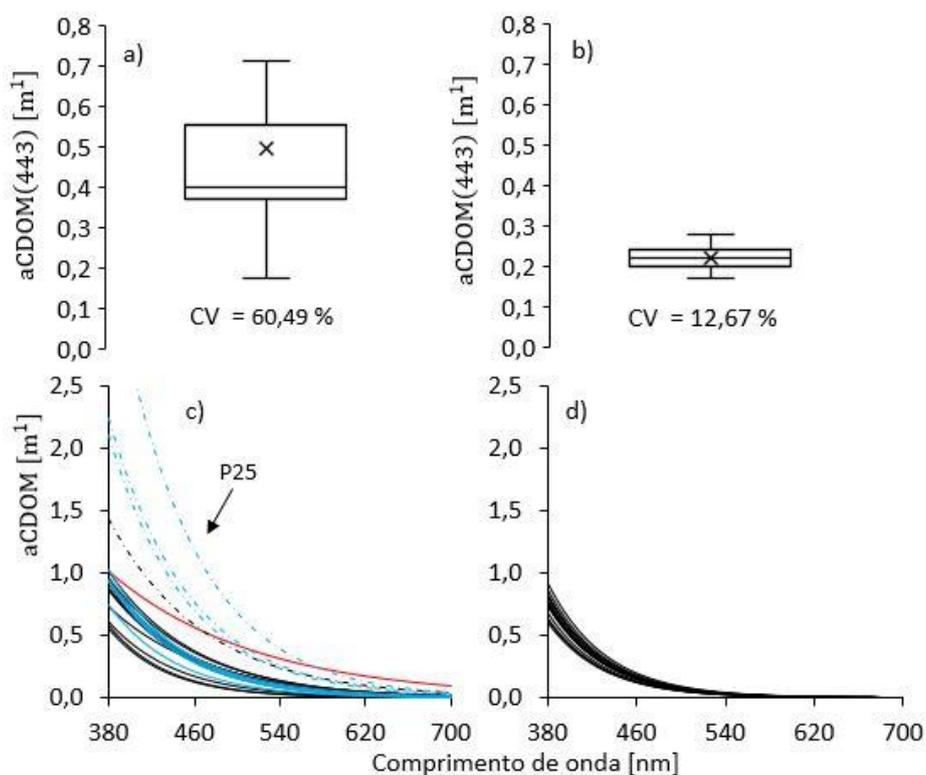
Apesar da utilização de métodos distintos os valores de a foram semelhantes nas duas datas com exceção do observado nas estações P25 e P26 da campanha de 2013, que apresentaram valores mais elevados que os das demais estações, principalmente na região do azul (400 a 500 nm). Esse comportamento pode ser relacionado com maiores valores de aCDOM em 443 nm (Figura 4.9, Figura 4.10 e Figura 4.11). Além disso todos os espectros apresentam feições de absorção no formato de “ombros” com concavidade para baixo em comprimentos de onda próximos de 676 a 679 nm relacionadas à presença do fitoplâncton.

O coeficiente a a partir de 600 nm é devido principalmente a contribuição da água pura (sendo de 95% para 665 nm, e 100% em 704 nm. Essas regiões espectrais onde ocorre a predominância de a_w são extremamente importantes para a implementação do QAA_{TM}, cuja base teórica se alicerça no uso de

comprimentos de onda iniciais que atendam à essa premissa (LEE et al., 2002), como será discutido nos sub tópicos da Seção 4.2.

O aCDOM em 443 nm e o aCDOM espectral (Figura 4.9) apresentaram maior amplitude de variação em 2013, com valores entre 0,18 e 1,50 m^{-1} , e CV superior a 60,0% em 443 nm. Já em 2019, houve menor amplitude de variação com valores entre 0,17 e 0,28 m^{-1} e com CV de aproximadamente 12,5% em 443 nm. Este comportamento em 2013 se deve principalmente à influência das estações que se situam mais no interior dos afluentes (P08, P13 e P25) ou já dentro do curso do rio São Francisco (P23, e P26).

Figura 4.9 - Variação de aCDOM para as campanhas de campo.

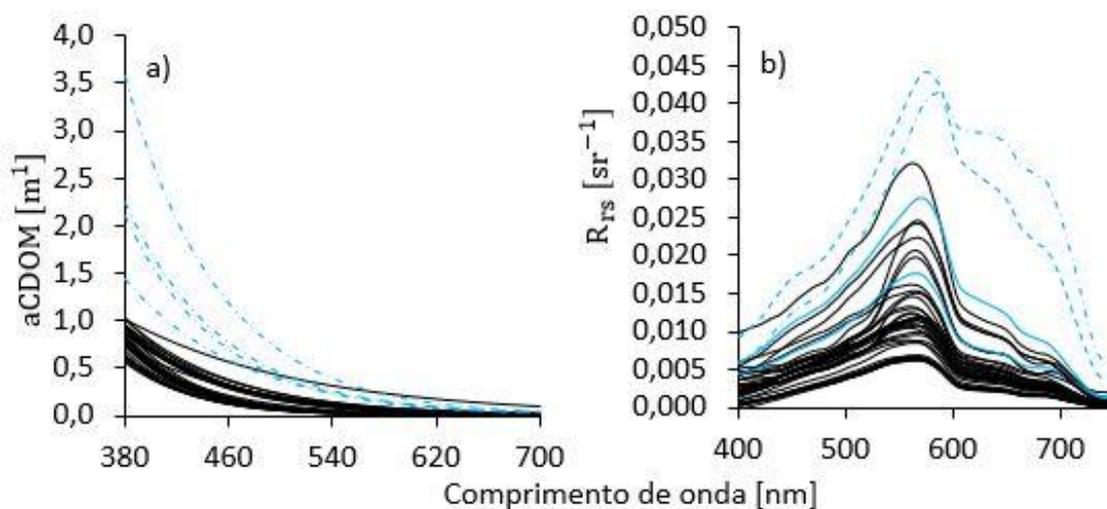


a) aCDOM(443) para a campanha de 2013; b) aCDOM(443) para a campanha de 2019; c) aCDOM espectral para a campanha de 2013, as estações em preto são as que se encontram localizadas em coordenadas geográficas próximas às da missão realizada em 2019, em pontilhado os valores mais elevados (P13, 23, 25 e 26), com destaque para P25 que atingiu 3,5 m^{-1} , e em vermelho a estação P08 que possui valor discrepante do resto dos dados; e, d) aCDOM espectral para a campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

Valores mais elevados de aCDOM em 443 nm estão associados à feições de absorção mais intensas, às taxas mais elevadas de aumento da R_{rs} com o comprimento de onda na região do azul (Figura 4.10) o que pode ser evidenciado pela distribuição espacial do aCDOM em 443 nm conforme a Figura 4.11.

Figura 4.10 – Espectros de aCDOM e R_{rs} correspondentes.

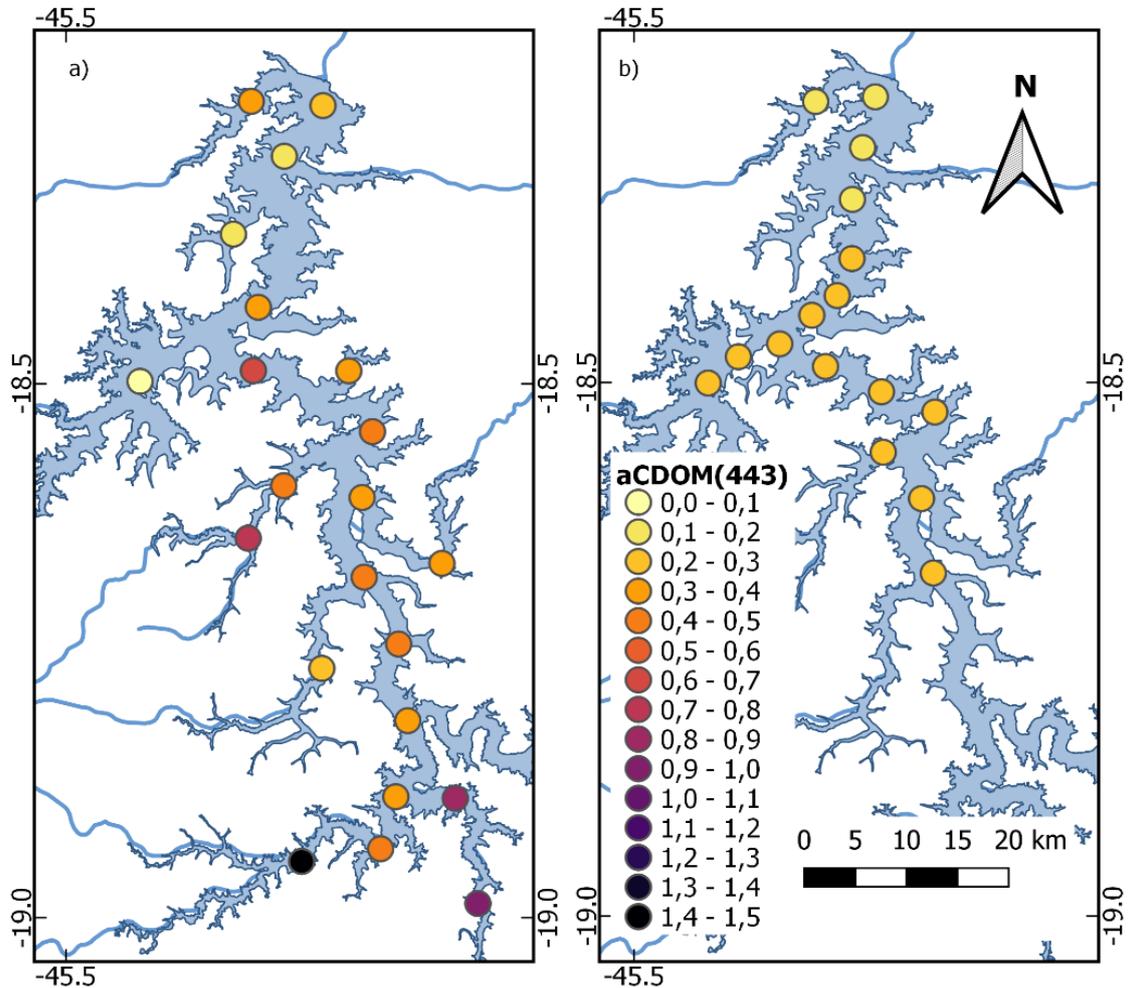


Em azul claro os espectros de aCDOM e R_{rs} nas estações P13, P23, P25 e P26, onde foram encontrados as maiores inclinações da respectivas curvas na região de 443 nm.

Fonte: Produção do autor.

Não foram encontrados na literatura valores de aCDOM em 443 nm para o reservatório de Três Marias. Porém, Menezes (2013) encontrou espectros de R_{rs} com baixas reflectâncias entre 400 e 500 nm associados à valores de a similares aos deste estudo (Figura 4.8), indicando a presença de CDOM significativo nas águas de Três Marias. Os espectros encontrados por Menezes (2013) possuem formatos e magnitudes muito semelhantes às descritas neste estudo.

Figura 4.11 – Distribuição espacial de aCDOM ao longo do reservatório.



a) campanha de 2013; b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

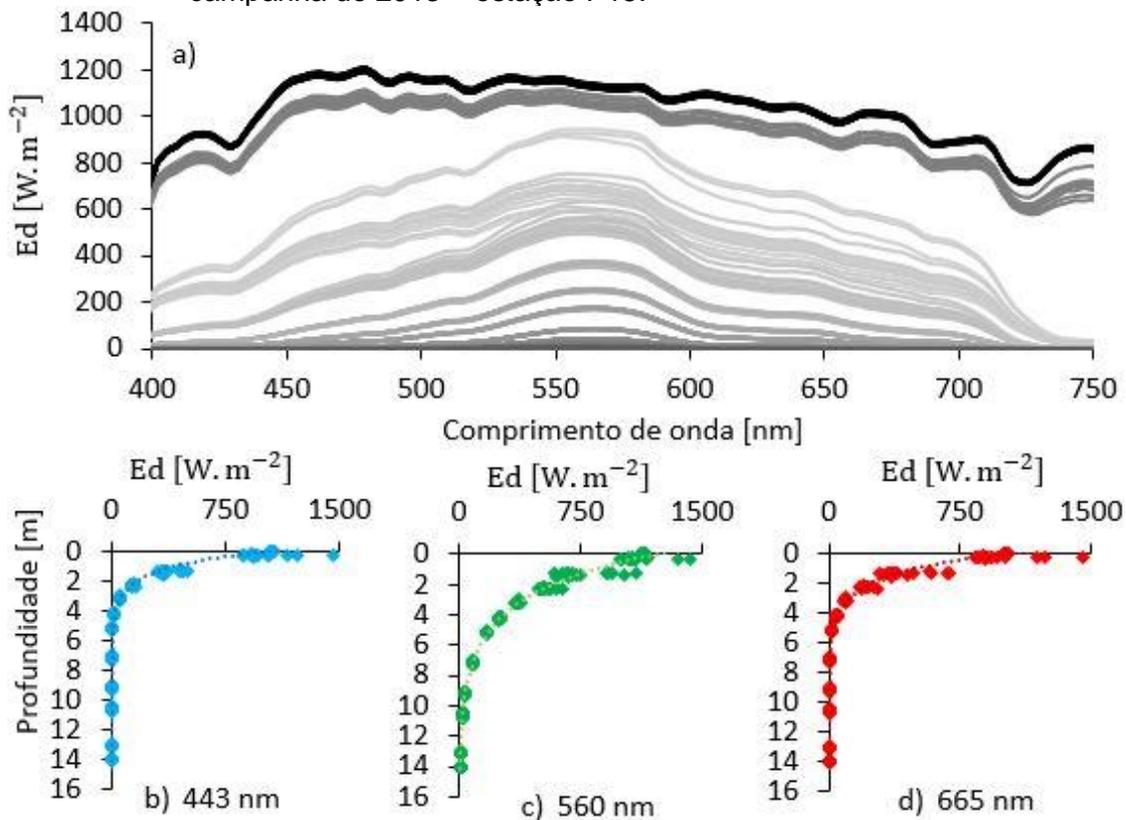
Os parâmetros ópticos de CDOM da água para ambas as campanhas são resumidos em planilhas no Anexo A (Tabela A.3 e Tabela A.4).

A penetração da luz na coluna de água foi determinada a partir do perfil de E_d , por meio do cálculo de K_d . De maneira geral a máxima penetração de luz se deu em na região do verde (550 a 560 nm) atingindo valores de até 14 m, com redução da E_d subsuperficial de aproximadamente 90% ou mais (Figura 4.12, Figura 4.13 e Figura 4.14).

Em 2013 os valores máximos de E_{d+} (superfície) E_d (subsuperfície) atingiram 1000 e 1200 $W.m^{-2}$ respectivamente (Figura 4.12), enquanto na perfil da coluna

de água E_d foi reduzido até aproximadamente 8 W.m^{-2} em torno de 550 nm conforme exemplificado pelo comportamento da estação P15.

Figura 4.12 – Penetração da irradiância descendente na coluna de água para a campanha de 2013 – estação P15.

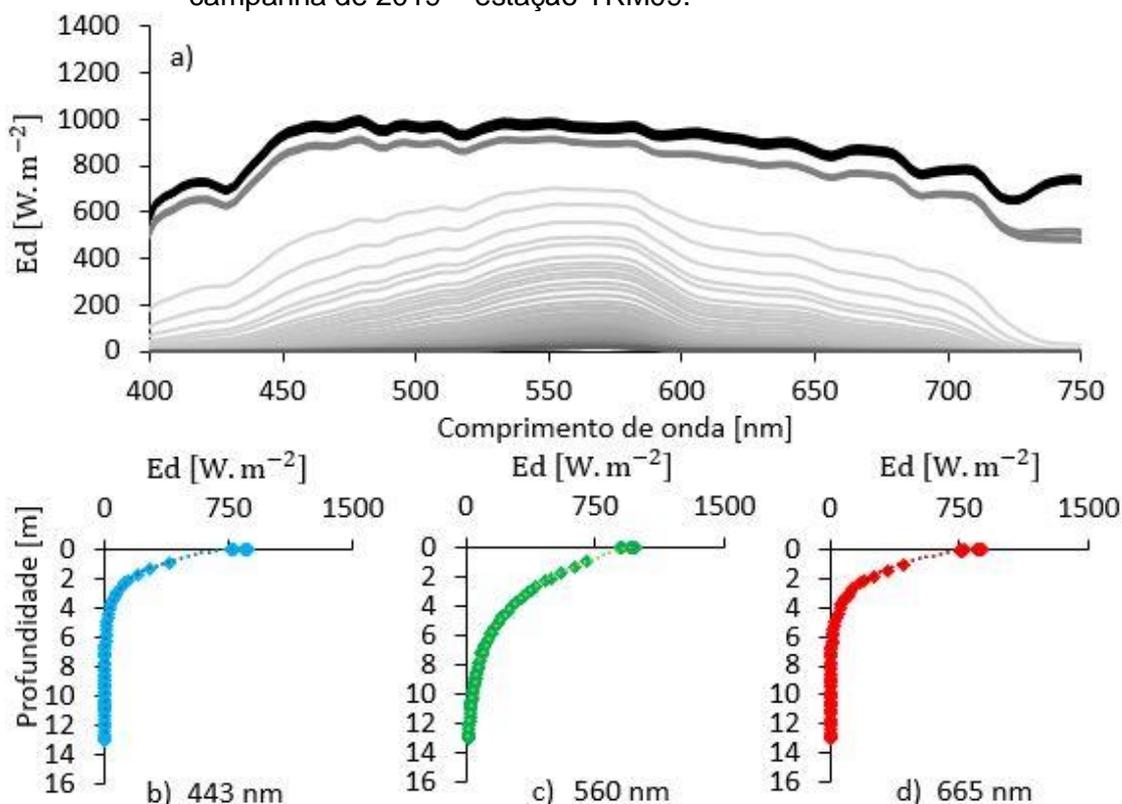


a) Irradiância descendente E_d . Em preto as medidas feitas acima da superfície, E_{d+} , em cinza escuro as medidas de subsuperfície ($\sim 0,5$ a $1,0 \text{ m}$) e em escala de cinza claro as medidas do perfil da coluna de água; b) perfil de penetração de E_d em 443 nm ; c) perfil de penetração de E_d em 560 nm ; e, d) perfil de penetração de E_d em 665 nm .

