



Universidade de Brasília – UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica - PPGGAG

**ANÁLISE DOS EFEITOS DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA EM IMAGENS MULTIESPECTRAIS  
ORBITAIS PARA ESTUDOS EM CORPOS D'ÁGUA INTERIORES**

Dissertação de Mestrado nº 205

*Gabriella Corrêa Segedi*

Brasília, Novembro de 2022



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica - PPGGAG

**ANÁLISE DOS EFEITOS DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA EM IMAGENS MULTIESPECTRAIS  
ORBITAIS PARA ESTUDOS EM CORPOS D'ÁGUA INTERIORES**

Dissertação de Mestrado nº 205

*Gabriella Corrêa Segedi*

Orientadora: Prof<sup>ª</sup> Rejane Ennes Cicerelli

Coorientadora: Prof<sup>ª</sup> Tati de Almeida

Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto de Geociências da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, na área de concentração em Geoprocessamento e Análise Ambiental.

Brasília, Novembro de 2022

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Ca            Corrêa Segedi, Gabriella  
              ANÁLISE DOS EFEITOS DA CORREÇÃO ATMOSFÉRICA EM IMAGENS  
MULTIESPECTRAIS ORBITAIS PARA ESTUDOS EM CORPOS D'ÁGUA  
INTERIORES / Gabriella Corrêa Segedi; orientador Rejane  
Ennes Cicerelli; co-orientador Tati De Almeida. -- Brasília,  
2022.  
              100 p.

              Dissertação(Mestrado em Geociências Aplicadas) --  
Universidade de Brasília, 2022.

              1. Qualidade da água. 2. Corpos d'água interiores. 3.  
Sensoriamento remoto. 4. Correção atmosférica. I. Ennes  
Cicerelli, Rejane, orient. II. De Almeida, Tati, co-orient.  
III. Título.

**Banca Examinadora**

---

**Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Rejane Ennes Cicerelli (IG/UnB)**

---

**Dr. Diogo Olivetti (IG/UnB)**

---

**Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Adriana Castreghini (UEL)**

**Dissertação apresentada na forma de artigo científico conforme Art. 35 do  
Regimento da Pós-graduação do Instituto de Geociências da Universidade de  
Brasília.**

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer primeiramente à minha família, em especial aos meus pais e irmãos, Eduardo José, Angélica, Eduardo e Leonardo, por sempre me apoiarem e acreditarem em mim, quando até eu mesma duvidava, e sempre se esforçaram para que eu tivesse totais condições e acesso à educação. Sou muito grata à todos vocês.

Às minhas orientadoras por toda paciência ao longo de todo o processo e percaussos, fazendo com que prevalecesse a vontade de seguir com o objetivo até o final. Guardo muito carinho e gratidão por todos os anos de convívio, desde a graduação até os dias de hoje, e por todo o conhecimento compartilhado nessa trajetória.

Ao professor José Vicente Elias Bernardi pelas excelentes explicações da análise estatística dos dados e pela grande contribuição durante a pesquisa e durante o semestre da disciplina de estatística.

Ao Mendes, motorista e barqueiro, que nos ajudou não só em toda a logística de campo como trouxe ensinamentos desde a graduação e que carregarei sempre comigo.

Agradeço também aos meus companheiros de trabalho que auxiliam nas etapas de desenvolvimento do estudo, companheirismo e conselhos: Cinthya Marinho, Lucélia, Paula Bianchini, Hikari Kobayashi, Vitória Rodrigues, Ítalo Ferreira, Fábio Ribeiro e Diogo Olivetti.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica pela infraestrutura e disciplinas ofertadas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida – Código de Financiamento 001. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

*"O que eu penso não muda nada além do meu pensamento.  
O que eu faço a partir disso muda tudo."*

Leandro Karnal

*"Você não sabe o quanto eu caminhei  
Pra chegar até aqui  
Percorri milhas e milhas antes de dormir  
Eu não cochilei  
Os mais belos montes escalei  
Nas noites escuras de frio chorei"*

Cidade Negra – A estrada

### **Resumo**

Sabe-se que a aplicação do sensoriamento remoto para estudos de qualidade da água, principalmente em corpos d'água interiores, é um grande desafio devido à

baixa resposta espectral desses alvos e das interferências na resposta espectral ocasionadas por alvos vizinhos e pela atmosfera. Contudo, com o auxílio das geotecnologias surge um nicho de possibilidades na manipulação e aquisição de dados orbitais. Um exemplo são os procedimentos de correção atmosférica, que atualmente prometem reduzir os efeitos atmosféricos em imagens orbitais com variadas propostas metodológicas. Assim, nesse estudo foram avaliadas as melhores técnicas de correção atmosférica disponíveis em aplicativos comerciais no intuito de diagnosticar as diferenças e detectar a técnica que mais se aproxima da resposta espectral de sensoriamento remoto obtida em campo. Para tanto foram realizados levantamentos de campo no dia da passagem de sensores orbitais em um corpo d'água contendo baixas concentrações de variáveis limnológicas, ou seja, com baixo sinal de detecção. No decorrer do estudo foram aplicados seis algoritmos de correção atmosférica que, a partir das análises estatísticas de análise discriminante e covariância foi possível determinar o algoritmo que garantiu a resposta espectral mais próxima do alvo natural e ainda qual algoritmo é melhor aplicado para análises que considerem mudanças na qualidade da água em uma janela temporal específica. Os algoritmos testados foram: FLAASH, 6S, L8SR, *Aquatic Reflectance* (USGS), ACOLITE e Sen2Cor, e desses o mais acurado em relação aos dados de Reflectância de superfície de referência coletados *in situ* foi o *Second simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S), segundo a análise discriminante realizada. No entanto, quando se trata de realizar análises considerando a variação temporal da qualidade da água, alguns algoritmos, ao realizarem as correções, mascaram quase toda a variabilidade da resposta espectral, então esses podem ser precisos, mas não são as melhores opções quando se busca entender as variações das concentrações dos Compostos Opticamente Ativos em corpos d'água interiores em baixas concentrações.

**Palavras-chave:** Qualidade da água; Corpos d'água interiores; Sensoriamento remoto; Correção atmosférica;

### **Abstract**

It is known that the application of remote sensing for water quality studies, especially in continental water bodies, is a major challenge due to the low spectral



response of these targets and the interferences of the atmosphere in the spectral response of the target. However, with the development of orbital sensors in relation to temporal, spatial, spectral and radiometric resolutions and the various atmospheric correction algorithms developed, the applicability of the remote sensing becomes an excellent option for detecting point contaminations that vary over time. Thus, during this study, six atmospheric correction algorithms were applied to determine which algorithm stems from the statistical analysis of discriminant analysis and covariance, which algorithm makes the spectral response of the target more accurate and which algorithm is best applied for analyses that consider changes in water quality in a specific time window. The algorithms tested were: FLAASH, 6S, L8SR, Aquatic Reflectance (USGS), ACOLITE and Sen2Cor v2.5.5, and of these the most accurate in relation to the reference surface reflectance data collected in situ was the Second simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S), according to the discriminant analysis performed. However, when it comes to performing analyses considering the temporal variation of water quality, some algorithms, when performing corrections, mask almost all the spectral response of water that is low, so these may be accurate, but are not the best options when trying to understand the variations of concentrations of Optically Active Compounds in inner water bodies.

**Keywords:** Water quality; Water bodies; Remote sensing; Atmospheric correction;

### **Lista de figuras**

Figura 1. Mapa de localização do Lago Paranoá localizado em Brasília, DF, contendo os pontos de coleta realizados durante os campos. Fonte: Elaborado pela autora. .44	.44
Figura 2. Fluxograma de atividades realizadas durante a pesquisa considerando etapas de coleta de dados in situ, préprocessamento e processamento das imagens orbitais, aplicação dos algoritmos de correção atmosférica e análise estatística dos dados. Os algoritmos são: 1) FLAASH; 2) 6S; 3) ACOLITE; 4) L8SR; 5) AR e 6) Sen2Cor. ....45	45
Figura 3. Disposição do conjunto de radiômetros hiperespectrais para aquisição dos dados de Irradiância (Ed), Radiância do céu (Ld) e Radiância da água (Lu). ....47	47
Figura 4. Imagens multiespectrais Landsat-8 em composição RGB para as datas de campo utilizadas durante a pesquisa e mostrando a diferença do efeito de sunglint na imagem do dia 04/10/2020 em comparação com as demais datas.....56	56
Figura 5. Fluxograma das análises estatísticas realizadas durante a pesquisa. ....58	58
Figura 6. Curvas espectrais obtidas durante as campanhas de campo realizadas...61	61
Figura 7. Espectros de Reflectância de sensoriamento remoto (Rrs) coletadas durante as campanhas de campo e reamostradas para os intervalos de banda do Landsat-8/OLI (a direita) e Sentinel-2/MSI (a esquerda).....63	63
Figura 8. Correlação das classes obtidas por meio da Análise Discriminante correlacionando os dados entre os principais eixos discriminantes (F1 e F2) para os algoritmos aplicados em imagens provenientes do Landsat-8/OLI nas respectivas datas de campo.....69	69
Figura 9. Correlação das classes obtidas por meio da Análise Discriminante correlacionando os dados entre os principais eixos discriminantes (F1 e F2) para os algoritmos aplicados em imagens provenientes do Sentinel-2/MSI nas respectivas datas de campo.....73	73

**Lista de tabelas**

Tabela 1. Vantagens e desvantagens dos métodos para realizar correção atmosférica .....	38
Tabela 2. Relação dos algoritmos de correção atmosférica com o modelo de correção proposto: físico ou relativo com base nos dados necessários para sua aplicação ...	39
Tabela 3. Datas de realização da coleta de dados in situ no Lago Paranoá, concomitante à passagem dos respectivos satélites, e quantidade de amostras realizadas por data.....	46
Tabela 4. Resoluções e comprimentos de onda respectivos de cada banda para os sensores OLI e MSI.....	49
Tabela 5. Algoritmos de correção atmosférica utilizados durante essa pesquisa e para quais imagens dos sensores foram aplicadas.....	50
Tabela 6. Parâmetros utilizados para a aplicação do FLAASH durante a correção atmosférica das imagens provenientes do Landsat-8 e Sentinel-2 para as datas de campo realizadas. ....	51
Tabela 7. Parâmetros de entrada para a aplicação do algoritmo 6S nas correções atmosféricas das imagens Landsat-8 e Sentinel-2 nas datas de campo realizadas. ....	52
Tabela 8. Parâmetros de entrada para aplicação do ACOLITE em imagens Landsat-8 e Sentinel-2 nas datas de campo realizadas.....	53
Tabela 9. Parâmetros similares utilizados durante a aplicação dos algoritmos de correção atmosférica.....	55
Tabela 10. Síntese das variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas coletadas no reservatório DO Lago Paranoá durante as campanhas de campo do estudo realizado.....	65
Tabela 11. Correlações canônicas dos dados de Reflectância de sensoriamento remoto obtido através da aplicação de algoritmo de CA para as principais bandas que mostram a resposta espectral da água para cada satélite. ....	68
Tabela 12. Valores do Teste t para identificação das variáveis dependentes significativas ( $Pr < 0,005$ ), considerando aplicações das correções em imagens Landsat-8/OLI.....	75
Tabela 13. Valores do Teste t para identificação das variáveis dependentes significativas ( $Pr < 0,005$ ), considerando aplicações das correções em imagens Sentinel-2/MSI.....	76

Tabela 14. Correlação linear de Pearson entre as Rrs coletadas in situ e as reflectâncias obtidas através da correção atmosférica e correção de sunglint para cada banda do Landsat8/OLI .....	80
Tabela 15. Correlação linear de Pearson entre as Rrs coletadas in situ e as reflectâncias obtidas através da correção atmosférica e correção de sunglint para cada banda do Sentinel-2/MSI .....	81

## **SUMÁRIO**

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2. OBJETIVO.....</b>	<b>17</b>
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>18</b>

3.1	Ambientes aquáticos continentais Brasileiros .....	19
3.1.1	Qualidade da água e Características Limnológicas .....	22
3.2	Sensoriamento Remoto no monitoramento de qualidade de corpos d'água interiores.....	27
3.2.1	<i>Sensores remotos aplicados ao monitoramento da qualidade da água</i> .....	29
3.3	Fatores limitadores para a obtenção da reflectância de superfície da água .....	31
3.4	Correção atmosférica .....	34
3.4.1	Grandezas radiométricas .....	35
3.4.2	Modelos de correção atmosférica .....	37
<b>4.</b>	<b>PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS .....</b>	<b>42</b>
4.1	Características da área teste para aplicação das correções atmosféricas.....	42
4.2	Aquisição de dados in situ .....	45
4.2.1	Reamostragem espectral da radiometria de campo.....	48
4.2	Algoritmos de Correção Atmosférica utilizados na pesquisa.....	50
4.3	Correção de efeito especular (sunglint).....	56
4.4	Tratamento dos dados e análise estatística.....	58
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>61</b>
5.1	Análise dos espectros de reflectância obtidos em campo e Análise da resposta espectral obtida por meio das imagens orbitais Landsat8/OLI e Sentinel-2 corrigidas atmosféricamente .....	61
5.2	Análise estatística das Reflectâncias de sensoriamento remoto (Rrs).....	66
5.2.1	Análise discriminante da Rrs corrigida .....	67
5.2.2	Análise de covariância para variação temporal da Rrs .....	74
5.2.3	Análise de correlação entre os dados de reflectância de sensoriamento remoto após correção do efeito especular e dados radiométricos coletados em campo .....	78
5.3	Artigo a ser submetido a Revista Brasileira de Cartografia.....	82
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>83</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>86</b>
	<b>ANEXO I – Artigo Científico.....</b>	<b>101</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Entre os alvos estudados por meio do sensoriamento remoto (SR), a água representa um objeto de estudo com alto grau de complexidade devido às suas

propriedades ópticas (Li, et al., 2017; Li, et al., 2021; Najafzadeh, et al., 2021), sendo convencionalmente estudada com a ajuda de estações hidrológicas e análises pontuais amostradas e testadas em laboratório (Palmer, et al., 2015; Kutser, et al., 2017).

Sucedese que por ser um alvo com reflectância variando entre 4% a 5%, podendo alcançar valores ainda menores em se tratando de águas continentais com baixa concentração de Compostos Ópticamente Ativos (COAs) (Bernardo, et al., 2017; Wang, et al., 2019; Warren et al., 2019), como fitoplâncton, material em suspensão e matéria orgânica dissolvida, que são fundamentais na análise de qualidade da água, é desafiadora a análise de qualidade da água por meio de ferramentas do SR, pois somado à baixa reflectância, diversos efeitos podem impactar e interferir nos resultados de análise da superfície da água, tais como: Reflexão especular (Steinmetz et al., 2011); Wang & Bailey, 2001; Harmel, et al., 2018), mistura espectral por alvos vizinhos (De Keukelaere, et al., 2018), efeitos de espalhamento (Meneses, et al., 2012), entre outros.

Subentende-se que um dos pilares para a análise de qualidade da água por meio do SR é a aplicação de algoritmos de correção atmosférica (CA), para que dessa forma sejam removidos os efeitos de atmosfera dos parâmetros de qualidade a serem utilizados e obtenha-se a recuperação precisa e acurada da reflectância da água. Em águas oceânicas, de acordo com Grupo de Coordenação da cor do Oceano (IOCCG), as correções atmosféricas possuem maior eficácia (IOCCG, 2010) em comparação com as correções aplicadas em águas interiores e costeiras, que ainda contém incertezas e limitações com relação às sutis variabilidades das concentrações dos COAs em corpos d'água continentais (Pahlevan, et al., 2020).

Apesar dos obstáculos, o estudo de qualidade da água por meio do SR encontra-se difundido, as imagens fornecidas gratuitamente com resoluções espaciais na casa de dezenas de metros pela NASA, Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), Programa Landsat e pelos Serviços Copernicus Sentinel-2 cooperaram para o desenvolvimento de aplicações para corpos d'água interiores, como lagos e rios.

Dessa forma, diversos algoritmos de CA foram desenvolvidos para obter as reflectâncias aquáticas a partir de imagens orbitais. Sendo possível observar se entre os algoritmos existem diferenças significativas (Sriwongsitanon, et al., 2011; Bernardo, et al., 2017; Vanhellemont, et al., 2019; Renosh, et al., 2020; Soomets, et al., 2020; Pereira-Sandoval, et al., 2019; Maciel, et al., 2022; Pan, et al., 2022).

Outro ponto a ser destacado é que o SR auxilia na problemática das análises de qualidade por permitir uma visão sinóptica do ambiente. Por meio das coletas pontuais de amostras nos corpos d'água, não há frequência e distribuição espacial adequada para identificar a variabilidade da qualidade da água, assim como não são a forma mais eficaz de identificar as entradas das águas pluviais ao longo das margens dos lagos e reservatórios (Gholizadeh, et al., 2016; Melesse, et al., 2016; Reddi, et al., 2016).

Como consequência dos diversos tipos de corpos d'água com propriedades ópticas e disposição espacial única, são diversos os métodos desenvolvidos para realizar as correções atmosféricas a depender do satélite e resoluções exigidas. Alguns dos exemplos de CAs disponíveis em aplicativos comerciais que podem ser citados e foram utilizadas na presente pesquisa são: FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*), 6S (*Second Xulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*), ACOLITE e Sen2Cor v2.5.5. Que são de fácil acesso para melhor aplicabilidade e utilização da metodologia. Acredita-se que a capacidade de correção e detecção dessas técnicas sofre alterações a medida que o sinal que chega no sensor é reduzido, ou seja, no caso de corpos d'água com baixas concentrações de Componentes Ópticamente Ativos. Consequentemente há uma variação na sensibilidade de detecção do alvo em função da técnica de correção atmosférica utilizada. Nesse caso é importante avaliar se a técnica de correção atmosférica interfere também na qualidade da resposta espectral do alvo.

Para que de fato fosse testada a finalidade dos algoritmos em ambientes com baixas concentrações de COAs e variabilidades pontuais em relação a qualidade, era necessário obter um corpo de água interior com características semelhantes às descritas acima e que fosse possível ter controle dos dados de reflectância a serem



obtidos em campo, evitando ao máximo as interferências nos dados a serem coletados.

Em se tratando da pesquisa em questão, optou-se por utilizar o Lago Paranoá, em Brasília, para a aplicação das metodologias de correção atmosférica devido às características limnológicas do mesmo serem favoráveis à hipótese de estudo, já que a ideia é utilizar um corpo d'água com baixa reflectância e com resposta espectral concentrada na região do azul, que sofre mais interferências atmosféricas, e é imprescindível realizar a correção atmosférica.

## **2. OBJETIVO**

Considerando que o Lago Paranoá é um corpo d'água com baixo sinal devido às baixas concentrações de Compostos Opticamente Ativos (COAs) e que os algoritmos de correção atmosférica selecionados são aplicados para corrigir efeitos atmosféricos principalmente em alvos afetados por esses efeitos, o objetivo principal dessa pesquisa consiste em avaliar diferentes técnicas de correção atmosférica em ambiente aquático com baixa concentração de COA.

A partir do objetivo principal da pesquisa faz-se necessário buscar os seguintes objetivos específicos:

- Aplicação de algoritmos de correção atmosféricas em imagens Landsat-8 e Sentinel-2 com passagem pelo Lago Paranoá concomitante à realização da campanha de campo para garantir padronização na análise estatística dos algoritmos aplicados;
- Analisar a relação estatística e a significância dos dados corrigidos atmosféricamente com os dados de reflectância coletados *in situ*, aplicando métodos estatísticos de análise discriminante e análise de covariância;
- Determinar o melhor método de CA a partir da análise estatística discriminante considerando as situações do ambiente aquático descrito para o Lago Paranoá, de forma a identificar a acurácia e precisão de cada algoritmo aplicado para as imagens Landsat-8 e Sentinel-2;

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### 3.1 *Ambientes aquáticos continentais Brasileiros*

Águas oceânicas e águas continentais diferem em relação a composição dos constituintes presentes em suas respectivas colunas d'água. Devido as características próprias das águas de cada ambiente, Morel e Prieur (1977) caracterizam as águas em dois tipos distintos: Tipo 1 – propriedades ópticas diretamente relacionadas a concentração de fitoplâncton na coluna d'água e presença de CDOM, características de águas predominantemente oceânicas; Tipo 2 – os compostos presentes em sua coluna d'água são mais complexos, pois essas variáveis biofísicas têm maior influência nas propriedades ópticas desse tipo de água, que é típico de ambientes continentais.

A expressão “ambientes aquáticos continentais” é aplicada para estampar os recursos hídricos da superfície do continente terrestre, como por exemplo, lagos e lagoas, que têm características diversificadas quando analisadas as propriedades físicas, químicas e ópticas (Ogashawara, et al., 2017).

Sabe-se que esse tipo de sistema aquático tem grandes variações quando se trata de analisar a qualidade da água em uma determinada janela temporal e espacial, devido à sua exposição ao ambiente que o envolve. Assim, corpos d'água interiores são afetados diretamente por fatores socioeconômicos, uso e ocupação do solo ao seu redor, condições inerentes ao clima, entre outros (Acreman, et al., 2004).

Com o crescimento populacional e aumento do uso e cobertura do solo por atividades antrópicas, a demanda pelo fornecimento de água potável aumentou de forma expressiva no decorrer da última década (Sales, et al., 2014). O desenvolvimento desordenado de áreas urbanas está diretamente ligado à qualidade da água dos mananciais de abastecimento, dos usos múltiplos do recurso hídrico e das doenças provenientes do consumo de água contaminada.

Um exemplo dos impactos das atividades antrópicas na qualidade de água dos reservatórios foi o extremo evento que ocorreu em Novembro de 2016 no Lago

Paranoá, Brasília-DF. Desde 1993 as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) estão concluídas e em funcionamento. No entanto, mesmo com as medidas adotadas, ocorreu o evento de explosão de crescimento de algas que alcançou até o afluente do Riacho fundo, Pontão do Lago Sul e áreas próximas às pontes das garças e Honestino Guimarães (Alves, et al., 2016; Correio Braziliense, 2016), mostrando que a medida em que a cidade estava se desenvolvendo ao redor do Lago a qualidade da água era impactada, ou seja, as medidas adotadas não foram suficientes para acompanhar o desenvolvimento e sanar os efeitos negativos que isso traria para o processo de eutrofização do manancial público. Ademais, levantamentos como o realizado pelo trabalho Baptista & Fonseca (2018) mostram que as concentrações das cianobactérias no Lago estão acima do nível estipulado pela Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011, exigindo então a criação de um monitoramento robusto para entender a causa raiz do problema.

Um exemplo bastante conhecido das ações antrópicas na qualidade da água é o Reservatório hidrelétrico de Barra Bonita (RHBB) é a primeira das seis barragens que compõem o Rio Tietê, situado no médio curso do rio e localizado no estado de São Paulo (Watanabe, et al., 2018). Com uma área inundada que contempla mais de 300 km<sup>2</sup> e cota variando de 439 a 451 m (Watanabe, et al., 2018). Caracterizada como altamente eutrofizada como resultado do elevado aporte de águas residuais originadas da região metropolitana de São Paulo (Matsumura-Tundisi, 2005), em outras palavras, sofre grande influência de ações antrópicas. O tempo de residência da água na RHBB varia de 30 a 180 dias, e de acordo com Prado (2015), a constante descarga de esgoto na água somada ao tempo de residência torna a região propícia para proliferação de algas, que se agravou em 2014 devido a uma seca extrema na região.

Esse clima é caracterizado por ter períodos de chuvas irregulares ao longo do ano e predomínio de temperaturas elevadas. Ocasionalmente em um solo tipicamente cristalino que prejudica a disponibilidade de água subterrânea assim como sua qualidade pelo acúmulo de sais típico dos solos da região, promovendo a cultura de criação de reservatórios, açudes, barragens, entre outros, para poder usufruir do recurso hídrico em períodos de estiagem (De Araujo, et al., 2004).

Porém, as transformações causadas no ecossistema para a criação dos reservatórios têm impacto direto no comportamento da qualidade da água de rios, lagos e lagoas (Bucci, et al., 2014). A alteração do fluxo de água acarreta em um maior tempo de permanência da água e maior taxa de sedimentação, proporcionando as condições favoráveis para o processo de eutrofização.

Outro contexto em que pode ser comentado com relação às interferências na qualidade da água são os reservatórios de água do Nordeste do Brasil, que devido às condições climáticas e ações antrópicas realizadas para mitigação da escassez de água tem impacto direto nas concentrações de nutrientes dos reservatórios. Quando considerada toda a região do semiárido tem-se um total de 1 milhão de km<sup>2</sup>, ou seja, mais de 80% da região nordeste é representada pelo clima semiárido (Teixeira, 2016).

Ambos os exemplos citados anteriormente contribuem para o entendimento das ações antrópicas e como as mesmas interferem nas concentrações de nutrientes dos reservatórios aquáticos, e conseqüentemente, na qualidade da água do recurso hídrico. Dessa forma, pode ser observado que processos de monitoramento robustos, que garantam a aquisição das informações contínuas dos corpos d'água, que sejam de fácil acesso e permitam alta aplicabilidade são fundamentais para que esses conhecimentos sirvam de subsídio para estabelecer processos de monitoramento de qualidade da água.

Por estarem diretamente relacionados com as características do ambiente que os envolvem, os corpos d'água têm um comportamento dinâmico, variando no espaço e no tempo (De Castro et al., 2018), o que torna imprescindível o monitoramento dos indicadores de qualidade da água conforme a resolução CONAMA nº 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Dentre os diversos impactos que um ambiente antropizado pode causar na qualidade dos mananciais públicos, de acordo com Dudgeon et al., (2006), estão o aumento da concentração de nutrientes na coluna d'água e maior concentração de matéria orgânica, de microorganismos e de sólidos em suspensão, que

constantemente precisam ser monitorados considerando a distribuição espacial dos nutrientes e respectivas sazonalidades, garantindo a qualidade da água do manancial a ser utilizado.

De forma mais detalhada, as ações relacionadas ao desenvolvimento de cidades próximas aos mananciais têm impacto direto no próprio reservatório mas também com a utilização das respectivas bacias hidrográficas como um todo.

As bacias hidrográficas têm como definição ser a área drenada de um rio ou determinada região com um sistema fluvial que de acordo com as precipitações que ocorrem acabam formando cursos d'água ou infiltrando no solo (Furlan, et al., 2016), ou seja, todo o fluxo de água que flui pela bacia hidrográfica e tem relação direta com o uso e cobertura do solo impacta no estuário e afluentes dos rios e córregos.

Segundo relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) emitido em 2018, existe a previsão de que em 2050 a escassez de água afetará 5 bilhões de pessoas. Isso se deve às mudanças climáticas que estão ocorrendo, situações sociais e culturais que diferem entre regiões e poluição dos recursos hídricos que impacta na conservação da qualidade da água disponível nos mananciais. Caso esses fatores passíveis de serem controlados não tenham um monitoramento constante, esse é o panorama para a disponibilidade hídrica.

Além disso, de acordo com o levantamento da Agência Nacional de Águas (ANA) de 2019, a carência de utilização desse tipo de recurso hídrico para atendimento das necessidades antrópicas irá aumentar mais de 20% até o ano de 2030. Ou seja, aliando os fatos de que a qualidade da água nesse tipo de reservatório tem alta variabilidade, quando se trata de qualidade, e de que existe um crescente número em relação aos eventos de eutrofização no decorrer dos últimos anos (Sale, et al., 2014) torna-se imprescindível e com caráter de urgência o monitoramento de corpos d'água interiores.

### *3.1.1 Qualidade da água e Características Limnológicas*

A ciência que estuda corpos d'água continentais como um todo, Limnologia, cita diversos parâmetros que estão concatenados com o estudo de qualidade da água, são eles: parâmetros limnológicos, hidrológicos, biológicos e químicos (Machado, et al., 2022).

Os fatores ambientais que interferem na variabilidade limnológica são: oxigênio dissolvido (OD), carbono orgânico, nitrogênio, fósforo, enxofre, comunidade fitoplanctônica, eutrofização artificial, potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (UNT), condutividade ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) e temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ). Conhecido por ser um dos principais processos que degradam a qualidade da água, a eutrofização consiste em um dos principais riscos ocasionados por atividades antrópicas, acarretando o aumento da concentração de nutrientes como fósforo e nitrogênio (Malone, et al., 2020).

O impacto desses fatores em corpos d'água interiores são diversos e a inter-relação entre eles tem importante papel para a interpretação dos processos de eutrofização. A seguir serão descritos como alguns dos fatores são relacionados com os parâmetros de qualidade da água.

O oxigênio dissolvido, dentre os gases que também estão dissolvidos na coluna d'água, está diretamente relacionado com o  $\text{O}_2$  adicionado ao sistema e o seu consumo por parte dos organismos vivos, sendo o mais importante na análise de ambientes aquáticos (Arora, et al., 2017). A solubilidade do oxigênio na coluna d'água é correlacionada com os fatores físicos de pressão e temperatura, logo, é imprescindível que esses parâmetros sejam avaliados em conjunto, já que com o aumento da temperatura o OD tende a diminuir e corpos d'água inseridos em climas tropicais, por exemplo, tendem a ter menos  $\text{O}_2$  disponível (Esteves, 1998). Outro fator com impacto direto na disponibilidade de OD em corpos d'água é o processo de eutrofização, que fora de controle, favorece a concentração em excesso de algas que quando decompostas em quantidades elevadas diminuem o OD na coluna d'água (Mallin, et al., 2006).

O carbono orgânico observado em ambientes continentais, de acordo com Esteves (1998) pode ser agrupado nas seguintes categorias: carbono orgânico detrital e

carbono orgânico particulado da biota (COP-biota) que, em conjunto, formam o carbono orgânico total (COT). Sendo que o carbono orgânico detrital pode ainda ser subdividido em carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado detrital (COP-detrital). O COD é relacionado à decomposição de animais e plantas presentes na coluna d'água e por ser o fator que mais concentra carbono em águas continentais (Kirk, 2011). Em tese, o COD tem dois principais impactos em ambientes aquáticos: Fornece energia para algas e bactérias, e atua como agente de interferência na fotossíntese dos organismos aquáticos (Esteves, 1998). O COD em si não é um composto opticamente ativo, mas está associado com a matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM), associada ao ciclo do carbono e obtida através da sua decomposição, e essa pode ser analisada por meio de técnicas de sensoriamento remoto (SR) que na última década mostrou grande interesse nesse parâmetro de controle de qualidade (Barbosa, 2019; Kutser, et al., 2017; Bauer, 2015).

O elemento químico Nitrogênio compõe mais de 70% do volume total do ar e auxilia na formação de proteínas que são um dos componentes básicos disponíveis para a biomassa presente na coluna d'água. São diversas as formas que podemos encontrar o nitrogênio em ambientes aquáticos, no entanto é somente a partir da transformação do íon de amônia ( $\text{NH}_3$ ) que é feita a fixação desse elemento químico. E a depender se o elemento está em sua forma reduzida ou oxidada pode fornecer informações com relação a variação temporal dos poluentes atuantes no processo de eutrofização da água, por exemplo, nitrogênio em sua forma reduzida indica presença de poluentes mais recentes e em sua forma oxidada indica presença de poluentes mais antigos (Esteves, 1998). Quando relacionado com as ações antrópicas o ciclo do nitrogênio sofre grande interferência dessas ações, principalmente pelo impacto de fertilizantes que aumentou e alterou seu ciclo biogeoquímico no decorrer dos anos, causando a aceleração de processos de eutrofização (Gao, et al., 2019; Suddick, et al., 2013).

O fósforo tem sido apontado por estudos recentes como o principal elemento relacionado à eutrofização artificial em corpos d'água continentais (Haque, 2021; Pu, et al., 2021). São diversas as formas que o fósforo é encontrado nas colunas d'água, mas, como forma de agrupar todos os grupos será utilizada a denominação fosfato total, que engloba: fosfato particulado (P - particulado), fosfato orgânico dissolvido (P



- Orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P - total dissolvido). O Fosfato pode ser originário de diversas fontes, sendo ela natural ou não, e em se tratando da eutrofização artificial temos as seguintes fontes que podem acarretar na deteriorização da qualidade da água e aumento do fosfato na coluna d'água: esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. A concentração de fosfato está conexa com corpos d'água ricos em fitoplâncton, são diretamente proporcionais, devido ao fato do fosfato ser imprescindível para o crescimento de algas (Esteves, 1998).

O potencial hidrogeniônico (pH) é o que resulta da relação entre os íons de  $H^+$  e  $OH^-$  quanto em solução. A diminuição do pH, ou seja, a acidificação do ambiente aquático tem como principais agentes os lançamentos de efluentes industriais, assim como o escoamento de águas superficiais provenientes dos cursos d'água ao longo da bacia hidrográfica que podem ter interferência de fatores como ácido sulfúrico proveniente da mineração (Rufo, et al., 2011). Para os casos em que ocorre o aumento do pH, ou seja, a alcalinização do corpo d'água, existe a predominância de fatores naturais que contribuem para esse cenário, como por exemplo, fotossínteses das plantas presentes na coluna d'água, litologia presente na região que fornece o substrato ou a inserção dos corpos aquáticos em terrenos cársticos com abundância de íons de bicarbonato (Esteves, 1998; Rufo, et al., 2011).

A temperatura, parâmetro abiótico físico, tem associação direta com a intensidade, duração e frequência com que ocorrem as explosões de algas em ambientes aquáticos, de acordo com os trabalhos de O'Reilly et al, (2015), Paerl et al (2016) e Mahdiyan, et al, (2021). Logo, sabendo dessa correlação é possível fazer uso dos compostos opticamente ativos e analisa-los através de técnicas de sensoriamento remoto para fazer os levantamentos das informações de forma direta e indireta.

Os modelos para análise de qualidade da água através do SR desenvolvidos atualmente, já têm peculiaridades que são produzidas especificamente para aplicação desses em ambientes com águas continentais. Para entender de forma mais concisa a dinâmica entre as respostas obtidas pelos sensores orbitais e a interação da REM

com os constituintes da coluna d'água, é preciso analisar quais são as principais variáveis biofísicas que afetam esse fenômeno.

Quando se trata de aplicar as técnicas do sensoriamento remoto aos sistemas aquáticos os principais parâmetros observados são: Compostos Opticamente Ativos (COAs): Sólidos Suspensos Totais (TSS), Clorofila-a e Matéria Orgânica Colorida Dissolvida (CDOM), conforme alguns trabalhos já realizados na aplicação do SR para determinar qualidade de corpos aquáticos (Oppelt, et al. 2016; Sayers,2019; Al-Shaibah et al. 2021) e que são estudos relacionados à Teoria de Transferência Radiativa, formando sua base conceitual empregada até hoje (Barbosa, et al., 2019). Vale ressaltar que existem outras formas de estimar os COAs, como por exemplo, os modelos bio-ópticos utilizados por Carvalho (2021) e Wang (2022).

A comunidade fitoplanctônica é composta por fitoplânctons que são organismos de escala microscópica, opticamente ativos e estão presentes na coluna d'água. O que os torna fotossintetizantes é o pigmento Clorofila-a (Chl-a) que é utilizado como um parâmetro para detecção da concentração de biomassa e nível trófico do corpo aquático (Markogianni et al., 2020), e abre um leque de opções para aprimorar o monitoramento de qualidade da água por meio do sensoriamento remoto. A distribuição da comunidade fitoplanctônica em um ambiente lacustre ocorre de forma heterogênea, isto significa que ocorre tanto ao longo da coluna d'água com um comportamento de distribuição vertical, quanto ao longo da superfície, situação em que predomina a distribuição horizontal (Esteves, 1998).