Fonte: Produção do autor.

Já em 2019 para estação TRM09, valores de E_{d+} e E_d para estação TRM09 usada como exemplo (Figura 4.13) os valores máximos atingiram 1000 e 900 W.m^{-2} respectivamente, enquanto durante o perfil E_d foi reduzido até aproximadamente 6 W.m^{-2} em torno de 550 nm .

Figura 4.13 - Penetração da irradiância descendente na coluna de água para a campanha de 2019 – estação TRM09.



a) Irradiância descendente E_d . Em preto destaca-se as medidas feitas acima da superfície, E_{d+} , em cinza escuro as medidas de subsuperfície e em escala de cinza claro as demais medidas do perfil da coluna de água; b) perfil de penetração de E_d em 443nm; c) perfil de penetração de E_d em 560nm; e, d) perfil de penetração de E_d em 665nm.

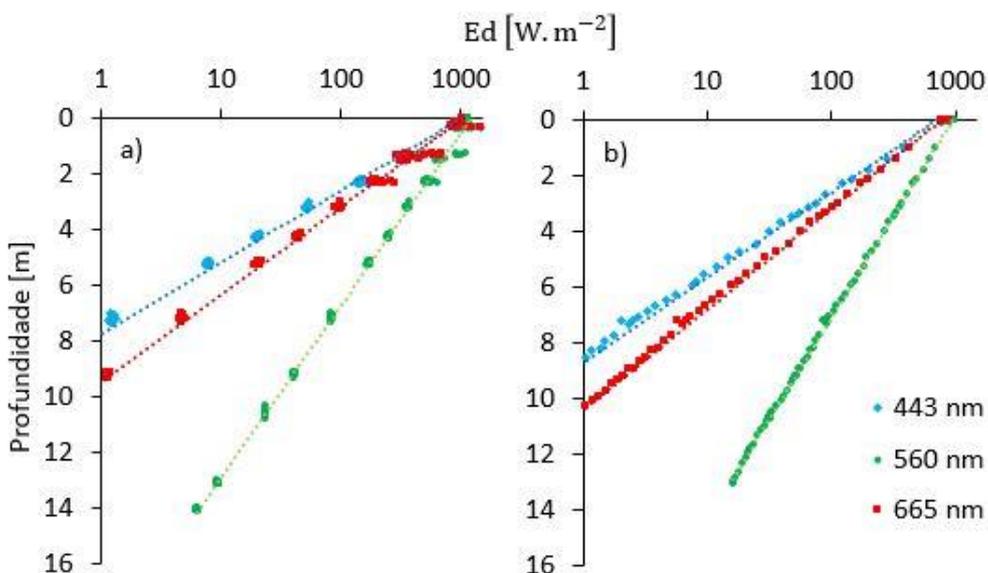
Fonte: Produção do autor.

Em ambas as campanhas, é possível observar uma lacuna no perfil de E_d para o comprimento de onda na região do azul (Figura 4.12 e Figura 4.13b) nos primeiros metros de profundidade, o que pode ser explicado pelo forte espalhamento em comprimentos de onda dessa região pela água pura (BARBOSA, 2019).

Valores de E_d e seu decaimento na coluna de água para comprimentos de onda de azul (443 nm), verde (560 nm) e vermelho (665 nm) foram representados em escala logarítmica (Figura 4.14) conforme proposto por Mishra et al. (2005) e Mueller et al. (2003) para as estações P15 e TRM09, devido à sua proximidade geográfica. Em ambas estações a menor penetração ocorreu na região do azul

(aproximadamente 8 m), seguido do vermelho (aproximadamente 10 m) e por fim o verde, onde ocorreram as maiores penetrações da luz com aproximadamente 14 m (Figura 4.14). A declividade destas retas é interpretada como K_d nos respectivos comprimentos de onda (MISHRA et al., 2005).

Figura 4.14 – Perfis lineares de penetração de E_d na coluna de água.



a) Campanha de 2013, estação P15; e, b) campanha de 2019, estação TRM09.

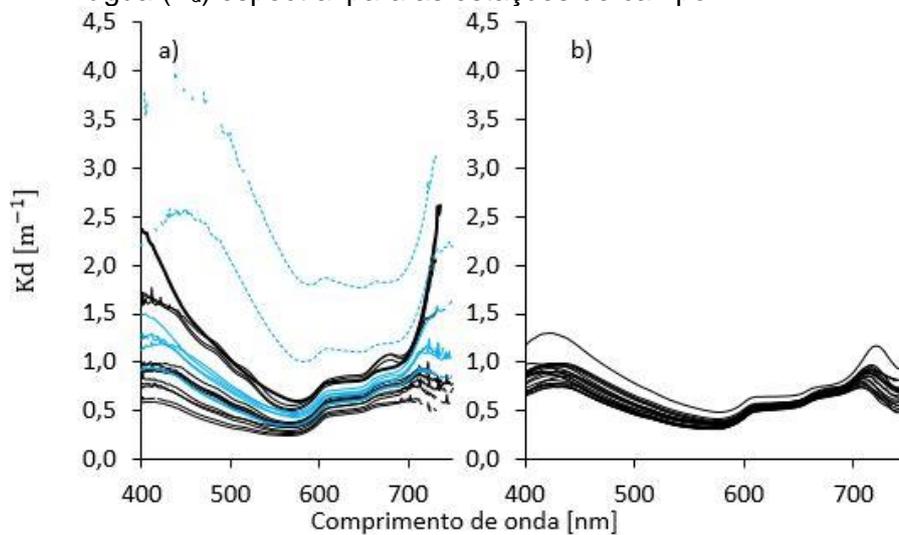
Fonte: Produção do autor.

Os espectros de K_d (Figura 4.15) apresentaram valores semelhantes para as estações quando comparadas as duas campanhas, porém a campanha de 2013 apresentou maior amplitude de variação comparada com 2019.

Os resultados demonstram que a penetração da luz foi maior em comprimentos de onda da região do verde (550 a 560 nm) onde foram atingidos valores de K_d menores que $0,5 \text{ m}^{-1}$ (Figura 4.15). Nos comprimentos de onda do azul a atenuação foi maior devido à presença do CDOM, atingindo valores de K_d superiores a $1,0 \text{ m}^{-1}$. Já nos comprimentos de onda do vermelho, devido a absorção da água pura, presença de TSS e atividade fitoplanctônica a atenuação também é maior do que na região do verde, atingindo valores de K_d superiores a $1,0 \text{ m}^{-1}$ também.

O K_d espectral de 2013 apresentou maiores intensidades de ruídos nos comprimentos de onda extremos (Figura 4.15a). Além disso as curvas das estações P25 e P26 apresentaram falhas entre 400 e 500 nm, o que pode ser explicado pelos altos valores de a nesta região espectral e baixas profundidades em ambas estações. Um pequeno perfil de medição em águas com alta atenuação podem gerar erros nas regressões lineares para cálculo de K_d . Vale ressaltar que os espectros de E_d de ambas estações não possuem falhas nestas mesmas regiões.

Figura 4.15 – Coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente na coluna de água (K_d) espectral para as estações de campo.



a) Campanha de 2013, em preto destaca-se as estações em região semelhante à amostrada em 2019. As estações P25 e P26 apresentaram falhas nas medições de E_d durante a aquisição dos dados como pode ser observado nos dois espectros de maiores valores pontilhados; e, b) valores da campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

4.2 Estimativa das propriedades ópticas inerentes e de K_d

4.2.1 QAA_{TM}

Parametrização do QAA_{TM}

Para a calibração dos passos empíricos o comprimento de onda de referência λ_0 foi selecionado de forma a atender os critérios de ter um valor de a predominantemente composto por a_w , além de apresentar boa correlação entre

a razão de três bandas e os dados *in situ* de $a(\lambda_0)$ (LEE et al., 2002; LEE, 2014; LIU et al., 2019).

As bandas que apresentam maior predominância de a_w em a são as bandas B3 (560nm), B4 (665nm) e B5 (704nm), apresentando uma proporção de aproximadamente 34, 82 e 96% respectivamente para cada uma das bandas (Tabela 4.1). Os resultados da escolha das razões de bandas para os melhores ajustes dos coeficientes de *offset*, ganho e expoente das equações dos passos empíricos (Passos 2 e 4 - Tabela 3.1) são demonstrados a seguir.

Tabela 4.1 – Proporção de a_w em relação à a para as bandas B1 a B5.

#	Banda [nm]	2013	2019	Conjunto completo
B1	443	1,09%	1,33%	1,20%
B2	492	5,41%	6,55%	5,90%
B3	560	30,99%	37,87%	33,96%
B4	665	77,47%	87,41%	81,77%
B5	704	93,55%	98,36%	95,63%

Média da proporção de a_w em relação à a *in-situ* para as campanhas de 2013 e 2019 nas bandas B1 a B5 do sensor MSI.

Fonte: Produção do autor.

Além disso, o valor de λ_0 selecionado foi o correspondente à região do espectro onde houve maior penetração da luz na coluna de água, representado pela banda B3 (560nm). Neste comprimento de onda de 560nm, o valor de a_w representa uma média de aproximadamente 34% em a (Tabela 4.1) para o conjunto completo de dados de campo, além de apresentar uma boa correlação com a razão de bandas proposta (LEE et al., 2002; LIU et al., 2019), conforme discutido adiante.

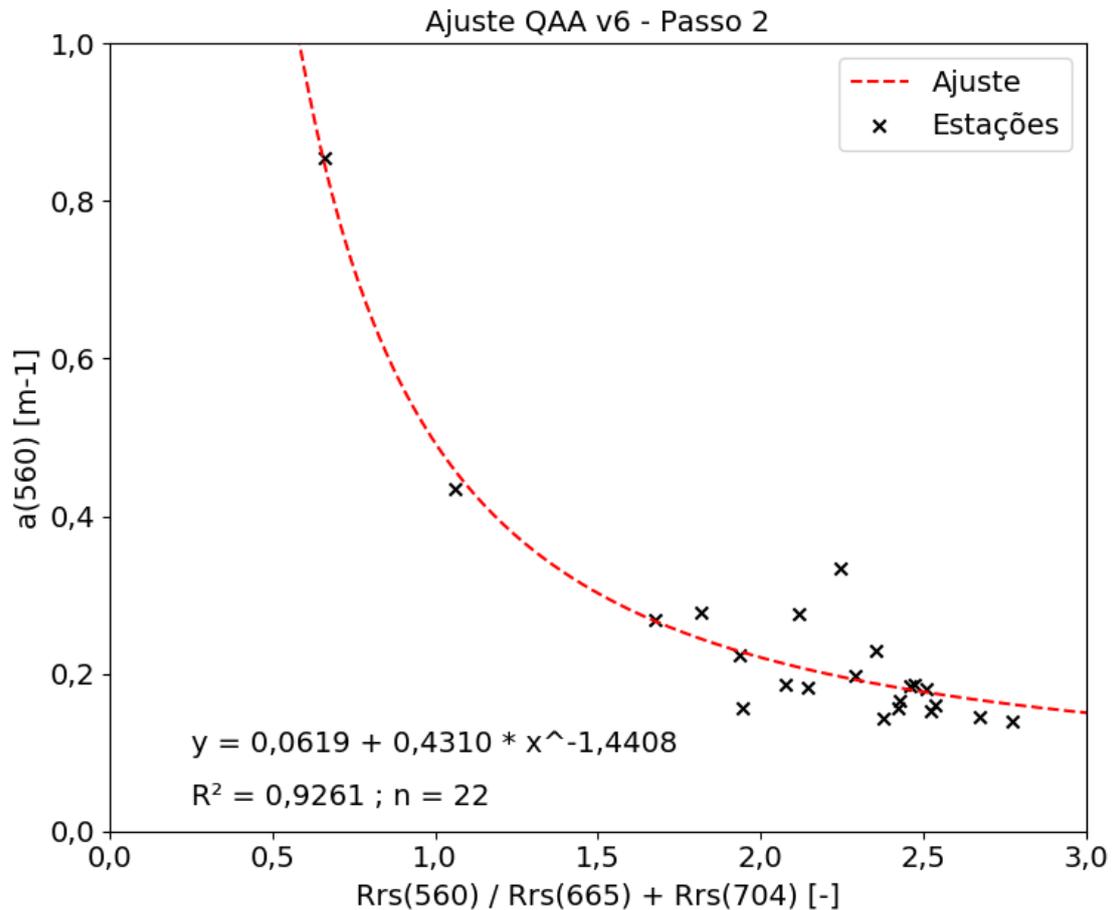
Dentre as composições de bandas testadas para a razão três bandas, os comprimentos de onda em λ_0 , 665 (B4) e 704 nm (B5), foram as que proporcionaram o melhor ajuste exponencial preconizado pelo passo 2 do QAA_{TM} (Tabela 3.1). Esta foram as bandas que propiciaram o melhor ajuste para a calibração de $a(\lambda_0)$, resultando em um R² igual a 0,93. Estes são as bandas com comprimentos de onda onde o espectro de a possuem maior proporção de a_w e maior variação no conjunto de espectros de R_{rs} (Figura 4.4), estas são

condições que seguem os requisitos estabelecidos na literatura (LEE et al., 2002; LIU et al., 2019).

Além da banda em 560 nm, também foram realizadas as mesmas análises com o emprego de outras bandas (em 443, 492, 665 e 704 nm) seguindo os mesmos critérios propostos por Liu et al. (2019) porém todas apresentaram resultados inferiores aos de 560nm. Uma exceção foi a banda B2 (492nm) como λ_0 , pois obteve bons resultados com R^2 igual a 0,97, apesar da baixa proporção de a_w em relação a a , representando aproximadamente 6%.

Apesar de a banda 492 nm apresentar melhor desempenho no ajuste do passo 2, a banda selecionada foi 560nm (Figura 4.16), corresponde a um comprimento de onda onde a medida de a é predominante composta por a_w quando comparada com 492 nm (LEE et al., 2002; LIU et al., 2019) com base nos resultados das medidas de campo. Além disso, 560 nm corresponde à região do espectro mais próxima da região de máxima penetração da luz com base nas medidas de K_d *in-situ* (Figura 4.14 e Figura 4.15).

Figura 4.16 – Ajuste exponencial entre $a(\lambda_0)$ *in-situ* e razão de três bandas.



Ajuste exponencial de $a(560nm)$ *in-situ* com razão de três bandas (Passo 2 - Tabela 3.2) usando comprimentos de onda do sensor MSI.

Fonte: Produção do autor.

Como resultado final do ajuste do passo 2 chegou-se à uma equação de $a(\lambda_0)$ reparametrizada (Equação 4.1) sobre os valores iniciais propostos por Lee (2014) para a versão 6 do QAA.

$$a(560) = a_w(560) + 0,4310 \left(\frac{R_{rs}(560)}{R_{rs}(665) + R_{rs}(704)} \right)^{-1,4408} \quad (4.1)$$

O λ_0 bem como a razão de três bandas propostos para a calibração da equação de $a(\lambda_0)$ foram diferentes dos propostos por Lee (2014) (Tabela 3.2) que foram determinados para águas costeiras. Porém apresentou bandas similares às propostas por Liu et al. (2019) para lagos túrbidos na China, com uso da banda em 704 nm para razão de três bandas.

O ajuste linear (regressão linear) do passo 5 do QAA_{TM} (Tabela 3.2 – Equação 3.13) realizada com os valores de b_{bp} em 560 nm calculado com o conjunto de a (ACS) através da equação de $u(\lambda)$ (Equação 3.12) e conjunto de b_b (Hydroscat) para cálculo do η usados posteriormente na calibração do passo 4 apresentou valores satisfatórios para ambos os conjuntos. Valores médios de R^2 foram iguais a 0,77 e 0,87 para as regressões realizadas com os conjuntos de a e b_b respectivamente.

Os resultados desta etapa do algoritmo atingiram resultados satisfatórios para a maioria das estações de campo, com exceção de 5 estações (P03, 04, 10, 11, e 26) quando usando os dados de a e 3 estações (P04, 12 e 13) quando utilizando os dados de b_b (Tabela 4.2). No caso usando os dados de a do ACS os resultados foram satisfatórios em estações em sua maioria em braços do reservatório, com concentrações mais elevadas de Chl-a ou TSS. Já para os dados de b_b do Hydroscat ocorreram erros nas medições para as três estações citadas, onde os dados apresentaram oscilações incomuns com crescimento do b_b entre 500 e 600 nm (Figura 4.7). Em todos estes casos estas estações apresentaram valores de R^2 inferiores a 0,70, enquanto todos os outros casos apresentaram valores superiores a 0,75 (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 – Valores de R^2 para as regressões lineares do passo 5 do QAA_{TM}.

Estação	R^2	
	a (ACS)	b_b (Hydroscat)
P01	0,96	0,92
P02	0,93	0,97
P03	0,33	0,97
P04	0,08	0,19
P06	0,93	0,98
P07	0,93	0,99
P08	0,85	0,99
P10	0,67	0,99
P11	0,50	0,99
P12	0,84	0,27
P13	0,95	0,19
P15	0,85	0,99
P16	0,75	1,00
P17	0,88	0,99
P18	0,98	0,96
P19	0,83	0,98
P20	0,75	0,97
P22	0,83	0,97
P23	0,75	0,98
P24	0,87	0,98
P25	0,96	0,99
P26	0,51	0,97
Média	0,77	0,87

Média do R^2 para estimativas de η por estação amostral, à partir da linearização do passo 5 do QAA (Tabela 3.2 – Equação 3.13) para as campanhas de 2013 e 2019.

Fonte: Produção do autor.

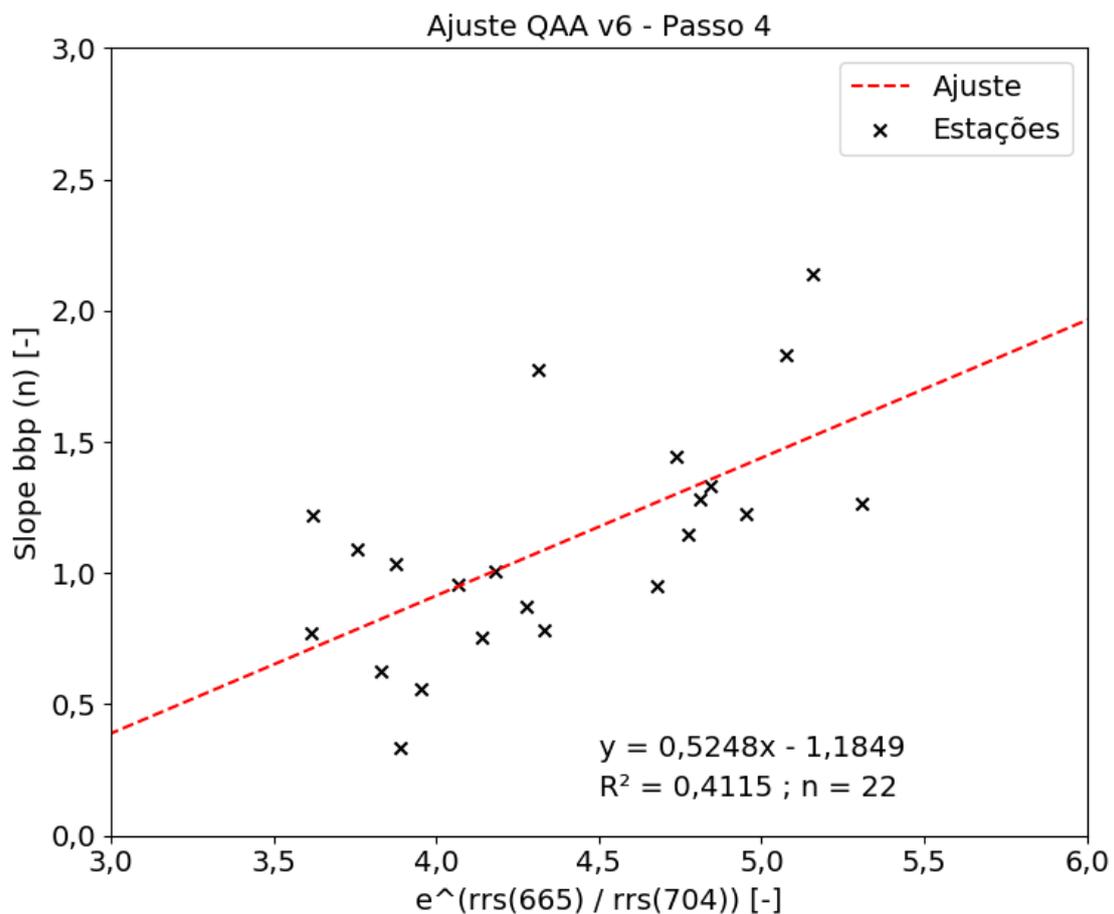
Esta foi uma pré etapa para a calibração do passo empírico 4 (Tabela 3.2), e os resultados das linearizações do passo 5 para cálculo do η de referência terem sido melhores para o conjunto de dados de b_b do Hydroscat, os valores de η que apresentaram melhores resultados finais para a calibração do passo 4 foram os gerados com os dados de a do ACS como será visto a seguir.

Para a razão de duas bandas foram escolhidos os comprimentos de onda 665, e 704nm respectivamente sendo estes os que apresentaram melhores resultados para ambos os conjuntos de dados, similarmente ao encontrado por Flores Jr. (2019) para modelo parametrizado com dados de 5 lagos localizados no baixo Amazonas.

Por fim, para a calibração da equação de η (Passo 4 - Tabela 3.1) a partir dos dados de referência calculados, a regressão linear atingiu valores de R^2 iguais a 0,41 e 0,28 para os conjunto de a (ACS) e b_b (Hydroscat) respectivamente, ambos considerados baixos.

A comparação dos resultados gerados com ambos os conjuntos de dados de η demonstrou que os dados gerados a partir de a obtiveram resultados mais acurados que os dados de b_b na determinação do η (Figura 4.17) devido à demanda de calibração do equipamento Hydroscat e possíveis incertezas em suas medidas. Portanto foi escolhido o conjunto de dados de a medidos a partir do ACS para calibração do passo 4 (Figura 4.17).

Figura 4.17 – Ajuste linear de η .



Ajuste linear de η com razão de duas bandas (Passo 4 - Tabela 3.1) usando comprimentos de onda do sensor MSI.

Fonte: Produção do autor.

Como resultado final da determinação de η chegou-se à uma equação reparametrizada a partir dos valores inicialmente propostos por Lee (2014) para a versão 6 do QAA (Equação 4.2).

$$\eta = 0,5248 \exp\left(\frac{r_{rs}(665)}{r_{rs}(704)}\right) - 1,1849 \quad (4.2)$$

Os valores de η encontrados neste estudo variaram entre aproximadamente 0,3 e 2,0. De forma geral os valores de η podem variar até 2,2 com valores maiores associados ao b_b de partículas pequenas e, em geral, águas oligotróficas (GORDON; MOREL, 1983; LEE et al., 2002; SATHYENDRANATH et al., 2001).

Lee (2014) propôs o uso de bandas próximas de 443 (B1) e 555 nm para o ajuste linear do passo 4 para águas costeiras do tipo 2, enquanto Liu et al. (2019) utilizou bandas em 443 e 490 nm em lagos túrbidos chineses.

O ajuste linear referenciado para lagos túrbidos chineses também foi realizado a partir de dados de a medidos em campo apresentando melhores resultados do que os observados neste estudo ($R^2 = 0,92$ para $n = 150$) (LIU et al., 2019). Os dados dos lagos chineses apresentaram valores de η com máxima e mínima próximas de 3 e -1,5 respectivamente, variação superior aos encontrados neste estudo. Já outros estudos apresentaram uma variação de η entre aproximadamente 1,3 e 2,0 em 5 lagos do baixo Amazonas (FLORES JR., 2019) e valores entre 0,85 a 1,15 em 4 lagos claros na região do Amazonas (JORGE, 2018).

Após calibrados os passos 2 e 4 foi estabelecido *script* para o QAA_{TM} seguindo o fluxo dos passos 1 a 6 e aquisição de b_b e a (Tabela 4.3) para aplicação como entrada no algoritmo de K_d .

Tabela 4.3 – Passos do QAA parametrizado para Três Marias – QAA_{TM}.

#	QAA _{TM}	QAA _{v6} (LEE, 2014)
	$r_{rs}(\lambda) = \frac{R_{rs}(\lambda)}{(0,52 + 1,7R_{rs}(\lambda))}$ $r_{rs}(\lambda) = g_0 u(\lambda) + g_0 [u(\lambda)]^2$	$r_{rs}(\lambda) = \frac{R_{rs}(\lambda)}{(0,52 + 1,7R_{rs}(\lambda))}$ $r_{rs}(\lambda) = g_0 u(\lambda) + g_0 [u(\lambda)]^2$
1	$u(\lambda) = \frac{b_b(\lambda)}{(a(\lambda) + b_b(\lambda))}$ $u(\lambda) = -\frac{g_0 + \sqrt{[g_0^2 + 4 * g_1 * r_{rs}(\lambda)]}}{2 * g_1}$ $g_0 = 0,089 \text{ e } g_1 = 0,1245$	$u(\lambda) = \frac{b_b(\lambda)}{(a(\lambda) + b_b(\lambda))}$ $u(\lambda) = -\frac{g_0 + \sqrt{[g_0^2 + 4 * g_1 * r_{rs}(\lambda)]}}{2 * g_1}$ $g_0 = 0,089 \text{ e } g_1 = 0,1245$
2	$a(560) = a_w(560) + 0,43 * \left(\frac{R_{rs}(560)}{R_{rs}(665) + R_{rs}(704)} \right)^{-1,44}$	$a(670) = a_w(670) + 0,39 * \left(\frac{R_{rs}(670)}{R_{rs}(443) + R_{rs}(490)} \right)^{1,14}$
3	$b_{bp}(560) = \frac{u(560) * a(560)}{1 - u(560)} - b_{bw}(560)$	$b_{bp}(670) = \frac{u(670) * a(670)}{1 - u(670)} - b_{bw}(670)$
4	$\eta = 0,5248 \exp\left(\frac{r_{rs}(665)}{r_{rs}(704)}\right)$	$\eta = 2 \left(1 - 1,2 \exp\left(-0,9 \frac{r_{rs}(443)}{r_{rs}(55x)}\right) \right)$
5	$b_{bp}(\lambda) = b_{bp}(560) * (560/\lambda)^\eta$	$b_{bp}(\lambda) = b_{bp}(\lambda_0) * (670/\lambda)^\eta$
6	$b_b(\lambda) = b_{bp}(\lambda) + b_{bw}(\lambda)$ $a(\lambda) = (1 - u(\lambda)) * (b_{bw}(\lambda) + b_{bp}(\lambda))/u(\lambda)$	$b_b(\lambda) = b_{bp}(\lambda) + b_{bw}(\lambda)$ $a(\lambda) = (1 - u(\lambda)) * (b_{bw}(\lambda) + b_{bp}(\lambda))/u(\lambda)$

Resumo dos passos (#) 1 a 6 do QAA_{TM} parametrizado para o reservatório de Três Marias para estimativa de $b_b(\lambda)$ e $a(\lambda)$ comparados ao QAA_{v6} de Lee (2014).

Fonte: Produção do autor.

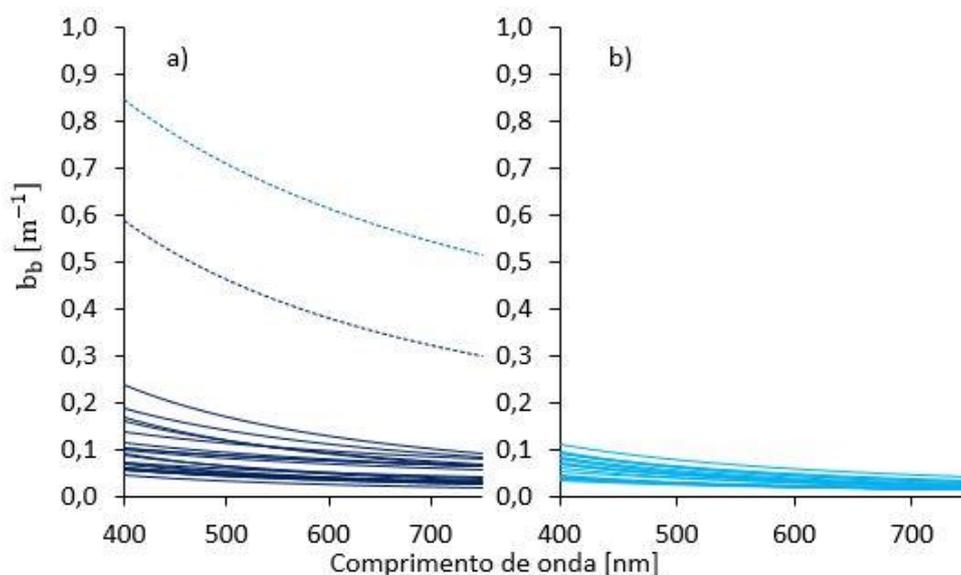
Estimativa de b_b e a

A estimativa do b_b para 2013 (Figura 4.18a) apresentou uma maior variação em seus valores, atingindo valores mais altos de retroespalhamento. Isso foi observado de maneira geral nas estações onde houve maior concentração de TSS, com destaque para P25 e P26. Valores mais altos de b_b foram encontrados em estações nas regiões mais à montante do reservatório, não amostradas no ano de 2019.

Estes valores são semelhantes aos observados em 2013 (Figura 4.7), única campanha em que foram medidos, dados estes que apresentaram valores máximos de aproximadamente 0,7 e 0,6 para as estações P25 e P26 e entre 0,1 e 0,2 para o restante das estações.

Já o b_b estimado para 2019 (Figura 4.18b) apresentou valores menores quando comparados aos de 2013, todavia foram condizentes com os resultados de estações em regiões próximas espacialmente (meio até barragem).

Figura 4.18 – Coeficiente de retroespalhamento total resultado do QAA_{TM}.



a) Campanha de 2013; e, b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

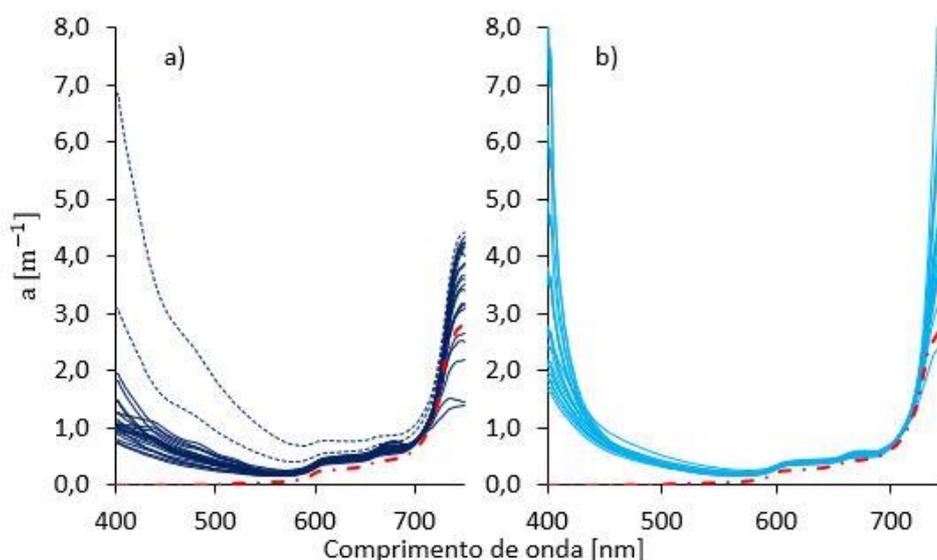
Valores de b_b estimados por Menezes (2013) para concentrações de TSS de mesma magnitude (entre 3 e 10 mg/L) nas mesmas regiões do reservatório de Três Marias condizem com os valores estimados neste estudo.

Por sua vez, os valores estimados de a (Figura 4.19) foram mais semelhantes àqueles medidos em campo dentro da faixa espectral de 500 a 700 nm em ambas as campanhas. Nesta faixa espectral os valores variaram entre aproximadamente 0 e 1 m^{-1} , com exceção das estações P25 e P26 (2013) que apresentaram valores mais elevados tanto nos resultados medidos em campo quanto estimados pelo QAA_{TM}.

Já em regiões entre 400 e 500 nm e de 700 a 750 nm os valores estimados (Figura 4.19) foram superiores aos medidos em campo em ambas as campanhas, porém foram mais acentuados na estimativa de 2019, com superestimativas de até 8 m^{-1} .

Na faixa espectral entre 400 e 500 nm, os valores de campo para 2019 tiveram máxima abaixo de 2 m^{-1} , enquanto os resultados estimados pelo QAA_{TM} apresentaram valores de até 8 m^{-1} nesta (Figura 4.19b). Já para a faixa entre 700 e 750 nm, as máximas de campo atingiram valores em torno de 3 m^{-1} (referente a_w), para ambas as campanhas. Porém para os dados estimados pelo QAA_{TM} também atingiu valores de até 8 m^{-1} também superestimando os valores de a . A faixa espectral de 700 a 750 nm é uma região do espectro de absorção onde há uma contribuição quase exclusiva de a_w onde segundo a literatura valores teóricos máximos (encontrados em 750 nm) são de aproximadamente 3 m^{-1} (POPE; FRY, 1997).

Figura 4.19 – Coeficiente de absorção total resultado do QAA_{TM}.



a) Campanha de 2013; e, b) campanha de 2019.

Fonte: Produção do autor.

Da mesma forma que os valores estimados de b_b , os valores de a estimados neste estudo foram condizentes com os estimados por Menezes (2013) para estações com concentração de TSS similares em magnitude (entre 3 e 10 mg/L) para estações em regiões próximas espacialmente consideradas neste estudo. Ainda assim, as curvas de a têm contribuição predominante de a_w na mesma região do espectro que a deste estudo.

Entretanto os resultados de Menezes (2013) baseiam-se em medidas realizadas durante o período de chuvas na região (março de 2012, janeiro e março de 2013). Além disso, maiores valores de b_b e a foram estimados (MENEZES, 2013), associados à concentrações de TSS ainda maiores que as deste estudo (entre 14 e 149 mg/L).

4.2.2 Algoritmo de K_d

Aplicação do algoritmo de K_d

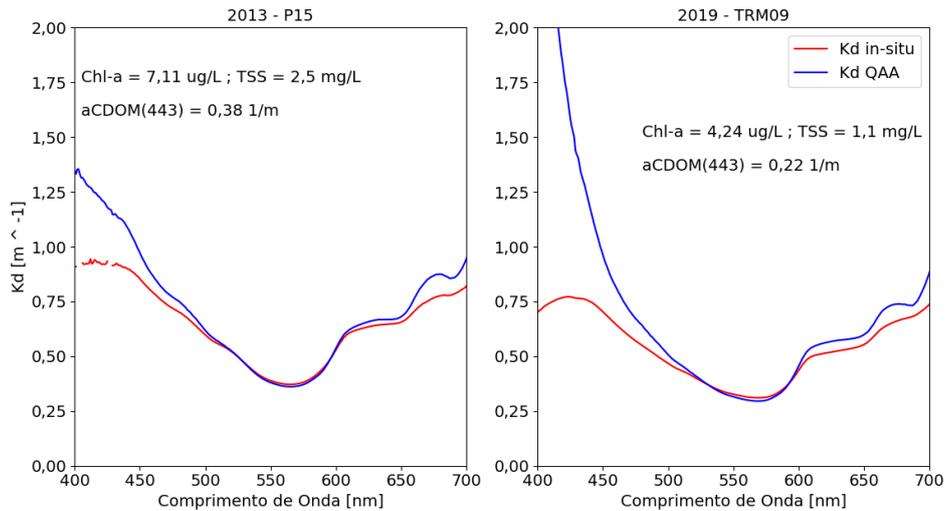
Valores de b_b e a estimados anteriormente foram utilizados para estimativa de K_d (Equação 3.7) proposta por Lee et al. (2013) e posterior validação com base nos dados coletados em ambas as campanhas. Portanto, os algoritmos foram calibrados com dados medidos e calculados de a e b_{bp} *in-situ* da campanha de 2013 e então validados com dados estimado de ambas as campanhas.