Os fitoplânctons contém um pigmento fotossintetizante denominado Chl-a, sendo este o mais importante e comumente utilizado para a determinação da componente fitoplanctônica (Bukata et al., 1995). O pigmento fotossintetizante Chl-a ocasiona uma resposta espectral típica para altas concentrações desse composto, como por exemplo, maior absorção próximo ao comprimento de onda de 400nm e entre 660nm a 680nm, e pico de reflectância em torno de 550nm e entre 700nm a 725nm (Rundquist et al., 1995; Kirk, 2011).

A matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) é composta por moléculas dissolvidas provenientes da decomposição de fauna e flora e da própria atividade

biológica presente na coluna d'água (deterioração de fitoplâncton e zooplâncton) (Kirk, 2011; Barbosa, 2019). Em relação aos demais COAs, a MOD é a mais complexa para obtenção de dados a partir do sensoriamento remoto, devido ao fato de que esse constituinte apenas absorve a radiação eletromagnética. Ou seja, a medida em que aumenta a concentração desse constituinte no corpo d'água ocorre um decaimento da absorção em comprimentos de onda próximos a região do visível e início do infravermelho próximo (Bukata et al., 1995).

Os Sólidos Suspensos Totais (TSS) constitui o conjunto das partículas orgânicas e inorgânicas que estão suspensas na coluna de água (Matthews, 2011). Está diretamente relacionado com o transporte de sedimentos e com a claridade da água, sendo um importante fator para indicar a qualidade da água. Em relação ao comportamento espectral é complexa a tarefa de delimitar os valores de reflectância para os TSS, pois esses sofrem a influência do espalhamento e absorção dos particulados orgânicos e inorgânicos. Contudo, a presença de TSS pode ser associada com um aumento da reflectância em toda a faixa do visível e do infravermelho próximo, com valores mais expressivos nos maiores comprimentos de onda (região de menor absorção por parte dos fitoplânctons e MODC quando comparado com as respostas espectrais da água pura) (Jensen, 2009).

### *3.2 Sensoriamento Remoto no monitoramento de qualidade de corpos d'água interiores*

Sabe-se que é possível obter informações de um objeto distante usufruindo de instrumentos de sensoriamento remoto. Para tal, é preciso ter uma quantidade mínima de variáveis biofísicas ou híbridas, para obter as informações desejadas (Jensen, 2009).

Para entender a relação entre os alvos e o sensoriamento remoto é preciso compreender os aspectos que envolvem a espectrorradiometria, uma técnica que permite avaliar a radiação eletromagnética (REM) antes e após a interação com o material de interesse (Meneses et al., 2019).

Tendo a vista a relação do SR com os alvos a serem estudados, a aplicabilidade da ferramenta para estudos de qualidade iniciou-se na década de 1960 com foco em águas oceânicas, que a considerar pelas resoluções espacial e espectral dos sensores disponíveis da época, e pelas características espaciais do corpo d'água não tinha tantas limitações para a aplicação do sensoriamento remoto para o monitoramento de qualidade em comparação com os corpos d'água continentais (Jerlov, 1968).

Mesmo as primeiras aplicações em águas oceânicas, as técnicas utilizadas baseavam-se nos princípios da Transferência radiativa, que ainda hoje é utilizada para compreender e quantificar parâmetros de qualidade de água, sejam oceânicas ou continentais (Barbosa, et al., 2019). Incluindo medidas da concentração de: matéria Orgânica Colorida Dissolvida (CDOM), Sólidos Suspensos Totais (TSS), temperatura de superfície da água e, principalmente, Clorofila-a (Chl-a).

A equação de transferência radiativa (ETR) serve como base para as premissas de que as características de um campo de luz são determinadas unicamente pelas propriedades inerentes de águas naturais (*inherent optical properties*, IOPs) que incluem coeficiente de espalhamento, atenuação e absorção, função de espalhamento e fase, e albedo de espalhamento (Barbosa, et al., 2019).

Uma das fontes naturais da REM é o Sol, no entanto, a intensidade da sua energia radiante decai consideravelmente para comprimentos de onda maiores que  $1\mu\text{m}$ , o que torna a região do visível ( $0,45\mu\text{m}$  a  $2,5\mu\text{m}$ ) a mais útil para o sensoriamento remoto (Meneses, et al., 2012) já que os dois processos ópticos que ocorrem na incidência de luz na água é a absorção e o espalhamento de fótons.

A absorção da REM e o espalhamento são dois parâmetros que independem da distribuição angular em que o campo de luz incide sobre o alvo, dependendo exclusivamente das substâncias que estão presentes na coluna d'água (Kampel, et al., 2009). Dessa forma, é importante destacar dois conceitos que interferem diretamente na interação da REM com os compostos presentes no corpo hídrico, são elas: Propriedades ópticas inerentes (POIs) e Propriedades ópticas aparentes (POAs).

As POIs compõem as substâncias da água independentemente do campo de luz enquanto a partir das POAs é possível medir as variações que o campo de luz incidente sobre o corpo hídrico sofre, sendo diretamente afetado pelas POIs e pelas condições ambientais (Barbosa, et al., 2018).

As propriedades ópticas inerentes, por dependerem exclusivamente dos componentes presentes na coluna d'água, podem ser medidas in situ e em laboratórios utilizando equipamentos específicos, e são as principais responsáveis por propagar a luz na coluna d'água, auxiliando na quantificação dos compostos opticamente ativos (COAs). Sabendo disso, podem ser consideradas POIs os seguintes parâmetros: coeficiente de absorção ( $a(\lambda)$ ), função de espalhamento de volume ( $\beta(\psi\lambda)$ ), coeficiente de espalhamento ( $b(\lambda)$ ), coeficiente de atenuação de feixe ( $C(\lambda)$ ), albedo de espalhamento simples ( $\omega_0$ ) e função de fase (Barbosa, 2019).

De acordo com Zhou (2019) e com IOCCG (2006) é ideal obter os dados de concentração de Chl-a a partir dos IOPs, pois concentrações elevadas de matéria orgânica dissolvida (MOD) e sólidos suspensos totais (TSS) podem camuflar os verdadeiros resultados de resposta espectral típica de Chl-a. Assim, existem estudos que mostram efetividade em calcular as POIs a partir das POAs por meio da reflectância de sensoriamento remoto (Kallio, et al, 2015; Alikas, et al., 2015)., ou seja, as POAs são as propriedades que obtemos diretamente através do SR e de forma indireta e realizando os processamentos necessários é possível obter as POIs.

### *3.2.1 Sensores remotos aplicados ao monitoramento da qualidade da água*

Considerando os conceitos e a linha do tempo da aplicação do SR no monitoramento de qualidade de corpos d'água, a sua utilização para análises em águas continentais iniciou em meados da década de 1980, a partir do momento em que surgiram sensores com resolução espacial capaz de realizar esse tipo de levantamento. Como por exemplo, os satélites Landsat 5 TM e SPOT que têm resoluções espaciais de 30m e 20m, respectivamente, o sensor MERIS a bordo do

satélite ENVISAT lançado em 2002 com resolução espacial de 300m, entre outros (Lillesand, 2014; Majozi et al., 2014; Palmer et al., 2015).

Outro importante avanço para a aplicação do SR nesses ambientes foi o programa da Agência espacial norte americana (*National Aeronautics and Space Administration*, NASA) denominado *Earth Observing System* (EOS). O programa realizou o lançamento do sensor *Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) em 2002 e foi um grande avanço, pois com resoluções espaciais de 250, 500 e 1.000m, cobertura radiométrica de 400nm a 14.300nm, incluindo melhorias nos algoritmos biofísicos e mudanças nos coeficientes de calibração, e com as constantes evoluções do equipamento ao longo dos anos, tornou-se um sensor com plena aplicabilidade em águas oceânicas (Fassoni-Andrade, et al., 2019).

Na atualidade, os satélites e sensores citados nessa pesquisa ainda são utilizados, porém, existem satélites/sensores que mesmo não sendo programados para alvos aquáticos podem ser utilizados devido as resoluções dos mesmos.

Hoje em dia têm-se como outras opções de satélites/sensores que podem ser utilizados para estudos de águas continentais o Landsat8/OLI e Sentinel-2/MSI (Pahlevan, et al., 2019).

O Landsat-8, que comporta o sensor Operational Land Imager (OLI) está em órbita desde fevereiro de 2013. As características do sensor são: 15m a 30m de resolução espacial, 09 (nove) bandas espectrais no intervalo de 435nm a 2.300nm, resolução radiométrica de 16 bit por pixel e frequência de revisita de aproximadamente 16 dias de acordo com o Serviço geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS).

As plataformas Sentinel-2A e Sentinel-2B que comportam o sensor *Multispectral Instrument* (MSI) foram colocadas em órbita em 2015 e 2017, respectivamente, como parte do programa Copernicus da *European space agency* (ESA). O sensor tem resolução espacial variando de 10m (região visível) a 60m (SWIR), ao todo são 13 bandas variando de 433nm a 2.190nm, resolução radiométrica de 12 bits e tempo de revisita de 5 dias quando considerada a constelação dos dois satélites, 2A e 2B, no equador (ESA).

De acordo com o Comitê de Satélites de observação da Terra (*Committee on Earth Observation Satellites*, CEOS), para águas continentais, existem parâmetros que têm maior impacto e até mesmo maior influência na tomada de decisão de qual satélite ou sensor escolher para estudar corpos d'água interiores. Logo, de acordo com o CEOS, a ordem de prioridade a ser analisada é: 1) Resolução espacial, para adequar o tamanho do pixel com a delimitação do corpo d'água; 2) Resolução espectral, diretamente relacionada aos efeitos de espalhamento e absorção; 3) Resolução radiométrica, que irá variar dependendo do parâmetro a ser analisado; 4) Resolução temporal, para garantir que as variações das concentrações sejam identificadas na janela de tempo da análise (CEOS, 2018).

Dessa forma, utilizando em conjunto os satélites e seus respectivos sensores a bordo, é possível obter uma maior frequência das análises com dados multiespectrais distintos, que em conjunto, intensificam as informações para estudos de corpos d'água continentais. Além dos avanços em relação às tecnologias e resoluções dos sensores outro fator que teve impacto direto no aumento do número de trabalhos foi a política de acesso gratuito à essas imagens multiespectrais, viabilizando dados sustentáveis para auxiliar e aprimorar o monitoramento de águas continentais (Barbosa, et al., 2019).

### *3.3 Fatores limitadores para a obtenção da reflectância de superfície da água*

Além das limitações de resolução espacial, temporal e espectral dos sensores orbitais que limitam a compreensão completa da variabilidade do ciclo hidrológico e limnológico nos corpos d'água, a resposta espectral da água é limitada a uma pequena faixa do espectro eletromagnético (400 nm a 800 nm – água limpa e 400 nm a 900 nm – água turva, aproximadamente), e existem os efeitos causados pela atmosfera na radiação eletromagnética (REM). Entre os efeitos que a atmosfera pode causar na resposta espectral da superfície da água, estão: Absorção, espalhamento (ocasionado pela ação das moléculas e aerossóis), mistura espectral por alvos vizinhos, reflexão

especular ou *sun glint* e geometria da imagem (Ponzoni, et al., 2007; Barbosa, et al., 2019).

Cada COA tem um coeficiente de absorção ( $a(\lambda)$ ) específico relacionado a sua interação com a REM. Comumente, os ambientes aquáticos que têm alta concentração de algas mostram alta absorção na região da luz azul (400 nm a 500 nm) e na luz vermelha (650 nm a 675 nm) (Jensen, 2011).

Os efeitos de espalhamento podem ser divididos em três categorias distintas, dependendo da relação entre o comprimento de onda da radiação eletromagnética e do tamanho das partículas presentes na atmosfera. São eles: Espalhamento Rayleigh - efeito de espalhamento mais comum e ocorre quando o diâmetro das partículas é menor do que o comprimento de onda; Espalhamento Mie – ocorre quando o comprimento de onda da radiação é similar ao diâmetro da molécula; Espalhamento Não-seletivo – associado às condições em que o diâmetro da partícula é muito maior que o comprimento de onda da radiação (Meneses, et al., 2012).

Com relação aos efeitos de espalhamento, as suas medições devem ser realizadas de forma cautelosa, pois são os diversos os fatores que podem interferir direta ou indiretamente, exigindo uma maior investigação em relação a esse parâmetro (Ogashawara, et al., 2017; Arias-Rodriguez, et al., 2021).

Quando se trata, principalmente, de sensores com uma pior resolução espacial é comum obter o efeito de mistura espectral, ou seja, o valor do pixel é misto e contém a resposta de mais de um alvo (Biucas-Dias et al. 2012). Pode-se dizer que existem dois tipos principais de mistura espectral: 1) Modelo de mistura linear (*Linear Mixing Model*, LMM); 2) Modelo de mistura não linear (*Nonlinear mixing model*, NMM). Nas situações de NMM a mistura ocorre à medida que os fótons de luz são espalhados (Keshava, et al., 2002).

Correlacionado com as condições ambientais locais está o efeito de reflexão especular ou *sun glint*, é um fenômeno físico de quando a luz do sol incide sobre a superfície que é especular e possui os ângulos de incidência do raio solar e de reflexão iguais e esse último sendo menor que o ângulo de visada (*Field of view*, FOV) (Ortega-Terol, et al., 2017).



Situações como ventos com alta velocidade que causam ondulação na superfície da água, ângulo zenital, condições climáticas em geral e visada do sensor podem ocasionar nesse efeito de espalhamento especular, impactando de forma geral em todos os comprimentos de onda ( $\lambda$ ) mas com maior realce na região do azul (400 nm a 500 nm) (Barbosa, et al., 2019), faixa essencial para análises realizadas em corpos d'água continentais que contenham baixas concentrações de COAs.

Em casos em que o vento ultrapassa a velocidade de 10 m/s é preciso considerar esses parâmetros durante a aquisição da reflectância de superfície da água e durante o processamento dos dados, pois para os modelos de correção do efeito sunglint a velocidade do vento e a radiância do espalhamento difuso proveniente do céu compõem os dados de entrada para o processamento (Barbosa, et al., 2019).

Existem alguns procedimentos que são capazes de atenuar ou até mesmo extinguir o efeito de espelhamento especular e independem de condições climáticas. A montagem dos espectraloradiômetros a serem utilizados para coleta das curvas espectrais devem seguir o seguinte formato: 45° graus a partir dos ângulos nadir e zenital, respectivamente, de acordo com Barbosa (2019).

Outro fator limitante entre a interação da REM com o alvo está relacionado com a geometria de aquisição da imagem de cada sensor, principalmente em função da movimentação da plataforma em sua órbita, forma de aquisição da imagem (tipo *frame* ou *pushbroom*, por exemplo) e a própria curvatura da Terra. A superfície da Terra, por ser irregular, variando a altitude em relação ao sensor relacionado à plataforma, torna a aquisição das imagens susceptível a erros geométricos em diferentes graus (Sowmya, et al., 2017).

Dessa forma, existem algumas metodologias, como o estudo de caso de Baboo (2011) em Coimbatore e Richards (2006), que citam modelos e formas de realizar as correções geométricas que utilizam como dados de referência a altitude, os pontos de referência e pontos de controle inseridos na superfície (Mishaa, et al., 2021).

Em se tratando de geometria de aquisição de dados, é importante ressaltar que para a aquisição de POAs a geometria tem impacto direto na obtenção dos dados, conforme mostra o estudo de geometria de aquisição de Villar (2013) para medição

da reflectância de sensoriamento remoto ( $R_{rs}$ ) em superfícies aquáticas. A geometria exemplificada foi utilizada nessa pesquisa para a obtenção da  $R_{rs}$  e será descrita de forma detalhada no tópico de materiais e métodos.

Assim como a correção geométrica, se não for feita, impacta nos dados obtidos pelo sensor, a correção radiométrica também tem impacto significativo na precisão da radiância das variáveis físicas obtidas (Liu, et al., 2021). Ou seja, a metodologia para a correção radiométrica consiste em realizar a conversão do número digital (ND) para o valor esperado de radiância, sendo o ND o sinal bruto do sensor expressado pela resolução radiométrica do sensor (em bits) (Liu, et al., 2020). Além disso, o brilho estimado em cada pixel pode ter alterações derivadas de distorções radiométricas derivadas de efeitos da própria instrumentação ou interferência das partículas presentes na atmosfera (Richards, et al; 2006), realçando a importância da correção a ser citada no próximo tópico.

### *3.4 Correção atmosférica*

Considerando as correções já citadas no texto (geométrica e radiométrica) e que ambientes aquáticos tem valores de reflectância muito baixos quando comparados com outros alvos, é fundamental a realização da correção atmosférica (IOCCG, 2010).

Os efeitos ocasionados pela atmosfera, conforme visto no tópico 3.3, são espalhamento e absorção, sendo esse último o mais prejudicial para o fluxo radiante, já que gases como oxigênio, dióxido de carbono e água tornam a atmosfera opaca pela alta absorção em diversos intervalos do espectro eletromagnético (Abdelmalik, 2018).

Em qualquer imagem de satélite em que estejam sendo coletados dados da superfície terrestre ou aquática o valor do pixel que chega como resposta no sensor utilizado tem valores tanto da reflectância real da superfície como do efeito da atmosfera, tanto de absorção quanto de espalhamento, sendo esse último

considerado como ruído. Ou seja, em uma situação hipotética em que não se tenha a atmosfera, o valor do pixel será igual ao nível de energia do sol (Richards, 2006).

Quando pensamos no trajeto da radiação eletromagnética da fonte para o alvo e na resposta refletida ou absorvida pelo alvo que chega aos sensores, é primordial que se entenda o comportamento e as formas de propagação em cada uma das etapas, da emissão da fonte natural (sol) até a resposta captada pelo sensor.

### 3.4.1 Grandezas radiométricas

Para que seja possível entender e aplicar os princípios da Equação de transferência radiativa e aplicação dos algoritmos de correção atmosférica precisa-se entender o fluxo da REM.