A aplicação do algoritmo de K_d apresentou resultados mais acurados em comprimentos de onda próximos à λ_0 , abrangendo a faixa espectral aproximadamente entre os comprimentos de 480 a 680 nm, incluindo assim as bandas B2 a B4 conforme será demonstrado adiante. Esse comportamento pode ser exemplificado com as medidas das estações P15 (2013) e TRM09 (2019), geograficamente próximas (Figura 4.20). Os resultados para todas estações podem ser visualizados no Anexo B (Figura B.1 e Figura B.2).

Apesar da proximidade das estações e do formato similar do espectro de K_d de campo a estação P15 (2013) possui valores de concentrações maiores para todos os COAs (Figura 4.20) o que levou a valores maiores para todo seu espectro evidenciando uma menor penetração da luz para esta estação, incluindo no comprimento λ_0 de 560 nm.

A estação P15 possui valores mais altos para Chl-a, TSS e aCDOM_(443nm), 7,11 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 2,5 mg.L^{-1} e 0,38 m^{-1} respectivamente, enquanto TRM09 possui valores iguais a 4,24 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 1,1 mg.L^{-1} e 0,22 m^{-1} respectivamente.

Figura 4.20 – Exemplo de K_d espectral resultado do algoritmo de Lee et al. (2013).



Resultado para a estação P15 (2013) e TRM09 (2019). Em vermelho o valor de referência calculado com base na E_d medida em campo. Em azul o valor estimado pelo algoritmo proposto com base na R_{rs} calculada com dados *in-situ*.

Fonte: Produção do autor.

Os resultados estimados pelo algoritmo foram menos acurados quando comparados à referência de campo para a faixa espectral de 400 a 500 nm, mais acurados para comprimentos de onda em torno de 500 nm, com piora crescente na acurácia de 600 nm em diante. Entretanto, as medidas de 2019 apresentaram uma menor acurácia dos resultados para comprimentos de onda próximos de 400 nm, o que pode ser explicado pelos resultados superestimados pelo QAATM para a (Figura 4.18b) em relação aos dados *in-situ* (Figura 4.8b) nesta mesma região dos espectro.

Validação dos resultados

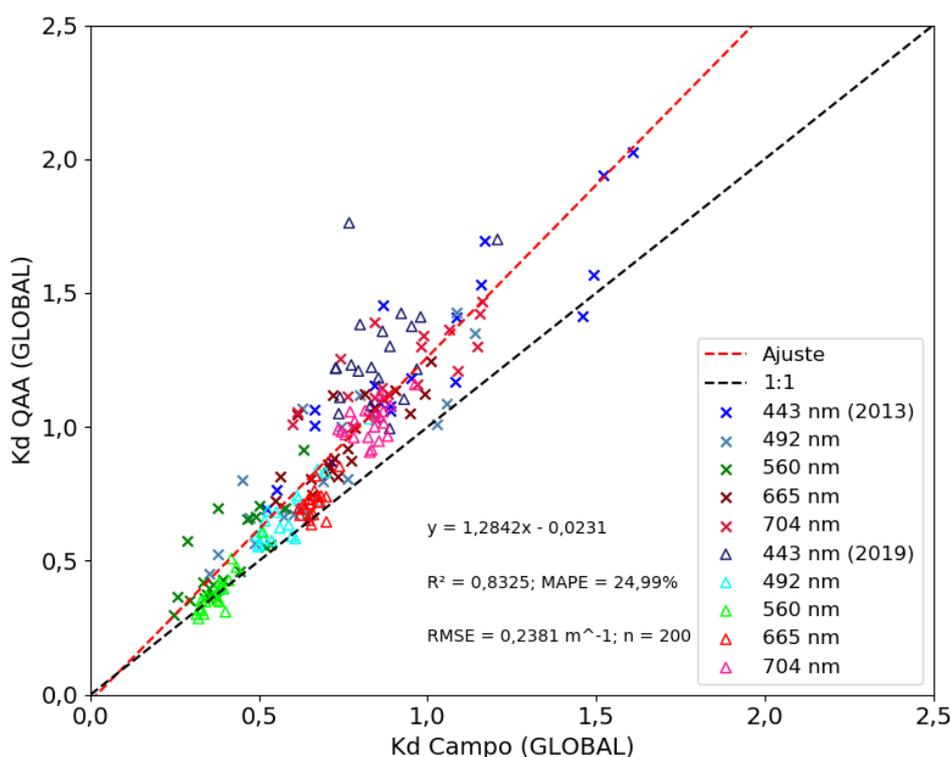
Por fim, para a validação dos resultados foram analisadas as estatísticas e regressões lineares entre dados calculados e estimados de K_d (Figura 4.22) para as bandas específicas de B1 a B4 propostas. As medidas estatísticas apresentadas são de R^2 , MAPE e RMSE, resumidas abaixo.

Durante o processo de validação do algoritmo foi observado que valores *in-situ* de K_d para as estações P25 e P26 (2013) apresentaram falhas em faixa espectral próxima de 443 nm. Optou-se por retirá-las do conjunto de dados porque embora

a inclusão aumentasse o valor de R^2 em outras regiões do espectro, os valores de MAPE e RMSE indicaram um pior desempenho do algoritmo durante a validação dos resultados. Desta forma, como estas estações foram retiradas do conjunto de dados, restando um conjunto total de 40 estações (20 para cada campanha).

O algoritmo para estimativa de K_d teve um bom desempenho para o conjunto global ($n = 200$) com as 5 bandas MSI (Figura 4.21). O ajuste dos dados encontrou uma inclinação pouco acima de 1 (1,28) e baixo *offset* (-0,02), com um R^2 igual a 0,83, MAPE de 24,99% e RMSE igual a $0,24 \text{ m}^{-1}$.

Figura 4.21 – Resultado global de K_d estimado e calculado para as bandas MSI.



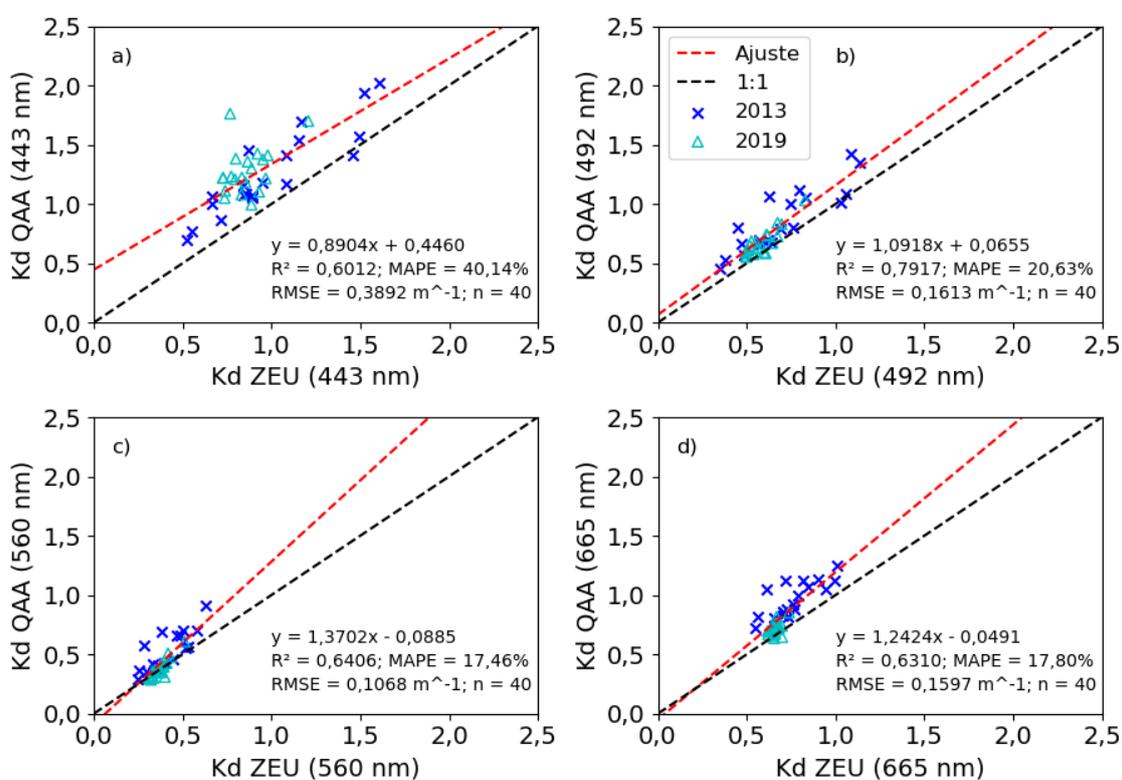
Regressão linear entre K_d estimado com base no QAA_{TM} e K_d calculado de campo para as bandas B1 a B5. Onde, y: equação da reta de melhor ajuste; n: o tamanho do conjunto de dados; linha preta, a reta 1:1; em vermelho, a linha do ajuste dos dados.

Fonte: Produção do autor.

O algoritmo superestima os valores mais altos de K_d , principalmente para os comprimentos de onda em 443 e 704 nm em ambas campanhas e para 665 nm

em 2013. Considerando regressões por banda os melhores resultados foram encontrados para 492nm (Figura 4.22b), com valores de R^2 igual a 0,79, MAPE igual a 20,63% e RMSE igual a 0,16 m^{-1} e para 560nm (Figura 4.22c), com valores para R^2 igual a 0,64, MAPE igual a 17,46% e RMSE igual a 0,11 m^{-1} . Para o comprimento de onda em 665nm (Figura 4.22d) apresentou valores similares à B3, com R^2 igual a 0,63, MAPE igual a 17,82% e RMSE igual a 0,16 m^{-1} . Já para 443nm apresentou valor de R^2 igual a 0,60, e valores altos de MAPE (40,14%) e RMSE (0,39 m^{-1}) (Figura 4.22a).

Figura 4.22 - Regressões lineares para os resultados de K_d estimados e calculados.



Onde, y: equação da reta de melhor ajuste; n: o tamanho do conjunto de dados; Kd ZEU: o Kd de referência (campo) medido até o limite da zona eufótica definida na metodologia linha preta, a reta 1:1; em vermelho, a linha do ajuste dos dados.

Fonte: Produção do autor.

O comprimento de onda de 443 nm tem sua a predominantemente formada pelo aCDOM (Figura 4.8 e Figura 4.9) e um baixo b_b (Figura 4.7 e Figura 4.18). Juntamente com o comprimento de 443 nm as piores estimativas

ocorreram na região de 704nm devido à intensa atenuação da REM em que o α é praticamente resultante de a_w . Esse mal desempenho do algoritmo pode estar associado à incerteza das superestimação de α gerados pelo QAA_{TM} (Figura 4.19) para estas regiões do espectro. O comprimento de onda em 704 nm atingiu valores de R^2 igual a 0,49, MAPE de 28,91% e RMSE de 0,26 (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 – Resumo das estatísticas de validação do algoritmo proposto.

Estatísticas	Comprimentos de onda [nm]				
	443	492	560	665	704
R^2	0,60	0,79	0,64	0,63	0,49
MAPE [%]	40,14	20,63	17,46	17,80	28,91
RMSE[m ⁻¹]	0,39	0,16	0,11	0,16	0,26

Fonte: Produção do autor.

Os mesmos ajustes por regressão linear também foram realizados separadamente para cada campanha de campo. De maneira geral os resultados da validação estatística do conjunto completo (ambas campanhas) apresentam valores de R^2 , MAPE e RMSE mais semelhantes aos obtidos na campanha de 2013.

A inserção dos dados de 2019 no conjunto total (Tabela 4.4) teve um efeito positivo, apesar de reduzir valores de R^2 em todas bandas, pois propiciaram um aumento da acurácia expresso pela redução do MAPE, com exceção da banda em 443 nm (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 – Resumo das estatísticas de validação do algoritmo proposto.

Estatísticas	2013					2019				
	443	492	560	665	704	443	492	560	665	704
R^2	0,81	0,78	0,64	0,61	0,55	0,18	0,77	0,80	0,27	0,21
MAPE [%]	30,92	25,83	26,96	26,47	35,45	50,00	15,44	7,96	9,12	22,38
RMSE [m ⁻¹]	0,31	0,20	0,14	0,21	0,32	0,45	0,10	0,04	0,07	0,19

Fonte: Produção do autor.

Analisando as campanhas separadamente, os resultados de R^2 foram melhores para 2013 para todas as bandas, com exceção de 560nm (0,64) cujo valor foi maior em 2019, atingindo 0,80. Por sua vez, os valores de MAPE e RMSE foram menores para a campanha de 2019, com exceção de 443nm (50,00% e 0,45

respectivamente) que apresentou valores menores em 2013, atingindo 30,92% e 0,31 respectivamente para os parâmetros.

Os resultados para as bandas em 492, 560 e 665 foram satisfatórios para a validação do algoritmo com base no conjunto de dados completo. Tanto para o conjunto completo quanto para os subconjuntos de ambas as campanhas estas foram as bandas com os melhores resultados estatísticos.

Além disso estas bandas são similares às utilizadas em outros estudos como parâmetros dos algoritmos parametrizados para outros lagos, similares e distintos à Três Marias, e mesma região espectral (FLORES JÚNIOR, 2019; JORGE, 2018; LEE, 2014; LIU et al., 2019; WATANABE et al., 2016).

4.3 Aplicação em imagem MSI

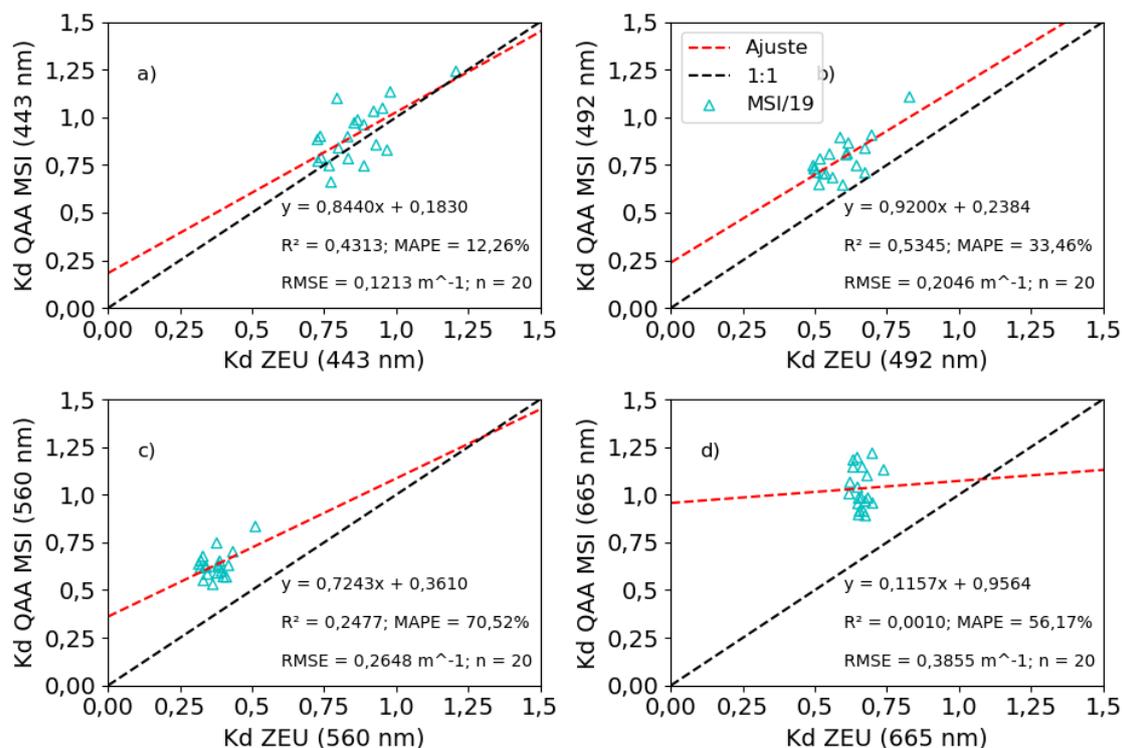
Após parametrizado o QAA_{TM} e validados os resultados do algoritmo de K_d com uso de dados de campo o algoritmo foi aplicado na imagem Sentinel 2 MSI nas bandas B1 a B5 seguindo da extração dos valores de K_d para as coordenadas das estações amostrais de 2019 e então avaliação da acurácia dos resultados.

As 5 bandas selecionadas para aplicação possuem distintas resoluções espaciais (RE): a banda em 443 nm tem RE igual a 60 m; as bandas 492, 560 e 665 nm possuem RE igual 10 m; e, por fim a banda em 704 nm possui RE igual 20 m. Menores campos de visadas possuem menor integração de sinal resultando em menores valores de SNR.

De forma a avaliar a influência desta diferença de REs nos resultados de K_d da imagem MSI, foi realizada reamostragem com uso de um filtro de janela por vizinho mais próximo através de pacote *scipy* em linguagem *python*, criando assim 3 sets de 5 bandas com as mesmas REs (10, 20 e 60 m) antes da aplicação dos algoritmos. De maneira geral os resultados de K_d não variaram muito com a reamostragem, apresentando pequenas variações nos resultados de R^2 , MAPE e RMSE. Os melhores resultados alcançados para a imagem reamostrada com RE de 10 m (Figura 4.23) foram encontrados para as bandas em 443 e 492 nm, que apresentaram valores de R^2 iguais a 0,43 e 0,53, MAPE iguais a 12,26 e 33,46% e RMSE iguais a 0,12 e 0,20 m^{-1} para 443 e 492 nm

respectivamente (Figura 4.23a e b). Já para as bandas em 560 e 665 nm os resultados de R^2 foram iguais a 0,25 e 0,00, MAPE iguais a 70,52 e 56,17%, e RMSE iguais a 0,26 e 0,39 respectivamente (Figura 4.23c e d).