Sendo assim, o primeiro passo é compreender a fonte de energia emitida pela fonte natural, no caso o sol, com uma determinada taxa de Joules (J) ou Watts (W) por segundo. De forma isotrópica, ou seja, igualitária em todas as direções, essa energia se propaga no espaço e a partir de determinada distância da fonte é possível calcular a sua emissão em  $W/m^2$ , classificado como a potência que foi emitida dividida pela área da superfície de uma esfera, conforme descrito por Richards (2006). Dessa forma temos a primeira grandeza radiométrica consolidada, trata-se da Irradiância ( $E_\lambda$ ) (Equação 2), que mede a emissão de energia eletromagnética.

$$E(\lambda) = \frac{d\Phi(\lambda)}{dA} [W/m^2] \quad (2)$$

Em que,  $E(\lambda)$  é a irradiância em  $W.m^{-2}$ ,  $d\Phi(\lambda)$  é a taxa do fluxo radiante em Watts (W) e  $dA$  é a unidade de área em metros ( $m^2$ ).

A Irradiância ( $E_\lambda$ ) quando atinge o alvo e é espalhada em determina direção é capaz de determinar a seguinte grandeza radiométrica: Radiância ( $L_\lambda$ ) (Equação 3),

que tem unidades de Watts por metro quadrado por esteradiano ( $\text{Wm}^{-2}\text{sr}^{-1}$ ). Essa grandeza é essencial para os estudos de sensoriamento, pois é capaz de quantificar e descrever como é a propagação da luz quando em interação com determinado alvo (Richards, 2006).

De acordo com Barbosa (2019) existem dois conceitos que precisam ser entendidos com relação a grandeza Radiância ( $L_\lambda$ ), são eles: ângulo sólido ( $\Omega$ ) e intensidade radiante ( $I$ ). Sendo o primeiro descrito como a área formada pelo ângulo gerado das direções que determinam uma área específica em uma esfera dividido pelo seu raio e o segundo e uma medida do fluxo radiante por unidade de ângulo sólido em uma certa direção (Bukata, et al., 1995).

$$L(\theta, \Phi) = \frac{\Delta\Phi(\lambda)}{\Delta\Omega \Delta A \cos\theta} \quad (3)$$

Em que  $L(\theta, \Phi)$  é a radiância medida em  $\text{W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}$ ,  $\Delta\Phi(\lambda)$  representa o fluxo radiante por unidade de ângulo sólido,  $\Delta\Omega \Delta A \cos\theta$  representa a variação do ângulo sólido por unidade de área perpendicular à direção do fluxo.

A partir das descrições das grandezas radiométricas acima é possível deduzir que a radiância é diretamente correlacionada com a irradiância, ou seja, são diretamente proporcionais. No entanto, sabe-se que a intensidade do fluxo radiante incidente pode variar ao longo do dia ou até mesmo ao longo do ano, impossibilitando utilizar valores fixos para irradiância e radiância de determinado alvo.

Dessa forma, trazemos um novo conceito de grandeza que tem como objetivo medir quanto da radiação incidente na superfície da água retorna da coluna d'água na direção  $(\theta, \Phi)$ , onde está posicionado um radiômetro apontando para a superfície da água (Barbosa, 2019). Essa é denominada de Reflectância de sensoriamento remoto ( $R_{rs}(\theta, \Phi, \lambda)$ ) que é definida como a razão entre a radiância que merge da coluna d'água ( $L_w$ ) pela irradiância incidente ( $E_s$ ) (Equação 4) (Ponzoni, et al., 2007). Ou seja, é uma grandeza adimensional que independe da intensidade do fluxo

incidente e indica a propriedade que um alvo possui para refletir a radiação eletromagnética.

$$R_{rs} = \frac{L_w(\theta, \Phi, \lambda)}{E_s(\lambda)} \quad (4)$$

Em que  $R_{rs}$  é a reflectância de superfície, adimensional,  $L_w$  é a radiância que emerge da coluna d'água e  $E_s$  é a irradiância incidente.

Porém, a radiância que emerge da água e a irradiância incidente, apesar de normalizadas a partir da razão que compõe a grandeza de reflectância, são afetadas por efeitos atmosféricos de absorção e espalhamento, tanto no trajeto do alvo até o sensor quanto da fonte para o alvo, respectivamente.

Para que se tenha o valor de reflectância de sensoriamento remoto de determinado alvo de forma acurada existem modelos para corrigir os efeitos atmosféricos e conseguir correlacionar as POAs com as POIs.

#### *3.4.2 Modelos de correção atmosférica*

O ideal para qualquer estudo ou levantamento de dados através do SR é que sejam removidos ou atenuados os efeitos da atmosfera nos fluxos de energia, principalmente em relação à aplicação do SR em alvos aquáticos com baixos valores de reflectância.

Atualmente existem diversos estudos que visam entender e quantificar os ganhos obtidos a partir da aplicação da correção atmosférica em dados de  $R_{rs}$  (Bonansea, et al., 2015; Vanhellemont, et al., 2015; Rotta, et al., 2016, Watanabe, et al., 2018; Warren, et al., 2019; Pahlevan, et al., 2021). Existem estudos que comprovem de fato um melhor método para correção atmosférica quando se trata de aplicação em águas interiores e determinação das concentrações de parâmetros limnológicos, mas é importante analisar cada situação específica e quais os principais efeitos atmosféricas e climáticas que impactam o valor final da reflectância do alvo.

De maneira geral, os algoritmos de correção atmosférica não foram desenvolvidos para aplicações em corpos d'água interiores e sim para águas oceânicas e superfícies terrestres (Lobo, et al., 2015). Mas ainda assim, é possível realizar as correções com os algoritmos já desenvolvidos e utilizar como base para desenvolvimentos futuros.

Quando analisados os modelos desenvolvidos, os mesmos podem ser descritos como físicos ou empíricos. Os modelos desenvolvidos com base em premissas físicas e no modelo de transferência radiativa e utilizam como *input* dados quantitativos referentes à atmosfera e a plataforma em que está situada o sensor, como por exemplo, parâmetros de dados de vapor d'água e altura do sensor em relação à superfície. Enquanto que os modelos desenvolvidos a partir de premissas que já existem nas imagens orbitais utilizam apenas dados advindos do próprio pixel (Yuan & Niu, 2008).

O modelo escolhido vai depender das condições em que o alvo a ser utilizado está inserido. Cada tipo de modelo e algoritmo tem vantagens e desvantagens conforme a forma que foi desenvolvido (Tabela 1).

Tabela 1. Vantagens e desvantagens dos métodos para realizar correção atmosférica

Modelo	Vantagens	Desvantagens	Exemplos algoritmos
Relativo	Não depende de parâmetros atmosféricos	Menor precisão	Método da linha empírica Subtração do objeto escuro
Físico	Maior precisão na aquisição de dados	Necessidade do <i>input</i> das informações atmosféricas simultâneas à passagem da plataforma	FLAASH 6SV ACOLITE Sen2Cor QUAC ATCOR

Fonte: Yuan & Niu, 2008

Os principais modelos desenvolvidos atualmente, sejam eles para superfícies terrestre, águas oceânicas ou continentais, modelos empíricos ou físicos, estão listados na tabela a seguir (Tabela 2).

Tabela 2. Relação dos algoritmos de correção atmosférica com o modelo de correção proposto: físico ou relativo com base nos dados necessários para sua aplicação

Algoritmos de CA	Modelo	Referência
FLAASH	Físico	ENVI (2009)
6SV	Físico	Wang (2018)
L8SR	Físico	USGS (2015)
ACOLITE	Relativo	Vanhellemont (2021)
Sen2Cor	Físico	Main-Knorn (2017)
ATCOR	Físico	Zekoll (2021)
QUAC	Relativo	Bernstain (2005)
Aquatic Reflectance (USGS)	Relativo	USGS (2020)

O algoritmo FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes) é baseado no modelo de transferência radioativa. Pode ser aplicado em imagens multi e hiperespectrais, em imagens coletadas tanto em geometria de visualização vertical (nadir) ou oblíqua, e corrige os comprimentos de ondas da região do visível (380 a 760nm) por meio do infravermelho próximo (760 a 1200nm) e do infravermelho de ondas curtas (1200 a 3000nm) (Cooley et al., 2002). Por ser um módulo que tem interface com o MODTRAN (*Moderate resolution atmospheric transmission*) e ser um modelo físico, depende diretamente dos parâmetros atmosféricos como dados de entrada (na pesquisa em questão foi utilizado o modelo atmosférico Tropical) e da realização da calibração radiométrica antes da correção atmosférica (ENVI, 2009).

O 6S (*Second simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) é baseado no modelo 5S e considera os efeitos da radiação na atmosfera como um todo, de forma a eliminar os efeitos do espalhamento Rayleigh e dos aerossóis, ampliando as aplicações desse algoritmo. É um dos algoritmos mais utilizados devido às rigorosas

validações e elaborados códigos de transferência radiativa (Vermote et al., 2006; Wang, et al., 2018).

L8SR (*Provisional Landsat-8 Surface Reflectance Algorithm*) é na realidade um produto da USGS já corrigido atmosféricamente e seu processamento é realizado com base no modelo MODIS CMA (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer – Climate Modeling Grid-Aerosol) (USGS, 2015).

O algoritmo de correção atmosférica ACOLITE é um processador genérico desenvolvido na RBINS (*Belgian Institute of Natural Sciences*) para correção atmosférica e processamento para aplicações em águas costeiras e interiores, e realiza a correção utilizando o ajuste de espectro escuro (Vanhellemont et al., 2020), além de utilizar equações para corrigir os efeitos específicos de espalhamento Rayleigh. O mesmo foi validado com dados de superfície, principalmente considerando as condições e parâmetros atmosféricos no hemisfério norte (Vanhellemont et al., 2019).

Para corrigir os dados do satélite Sentinel-2 e garantir melhor qualidade em suas diversas aplicações científicas é preciso corrigir os efeitos atmosféricos que interferem na imagem do satélite. Logo, o processador para realizar essa correção é o Sen2Cor (versão 2.8.0), que foi desenvolvido pela ESA. É um processador Level-2A que tem como objetivo principal realizar a correção do Top-of-Atmosphere Sentinel-2 Level-1C (TOA) fornecendo então um Level-2A Bottom-of-Atmosphere (BOA) como produto final de reflectância (Copernicus, 2021).

O ATCOR (*Atmospheric and Topographic Correction for Satellite Imagery*) também é baseado em um modelo físico e utiliza a base de processamento o modelo MODTRAN, algoritmo desenvolvido pela AFRL (*Air Force Research Labs*). Através do ERDAS IMAGINE é possível encontrar e aplicar o módulo ATCOR que faz a correção atmosférica com base na conversão dos números digitais para a radiância espectral do sensor utilizando a equação linear entre os próprios números digitais e a radiância detectada em cada banda (Pimenta, et al., 2013; Zekoll, et al., 2021).

O algoritmo de correção atmosférica QUAC (*Quick Atmospheric Correction*) é um método relativo e utiliza como base três premissas para que de fato seja aplicado, são



elas: 1) A imagem orbital deve conter ao menos dez valores distintos nos pixels; 2) Desvio padrão de *endmembers* (componentes puros que fazem parte da mistura espectral) assumido como independente; 3) Limite mínimo de pixels escuros para tornar possível o cálculo de atenuação por dispersão e absorção (Bernstein, et al., 2005).

A USGS além de disponibilizar o produto corrigido atmosféricamente também disponibiliza a correção atmosférica realizada visando especificamente a obtenção de dados em superfície aquáticas costeiras e interiores. Esse produto é denominado como *Landsat Level-2 Provisional Aquatic Reflectance (AR)* e encontra-se em constante evolução e aprimoramento com aplicação atual até o satélite Landsat-9 e busca contribuir para áreas de atuação como monitoramento de qualidade da água, fenologia temporal, caracterização do tipo de água, entre outros (USGS, 2022).

## 4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

### 4.1 *Características da área teste para aplicação das correções atmosféricas*

O Lago Paranoá, criado artificialmente em 1960 junto com a criação da cidade, localizado em Brasília-DF, é envolto por construções e utilizado para diversas práticas recreativas. Em 2016 todo o Distrito Federal (DF) sofreu impacto devido à crise hídrica marcada por longos períodos de estiagem e baixa umidade relativa do ar, tendo impacto direto no nível das barragens e trazendo a questão da utilização da água do Lago Paranoá para abastecimento público como um caráter de urgência.

O Lago é considerado um corpo hídrico urbano formado a partir do fechamento da barragem do rio Paranoá e recebe águas pluviais provenientes de quatro afluentes: Bananal, Torto, Gama e Riacho Fundo (Figura 1. *Mapa de localização do Lago Paranoá localizado em Brasília, DF, contendo os pontos de coleta realizados durante os campos. Fonte: Elaborado pela autora.*), sendo esse último considerado como o mais eutrofizado. A figura contempla, inclusive, os pontos amostrais utilizados durante a coleta de dados da pesquisa, sendo os números os pontos programados para a pesquisa e as letras os pontos programados pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Vale ressaltar que os pontos são a totalidade de coordenadas coletadas, nem todos os pontos foram amostrados em todas as campanhas realizadas durante o estudo devido alguns imprevistos com o barco e até mesmo por condições climáticas do momento.

Um dos eventos mais relevantes de eutrofização que ocorreram no Lago Paranoá foi no ano de 1978 em que ocorreu uma explosão de crescimento de algas e consequentemente ocasionou em alta taxa de mortalidade de peixes, devido ao impedimento de entrada de luz através da coluna d'água. Esse evento foi o ponto de partida para que medidas contra o crescimento desenfreado de algas ocorresse novamente. Mas, as mudanças realmente aconteceram quando as obras das

Estações de tratamento de esgoto (ETEs) situadas nas porções norte e sul do lago foram finalizadas (Marmori, 1995).

Atualmente, por mais que o sistema de captação de água esteja implementado e em funcionamento, a necessidade do Lago Paranoá para abastecimento público torna essencial a constante e periódica vigilância da qualidade da água, já que as variações de qualidade e contaminações após o tratamento de captação têm características pontuais e menores desvios em relação às concentrações dos COAs.

Características essas que contribuem para a aplicação dos algoritmos de correção atmosféricas visando ambientes com baixa concentração e variação pontual da concentração dos COAs em um corpo d'água, permitindo analisar como as correções atmosféricas interferem no dado de reflectância da água a partir das respostas espectrais das imagens de satélite corrigidas.

Dessa forma, obtém-se as condições necessárias para a hipótese dessa pesquisa que consiste em obter o melhor método de CA, considerando aspectos como baixo custo e alta aplicabilidade para as condições citadas acima, e com base nos algoritmos embasados em transferência radiativa (FLAASH e 6S), múltiplos alvos escuros (ACOLITE) e conversão de Top-of-Atmosphere (TOA) para Bottom-of-Atmosphere (BOA), de forma que seja garantida a reflectância da água com baixas concentrações dos COAs com a mínima interferência de efeitos da atmosfera possível.

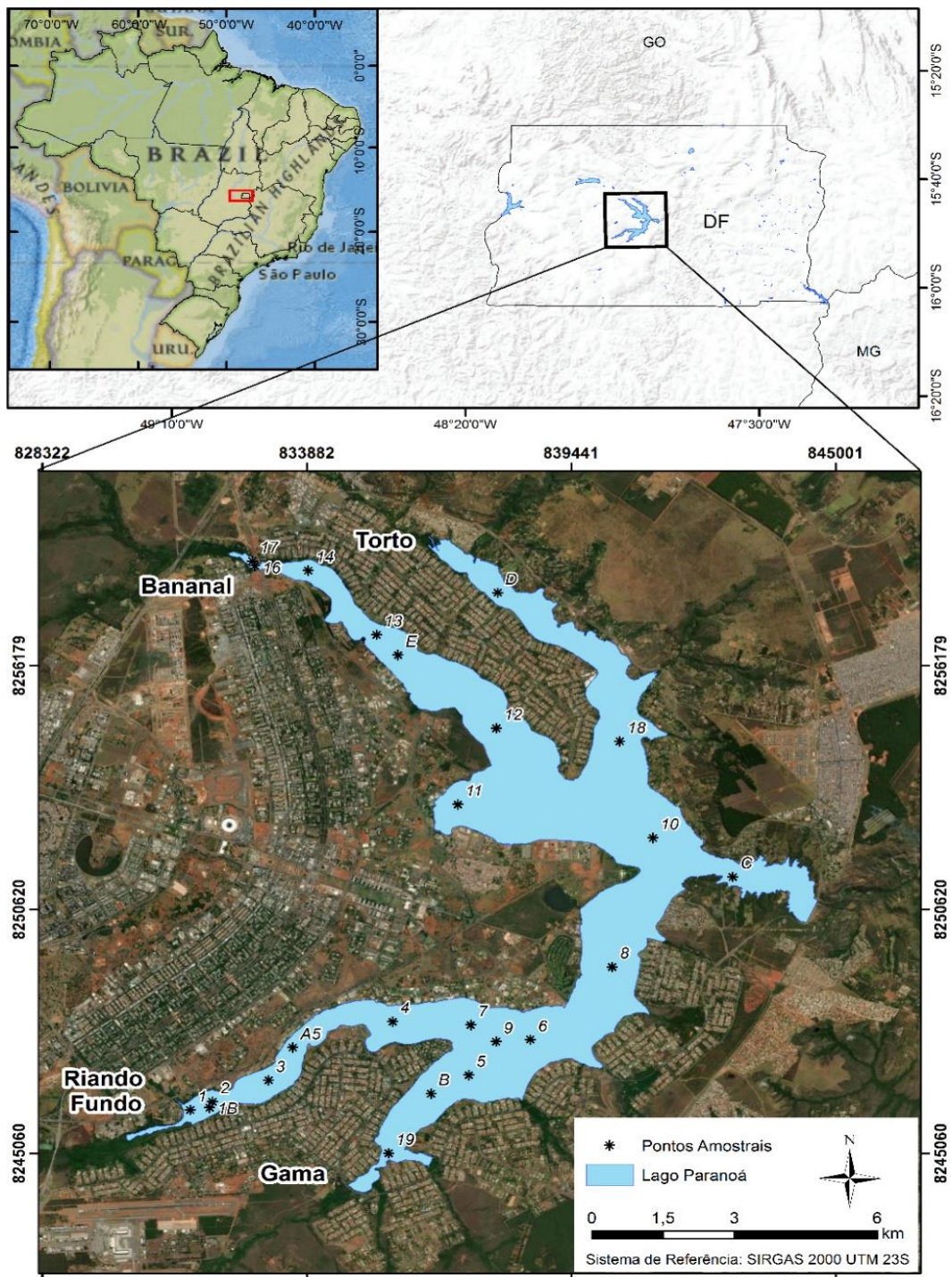


Figura 1. Mapa de localização do Lago Paranoá localizado em Brasília, DF, contendo os pontos de coleta realizados durante os campos. Fonte: Elaborado pela autora.

## 4.2 Aquisição de dados *in situ*

A primeira etapa a ser realizada no trabalho foi a coleta de dados *in situ* que serviu como base para todas as demais etapas realizadas nessa pesquisa (Figura 2).

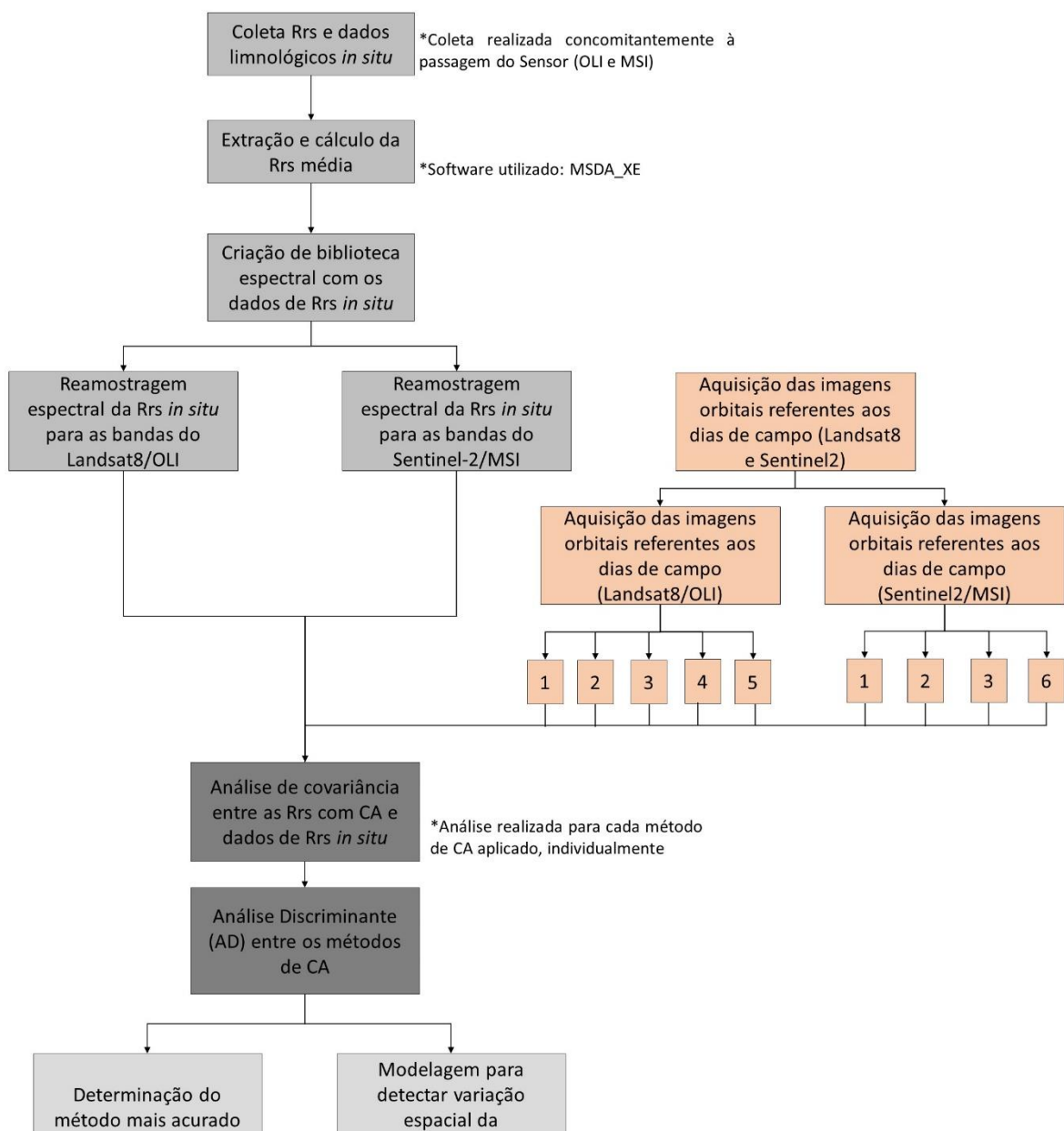


Figura 2. Fluxograma de atividades realizadas durante a pesquisa considerando etapas de coleta de dados *in situ*, préprocessamento e processamento das imagens orbitais, aplicação dos algoritmos de correção atmosférica e análise estatística dos dados. Os algoritmos são: 1) FLAASH; 2) 6S; 3) ACOLITE; 4) L8SR; 5) AR e 6) Sen2Cor.

Ao todo foram utilizados os dados de 06 (seis) campanhas de campo realizadas concomitantemente à passagem dos satélites Landsat-8/OLI e Sentinel-2/MSI, sendo as campanhas do ano de 2020 realizadas durante a pesquisa de mestrado e as demais datas os dados foram coletados por pesquisas do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília (IG-UnB) e utilizados para processamento. Dessa forma foram obtidos, sobre o Lago Paranoá-DF, os dados de Reflectância de Sensoriamento Remoto (Rrs) e os dados limnológicos, que são: Turbidez (UNT), pH, Condutividade ( $\mu\text{s/cm}$ ), Clorofila-a (Chl-a) e Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (Tabela 3).

Tabela 3. Datas de realização da coleta de dados in situ no Lago Paranoá, concomitante à passagem dos respectivos satélites, e quantidade de amostras realizadas por data.

Data	Satélite/Sensor		Pontos amostrados (n)
	Sentinel-2/MSI	Landsat-8/OLI	
29/11/2016	X	-	7
05/05/2017	X	X	16
24/07/2017	X	X	9
25/10/2017	X	-	9
17/08/2020	X	X	10
04/10/2020	X	X	14

As campanhas de campo foram realizadas com o auxílio de um barco motor, e para que fossem evitadas diferentes condições meteorológicas, iluminação e até mesmo distintas condições ambientais entre as imagens de satélite e os dados coletados durante a radiometria de campo seguiu-se a premissa de que essas atividades fossem realizadas simultaneamente à passagem dos satélites (Liu, et al., 2003).

Para a aquisição dos dados de Reflectância de Sensoriamento Remoto (Rrs) foi utilizado um conjunto de radiômetros hiperespectrais TriOS RAMSES, que têm intervalos de comprimento de onda de 2,5nm e variam entre 300 nm a 950 nm, aproximadamente. Após o processamento das curvas espectrais utilizando *scripts* no *software* R, foi possível obter uma interpolação das curvas com intervalo de comprimento de onda de 1nm. Os radiômetros foram dispostos de acordo com a Figura 3, considerando a metodologia de radiometria fora da água, para a aquisição dos dados de Reflectância da superfície da água e podendo ser considerados como referência para os valores de reflectância obtidos pelas correções atmosféricas a serem aplicadas. E de acordo com a equação de Mobley (1999) foi possível calcular os valores de reflectância (Equação 5).

$$Rrs = \frac{Lu - Ld * p}{Ed} \quad (5)$$

Sendo, Lu a radiância ascendente da superfície da água; Ld a radiância da atmosfera que usada para conseguir corrigir os efeitos de espalhamento e absorção

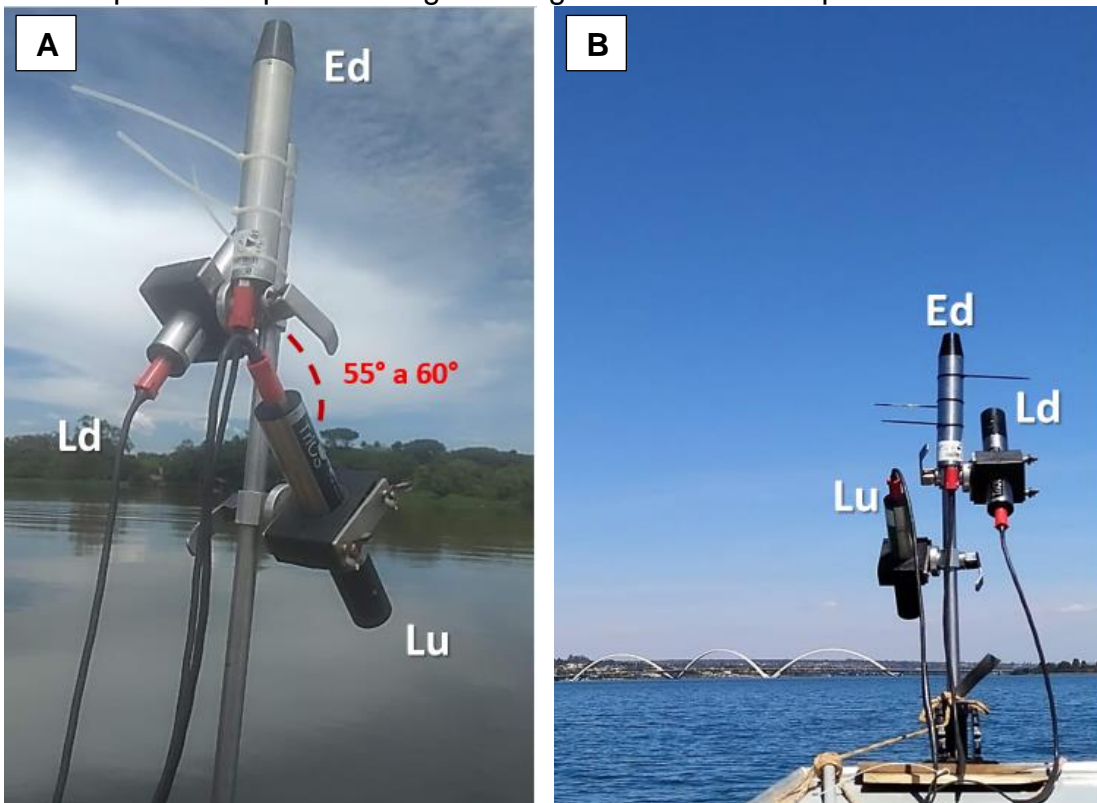


Figura 3. Disposição do conjunto de radiômetros hiperespectrais para aquisição dos dados de Irradiância (Ed), Radiância do céu (Ld) e Radiância da água (Lu).

da radiação eletromagnética na coluna de ar;  $E_d$  a irradiância descendente sobre a água de superfície;  $p$  um fator proporcional que depende das condições do céu, velocidade do vento, ângulo solar zenital e geometria de visada, e utilizando-se o valor sugerido de 0,028 para as condições de aquisição foram coletados os dados para a reflectância de sensoriamento remoto ( $R_{rs}$ ).

As medidas das curvas espectrais foram obtidas em um intervalo de aproximadamente dois minutos em cada ponto de coleta, sendo gerada uma curva espectral a cada 10 segundos. Assim, o produto da resposta espectral final para cada ponto é a média das curvas espectrais geradas no intervalo de tempo da coleta, permitindo o cálculo da reflectância de superfície individualmente por meio do software MSDA\_XE (*Multi Sensor Data Acquisition System - Extended Edition*) e com o auxílio do *The R Project for Statistical Computing*.

Os dados limnológicos foram coletados utilizando os seguintes equipamentos: sonda multiparamétrica EXO 2 do fabricante YSI e o Fluorômetro FluoroProbe – BBE. A sonda EXO 2 fornece informações como condutividade, oxigênio dissolvido (ótico), Sólidos Dissolvidos Totais (TDS), turbidez, potencial hidrogeniônico – pH, e temperatura da água. Com relação ao fluorômetro BBE, o mesmo é capaz de captar informações nos comprimentos de onda de 370nm, 470nm, 525nm, 570nm, 590nm, e 610nm (Beutler, et al., 2002).

#### 4.2.1 Reamostragem espectral da radiometria de campo

É preciso que os dados do espectralradiômetro RAMSES (TriOS) estejam concordantes com os intervalos dos comprimentos de onda dos satélites Landsat-8 e Sentinel-2, considerando que o intuito é comparar estatisticamente os dados de reflectância in situ e corrigidos pelos algoritmos de CA. Ou seja, os dados radiométricos de campo estão no intervalo espectralradiométrico dos radiômetros TriOS RAMSES de 300nm a 950nm divididos em intervalos de 1nm enquanto que os sensores OLI e MSI estão em intervalos conforme mostra a Tabela 4.

Para tal, os dados radiométricos de cada campanha de campo foram reamostrados espectralmente para as bandas existentes nos sensores OLI e MSI, fazendo uso da



ferramenta Spectral Resampling presente no software *Environment for Visualizing Images* (ENVI). Assim, com os dados radiométricos coletados em campo e os dados orbitais normalizados para os mesmos intervalos de comprimento de onda, foi possível realizar a comparação entre ambos.

Tabela 4. Resoluções e comprimentos de onda respectivos de cada banda para os sensores OLI e MSI

Sensor	Bandas espectrais	Resolução espectral	Resolução espacial	Resolução Temporal
OLI	B1 – Azul Costeiro	430nm - 450nm	30m	16 dias
	B2 - Azul	450nm - 510nm		
	B3 - Verde	530nm – 590nm		
	B4 - Vermelho	640nm – 670nm		
	B5 – Infravermelho próximo (NIR)	850nm – 880nm		
	B6 – infravermelho médio	1570nm – 1650nm		
	B7 – Infravermelho médio	2110nm – 2290nm	15m	
	B8 - Pancromática	500nm – 680nm	30m	
	B9 - Cirrus	1360nm – 1380nm		
MSI	B2 – Azul	458nm - 523nm	10m	5 dias*
	B3 - Verde	543nm – 578nm		
	B4 - Vermelho	650nm – 680nm		
	B5 – Red Edge 1	698nm – 713nm	20m	
	B6 - Red Edge 2	733nm – 748nm		
	B7 - Red Edge 3	773nm – 793nm	10m	
	B8 – Infravermelho próximo (NIR)	785nm – 900nm	20m	
	B8A - Red Edge 4	855nm – 875nm		
	B11 – SWIR 1	1565nm – 1655nm		
	B12 – SWIR 2	2100nm – 2280nm		

\* 5 dias com a constelação de 2 satélites Sentinel 2A e 2B, no equador.

Fonte: [landsat.gsfc.nasa.gov](http://landsat.gsfc.nasa.gov) e [sentinela.esa.int](http://sentinela.esa.int)

#### 4.2 Algoritmos de Correção Atmosférica utilizados na pesquisa.

Ao todo, foram comparados quatro algoritmos de correção atmosférica e duas correções disponibilizadas pela USGS, são eles, respectivamente: FLAASH (ENVI 2009), 6S (Wang et al., 2018), ACOLITE (Vanhellemont et al., 2021), Sen2Cor v2.5.5 (Main-Knorn et al., 2017), L8SR e *Aquatic reflectance*.

Tabela 5. algoritmos de correção atmosférica utilizados durante essa pesquisa e para quais imagens dos sensores foram aplicadas

<b>Algoritmo CA</b>	<b>Lansat-8/OLI</b>	<b>Sentinel-2A/MSI</b>
FLAASH	X	X
6S	X	X
ACOLITE	X	X
Sen2cor v2.5.5		X
L8SR	X	
L8PAR	X	

Os processadores utilizados estão em constante desenvolvimento, no entanto, são considerados maduros o suficiente para serem usados, já que as principais características de cada um são úteis para o fim da comparação de resultados, conforme é citado por diversos trabalhos atualmente (Vanhellemont, et al., 2019; Vanhellemont, et al., 2021; Pahlevan, et al., 2021; Aranha, et al., 2022).

O algoritmo FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*) é baseado no modelo de transferência radioativa. Pode ser aplicado em imagens multi e hiperespectrais, em imagens coletadas tanto em geometria de visualização vertical (nadir) ou oblíqua, e corrige os comprimentos de ondas da região do visível (380 a 760nm) por meio do infravermelho próximo (760 a 1200nm) e do infravermelho de ondas curtas (1200 a 3000nm) (Cooley et al., 2002). Os parâmetros de entrada para aplicação do FLAASH nas imagens Landsat-8 e Sentinel-2 podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros utilizados para a aplicação do FLAASH durante a correção atmosférica das imagens provenientes do Landsat-8 e Sentinel-2 para as datas de campo realizadas.

<b>Parâmetros FLAASH</b>	<b>Opções de entrada</b>
Imagem	Corrigida radiometricamente para as bandas B1, B2, B3, B4 e B5 (Landsat-8) e B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8 e B8A (Sentinel-2)
Tipo de sensor	Multiespectral
Altitude do sensor	Preenchida automaticamente
Pixel	30m
Modelo atmosférico	Tropical (Vapor de água 4,11 g/cm <sup>2</sup> ; T 27°C)
Modelo Aerosol	Urbano (mistura de 80% de aerossol rural com 20% de aerossóis tipo fuligem, apropriado para áreas urbanas/industriais de alta densidade)
Guia Kaufman-Tanre Aerosol Retrieval	<i>“Maximum Upper Channel Reflectance e Reflectance Ratio”</i>

O 6S (*Second simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) é baseado no modelo 5S e considera os efeitos da radiação na atmosfera como um todo, de forma a eliminar os efeitos do espalhamento Rayleigh e dos aerossóis, ampliando as aplicações desse algoritmo. É um dos algoritmos mais utilizados devido às rigorosas validações e elaborados códigos de transferência radiativa (Vermote et al., 2006), e para a aplicação do algoritmo durante a pesquisa usou-se os parâmetros atmosféricos para as mesmas condições em que os satélites Landsat 8/OLI e Sentinel-2 encontravam-se. Esses algoritmos de correção atmosférica foram aplicados utilizando o software Quantum GIS (QGIS) v. 3.26 que inclui a ferramenta *i.atcorr* e os seguintes parâmetros de entrada (Tabela 7).