Figura 4.23 – Resultados estatísticos da imagem MSI.



Regressões lineares das correlações dos resultados de K_d da imagem MSI reamostrada para 10 m com dados de campo para: a) 443 nm; b) 492 nm; c) 560 nm; e, d) 665 nm. Linha 1:1 em preto pontilhado e linha de tendência dos dados em vermelho pontilhado.

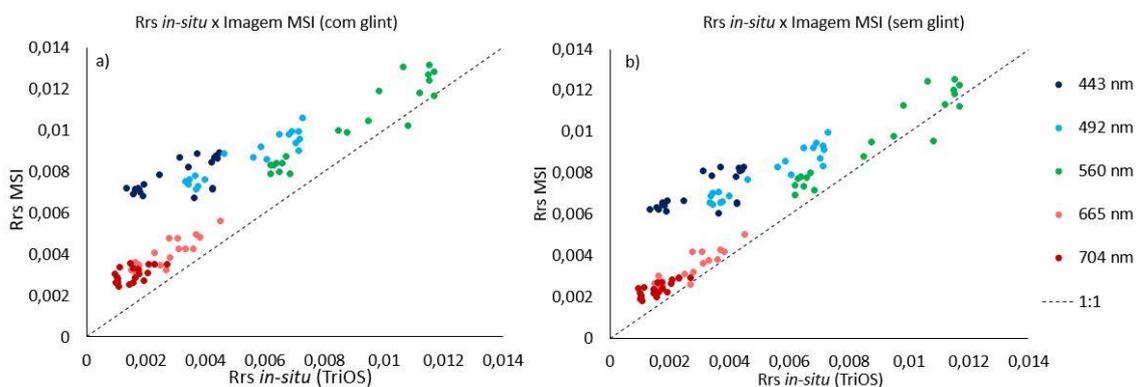
Fonte: Produção do autor.

Apesar dos bons resultados de MAPE e RMSE para as bandas em 443 e 492 nm (Figura 4.23a e b), R^2 não apresentou bons resultados para nenhuma das bandas, incluindo os maus resultados de MAPE e RMSE em 560 e 665 nm. Este comportamento foi diferente da validação do algoritmo com dados de campo, que apresentou boa acurácia para as bandas em 492, 560 e 665 nm, com um pior desempenho para as bandas em 443 e 704 nm (Tabela 4.4).

Devido à baixa acurácia para a estimativa de K_d com base na imagem MSI foi realizada a remoção de efeitos de reflexão especular conhecido como *glint*. Este processo foi realizado pela simples subtração de banda em comprimentos na

região espectral do SWIR, como a banda B11 em 1614 nm, de todas as 5 bandas utilizadas neste estudo (WANG; SHI, 2007; WANG et al., 2016), conforme descrito anteriormente (Seção 3.5.1). Valores de R_{rs} calculados com dados do sensor MSI são superestimados em relação aos de campo, com destaque para as bandas em 443 e 492 nm (Figura 4.24a). Após subtração da banda B11 nas 5 bandas de interesse houve redução do *offset* da comparação entre a R_{rs} de campo e a orbital aproximando os conjuntos de dados de cada banda à reta 1:1, entretanto as bandas em 443 e 492 nm permaneceram superestimadas pelo sensor mesmo após este processo (Figura 4.24b).

Figura 4.24 – R_{rs} *in-situ* vs. MSI e remoção da banda B11.



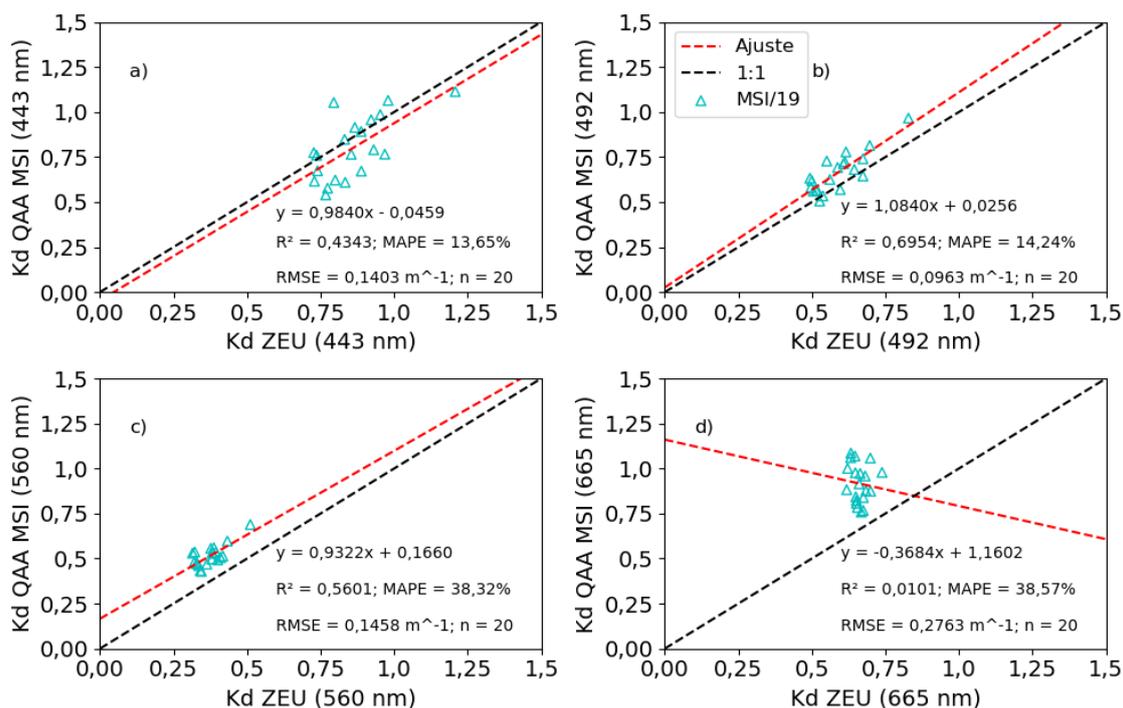
Correlações de R_{rs} *in-situ* com R_{rs} do sensor MSI para as estações amostrais: a) com a máscara de água corrigida atmosféricamente (AtmosPy); e, b) corrigida atmosféricamente e remoção do glint por subtração da banda B11 (AtmosPy e remoção do SWIR).

Fonte: Produção do autor.

As imagens corrigidas para o efeito de *glint* foram submetidas à aplicação no algoritmo de estimativa de K_d novamente (Figura 4.25) repetindo todo o processo descrito anteriormente nesta seção. No geral esta correção obteve resultados mais acurados para todas as REs continuando sendo os melhores resultados os das bandas para RE de 10 m, com exceção da banda em 665 nm que manteve seus resultados ruins, além de uma inversão em sua correlação (Figura 4.25d). As bandas em 443 e 492 nm continuaram a apresentar as maiores acurácias em seus resultados, entretanto a banda em 443 nm apresentou uma pequena piora em seus resultados (Figura 4.25a), onde para a reamostragem de 10 m obteve

valores de R^2 igual a 0,43 porém MAPE igual a 13,65% e RMSE igual 0,14 m^{-1} . Os resultados melhoraram para as outras bandas: em 492 nm obteve R^2 igual a 0,70, MAPE igual a 14,24% e RMSE igual a 0,10 m^{-1} (Figura 4.25b); em 560 nm apresentou R^2 igual a 0,56, MAPE igual a 38,32% e RMSE igual a 0,15 (Figura 4.25c); por fim, em 665 nm apresentou R^2 igual a 0,01, MAPE igual a 38,57% e RMSE igual a 0,28 (Figura 4.25d).

Figura 4.25 - Resultados estatísticos da imagem MSI após remoção de glint.



Regressões lineares das correlações dos resultados de K_d da imagem MSI reamostrada para 10 m e sem glint com dados de campo para: a) 443 nm; b) 492 nm; c) 560 nm; e, d) 665 nm. Linha 1:1 em preto pontilhado e linha de tendência dos dados em vermelho pontilhado.

Fonte: Produção do autor.

Mesmo com a melhora nos resultados para as bandas propostas após a remoção do *glint*, a acurácia do algoritmo em 665 e 704 nm continuou baixa (Tabela 4.6), estas são bandas com valores mais altos de a_w correspondente a 82 e 96% de a respectivamente (Tabela 4.1). Além disso, as bandas em 665 e 704 nm são aquelas com menores valores de SRN (Tabela 2.1), sendo mais suscetíveis à efeitos do ruído em seus dados. Os resultados para 443 e 704 nm foram

melhores para a reamostragem de 60 m enquanto os resultados para 492, 560 e 665 foram melhores para a RE original de 10 m (Tabela 4.6), todas após a remoção do efeito de *glint*.

Tabela 4.6 – Resumo dos resultados estatísticos da aplicação na imagem MSI.

Descrição	Estatística	Bandas				
		443 [nm]	492 [nm]	560 [nm]	665 [nm]	704 [nm]
RE = 10 m; Com glint.	R ²	0,43	0,53	0,25	0,00	0,16
	MAPE [%]	12,26	33,46	70,52	56,17	45,17
	RMSE [m ⁻¹]	0,12	0,20	0,26	0,39	0,38
RE = 10 m; Sem glint.	R ²	0,43	0,70	0,56	0,01	0,12
	MAPE	13,65	14,24	38,32	38,57	34,52
	RMSE	0,14	0,10	0,15	0,28	0,29
RE = 20 m; Com glint.	R ²	0,46	0,51	0,20	0,00	0,15
	MAPE	11,60	31,05	68,20	57,13	45,01
	RMSE	0,11	0,19	0,26	0,39	0,37
RE = 20 m; Sem glint.	R ²	0,47	0,64	0,47	0,02	0,09
	MAPE	14,63	13,11	36,18	40,01	34,78
	RMSE	0,15	0,09	0,14	0,28	0,29
RE = 60 m; Com glint.	R ²	0,52	0,49	0,13	0,00	0,18
	MAPE	10,07	33,72	72,31	60,36	46,49
	RMSE	0,10	0,21	0,27	0,41	0,39
RE = 60 m; Sem glint.	R ²	0,63	0,64	0,38	0,00	0,22
	MAPE	12,24	14,23	39,10	42,98	36,11
	RMSE	0,13	0,10	0,15	0,30	0,30

Resultados estatísticos para as bandas B1 a B5 das aplicações nas imagens MSI para as reamostragens espectrais de 10, 20 e 60 metros com e sem a remoção do efeito de *glint* através da subtração da banda B11. Em vermelho destacam-se os melhores resultados para cada uma das bandas. RE: Resolução espacial.

Fonte: Produção do autor.

Apesar dos valores medianos de R² para 443, 492 e 560 nm estas bandas apresentaram um conjunto de bons resultados estatísticos com baixos valores de MAPE e RMSE, o que fez-se considerar que o algoritmo apresentou boa acurácia para estas bandas. Já em 665 o algoritmo apresentou valor praticamente nulo de R² além de valores mais altos de MAPE e RMSE, considerando-se uma baixa acurácia para esta banda em todas as REs.

Os estudos originais de K_d (LEE et al., 2005b, 2013) com base nas POIs derivadas a partir do QAA apresentaram uma acurácia considerada ideal com R²

igual a 0,96 e 0,94 e RMSE igual a 0,103 e 0,089 m⁻¹ para comprimentos de onda em 443 e 490 nm respectivamente (LEE et al., 2013).

Outra abordagem é o uso de valores de K_d para estimativa da profundidade Secchi, os valores de K_d podem ser calculados a partir das POIs derivadas do QAA_{TM}. Este mesmo algoritmo foi usado para estimativa de K_d utilizado então para derivar valores de profundidade do disco de Secchi através de imagens do sensor OLI, atingindo valores de R² de 0,96 e MAPE de 16,7% (LEE et al., 2016). Já estudo com abordagem semelhante para imagens do sensor MERIS atingiu valores de R² entre 0,66 e 0,79 e valores de MAPE entre 19 e 37% para 4 conjuntos de dados distintos (LIU et al., 2019).

Estudos com aplicações parecidas do QAA_{TM} (LEE et al., 2002) em outras versões para estimativa de POIs e posterior aplicação em algoritmo semi-analítico de K_d (LEE et al., 2005b, 2013) em imagens do sensor MSI em 560 nm apresentaram valores de MAPE de até 28% e RMSE de até 0,09 m⁻¹ (RODRIGUES et al., 2017). Já estudo utilizando modelo de $K_d(PAR)$ proposto por Rotta et al. (2019) com base em banda MSI em 665 nm obteve valores de R² igual 0,799, erro absoluto médio igual a 0,12 m⁻¹ e RMSE normalizado igual a 19%.

Além disso, estudos de (RODRIGUES et al., 2018) avaliaram a estimativa dos valores de a e b_b por 4 versões diferentes do QAA indicando uma grande variação nos valores de MAPE e RMSE para bandas semelhantes as bandas B1 a B5 indicando possíveis fontes de erro nos resultados do algoritmo de K_d .

Para efeito de visualização gráfica as imagens de K_d resultado do algoritmo para as bandas em 443, 492, 560 e 665 nm com RE de 10 m são apresentadas abaixo (Figura 4.26). O algoritmo foi aplicado para toda a máscara de água apresentando resultados estimados de K_d em uma escala de 0,00 a 1,25 m⁻¹ para a maior parte do reservatório, com alguns pixels apresentando valores mais elevados aproximadamente entre 1,75 e 2,00 m⁻¹ (Figura 4.26).

Para 443 nm os resultados de K_d (Figura 4.26a) apresentaram uma heterogeneidade espacial com valores de K_d aproximadamente iguais a 0,50 m⁻¹ em sua porção central e valores mais altos, aproximadamente entre 1,00 e 1,25

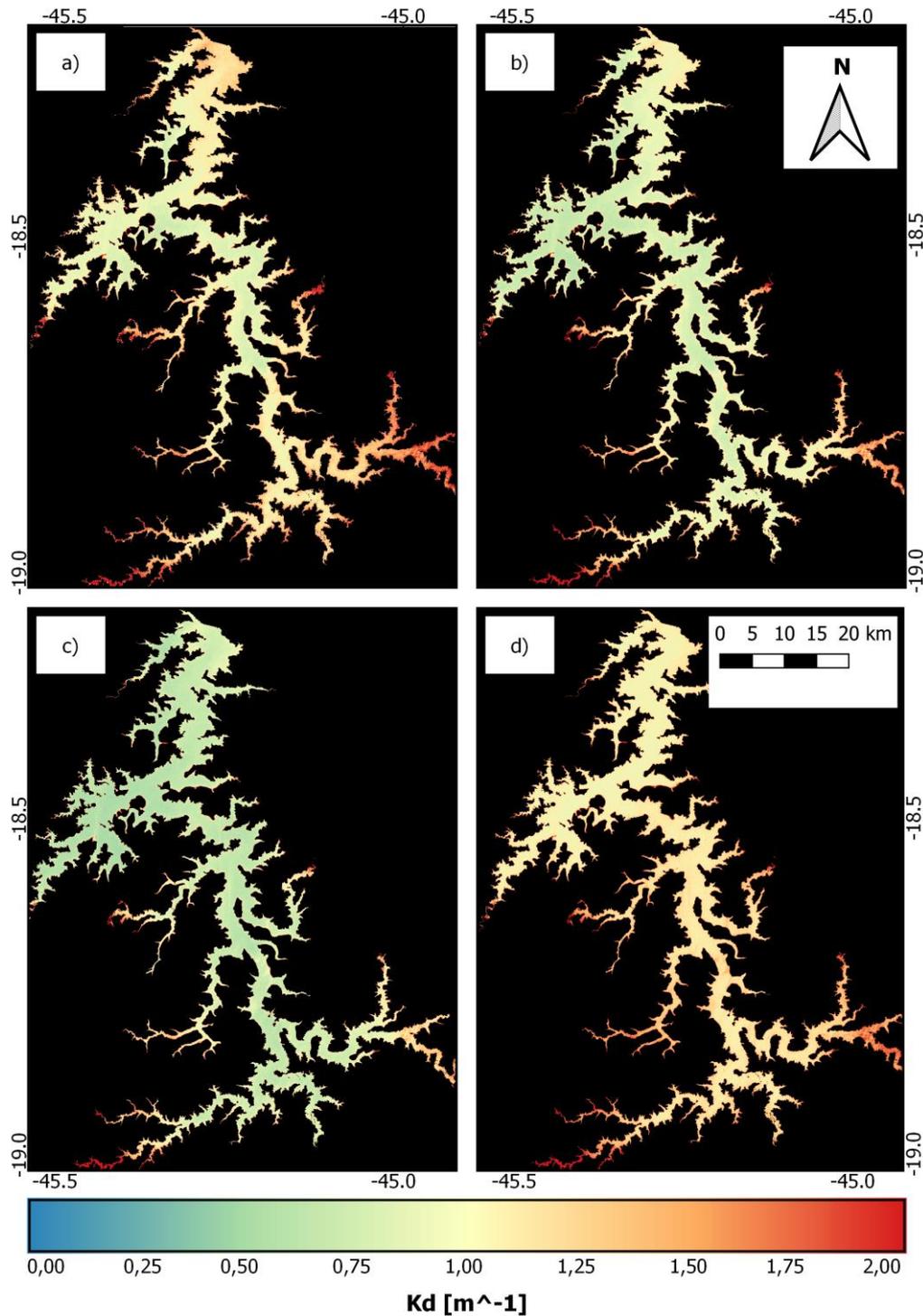
m^{-1} nas porções mais a montante (barragem) e mais a jusante (afluentes) do reservatório. Além disso, esta banda apresentou valores próximos a $2,0 \text{ m}^{-1}$ em canais mais estreitos de afluentes do reservatório que podem estar relacionados com o aporte de TSS e CDOM (BARBOSA et al., 2019; KIRK, 2011; MOBLEY, 1994) ou mais possivelmente efeito de fundo do canal (LEE et al., 1998, 1999).