Tabela 7. Parâmetros de entrada para a aplicação do algoritmo 6S nas correções atmosféricas das imagens Landsat-8 e Sentinel-2 nas datas de campo realizadas.

Parâmetros 6S	Opções de entrada	Opções de entrada
	Landsat 8	Sentinel 2
Condições geométricas*	18	25
Modelo atmosférico	1 (Tropical)	1 (Tropical)
Modelo Aerosol	3 (Urbano)	3 (Urbano)
Visibilidade **	0	0
Elevação média do alvo acima do nível do mar***	-1000	-1000
Banda do sensor****	115, 116, 117, 118 e 120	166, 167, 168, 169, 170, 171, 172, 173 e 174

Fonte: [grass.osgeo.org/grass78/manuals/i.atcorr.html](http://grass.osgeo.org/grass78/manuals/i.atcorr.html)

\*Cada satélite possui um código específico.

\*\* Opção zero quando não se tem a medida quantificada em campo, adotando como default o valor de

\*\*\* Significa que o sensor está a bordo de um satélite.

\*\*\*\* Cada banda de cada satélite tem um código específico a ser utilizado.

O algoritmo de correção atmosférica ACOLITE é um processador genérico desenvolvido na RBINS (*Belgian Institute of Natural Sciences*) para correção atmosférica e processamento para aplicações em águas costeiras e interiores, e realiza a correção utilizando o ajuste de espectro escuro (Vanhellemont et al., 2020) e utiliza dados de entrada conforme (Tabela 8). O mesmo foi validado com dados de superfície, principalmente no hemisfério norte (Vanhellemont et al., 2019).

Tabela 8. Parâmetros de entrada para aplicação do ACOLITE em imagens Landsat-8 e Sentinel-2 nas datas de campo realizadas.

<b>Parâmetros ACOLITE</b>	<b>Opções de entrada</b>
Parâmetros de saída l2w	l2w_mask=True l2w_mask_wave=880nm (L8) e 900nm (S2) l2w_mask_threshold=0,0215 l2w_mask_water_parameters=True l2w_mask_negative_rhow=True l2w_mask_cirrus=True l2w_mask_cirrus_threshold=0,005
configurações de correção atmosférica	aerosol_correction=dark_spectrum
Opções genéricas	ancillary_data=True gas_transmittance=True uoz_default=0,3 uwv_default=1,5 pressão=Nenhum elevação=Nenhum lut_pressure=True dem_pressure=False dem_pressure_percentile=25 cams_grib_ancillary=Nenhum
Correções adicionais	sky_correction=True sky_correction_option=all sky_correction_option=rsky_new
Correção reflexão especular	glint_correction=False glint_force_band=None glint_mask_rhos_band= 880nm (L8) e 900nm (S2) glint_mask_rhos_threshold=0.05 glint_write_rhog_ref=False

O Provisional Landsat-8 Surface Reflectance Algorithm (L8SR) é o produto de reflectância da superfície da plataforma Landsat-8 e passa por um pré-processamento realizado através do Google Earth Engine (GEE). O GEE é capaz de realizar o processamento de diversas imagens separadas por lote, tornando o processamento de imagens mais eficiente do que comparado com outros softwares de processamento (Ivushkin et al., 2019b).

*Aquatic Reflectance* (AR) ou L8PAR (Landsat-8 Provesional Aquatic Reflectance Product) é um produto fornecido pela USGS a partir do dia primeiro de abril de 2020 e também é conhecido por L8PAR (*Landsat 8 Provesional aquatic reflectance*). Os valores de reflectância aquática foram validados com base nos espectros da reflectância de sensoriamento remoto de águas costeiras da *Ocean Color Aerosol Robotic Network* (OC-AERONET) (Ilori, et al., 2019). E de acordo com a USGS estudos relacionados à validação desse produto provisório são necessários para aprimoramento em corpos d'água interiores.

Para corrigir os dados do satélite Sentinel-2 e garantir melhor qualidade em suas diversas aplicações científicas é preciso corrigir os efeitos atmosféricos que interferem na imagem do satélite. Logo, o processador para realizar essa correção é o Sen2Cor (versão 2.8.0), que foi desenvolvido pela ESA. É um processador Level-2A que tem como objetivo principal realizar a correção do Top-of-Atmosphere Sentinel-2 Level-1C (TOA) fornecendo então um Level-2A Bottom-of-Atmosphere (BOA) como produto final de reflectância (Copernicus, 2021).

Cada processador foi operado utilizando as configurações padrões, já que essas costumam ser as melhores opções para usos gerais, em casos que a priori não se sabe as condições atmosféricas para realizar a correção dos efeitos na resposta espectral da água. Logo, as correções atmosféricas foram realizadas utilizando como base os parâmetros na Tabela 9 de forma que ambos tivessem *inputs* similares e fossem passíveis de comparação dos resultados corrigidos.

Tabela 9. Parâmetros similares utilizados durante a aplicação dos algoritmos de correção atmosférica.

<b>Parâmetro utilizado nas correções atmosféricas</b>	<b>Imagens Landsat-8</b>	<b>Imagens sentinel-2</b>
Visibilidade*	20 km	20 km
Modelo atmosférico	Tropical	Tropical
Modelo <i>aerosol</i>	Urbano	Urbano
Temperatura	27 °C	27°C
Altitude do sensor	705 km	786 km
Tipo de sensor	Multiespectral	Multiespectral

\*1) Visibilidade de 20 km escolhida devido às condições climáticas do período em que foram realizados os campos e as aquisições das imagens multiespectrais, já que durante o período de estiagem, em Brasília-DF, existe uma névoa moderada devido à fuligem e fumaça na atmosfera. 2) No caso do algoritmo de correção 6S, a visibilidade de 20km do modelo atmosférico Tropical é definida com o código 0 (zero) nos casos em que não se obteve o dado de visibilidade empiricamente.

Vale ressaltar que anteriormente à aplicação dos algoritmos de correção atmosférica foram retirados valores inválidos de pixel, ou seja, valores com interferência de efeitos como nuvem e sombra de nuvem. Para tal, foi utilizado o plugin Idepix, inserido no software *Sentinel Applications Platform* (SNAP), que permitiu a identificação de pixels inválidos para os sensores MSI e OLI e a criação da máscara de nuvens para identificação dos valores que poderiam ser usados e quais deveriam ser excluídos.

#### 4.3 Correção de efeito especular (sunlint)

Como citado anteriormente, existem alguns fatores limitantes para a obtenção da reflectância de superfície da água. Entre os principais fatores observados durante a obtenção de dados para a pesquisa estão: Baixa resposta espectral da coluna d'água, já que o Lago Paranoá é um corpo d'água com baixa concentração de compostos opticamente ativos, e a reflexão especular observada nas imagens do dia 04/10/2020 (Figura 4).

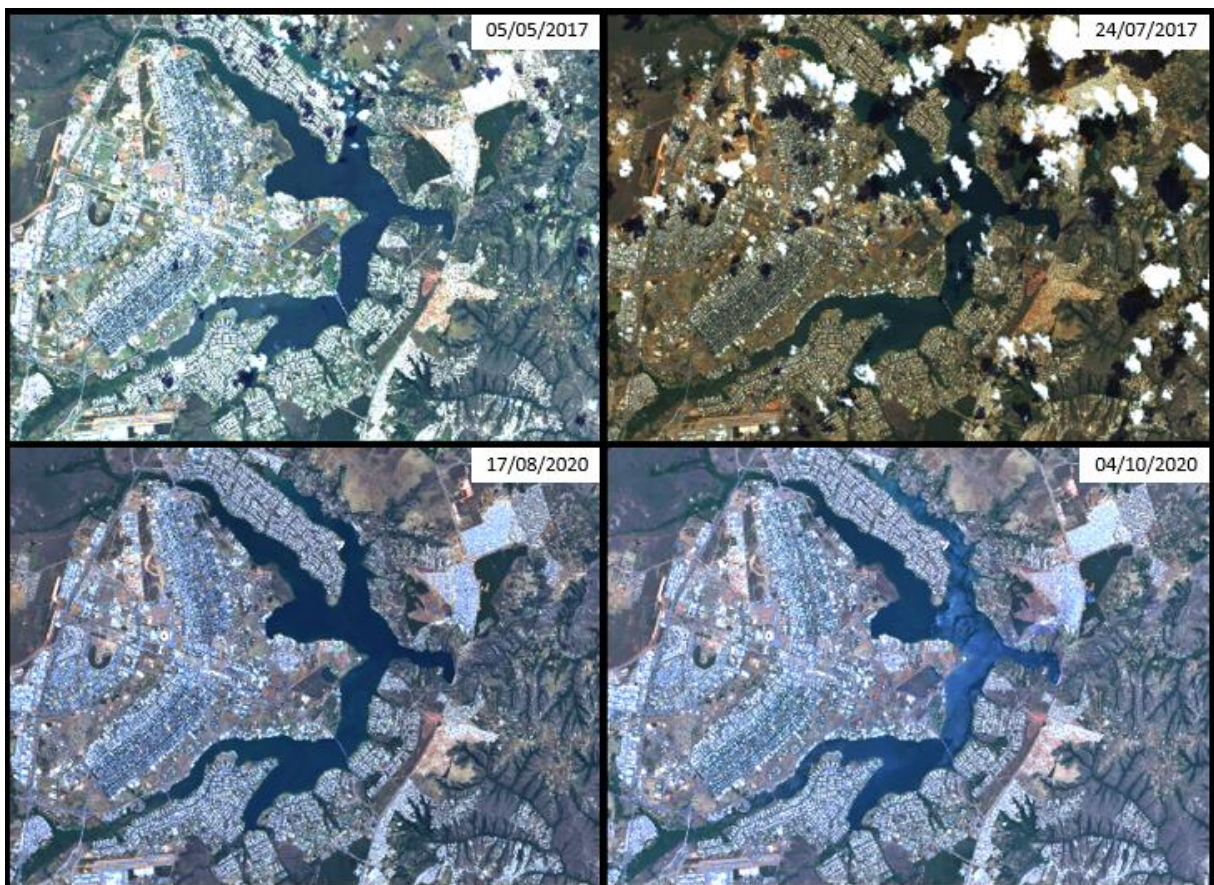


Figura 4. Imagens multiespectrais Landsat-8 em composição RGB para as datas de campo utilizadas durante a pesquisa e mostrando a diferença do efeito de sunlint na imagem do dia 04/10/2020 em comparação com as demais datas.



Quando as datas de campo foram selecionadas, houve a priorização para àquelas que contemplassem a passagem do Landsat-8 e Sentinel-2 no mesmo dia, pois a nível de comparação entre os dados é importante que as condições climáticas e atmosféricas sejam similares. Dessa forma, optou-se por manter a imagem, mesmo com o efeito *sunlint*, e aplicar a correção do mesmo, até para entender como serial o real impacto do efeito de reflexão especular na  $R_{RS}$ .

Dessa forma, a obtenção da reflectância de superfície da água se torna mais complexa, pois não basta apenas corrigir atmosféricamente a reflectância de sensoriamento, é preciso que sejam retirados os efeitos de reflexão especular da resposta espectral para que se obtenha o valor mais próximo possível dos dados coletados *in situ* e que servem como referência para comparação.

A correção do efeito especular foi realizada após a aplicação dos algoritmos de correção atmosférica, de acordo com a metodologia utilizada por Maciel (2019). A metodologia contempla que a correção do brilho é diretamente atribuída ao comprimento de onda vermelho de ondas curtas (SWIR), já que o sinal restante nessa banda é proveniente do efeito de reflexão especular na superfície da água, visto que o sinal originário dessa banda é insignificante em corpos d'água, até mesmo para aqueles que contenham uma alta concentração de TSS e tenderiam a ter uma relação de sinal/ruído maior nessa região do espectroeletrômagnético.

Com base na Figura 4 nota-se que o efeito *sunlint* teve impacto direto na imagem orbital do dia 04/10/2020. Assim, a correção desse efeito foi realizada para essa data de campo, utilizando a fórmula abaixo (fórmula 6) de modo a identificar a variação do efeito no dado de Reflectância da superfície da água e corrigir o mesmo.

$$R_{rs\_deglint} = R_{rs\_ac} - R_{rs\_ac}(SWIR) \quad (6)$$

Em que,  $R_{rs\_deglint}$  é a Reflectância da superfície da água com correção atmosférica e correção do efeito *sunlint*,  $R_{rs\_ac}$  é a Reflectância da superfície da água

corrigida atmosféricamente e  $R_{rs\_ac}$  (SWIR) é a Reflectância da superfície da água na banda do infravermelho de ondas curtas.

#### 4.4 Tratamento dos dados e análise estatística

Ao todo foram realizadas 48 amostras no Lago Paranoá durante as campanhas de campo (Tabela 3), desconsiderando as datas de 29/11/2016 e 17/08/2020 por só terem ocorrido a passagem de Landsat ou Sentinel, respectivamente. E ressaltando que nem todas as campanhas de campo têm o mesmo número de amostras devido alguns imprevistos com o barco e até mesmo por condições climáticas do momento. Foram aplicadas 24 correções atmosféricas, considerando as diferentes datas e imagens de satélites provenientes do Landsat-8 e Sentinel-2.

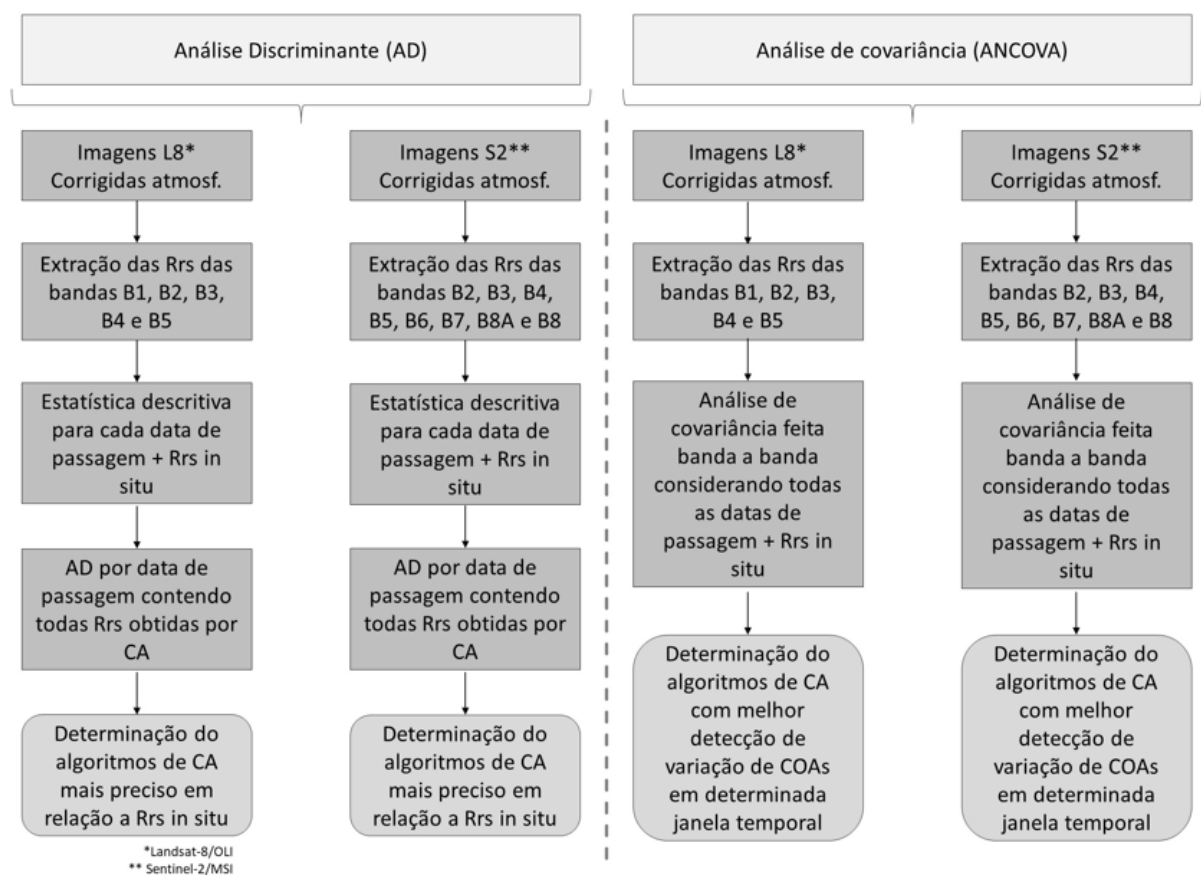


Figura 5. Fluxograma das análises estatísticas realizadas durante a pesquisa.

As relações existentes entre os dados de reflectância obtidos em campo, corrigidos atmosféricamente e de topo da atmosfera (TOA), foram analisadas com base em dois métodos estatísticos, Análise Discriminante (Carvalho et al., 2020) e Análise de covariância, sendo as variáveis independentes os dados coletados *in situ* e as variáveis dependentes as reflectâncias corrigidas (Figura 5).

A análise discriminante (AD) é uma técnica estatística multivariada e faz parte de um modelo estatístico preditivo que tem sido amplamente utilizada para o mapeamento de variáveis ambientais (Kravchenko et al., 2002; Nanni, Demattê e Fiorio, 2004; Fabiyi, et al., 2021). Esse método estatístico utiliza técnicas de estatística multivariada que permitem separar os objetos de uma única população (Reflectâncias obtidas pelas diversas correções atmosféricas, no caso desse estudo) em diferentes classes por isso a escolha desse método para a avaliação dos resultados obtidos na pesquisa.

Além disso, a AD tem sido utilizada para discriminar e classificar objetos ou dados específicos com base na redução da dimensionalidade dos dados de determinada população (Huang, et al., 2021). Ou seja, a análise discriminante permite determinar uma associação de classe usando uma ou várias funções discriminantes com base em combinações lineares das variáveis, e dessa forma é possível prever a melhor discriminação entre as classes (McLachlan, et al., 2009; Fabiyi, et al., 2021).