A banda em 492 nm (Figura 4.26b) apresentou menor variação espacial dos resultados comparada à banda anterior, atingindo valores aproximadamente entre $0,50$ e $0,75 \text{ m}^{-1}$ para quase todo o reservatório, com exceção de porções próximas à barragem e mais a montante em seus afluentes que atingiram valores aproximados de K_d igual a $1,00 \text{ m}^{-1}$.

Já para 560 nm os resultados foram os mais homogêneos espacialmente (Figura 4.26c) dentre todas as bandas, apresentando valores aproximados iguais $0,50 \text{ m}^{-1}$ para o K_d de praticamente todo o reservatório. Algumas exceções foram em pontos extremos à montante em alguns de seus afluentes que apresentaram valores aproximados iguais a $2,00 \text{ m}^{-1}$ muito provavelmente devido ao efeito de fundo dos canais estreitos (LEE et al., 1998, 1999).

Por fim, a banda em 665 nm também apresentou pouca variação espacial do K_d (Figura 4.26d) porém com valores aproximados de $1,00 \text{ m}^{-1}$ praticamente para todo o reservatório. Além disso, esta banda apresentou pontos mais à montante nos afluentes onde o K_d atingiu valores aproximadamente iguais a $2,00 \text{ m}^{-1}$. Estes valores mais altos no corpo central do reservatório e nos afluentes podem ser reflexo do TSS de campo que não apresentou grande variação espacial para a campanha de 2019 (Figura 4.3b), porém esta foi a banda que obteve a menor acurácia dentre as 4 bandas apresentadas abaixo (Figura 4.25d).

Figura 4.26 – Aplicação do algoritmo parametrizado para imagem MSI.



Aplicação do algoritmo QAA_{TM}/K_d parametrizado para Três Marias em imagem MSI (01/07/2019) reamostrada para 10 m nas seguinte bandas: a) B1 - 443 nm; b) B2 - 492 nm; c) B3 - 560 nm; e, d) B4 - 665 nm.

Fonte: Produção do autor.

5 CONCLUSÕES

Este estudo fornece uma caracterização bio-óptica para as águas do reservatório de Três Marias para datas em período de seca nos anos de 2013 e 2019, usados de forma a auxiliar a parametrização e aplicação de algoritmo para estimativa de K_d na coluna de água. Esta caracterização seguindo protocolos internacionais de coleta e correção dos dados para um ambiente aquático tropical representa uma importante contribuição para a aplicação de SR em sistemas aquáticos interiores brasileiros.

As conclusões em relação a caracterização bio-óptica das águas de Três Marias são:

1. As concentrações dos COAs e das POIs e POAs variam ao longo do reservatório demonstrando uma predominância da influência de processos locais frente a uma dominação geral. As dinâmicas locais podem ser atribuídas ao formato e tamanho do reservatório, cujos diferentes afluentes e aportes de matéria estão associados a diferentes condições de contorno, como a presença de municípios, despejos de efluentes, agricultura e pecuária;
2. A penetração da luz na coluna de água foi maior em comprimentos de onda do verde (560 nm), seguido do vermelho (665 nm) e azul (443 nm) (Figura 4.20) chegando até 14 metros de profundidade para o verde, o que indica uma alta transparência em termos de sistemas aquáticos interiores;

Como produto principal este estudo apresenta um algoritmo semi-analítico para estimativa de K_d para Três Marias através da combinação entre os algoritmos QAA de Lee (2014) e de K_d de Lee et al. (2013). A aplicação e validação a partir de dados de campo teve como base bandas do sensor MSI abordo do satélite Sentinel 2A para posterior aplicação em imagem.

Esta abordagem apresentou bons resultados para o algoritmo aplicado à medidas de SR feitas em campo, demonstrado por uma boa acurácia global para as bandas MSI B1 a B5, além de boa acurácia em 492, 560 e 665 nm. Apesar

disso, o algoritmo tende a superestimar as bandas em que os valores absolutos de K_d são mais elevados (443 e 704 nm) e acertar mais em valores menores de K_d (entre 492 e 665 nm) (Figura 4.21).

Já a aplicação em imagem MSI obteve resultados menos satisfatórios quando comparados às estimativas de campo. O algoritmo aplicado à imagem MSI obteve resultados mais acurados para banda em 443 nm, e menos acurados para 665 nm.

Todas as bandas simuladas de K_d com dados do sensor MSI tiveram suas acurácias aumentadas com a remoção do efeito de *glint* das imagens. Como observado, mesmo após correção atmosférica as bandas do sensor MSI tendem a superestimar os valores de R_{rs} devido à um *glint* que foi removido pela simples subtração da banda B11 das demais, levando a considerar avanço no sentido de uma melhor correção das imagens para obtenção de melhor validação estatística do modelo em versão futura. Além disso, os resultados tiveram pouca variação com a reamostragem demonstrando baixa dependência da RE, porém teve melhores resultados para RE original de cada banda.

Finalmente como avaliação final deste estudo o algoritmo de K_d com base em dados de b_b e a derivados do QAA_{TM} parametrizado para Três Marias se demonstrou satisfatório, demonstrando possibilidade de utilização tanto para dados de SR medidos em campo quanto medido pelo sensor MSI a bordo do satélite Sentinel 2. A parametrização de algoritmo para estimativa de K_d com base em imagens MSI possibilita o monitoramento rotineiro e sistemático da qualidade da água no reservatório, possibilitando uma análise a cada 5 dias. Esta é uma importante ferramenta para o monitoramento e acompanhamento futuro das mudanças da qualidade da água do reservatório advindas de impactos ambientais, como por exemplo o rompimento de barragem de rejeitos de mineração da empresa Vale do Rio Doce no município de Brumadinho à montante de Três Marias.

Como avanço futuro para estabelecimento de algoritmo semi-analítico para estimativa de K_d no reservatório de Três Marias, sugere-se:

1. Caracterização bio-óptica e aquisição de dados de entrada do algoritmo para períodos de cheia do reservatório de modo a calibrar o modelo com um conjunto de dados maior e mais abrangente;
2. Estabelecimento de novos modelos de correlação entre os COAs e propriedades ópticas, de forma a aprimorar o monitoramento ambiental por sensoriamento remoto para Três Marias/MG;
3. Avaliação de novos algoritmos de correção atmosférica e dos efeitos de *glint* nas imagens MSI para estabelecimento de resultados mais acurados;
4. Aplicação do algoritmo parametrizado e análise da convergência dos resultados tanto com base em dados de campo quanto dados do sensor MSI para épocas não avaliadas neste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Regiões hidrográficas do Brasil**. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 27 jan. 2020a.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Unidades de planejamento hídrico**. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 27 jan. 2020b.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Massas d'água (espelhos d'água)**. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 27 jan. 2020c.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) da bacia hidrográfica do rio São Francisco**. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 27 jan. 2020.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico - SIGEL**. Disponível em: <<https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html>>. Acesso em: 27 jan. 2020.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and waste water**. [S.l.]: APHA, 1999.
- AUSTIN, R. W.; PETZOLD, T. J. The determination of the diffuse attenuation coefficient of sea water using the coastal zone color scanner. In: GOWER, J. F. R. (Ed.). **Oceanography from space**. Boston, MA: Springer US, 1981. p. 239–256.
- BAKER, K. S.; SMITH, R. C. Quasi-inherent characteristics of the diffuse attenuation coefficient for irradiance. **Ocean Optics**, v. 208, p.60-63, 1979.

BARBOSA, C. C. F.; FERREIRA, R. M. P.; ARAÚJO, C. A. S.; NOVO, E. M. L. M. Bio-optical characterization of two Brazilian hydroelectric reservoirs as support to understand the carbon budget in hydroelectric reservoirs. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS), 2014. **Proceedings...** 2014

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. D. S. **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações.** São José dos Campos: LabISA/INPE, 2019.

BARBOSA, C. C. F. Princípios físicos do sensoriamento remoto. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. DE M.; MARTINS, V. S. (Eds.). . **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações.** 1. ed. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2019. p. 23–54.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MELACK, J. M.; GASTIL-BUHL, M.; FILHO, W. P.; WAT. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. **Limnology**, v. 11, n. 2, p. 155–166, 2010.

BEHRENFELD, M. J.; FALKOWSKI, P. G. A consumer's guide to phytoplankton primary productivity models. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 7, p. 1479–1491, 1997.

BIDIGARE, R. R.; ONDRUSEK, M. E.; MORROW, J. H.; KIEFER, D. A. In vivo absorption properties of algal pigments. **SPIE Ocean Optics X**, v. 1302, p. 290–302, 1990.

BREZONIK, P. L.; BOUCHARD, R. W.; FINLAY, J. C.; GRIFFIN, C. G.; OLMANSON, L. G.; ANDERSON, J. P.; ARNOLD, W. A.; HOZALSKI, R. Color, chlorophyll a, and suspended solids effects on Secchi depth in lakes: implications for trophic state assessment. **Ecological Applications**, v. 29, n. 3, 2019.

- BRICAUD, A.; BÉDHOMME, A. LOUISE; MOREL, A. Optical properties of diverse phytoplanktonic species: experimental results and theoretical interpretation. **Journal of Plankton Research**, v. 10, n. 5, p. 851–873, 1988.
- BRICAUD, A.; MOREL, A.; PRIEUR, L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology and Oceanography**, v. 26, n. 1, p. 43–53, 1981.
- BRITO, S. L. **Caracterização limnológica e produtividade secundária das principais espécies de microcrustáceos em dois braços dos reservatórios de Três Marias e Furnas, Minas Gerais, Brasil**. 2010. 117p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 16, n. 4, p. 253–264, 2011.
- BRITO, S.; MAIA-BARBOSA, P.; PINTO-COELHO, R. Length-weight relationships and biomass of the main microcrustacean species of two large tropical reservoirs in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 593–604, 2013.
- BUKATA, R. P.; JEROME, J. H.; KONDRATYEV, K. Y.; POZDNYAKOV, D. V. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters**. Boca Raton: CRC Press, 1995.
- CAIRO, C. T. **Caracterização temporal das propriedades bio-ópticas do Reservatório de Ibatinga / SP**. 2015. 149p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2015.
- CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, 2018.

- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. [S.l.]: RiMa, 2006.
- CARDER, K. L.; CHEN, F. R.; LEE, Z. P.; HAWES, S. K.; KAMYKOWSKI, D. Semianalytic moderate-resolution imaging spectrometer algorithms for chlorophyll a and absorption with bio-optical cases $R_{rs}(\lambda) = Q(\lambda) \cdot R_{rs}(\lambda_0)$. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, p. 5403–5421, 1999.
- CARLOS, F. M.; MARTINS, V. D. S.; BARBOSA, C. C. F. Sistema semi-automático de correção atmosférica para multi-sensores orbitais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 19., 2019. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2019.
- CASAMITJANA, X.; SERRA, T.; COLOMER, J.; BASERBA, C.; PÉREZ-LOSADA, J. Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 21–28, 2003.
- CEMADEN. **Situação atual e previsão hidrológica para o aproveitamento hidroelétrico Três Marias 07/03/2017**. Disponível em: <<https://www.cemaden.gov.br/situacao-atual-e-previsao-hidrologica-para-o-aproveitamento-hidroeletrico-tres-marias-07032017/>>. Acesso em: 4 maio. 2020.
- CHEN, Z.; CURRAN, P. J.; HANSOM, J. D. Derivative reflectance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. **Remote Sensing of Environment**, v. 40, n. 1, p. 67–77, 1992.
- CHEN, Z.; LI, Y.; PAN, J. Distributions of colored dissolved organic matter and dissolved organic carbon in the Pearl River Estuary, China. **Continental Shelf Research**, v. 24, n. 16, p. 1845–1856, 2004.
- CHOW, V. TE; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology (letters)**. [s.l.] McGraw-Hill, 1988.

COLE, J. J.; PRAIRE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAINE, P.; DOWNING, J. A.; MIDDLELBERG, J. J.; MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial budget. **Ecosystems**1, v. 10, n. 1, p. 171–184, 2007.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. CEMIG. **Website CEMIG**. Disponível em: <http://cemig.com.br>.

COSTA, M. P. F.; NOVO, E. M. L. M.; TELMER, K. H. Spatial and temporal variability of light attenuation in large rivers of the Amazon. **Hydrobiologia**, v. 702, n. 1, p. 171–190, 2013.

DEKKER, A. G.; MALTHUS, T. J.; HOOGENBOOM, H. J. The remote sensing of inland water quality. In: DANSON, F. M.; PLUMMER, S. E. (Ed.). **Advances in environmental remote sensing**. New York, Ny: John Wiley & Sons, 1993. p. 123–142.

DOMINGUES, C. D.; SILVA, L. H. S.; RANGEL, L. M.; MAGALHÃES, L.; MELO ROCHA, A.; LOBÃO, L. M.; PAIVA, R.; ROLAND, F.; SARMENTO, H. Microbial food-web drivers in tropical reservoirs. **Microbial Ecology**, v. 73, n. 3, p. 505–520, 2017.

DÖRHNHÖFER, K.; OPPELT, N. Remote sensing for lake research and monitoring - recent advances. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 105–122, 2016.

EUCLYDES, H. P. **Atlas digital das águas de minas: uma ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos**. Viçosa, MG: UFV, 2007.

Disponível em: <<http://www.atlasdasaguas.ufv.br/home.html>>

EUROPEAN SPACE AGENCY - ESA. **Sentinel-2 products specification document**. Paris: ESA, 2018.

EUROPEAN SPACE AGENCY - ESA. **Sentinel-2 MSI user guide**. Disponível em: <<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi>>. Acesso em: 14 fev. 2020.

FERREIRA, R. M. P. **Caracterização da óptica e do carbono orgânico dissolvido no reservatório de Três Marias/MG**. 2014. 128p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, 2014.

FERREIRA, R. M. P.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; CIOTTI, A. M.; STECH, J. L. Variáveis limnológicas e propriedades óticas inerentes no reservatório de Três Marias/MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015

FLORES JÚNIOR, R. **Parametrização de algoritmos empíricos e algoritmo quasi-analítico QAA para estimativa de clorofila-a em lagos da várzea do Rio Amazonas**. 2019. 157p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2019.

GALLEGOS, C. L.; JORDAN, T. E. Impact of the spring 2000 phytoplankton bloom in Chesapeake Bay on optical properties and light penetration in the Rhode River, Maryland. **Estuaries**, v. 25, n. 4 A, p. 508–518, 2002.

GARCÍA, E. Water quality issues in Latin America. In: BISWAS, A. K.; TORTAJADA, C.; BRAGA, B. P. F.; RODRIGUEZ, D. J. (Ed.). **Water resources development and management**. [S.l.]: Springer, 2006.

GARVER, S. A.; SIEGEL, D. A. Inherent optical property inversion of ocean color spectra and its biogeochemical interpretation 1: time series from the Sargasso Sea. **Journal of Geophysical Research**, v. 102, n. C8, p. 18607–18625, 1997.

GEGE, P. Analytic model for the direct and diffuse components of downwelling spectral irradiance in water. **Applied optics**, v. 51, n. 9, p. 1407–1419, 2012.

GERACE, A. D.; SCHOTT, J. R.; NEVINS, R. Increased potential to monitor water quality in the near-shore environment with Landsat's next-generation satellite. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 7, p. 73518–73558, 2013.

GILERSON, A. A.; HUOT, Y. Bio-optical modelin of sun-induced chlorophyll-a fluorescence. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Ed.). **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 2017. p. 189–231.

GORDON, H. R. Simple calculation of the diffuse reflectance of the ocean. **Applied Optics**, v. 12, n. 12, p. 2803–2804, 1973.

GORDON, H. R. Can the Lambert-Beer law be applied to the diffuse attenuation coefficient of ocean water? **Limnology and Oceanography**, v. 34, n. 8, p. 1389–1409, 1989.

GORDON, H. R.; BROWN, O. B.; EVANS, R. H.; BROWN, J. W.; SMITH, R. C.; BAKER, K. S.; CLARK, D. K. A semianalytic radiance model of ocean color. **Journal of Geophysical Research**, v. 93, n. D9, p. 10909–10924, 1988.

GORDON, H. R.; MCCLUNEY, W. R. Estimation of the depth of sunlight penetration in the sea for remote sensing. **Applied Optics**, v. 14, n. 2, p. 413, 1975.

GORDON, H. R.; MOREL, A. **Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite imagery**. New York: Springer-Verlag, 1983.

GREEN, S. A.; BLOUGH, N. V. Optical absorption and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter in natural waters. **Limnology and Oceanography**, v. 39, n. 8, p. 1903–1916, 1994.

HE, S.; ZHANG, X.; XIONG, Y.; GRAY, D. A bidirectional subsurface remote-sensing reflectance model explicitly accounting for particle backscattering shapes. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 122, n. 11, p. 8614–8626, 2017.

HOBILABS. **HydroScat-6P spectral backscattering sensor & fluorometer user's manual**, 2010. Disponível em: <www.hobilabs.com>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE.

Monitoramento da cobertura e uso da terra. Disponível em:

<<https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE.

Geodados políticos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Disponível em: <<https://downloads.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Biomass e sistema coteiro-marinho do Brasil escala 1:250.000.** Disponível em:

<<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

JORGE, D. S. F. **Caracterização bio-óptica e implementação de algoritmos semi-analíticos para o estudo da qualidade da água na Reserva de**

Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. 2018. 161p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2018.

JØRGENSEN, S.; TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Handbook of inland aquatic ecosystem management.** Boca Raton: CRC Press, 2013.

KENNEDY, R. H.; GUNKEL JR, R. C.; THORNTON, K. W. The establishment of water quality gradients in reservoir. **Canadian Water Resources Journal**, v. 7, n. 1, p. 71–87, 1982.

KIMMEL, B. L.; GROEGER, A. W. Factors controlling primary production in lakes and reservoirs: a perspective. **Lake and Reservoir Management**, v. 1, n. 1, p. 277–281, 1984.

KIRK, J. T. O. Volume scattering function, average cosines, and the underwater light field. **Limnology and Oceanography**, v. 36, n. 3, p. 455–467, 1991.

KIRK, J. T. O. The vertical attenuation of irradiance as a function of the optical properties of the water. **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 1 I, p. 9–17, 2003.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis.** 3. ed. New York: Cambridge University Press, 2011.

KUTSER, T.; KOPONEN, S.; KALLIO, K. Y.; FINCKE, T.; PAAVEL, B. Bio-optical modeling of colored dissolved organic matter. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Ed.). **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 2017. p. 100–128.

LEE, Z.; CARDER, K. L.; ARNONE, R. A. Deriving inherent optical properties from water color: a multiband quasi-analytical algorithm for optically deep waters. **Applied Optics**, v. 41, n. 27, p. 5755, 2002.

LEE, Z.; CARDER, K. L.; ARNONE, R. **An update of the Quasi-Analytical Algorithm (QAA_v5)**. International Ocean Colour Coordinating Group - IOCCG, 2009. Disponível em:

<http://www.ioccg.org/groups/Software_OCA/QAA_v5.pdf>

LEE, Z.; CARDER, K. L.; ARNONE, R. **Update of the Quasi-Analytical Algorithm (QAA_v6)**. International Ocean Colour Coordinating Group - IOCCG, 2014. Disponível em: Disponível em: <

https://ioccg.org/groups/Software_OCA/QAA_v6_2014209.pdf>.

LEE, Z.; CARDER, K. L.; MOBLEY, C. D.; STEWARD, R. G.; PATCH, J. S. Hyperspectral remote sensing for shallow waters:1 a semianalytical model. **Applied Optics**, v. 37, n. 27, p. 6329, 1998.

LEE, Z.; CARDER, K. L.; MOBLEY, C. D.; STEWARD, R. G.; PATCH, J. S. Hyperspectral remote sensing for shallow waters: 2 deriving bottom depths and water properties by optimization. **Applied Optics**, v. 38, n. 18, p. 3831, 1999.

LEE, Z.; HU, C.; SHANG, S.; DU, K.; LEWIS, M.; ARNONE, R.; BREWIN, R. Penetration of UV-visible solar radiation in the global oceans: insights from ocean color remote sensing. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 118, n. 9, p. 4241–4255, 2013.

LEE, Z. P.; CARDER, K. L.; PEACOCK, T. G.; DAVIS, C. O.; MUELLER, J. L. Method to derive ocean absorption coefficients from remote-sensing reflectance. **Applied Optics**, v. 35, n. 3, p. 453, 1996.

LEE, Z. P.; DARECKI, M.; CARDER, K. L.; DAVIS, C. O.; STRAMSKI, D.;

RHEA, W. J. Diffuse attenuation coefficient of downwelling irradiance: an evaluation of remote sensing methods. **Journal of Geophysical Research C: Oceans**, v. 110, n. 2, p. 1–9, 2005a.

LEE, Z. P.; DU, K. P.; ARNONE, R. A model for the diffuse attenuation coefficient of downwelling irradiance. **Journal of Geophysical Research C: Oceans**, v. 110, n. 2, p. 1–10, 2005b.

LEE, Z. P.; WEIDEMANN, A.; KINDLE, J.; ARNONE, R.; CARDER, K. L.; DAVIS, C. Euphotic zone depth: Its derivation and implication to ocean-color remote sensing. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 112, n. 3, p. 1–11, 2007.

LEE, Z.; SHANG, S.; HU, C.; ZIBORDI, G. Spectral interdependence of remote-sensing reflectance and its implications on the design of ocean color satellite sensors. **Applied Optics**, v. 53, n. 15, p. 3301, 2014.

LEE, Z.; SHANG, S.; QI, L.; YAN, J.; LIN, G. A semi-analytical scheme to estimate Secchi-disk depth from Landsat-8 measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 177, p. 101–106, 2016.

LIU, H.; LI, Q.; SHI, T.; HU, S.; WU, G.; ZHOU, Q. Application of Sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake. **Remote Sensing**, v. 9, n. 7, p. 761, 2017.

LIU, X.; LEE, Z.; ZHANG, Y.; LIN, J.; SHI, K.; ZHOU, Y.; QIN, B.; SUN, Z. Remote sensing of secchi depth in highly turbid lake waters and its application with MERIS data. **Remote Sensing**, v. 11, n. 19, 2019.

LÓPEZ, C. M. **Estudo ecossistêmico em uma vereda na região de Três Marias/MG: com base em indicadores limnológicos e ecomofológicos**. 2009. 290p. Tese (Doutorado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita” - UNESP, Jaboticabal, 2009.

MACIEL, D. A. **Quantificação remota da concentração de sólidos totais e inorgânicos em suspensão em lagos da planície de inundação do Baixo Amazonas - uma abordagem multi-sensor**. 2019. 164p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas

Espaciais, São José dos Campos, 2019.

MALENOVSKÝ, Z.; ROTT, H.; CIHLAR, J.; SCHAEPMAN, M. E.; GARCÍA-SANTOS, G.; FERNANDES, R.; BERGER, M. Sentinels for science: potential of Sentinel-1, -2, and -3 missions for scientific observations of ocean, cryosphere, and land. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 91–101, 2012.

MAPBIOMAS. **Plataforma de uso e cobertura do solo MAPBIOMAS - Coleção 4**. Disponível em: <<http://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

MAPBIOMAS. **MAPBIOMAS v. 4.0**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

MATTHEWS, M. W. Bio-optical modeling of phytoplankton chlorophyll-a. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. (Ed.). **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 2017. p. 157–188.

MENEZES, P. H. B. J. **Estudo da dinâmica espaço-temporal do fluxo de sedimentos a partir das propriedades ópticas das águas no reservatório de Três Marias - MG**. 2013. 112p. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

MISHRA, D. R.; NARUMALANI, S.; RUNDQUIST, D.; LAWSON, M. Characterizing the vertical diffuse attenuation coefficient for downwelling irradiance in coastal waters: implications for water penetration by high resolution satellite data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 60, p. 48–64, 2005.

MOBLEY, C. D. **Light and water: radiative transfer in natural waters**. San Diego: Academic Press, 1994.

MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**, v.38, n.36, p.7442-7445, 1999.

MOBLEY, C. D. Polarized reflectance and transmittance properties of windblown sea surfaces. **Applied Optics**, v. 54, n. 15, p. 4828–4849, 2015.

MOBLEY, C. D.; BOSS, E.; ROESLER, C. **Ocean optics web bookOOWB/NASA**. 2010. Disponível em: <<http://www.oceanopticsbook.info/>>.

MOREL, A.; GENTILI, B. Diffuse reflectance of oceanic waters: II. bidirectional aspects. **Applied Optics**, v. 32, n. 33, p.6864-6879, 1993.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 4, p. 709–722, 1977.

MUELLER, J. L. In-water radiometric profile measurements and data analysis protocols. In: MUELLER, J. L.; FARGION, G. S. (Ed.). **Ocean optics protocols for satellite ocean color sensor validation**. 3. ed. Greenbelt, MD: Goddard Space Flight Center, 2002. p. 123–137.

MUELLER, J. L.; DAVIS, C.; ARNONE, R.; FROUIN, R.; CARDER, K.; LEE, Z. P.; STEWARD, R. G.; HOOKER, S.; MOBLEY, C. D.; MCLEAN, S. Above-water radiance and remote sensing reflectance measurement and analysis protocols. In: MUELLER, J. L.; FARGION, G. S. (Ed.). **Ocean optics protocols for satellite ocean color sensor validation**. 3.ed. Greenbelt, MD: Goddard Space Flight Center, 2002. p. 98–107.

MUELLER, J. L.; TREES, C. C. Revised SeaWiFS prelaunch algorithm for diffuse attenuation coefficient K (490). In: HOOKER, S. B.; FIRESTONE, E. R. (Ed.). **SeaWiFS technical report series: case studies for SeaWiFS calibration and validation, part 4**. Greenbelt, MD: NASA, 1997. v. 41p. 18–21.

MURPHY, S. **Atmospheric correction of Sentinel 2 imagery in Google Earth Engine using Py6S**. Disponível em: <<https://github.com/samsammurphy/gee-atmcorr-S2>>. Acesso em: 27 jan. 2020.

NOVO, E. M. L. DE M. Sistemas aquáticos continentais: definição e características. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. DE M.; MARTINS, V. S. (Eds.). . **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. 1. ed. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2019. p. 10–22.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and paeopigment determination. **Archiv fur Hydrobiologie Beih**, p. 14–39, 1980.

PAHLEVAN, N.; SARKAR, S.; FRANZ, B. A.; BALASUBRAMANIAN, S. V; HE, J. Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: demonstrations and validations. **Remote Sensing of Environment**, v. 201, p. 47–56, 2017.

PEGAU, W. S.; ZANEVELD, J. R. V. Temperature-dependent absorption of water in the red and near-infrared portions of the spectrum. **Limnology and Oceanography**, v. 38, n. 1, p. 188–192, 1993.

PETZOLD, T. **Volume scattering functions for selected ocean waters**. Warminster, Pennsylvania: Naval Air Development Center, 1972.

POPE, R. M.; FRY, E. S. Applied optics_absorption spectrum (380 –700 nm) of water: II. integrating cavity measurements. **Applied Optics**, v. 36, n. 33, p. 8710–8723, 1997.

QIU, S.; ZHU, Z.; HE, B. Fmask 4.0: improved cloud and cloud shado detection in Landsat 4-8 and Sentinel 2 imagery. **Remote Sensing of Environment**, n. 1, p. 1–67, 2019.

REYNOLDS, C. **Ecology of phytoplankton**. [S.I.]: Cambridge Press, 2006.

RIBEIRO FILHO, R.; PETRERE JUNIOR, M.; BENASSI, S.; PEREIRA, J. Itaipu reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 4, p. 889–902, 2011.

RODRIGUES, G.; POTES, M.; JO, M.; NOVAIS, M. H.; MARCH, A.; SALGADO, R.; MORAIS, M. M. Temporal and spatial variations of secchi depth and diffuse attenuation coefficient from Sentinel-2 MSI over a large reservoir. **Remote Sensing**, v. 12, n. 768, p. 26, 2020.

RODRIGUES, T.; ALCÂNTARA, E.; WATANABE, F.; IMAI, N. Retrieval of

Secchi disk depth from a reservoir using a semi-analytical scheme. **Remote Sensing of Environment**, v. 198, p. 213–228, 2017.

RODRIGUES, T.; MISHRA, D. R.; ALCÂNTARA, E.; ASTUTI, I.; WATANABE, F.; IMAI, N. Estimating the optical properties of inorganic matter-dominated oligo-to-mesotrophic inland waters. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 4, 2018.

ROESLER, C. S.; BOSS, E. S. In situ measurement of the Inherent Optical Properties (IOPs) and potential for Harmful Algal Bloom (HAB) detection and coastal ecosystem observations. In: BABIN, M.; ROESLER, C. S.; CULLEN, J. (Ed.). **Real-time coastal observing systems for marine ecosystem dynamics and harmful algal blooms: theory, instrumentation and modelling**. Paris: UNESCO, 2008. p. 153–206.

ROESLER, C. S.; PERRY, M. J. In situ phytoplankton absorption, fluorescence emission, and particulate backscattering spectra determined from reflectance. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, n. 95, p. 279–294, 1995.

ROTTA, L. H.; MISHRA, D. R.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N.; WATANABE, F.; RODRIGUES, T. K d(PAR) and a depth based model to estimate the height of submerged aquatic vegetation in an oligotrophic reservoir: a case study at Nova Avanhandava. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, 2019.

SATHYENDRANATH, S. **Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, watersreports of the International Ocean-Colour Coordinating Group**. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, v. 3, p. 1-145, 2000.

SATHYENDRANATH, S.; COTA, G.; STUART, V.; MAASS, H.; PLATT, T. Remote sensing of phytoplankton pigments: a comparison of empirical and theoretical approaches. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 2–3, p. 249–273, 2001.

SATHYENDRANATH, S.; PLATT, T. Analytic model of ocean color. **Applied Optics**, v. 36, n. 12, p. 2620, 1997.

SATHYENDRANATH, S.; PLATT, T.; CAVERHILL, C. M.; WARNOCK, R. E.; LEWIS, M. R. Remote sensing of oceanic primary production: computations

using a spectral model. **Deep Sea Research Part A, Oceanographic Research Papers**, v. 36, n. 3, p. 431–453, 1989.

SCHÖNBORN, W. **Lehrbuch der limnologie**. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers, 2003.

SHANG, S.; LEE, Z.; WEI, G. Characterization of MODIS-derived euphotic zone depth: Results for the China Sea. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 1, p. 180–186, 2011.

SHIKLOMANOV, I. A. **World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century**. Paris: UNESCO, 1998.

SINGER, M. B.; DUNNE, T. Modeling the influence of river rehabilitation scenarios on bed material sediment flux in a large river over decadal timescales. **Water Resources Research**, v. 42, p. W12415, 2006.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. Optical properties of the clearest natural waters (200-800 Nm). **Applied Optics**, v. 20, n. 2, p. 177–184, 1981.

SOPPA, M. A.; DINTER, T.; TAYLOR, B. B.; BRACHER, A. Satellite derived euphotic depth in the Southern Ocean: implications for primary production modelling. **Remote Sensing of Environment**, v. 137, p. 198–211, 2013.

STRAMSKI, D.; KIEFER, D. A. Optical properties of marine bacteria. **Spie**, v. 1302, p. 250–268, 1990.

STRAMSKI, D.; KIEFER, D. A. Light scattering by microorganisms in the open ocean. **Progress in Oceanography**, v. 28, n. 4, p. 343–383, 1991.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Berlin: Springer, 1993.

SULLIVAN, J. M.; TWARDOWSKI, M. S.; ZANEVELD, J. R. V.; MOORE, C. M.; BARNARD, A. H.; DONAGHAY, P. L.; RHOADES, B. Hyperspectral temperature and salt dependencies of absorption by water and heavy water in the 400-750 nm spectral range. **Applied Optics**, v. 45, n. 21, p. 5294–5309, 2006.

TASSAN, S.; FERRARI, G. M. A sensitivity analysis of the “Transmittance-Reflectance” method for measuring light absorption by aquatic particles. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 8, p. 757–774, 2002.

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; S. CABRAL, A.; SOARES, M.; LACERDA, D.; DOS SANTOS VERGILIO, C.; LOPES-FERREIRA, M.; LIMA, C.; THOMPSON, C.; DE REZENDE, C. E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135914, 2020.

THORTON, J. A.; STEEL, A.; RAST, W. Reservoirs. In: CHAPMAN, D. V. (Ed.). **Water quality assessment: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2. ed. London: CRC Press, 1996. p. 609.

TRANVIK, L. J.; DOWNING, J. A.; COTNER, J. B.; LOISELLE, S. A.; STRIEGL, R. G.; BALLATORE, T. J.; DILLON, P.; FINLAY, K.; FORTINO, K.; KNOLL, L. B.; KORTELAJINEN, P. L.; KUTSER, T.; LARSEN, S.; LAURION, I.; LEECH, D. M.; LEIGH MCCALLISTER, S.; MCKNIGHT, D. M.; MELACK, J. M.; OVERHOLT, E.; PORTER, J. A.; PRAIRIE, Y.; RENWICK, W. H.; ROLAND, F.; SHERMAN, B. S.; SCHINDLER, D. W.; SOBEK, S.; TREMBLAY, A.; VANNI, M. J.; VERSCHOOR, A. M.; VON WACHENFELDT, E.; WEYHENMEYER, G. A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6 pt. 2, p. 2298–2314, 2009.

TREISTMAN, F.; SILVA, W. L.; SANGY, P.; MACEIRA, M. E. Análise das correlações entre precipitações e vazões nas usinas hidrelétricas Três Marias e Itá. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2005, Brasília, DF. **Anais...** 2005.

TUNDISI, J. G. **Avaliação das condições físicas, químicas, biológicas e toxicológicas da Represa de Três Marias e do Rio São Francisco (Trecho**

Represa Três Marias – Rio Abaeté). São Carlos: IEEGA, 2005.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**, v. 500, p. 231–242, 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology**. Boca Raton: CRC Press, 2011.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Ed.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. [S.l.]: Kluwer Academic Press, 1993. p. 25–55.

TWARDOWSKI, M. S.; BOSS, E.; SULLIVAN, J. M.; DONAGHAY, P. L. Modeling the spectral shape of absorption by chromophoric dissolved organic matter. **Marine Chemistry**, v. 89, n. 1–4, p. 69–88, 2004.

VERMOTE, E. F.; TANRÉ, D.; DEUZÉ, J. L.; HERMAN, M.; MORCRETTE, J.-J. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6s: an overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 3, p. 675–686, 1997.

VERMOTE, E.; TANRÉ, D.; DEUZÉ, J. L.; HERMAN, M. Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum - Vector (6SV). **Spectrum**, n. 2, p. 1–55, 2006.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. [S.l.]: IWA Publishing, 2007a.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment**. [S.l.]: IWA Publishing, 2007b.

WANG, M.; SHI, W. The NIR-SWIR combined atmospheric correction approach for MODIS ocean color data processing. **Optics Express**, v. 15, n. 24, p. 15722–15733, 2007.

WANG, M.; SHI, W.; JIANG, L.; VOSS, K. NIR- and SWIR-based on-orbit vicarious calibrations for satellite ocean color sensors. **Optics Express**, v. 24,

n. 18, p. 20437, 2016.

WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N.; RODRIGUES, T.; BERNARDO, N. Estimation of chlorophyll-a concentration from optimizing a semi-analytical algorithm in productive inland waters. **Remote Sensing**, v. 10, n. 2, p. 1–18, 2018.