Sabendo que a análise discriminante utiliza uma ou até mesmo diversas funções discriminantes para realizar as combinações lineares das variáveis e fornecendo uma melhor discriminação entre as classes formadas, uma forma geral que representa esse tipo de função pode ser observada na fórmula 7 abaixo.

$$Y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n \quad (7)$$

Em que, Y é a variável dependente,  $x_i$  é a variável preditora e  $b_i$  é o coeficiente da função discriminante.

Alguns estudos voltados para a análise de dados espectrais têm utilizado essa técnica para classificar a proximidade de dados de reflectância coletados de formas distintas (Dube et al., 2017; Nyamekye et al., 2021; Ning, et al., 2022) com base na

redução da dimensionalidade e classificação das variáveis para melhor visualização e comparação dos dados amostrais. Esse tipo de aplicabilidade mostra efetividade no que tange ao agrupamento de dados semelhantes e retirada de *outliers*, de modo que seja capturada a real estrutura de variedade dos dados (Ning, et al., 2022).

Considerando que as principais bandas que obtém resposta espectral da água são: azul costal, azul, verde, vermelho e infravermelho próximo para o Landsat-8 e Sentinel-2, a análise discriminante foi realizada para essas bandas em específico para evitar valores que se diferenciam drasticamente dos demais (*outliers*). Logo, a AD foi realizada da seguinte forma: Para cada data de campo citada na Tabela 3 e a respectiva imagem obtida por meio das respostas do sensor OLI e MSI, separadamente, foram analisadas de forma que os valores de *endmembers* separados nos dois principais eixos fossem plotados em um gráfico para a futura análise de acurácia e precisão de cada método analisado.

Como forma de analisar os padrões de comportamento entre as variáveis dependentes e independentes no intervalo de tempo dos dados coletados, utilizou-se o método de Análise de covariância (ANCOVA) como forma de analisar a variação temporal dos dados de reflectância da superfície da água obtidos através da correção atmosférica.

Quando se trata de analisar estatisticamente determinado grupo de dados por diversas vezes existem várias variáveis e é preciso determinar àquela que será o foco do estudo, ou seja, qual será a variável dependente, que nessa pesquisa se trata dos dados de reflectância obtidos através das correções atmosféricas. E de acordo com Rechher e Schaalje (2008) a covariância pode ser escrita conforme a fórmula abaixo:

$$y = Z\alpha + X\beta + \varepsilon \quad (8)$$

Fonte: Florenzano, 2002

Em que, O Z é uma matriz de 0 e 1,  $\alpha$  contém a média  $\mu$  e os parâmetros de efeito de tratamento, X contém os valores das covariáveis e  $\beta$  contém os coeficientes das covariáveis.

Ou seja, as análises foram feitas separadamente, considerando cada algoritmo de correção e cada banda para todas as datas disponíveis. Com base nessas análises foi possível observar quais métodos de correção tiveram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), mostrando variações para os valores de reflectância ao longo da janela temporal de análise, pois assim é possível analisar qual algoritmo de correção e qual banda mostrou resposta mais próxima aos dados de campo coletados *in situ*.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Análise dos espectros de reflectância obtidos em campo e Análise da resposta espectral obtida por meio das imagens orbitais Landsat8/OLI e Sentinel-2 corrigidas atmosféricamente

As curvas espectrais obtidas em campo com o auxílio do espectrorradiômetro podem ser observadas na Figura 6.

Os dados obtidos em campo, quando reamostrados para os intervalos de comprimento de onda dos sensores OLI e MSI, podem ser observados na Figura 7.

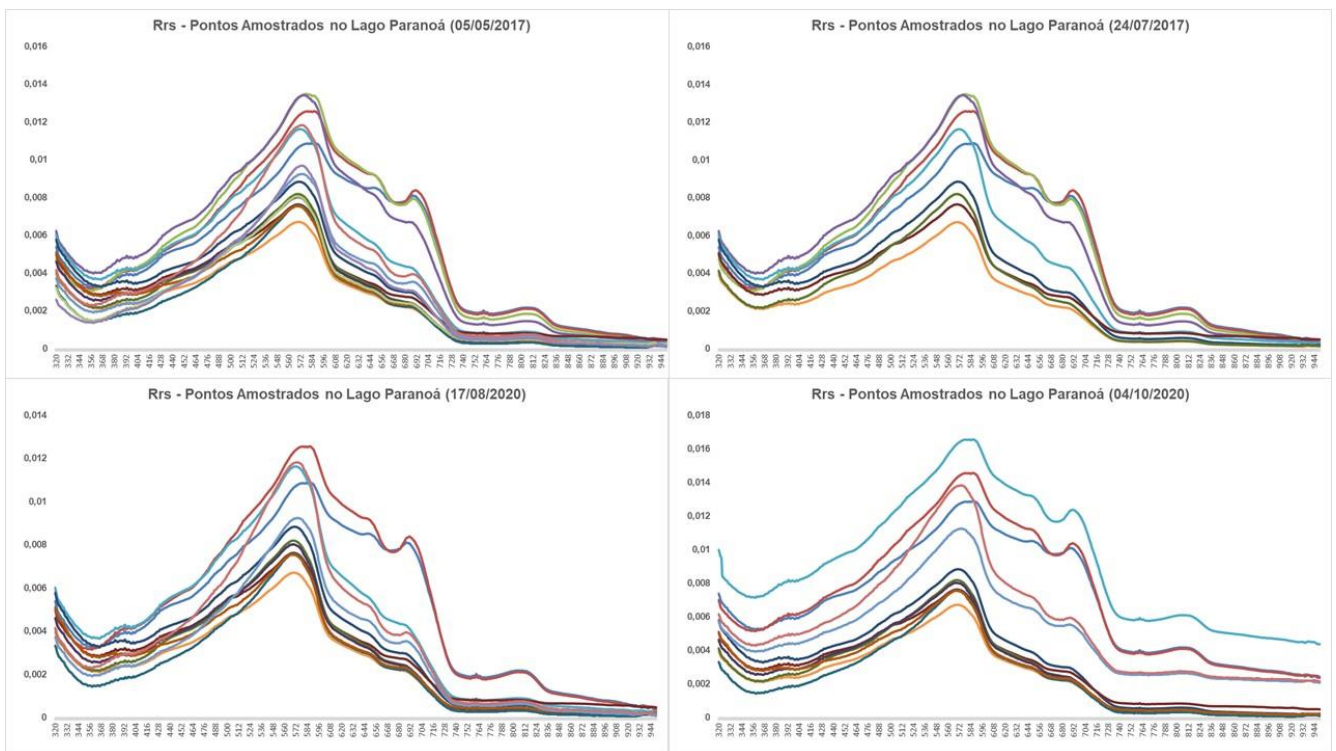


Figura 6. Curvas espectrais obtidas durante as campanhas de campo realizadas

Nota-se que as curvas espectrais têm um comportamento similar quando se trata da região do azul (430 a 500 nm), ou seja, valores muito baixos no principal intervalo de resposta de corpos aquáticos no espectro eletromagnético. Além disso, outro fator impactante que somatiza a baixa resposta espectral da água é o fato de que o Lago Paranoá tem baixas concentrações de compostos opticamente ativos (COAs) de forma que diversos sensores não tem a sensibilidade necessária para captar as diferenças de concentrações na coluna d'água, tornando ainda mais imprescindível a correção dos efeitos atmosféricos em relação a esses estudos.

Além das características intrínsecas citadas, é possível notar que o campo do dia 04/10/2020 mostra valores mais elevados de reflectância, atingindo picos de 0,016 na região do verde (550 a 560 nm) enquanto os demais campos atingiram picos de no máximo 0,014 também na região do verde. Visto que no campo do dia 04/10/2020 as concentrações de COAs não tinham diferenças significativas, os valores maximizados de reflectância se devem pelo efeito da reflexão especular.

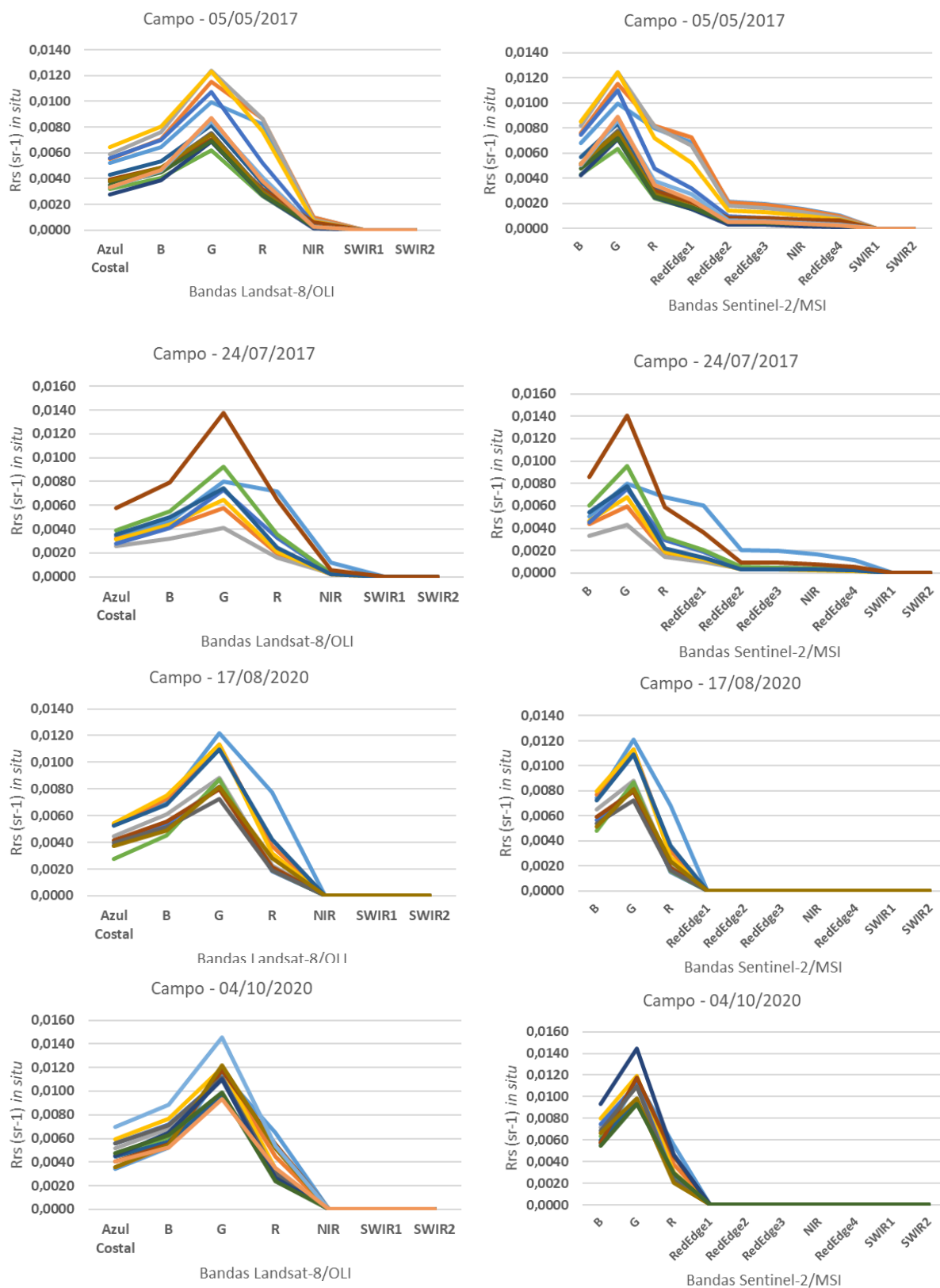


Figura 7. Espectros de Reflectância de sensoriamento remoto (Rrs) coletadas durante as campanhas de campo e reamostradas para os intervalos de banda do Landsat-8/OLI (a direita) e Sentinel-2/MSI (a esquerda).

Durante as campanhas de campo realizadas as condições meteorológicas eram favoráveis, com poucas nuvens e condições de vento abaixo do limite, exceto para a data de 04/10/2020 em que tínhamos ventos mais fortes, ondulando a superfície da água, de modo que na imagem orbital do Satélite Landsat-8 para essa data é possível observar efeito de reflexão especular na imagem. Logo, para essa imagem em específico, e para as demais, a situação ideal seria a aplicação da correção de *sunglint*, já que nenhum dos algoritmos de correção atmosférica contemplam esse tipo de correção.

Nota-se que as assinaturas espectrais têm um aspecto ascendente da região do azul (430 a 500 nm) para a região do verde (550 a 560 nm), tendo maiores valores de reflectâncias nas bandas 3 de ambos os sensores e tendendo a cair em sequência, com valores mais baixos na região do vermelho (650 a 660 nm) e do infravermelho próximo (860 a 870 nm). Em todos os campos apresentados, as respostas espectrais ou os valores de Rsr são mais baixos do que os encontrados em águas com concentrações mais elevadas de *Chl-a*, matéria orgânica dissolvida colorida e de sólidos suspensos totais presentes na água presentes na literatura (Binding et al., 2020; Jensen, 2011; Maciel et al., 2019).

A curva observada nas respostas espectrais de todos os campos se assemelham a uma curva característica de água turva, de acordo com Florenzano (2002), e corrobora com trabalhos da literatura que indicam que o melhor intervalo para identificação de variações de alvos aquáticos no sensoriamento remoto em relação a concentração de Compostos Opticamente Ativos (COAs), que são: 440 a 450 nm (azul), 550 a 560 nm (verde), 650 a 660 nm (vermelho), 680 a 690 nm, 800 a 810 nm e 860 a 870 nm (Infravermelho próximo) (Matthews, et al., 2011; Gholizadeh, et al., 2016).

Os valores mais baixos de reflectância podem ser observados na região do azul e estão diretamente ligados à absorção das algas nessa região ou a presença de matéria orgânica dissolvida colorida e quando ambas as situações estão presentes em um mesmo ambiente aquático torna-se um desafio separar as feições para cada uma dessas causas (Barbosa, et al., 2019). Ou seja, os baixos valores de reflectância



identificados em campo e reamostrados para os sensores OLI e MSI podem estar indicando qualquer uma das duas situações.

De acordo com estudos recentes realizados no Lago Paranoá (Borges, et al., 2020; Olivetti, et al., 2020; Barbosa, et al., 2021) a concentração de Chl-a é muito baixa em toda a extensão do Lago, com alguns pontos de concentração elevada, mas considerados baixos em relação a resolução CONAMA nº 357 e abaixo do limite estabelecido para a classe do reservatório, de 30 mg/m<sup>3</sup>, indicando excelente condição da água em relação a esse componente., com concentrações variando entre 0,00 e 16,12 mg/l e média de 4,83 mg/l com base nos dados de campo (Tabela 10).

Tabela 10. Síntese das variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas coletadas no reservatório DO Lago Paranoá durante as campanhas de campo do estudo realizado.

<b>Data</b>	<b>Estatística descritiva</b>	<b>Chl-a (mg/l)</b>	<b>pH</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>
<b>05/05/2017</b>	Média	5,25	N/A	N/A	N/A
	Mínimo	4,29	N/A	N/A	N/A
	Máximo	12,01	N/A	N/A	N/A
	DP	2,10	N/A	N/A	N/A
<b>17/08/2020</b>	Média	3,18	5,26	57,67	27,66
	Mínimo	0,95	5,15	2,34	27,44
	Máximo	9,54	5,39	121,51	27,92
	DP	1,91	0,08	44,56	0,17
<b>04/10/2020</b>	Média	6,07	7,42	42,32	26,58
	Mínimo	0,00	6,95	37,60	25,3
	Máximo	16,12	7,80	56,00	29,20
	DP	4,73	0,27	5,54	0,96

Com base nos dados coletados conforme a Tabela 10, deduz-se que a água se encontra dentro dos padrões estabelecidos para o reservatório para os parâmetros limnológicos medidos. Porém, mais coletadas de dados in situ devem ser feitas com maior periodicidade para completo monitoramento do manancial público.

E como o sensoriamento remoto é utilizado como uma ferramenta para o monitoramento da qualidade da água de mananciais públicos, é importante destacar que as concentrações de Chl-a (um dos compostos opticamente ativos – COAs) estão abaixo do limite mínimo detectável através do sensoriamento remoto (Shang, et al., 2017; Cheng, et al., 2020).

A pesquisa contemplava estimar concentração de COAs e avaliar as diferenças entre as correções para avaliar sensibilidade, no entanto, devido a pandemia, não foi possível realizar a quantidade de campos idealizada inicialmente e durante um dos campos realizados a sonda EXO teve problemas para coletar os dados limnológicos que auxiliariam na estimativa de COAs. Logo não obteve-se quantidade suficiente de dados para que fosse feita essa estimativa de forma significativa.

## *5.2 Análise estatística das Reflectâncias de sensoriamento remoto (Rrs)*

Antes de aplicar as técnicas de análise discriminante e análise de covariância, foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov que consiste em um teste não paramétrico, ideal para aplicação em pequenas amostras, sem restrições excessivas e permite medir o grau de concordância entre a distribuição de um conjunto de dados e uma distribuição teórica específica. Ou seja, permite dizer se as amostras seguem uma distribuição normal ou não.

Considerando como variáveis independentes (preditores) as reflectâncias e os dados dependentes as reflectâncias obtidas através da correção atmosférica, observou-se que a amostra utilizada segue uma tendência de não normalidade.

Assim sendo, a análise discriminante surge como uma boa ferramenta para identificar a relação de precisão e acurácia dos algoritmos de correção atmosférica testados em relação à variável preditora, pois a análise consiste na redução da dimensionalidade da amostra, com representação maior do que 99% dos dados em

dois eixos principais, F1 e F2, que correspondem aos dois principais vetores contendo os *endmembers*.

Além disso, a análise de covariância, que combina a Análise de Variância (ANOVA) e Análise de Regressão, é usada para reduzir o erro experimental, mas também aplica uma regressão linear múltipla (regressão estatística) aos resultados para aprofundamento das análises de correlação dos dados ao longo de uma janela temporal específica.