WATANABE, F.; MISHRA, D. R.; ASTUTI, I.; RODRIGUES, T.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. Parametrization and calibration of a quasi-analytical algorithm for tropical eutrophic waters. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 121, p. 28–47, 2016.

WATANABE, F. S. T. **Parametrization of bio-optical models for estimating chlorophyll-a concentration in tropical eutrophic reservoir**. 2016. 137p. Tese (Doutorado em Cartografia) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2016.

WETLABS. **Spectral absorption and attenuation meter (ac-s) user's guide.America: WET Labs Inc**Philomath, 2008. Disponível em: <www.wetlabs.com%0AUser's>.

WETZEL, R. G. **Limnology, lake and river ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. Berlim: Springer2000.

WILSON, R. T. Py6S: A Python interface to the 6S radiative transfer model. **Computers and Geosciences**, v. 51, p. 166–171, 2013.

WOODRUFF, D. L.; STUMPF, R. P.; SCOPE, J. A.; PAERL, H. W. Remote estimation of water clarity in optically complex estuarine waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 68, p. 41–52, 1999.

ZHANG, X.; HU, L. Estimating scattering of pure water from density fluctuation of the refractive index. **Optics Express**, v. 17, n. 3, p. 1671, 2009.

ZHU, Z.; WANG, S.; WOODCOCK, C. E. Improvement and expansion of Fmask algorithm: cloud, cloud shadow and snow detection fo Landsat 4-7, 8, and

Sentinel 2 images. **Remote Sensing of Environment**, v.159, p.269-277, 2015.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C. E. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v.118, p.83-94, 2012.

ANEXO A – PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Tabela A.1 – Resumo dos parâmetros analisados durante campanha de 2013.

Ponto	Chl-a [µg/L]	Feo [µg/L]	TSS [mg/L]	TSI [mg/L]	TSO [mg/L]	DTC [mg/L]	DIC [mg/L]	DOC [mg/L]	Profundidade Secchi [m]
P01	1.69	0.96	3.30	1.23	2.07	8.02	5.88	2.14	3.26
P02	2.51	0.82	3.27	1.20	2.07	7.90	5.93	1.97	4.62
P03	2.52	0.35	3.13	1.93	1.20	8.17	6.41	1.76	4.17
P04	2.95	0.35	3.77	2.45	1.32	7.64	5.82	1.82	3.40
P06	4.00	0.74	3.27	2.13	1.13	7.77	5.94	1.82	2.42
P07	4.73	0.43	7.95	1.70	6.25	7.68	5.99	1.69	2.02
P08	8.67	0.23	4.27	2.67	1.60	8.50	6.38	2.12	2.35
P10	13.22	0.46	2.77	2.20	0.57	8.90	6.19	2.71	1.65
P11	9.92	0.48	6.97	5.85	1.12	8.70	6.32	2.38	1.99
P12	10.68	0.67	3.57	1.47	2.10	7.85	5.61	2.24	1.70
P13	1.47	0.45	1.33	0.53	0.80	6.72	4.38	2.34	1.41
P15	7.11	0.16	2.50	1.40	1.10	7.94	5.84	2.09	2.74
P16	11.04	1.25	1.60	1.27	0.33	7.77	5.91	1.86	1.53
P17	6.42	0.56	2.40	1.60	0.80	7.60	5.74	1.85	2.84
P18	4.52	0.10	2.33	0.94	1.40	7.46	5.62	1.84	2.61
P19	5.98	0.28	3.53	2.82	0.72	7.91	6.52	1.39	2.93
P20	4.40	0.20	3.58	1.26	2.32	7.35	5.70	1.65	2.22
P22	3.72	0.72	3.33	2.13	1.20	7.91	5.43	2.48	1.79
P23	4.67	0.65	5.50	2.90	2.60	7.83	6.09	1.74	1.98
P24	2.47	0.17	3.33	2.33	1.00	6.66	4.76	1.90	1.96
P25	2.04	0.18	2.36	1.41	0.96	6.16	3.93	2.23	0.85
P26	1.17	0.63	6.41	3.50	2.91	8.30	7.37	0.93	0.50

Fonte: Adaptado de Ferreira (2014).

Tabela A.2 – Resumo dos parâmetros analisados durante campanha de 2019.

Ponto	Chl-a [µg/L]	Feo [µg/L]	TSS [mg/L]	TSI [mg/L]	TSO [mg/L]	DTC [mg/L]	DIC [mg/L]	DOC [mg/L]	Profundidade Secchi [m]	Vel. Vento [m/s]
TRM01	2.20	1.24	2.30	0.40	1.90	7.49	7.30	0.19	3.42	0.43
TRM02	2.69	0.46	1.00	0.30	0.70	8.18	7.52	0.66	3.56	0.90
TRM03	2.61	1.10	1.70	0.40	1.30	7.79	7.59	0.21	4.03	0.00
TRM04	1.71	1.53	6.67	1.00	5.67	7.60	7.38	0.22	3.05	0.60
TRM05	3.04	1.80	2.83	1.17	1.17	8.30	7.66	0.65	3.92	1.50
TRM06	3.74	0.69	3.90	1.70	2.20	8.74	7.87	0.87	4.42	0.17
TRM07	3.50	0.73	3.10	1.30	1.80	8.56	7.94	0.62	3.78	0.73
TRM08	5.70	1.45	4.10	1.80	2.30	8.25	7.91	0.34	3.22	1.00
TRM09	4.24	2.31	1.10	0.40	0.70	8.37	7.86	0.51	4.22	0.13
TRM10	3.73	1.14	0.70	0.20	0.50	8.78	7.97	0.80	3.99	1.07
TRM11	1.30	0.79	4.30	1.50	2.80	7.91	7.35	0.55	3.77	1.70
TRM12	1.21	0.62	4.60	2.40	2.20	7.71	7.27	0.44	3.57	0.53
TRM13	0.42	1.06	2.30	0.80	1.50	7.67	7.39	0.27	3.49	0.47
TRM14	1.45	0.63	1.80	0.30	1.50	7.75	7.33	0.42	2.91	2.20
TRM15	1.91	0.56	2.20	0.70	1.50	7.35	7.07	0.28	3.39	3.10
TRMA	0.99	3.00	1.67	0.83	0.83	8.07	7.19	0.88	3.11	0.00
TRMK1									3.84	1.07
TRMK2									4.36	0.73
TRMK3									3.60	0.00
TRMK4									2.81	1.77

Fonte: Produção do autor.

Tabela A.3 – Resumo dos parâmetros de CDOM para a campanha de 2013.

Ponto	Coeficiente de absorção CDOM [m^{-1}]					Slope [nm^{-1}]
	380 nm	400 nm	420 nm	440 nm	443 nm	
P01	0.92	0.6871	0.5151	0.3862	0.3699	0.0144
P02	0.62	0.4506	0.3298	0.2414	0.2304	0.0156
P03	0.58	0.4037	0.2800	0.1942	0.1838	0.0183
P04	0.56	0.3888	0.2686	0.1855	0.1755	0.0185
P06	0.73	0.5893	0.4739	0.3811	0.3688	0.0109
P08	1.02	0.8786	0.7593	0.6561	0.6419	0.0073
P10	0.88	0.6837	0.5314	0.4130	0.3977	0.0126
P11	0.96	0.7556	0.5943	0.4675	0.4510	0.0120
P12	1.02	0.7946	0.6213	0.4858	0.4682	0.0123
P13	1.44	1.1512	0.9202	0.7355	0.7112	0.0112
P15	0.87	0.6717	0.5169	0.3977	0.3824	0.0131
P16	0.87	0.6770	0.5283	0.4123	0.3972	0.0124
P17	0.95	0.7284	0.5560	0.4244	0.4076	0.0135
P18	0.74	0.5425	0.3971	0.2907	0.2774	0.0156
P19	0.95	0.7243	0.5518	0.4204	0.4036	0.0136
P20	0.93	0.7022	0.5307	0.4011	0.3846	0.0140
P22	0.93	0.6937	0.5170	0.3853	0.3687	0.0147
P23	2.11	1.5974	1.2122	0.9198	0.8825	0.0138
P24	1.03	0.7766	0.5834	0.4383	0.4199	0.0143
P25	3.58	2.7128	2.0585	1.5620	1.4987	0.0138
P26	2.25	1.7191	1.3150	1.0058	0.9662	0.0134

Fonte: Adaptado de Ferreira (2014).

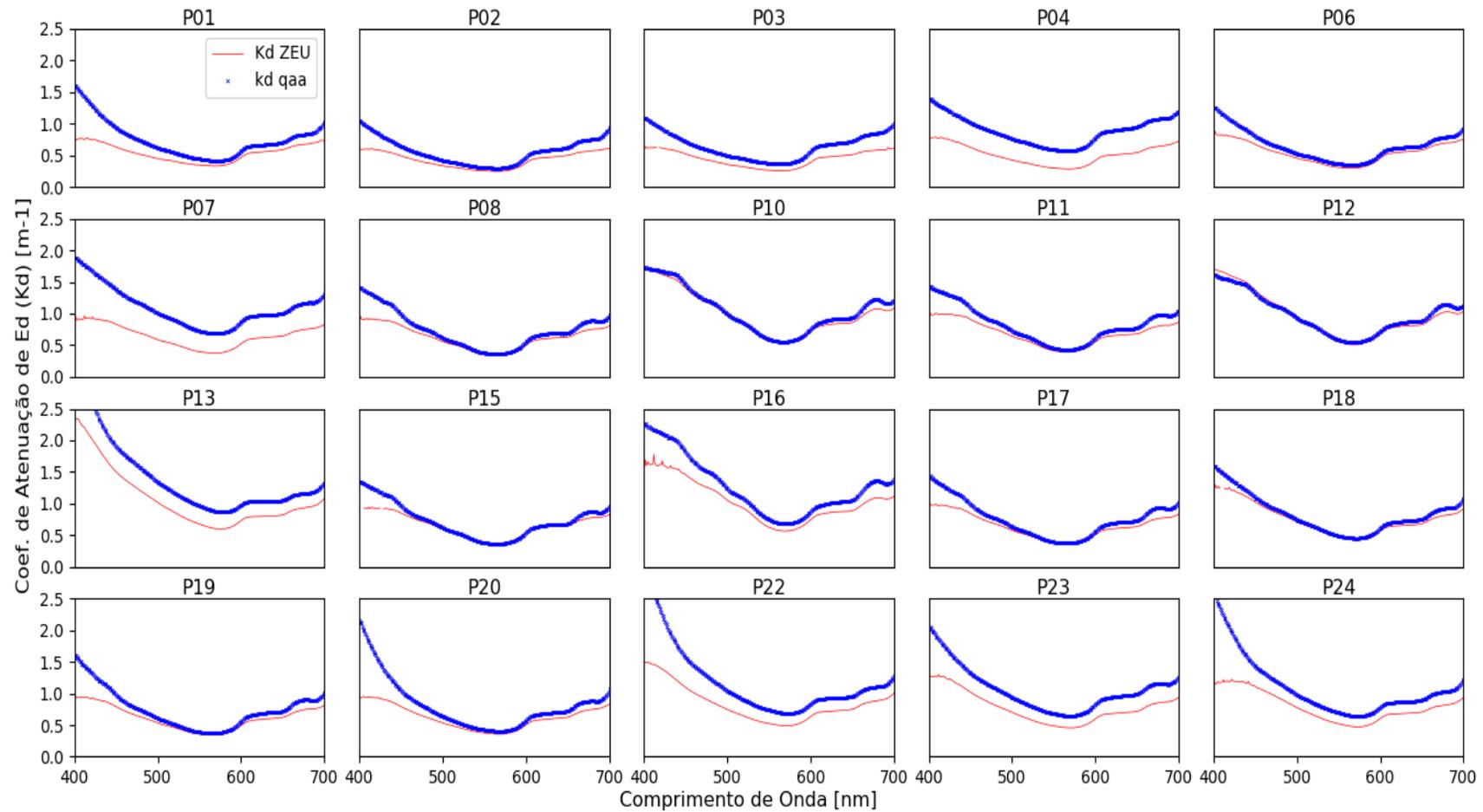
Tabela A.4 - Resumo dos parâmetros de CDOM para a campanha de 2019.

Ponto	Coeficiente de absorção CDOM [m^{-1}]					Slope [nm^{-1}]
	380 nm	400 nm	420 nm	440 nm	443 nm	
TRM01	0.78	0.5246	0.3516	0.2357	0.2220	0.0200
TRM02	0.75	0.5035	0.3389	0.2280	0.2149	0.0198
TRM03	0.75	0.5022	0.3381	0.2276	0.2145	0.0198
TRM04	0.84	0.5668	0.3836	0.2597	0.2449	0.0195
TRM05	0.88	0.5961	0.4039	0.2737	0.2581	0.0195
TRM06	0.82	0.5517	0.3701	0.2484	0.2339	0.0200
TRM07	0.79	0.5314	0.3568	0.2396	0.2257	0.0199
TRM08	0.77	0.5182	0.3481	0.2339	0.2204	0.0199
TRM09	0.78	0.5256	0.3542	0.2387	0.2249	0.0197
TRM10	0.83	0.5656	0.3832	0.2597	0.2449	0.0195
TRM11	0.77	0.5162	0.3461	0.2321	0.2186	0.0200
TRM12	0.69	0.4616	0.3083	0.2059	0.1938	0.0202
TRM13	0.65	0.4315	0.2881	0.1924	0.1811	0.0202
TRM14	0.63	0.4235	0.2831	0.1892	0.1781	0.0201
TRM15	0.61	0.4092	0.2742	0.1838	0.1731	0.0200
TRMA	0.93	0.6339	0.4317	0.2940	0.2775	0.0192

Fonte: Produção do autor.

ANEXO B – RESULTADOS K_d SIMULADOS

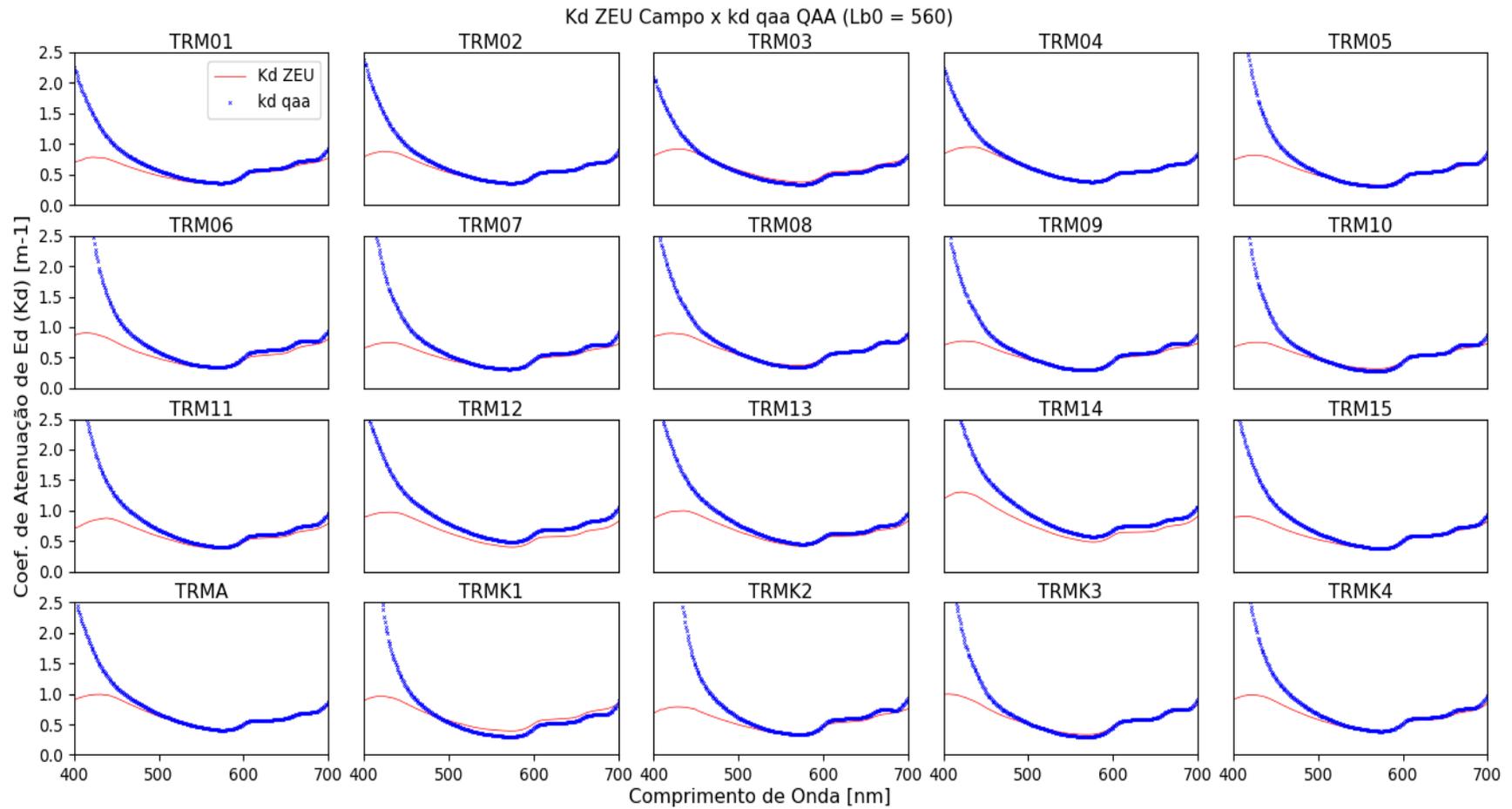
Figura B.1 – Comparação Kd simulado (QAA/Kd) e Kd *in-situ* para estações de campo (Campanha 2013).



Em azul Kd simulado com base nos dados de Rrs de campo; em vermelho Kd de referência medido e calculado com dados de campo.

Fonte: Produção do autor.

Figura B.2 – Comparação Kd simulado (QAA) e Kd *in-situ* para estações de campo (Campanha 2019).



Em azul Kd simulado com base nos dados de Rrs de campo; em vermelho Kd de referência medido e calculado com dados de campo.

Fonte: Produção do autor.