### 5.2.1 Análise discriminante da Rrs corrigida

Como dito anteriormente a análise discriminante é uma boa ferramenta para identificar a relação de precisão e acurácia dos algoritmos de correção atmosférica. A diferença de aplicação da AD para uma análise de principal componente (PCA) existe, e como a PCA não responde bem a alvos que sejam supervisionados, optou-se por aplicar a AD. Quando observada a motivação da aplicação da AD, subentende-se que temos como objetivo da análise: 1) Redução de dimensionalidade para simplificação do problema (criação de eixos discriminantes F1, F2,...) e 2) Melhorar a capacidade de discriminação entre as classes, que nesse caso, são os diferentes algoritmos de correção atmosférica testados. No entanto, vale destacar que a análise discriminante não é robusta o suficiente para identificar distribuições intraclasses, por exemplo, variações de reflectâncias obtidas por um mesmo algoritmo de CA ao longo do tempo.

Logo, para essas análises, todas as bandas foram analisadas em conjunto para cada data de campo realizada, criando as respectivas classes (algoritmos de CA) distribuídas ao longo dos dois principais eixos discriminantes gerados. Assim, será utilizada apenas para determinar precisão e acurácia dos algoritmos escolhidos.

As correlações canônicas têm como princípio básico desenvolver uma combinação linear em cada um dos conjuntos de variáveis (dependentes e independentes) tal que a correlação entre os dois conjuntos seja maximizada, ou seja, indica a qualidade da discriminação de determinado conjunto de dados com base nos eixos discriminantes criados ( $F_n$ ).

De acordo com as correlações canônicas obtidas pelos eixos discriminantes (Tabela 11) nota-se que na totalidade de datas de campo, considerando os algoritmos de correção atmosférica aplicados para as imagens orbitais de cada sensor e os eixos discriminantes propostos, os dois principais eixos F1 e F2 representam, no mínimo, 97% da totalidade de informações, ou seja, uma boa qualidade de discriminação dos dados com uma baixa mistura de pontos, garantindo que *outliers* sejam desconsiderados para futuras análises de correlação entre os dados.

Tabela 11. Correlações canônicas dos dados de Reflectância de sensoriamento remoto obtido através da aplicação de algoritmo de CA para as principais bandas que mostram a resposta espectral da água para cada satélite.

<b>Data</b>	<b>Eixo Discriminante</b>	<b>Landsat-8/OLI</b>	<b>Sentinel-2/MSI</b>
<i>05/05/2017</i>	F1	1,00	0,99
	F2	0,99	0,97
	F3	0,95	0,92
	F4	0,54	0,58
	F5	0,13	0,09
<i>24/07/2017</i>	F1	0,99	0,96
	F2	0,97	0,98
	F3	0,86	0,42
	F4	0,29	0,26
	F5	0,17	0,19
<i>25/10/2017</i>	F1	N/A	0,99
	F2	N/A	0,51
	F3	N/A	0,42
	F4	N/A	N/A
	F5	N/A	N/A
<i>17/08/2020</i>	F1	0,99	0,99
	F2	0,98	0,99
	F3	0,78	0,97
	F4	0,36	0,85
	F5	0,24	0,028
<i>04/10/2020</i>	F1	0,99	0,99
	F2	0,98	0,99
	F3	0,82	0,90
	F4	0,35	0,74
	F5	0,25	0,14

A partir do momento em que é feita a redução da dimensionalidade dos dados e os mesmos são discriminados em classes é possível realizar certas inferências conforme vamos comentar com base nas Figura 8 e Figura 9.

De acordo com a Figura 8, podemos ver as classes discriminadas (algoritmos de CA) a partir da Reflectância de superfície da água obtida através das correções. Nota-se que o eixo mais representativo (F1) representa em todas as datas de passagem > 90% dos dados.

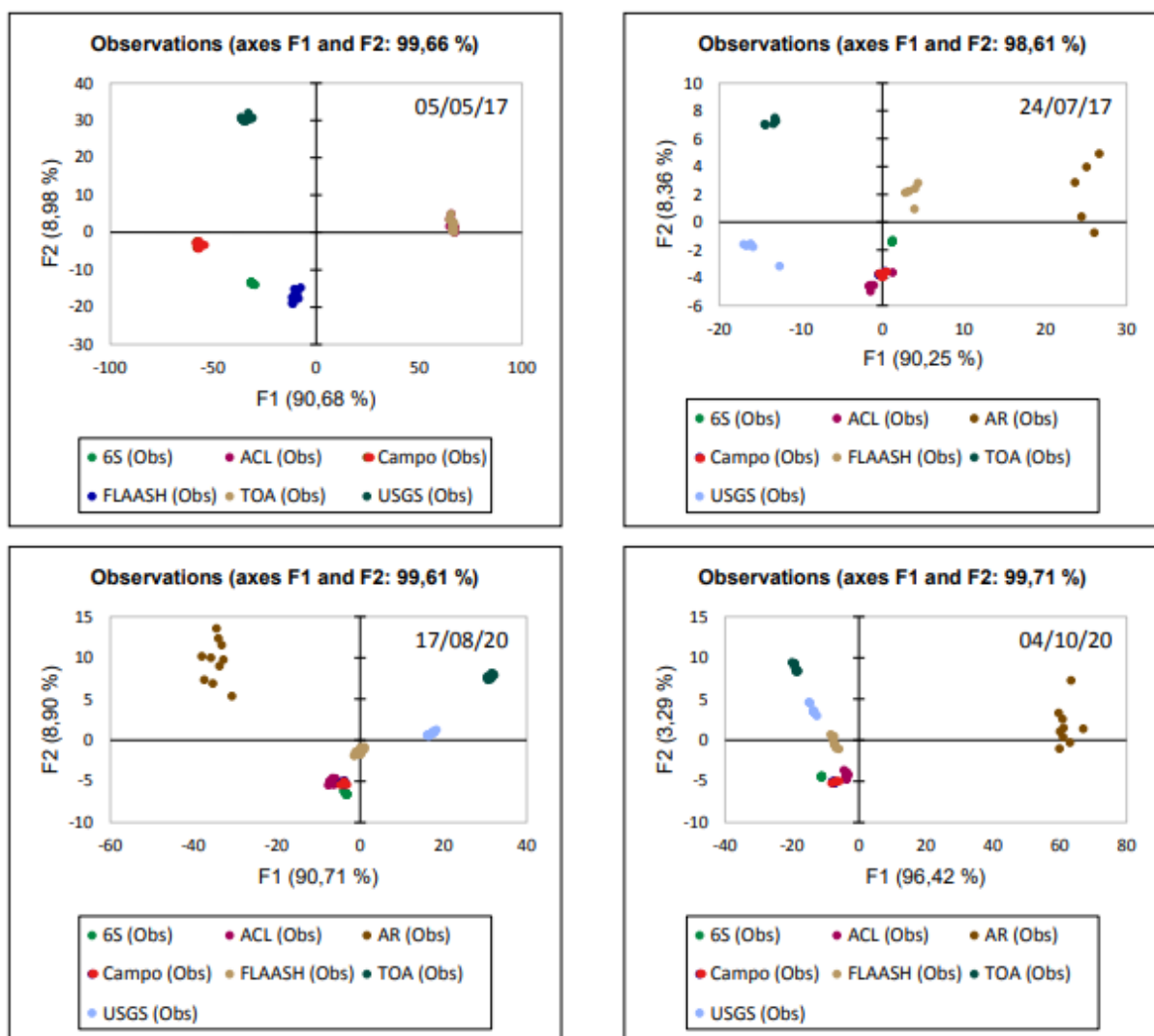


Figura 8. Correlação das classes obtidas por meio da Análise Discriminante correlacionando os dados entre os principais eixos discriminantes (F1 e F2) para os algoritmos aplicados em imagens provenientes do Landsat-8/OLI nas respectivas datas de campo.

Em relação ao método mais preciso, considerando as condições específicas para esse estudo, nota-se que, em uma ordem decrescente de precisão dos algoritmos, temos: 1) 6S (*Second Xulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*); 2) ACOLITE; 3) FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*); 4) L8SR (*Provisional Landsat-8 Surface Reflectance Algorithm*); 5) L8PAR (*Landsat 8 Provesional aquatic reflectance*). Além disso, os dados que se mostram mais acurados em relação a classe de referência (Campo) seguem a mesma ordem citada para a precisão, sendo o 6S, até o momento o algoritmo mais preciso e acurado em relação aos dados de reflectância obtidos em campo, sem considerar as variações temporais dos dados.

A determinação do método mais acurado e preciso, além da distribuição dos pontos, vai de acordo com o quadrante em que os pontos inseridos. Considerando os quatro quadrantes presentes no plano cartesiano, a melhor distribuição da classe gerada seria com os pontos presentes no quarto quadrante, pois teria maiores valores para o eixo discriminante F1 e menores valores para o eixo discriminante F2 que tem menor representatividade dos dados.

Dessa forma, considerando a disposição dos pontos em relação aos quadrantes, e que a distribuição dos mesmo tem impacto direto na precisão e acurácia das classes geradas, temos alguns resultados analisados que serão comentados.

O algoritmo 6S (*Second Xulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) é um dos códigos que simula a transferência radiativa e é um dos mais utilizados, com uma vasta quantidade de dados e validações já publicados ao longo dos anos (Kruse, et al., 2004; Vermote, et al., 2006; Kotchenova, et al., 2007; Eugenio, et al., 2017; Yang, et al., 2021; Roger, et al., 2022). No entanto, ele não separa a superfície refletora da reflexão que de fato é proveniente do alvo, e essa característica para aplicação em ambientes aquáticos precisa ser considerada já que esses ambientes não apresentam grande variação espacial da Rrs como em ambientes terrestres, podendo ocasionar em uma remoção dos efeitos atmosféricos mas também da própria resposta da água quando aplicado, portanto, é imprescindível que os parâmetros como: visibilidade, data e hora de aquisição e informações de angulação do sensor

sejam parametrizadas, pois assim a abordagem física é mais precisa que a imagem puramente abordada (Pisanti, et al., 2022).

No entanto, o ACOLITE também mostrou resultados significativos e vem sendo amplamente abordado em aplicações nos corpos d'água (Maciel, et al., 2022; Caballero, et al., 2022). Esse algoritmo tem o ajuste de pixel escuro (DSF) que foi originalmente desenvolvido para aplicações em corpos aquáticos com altas resoluções espaciais, mas mostrou alto potencial para imagens Landsat-8 e Sentinel-2, principalmente por esses terem a banda do SWIR, pois, apesar de ter a resolução espacial menos precisa de ambos os sensores que não captariam de forma tão precisa as sombras deixadas nos alvos, a presença da banda SWIR que tem resposta praticamente nula de Rrs permite um bom desempenho caso essa região não seja afetada por efeitos adjascentes, como por exemplo, o *sunglint* que é corrigido justamente fazendo a subtração da banda SWIR.

Dessa forma, graças à presença de bandas SWIR, onde a água deixando a refletância de radiância,  $\rho_w$ , for zero, o DSF deve ter um bom desempenho nos casos em que a refletância SWIR não é significativamente afetada pelos efeitos de adjacência. No entanto, vale lembrar que a razão escolhida para a aplicação desse algoritmo foi R/NIR, justamente pela baixa resposta do alvo na região do SWIR. Ou seja, por mais que o sensor ter a banda do SWIR auxilie na correção atmosférica, quando essa banda é utilizada na razão, acaba retirando parte da resposta espectral da água, ao contrário do que foi observado utilizando R/NIR.

Ainda assim, é importante salientar que esse algoritmo de CA, ACOLITE, utiliza a razão entre bandas R/NIR para corrigir a reflectância da água, o que pode tornar sua aplicabilidade limitada para corpos aquáticos com altas concentrações de Clorofila-a que afetam a absorção nas regiões do vermelho e infravermelho próximo (Vanhellemont, et al., 2015; Luo, et al., 2018; Vanhellemont, et al., 2019). Ou seja, caso o Lago Paranoá não tivesse tipicamente baixas concentrações de COAs e tivesse em processo de eutrofização com alta intensidade, a aplicação desse algoritmo de CA deveria ser reavaliada e buscar entender o limite da concentração de Clorofila-a aceitável para sua aplicação.

Quando observamos os gráficos de maneira geral, os campos datados de: 24/07/2017, 17/08/2020 e 04/10/2020 têm correlações lineares. A data de 05/05/2017 ainda não tinha o produto L8PAR disponível, portanto, a falta dessa classe impossibilita a comparação dessa data com as demais para esse requisito a ser analisado. A correlação linear observada tem valores de coeficientes angulares  $\alpha > 0$ , exceto para a data de 04/10/2020 que contém  $\alpha < 0$ .

Para compreender o coeficiente angular negativo da data 04/10/2020 é importante destacar o efeito de *sun glint* na imagem orbital disponibilizada pela USGS. Esse efeito reflete a radiação eletromagnética em todas as direções, impactando em toda a região do espectro visível. Logo, a resposta que chega até o sensor, e que é corrigida atmosféricamente em seguida, já está somatizada a esse erro, tornando o dado menos acurado em relação à classe Campo utilizada como referência. Nesse gráfico, podemos notar que, além do coeficiente angular negativo, também corrobora com o impacto do *sun glint* a predominância das classes discriminadas no segundo quadrante, ou seja, maiores valores para F2 do que para F1, se assemelhando mais ao segundo eixo que têm menor representatividade. Assim, deduz-se que mesmo aplicando a correção atmosférica, é preciso atentar-se para o efeito de reflexão especular que mostrou alteração na Rrs mesmo após a aplicação dos algoritmos de correção atmosférica aplicados na pesquisa, e precisa ser corrigido conforme indicam



trabalhos recentes (Tavares, et al., 2021; Caballero, et al., 2022; Greenberg, et al., 2022).

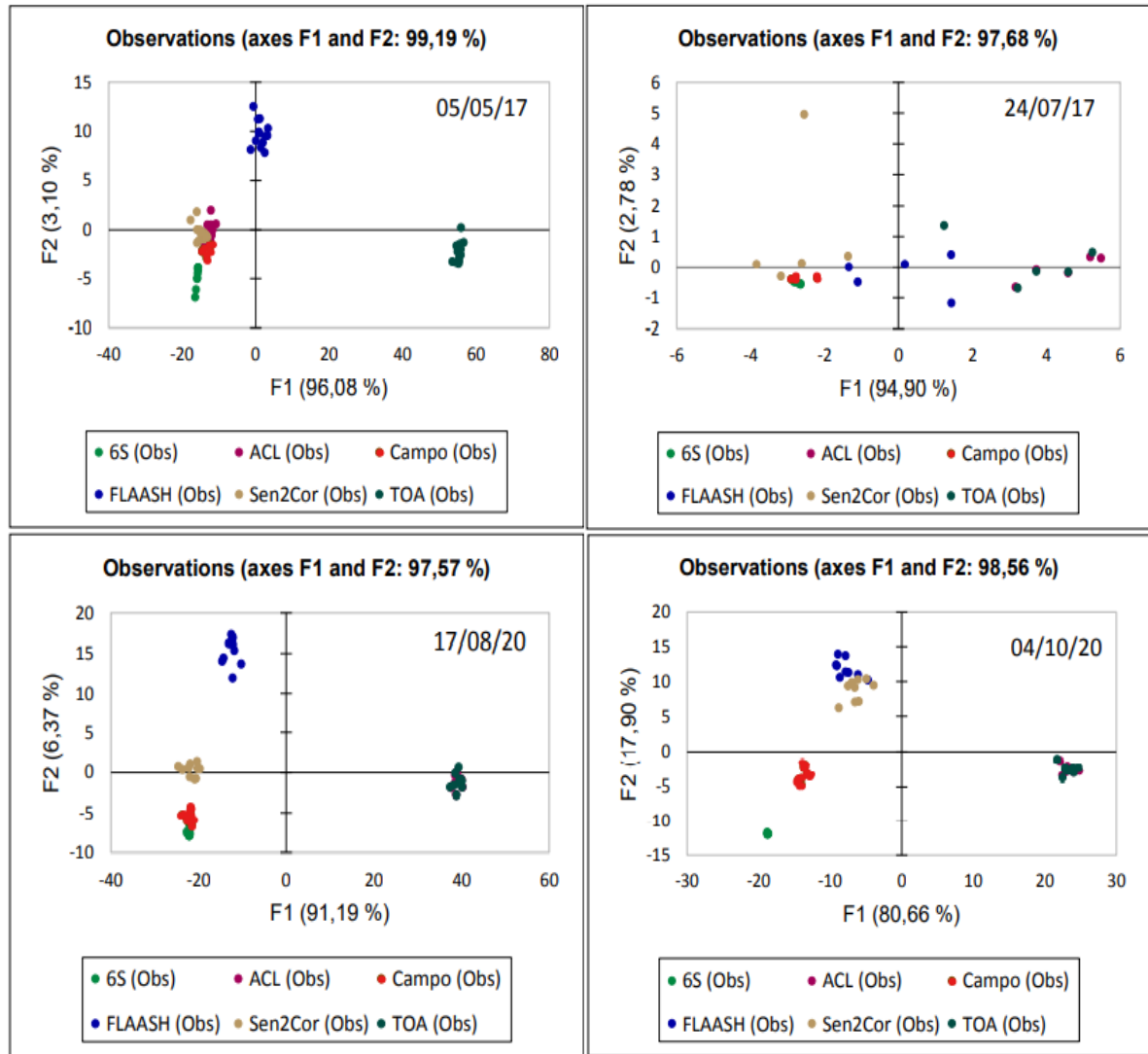


Figura 9. Correlação das classes obtidas por meio da Análise Discriminante correlacionando os dados entre os principais eixos discriminantes (F1 e F2) para os algoritmos aplicados em imagens provenientes do Sentinel-2/MSI nas respectivas datas de campo.

A Figura 9 nos mostra as classes discriminadas com base nos algoritmos de correção atmosférica aplicados as imagens orbitais obtidas através do Sentinel-2/MSI. À primeira vista nota-se que as classes obtidas por AD nas imagens do sensor MSI corrigidas atmosféricamente não foram tão bem discriminadas quanto para as imagens orbitais do sensor OLI. Os dados da Tabela 11 corroboram com essa citação,

já que apesar de F1 e F2 terem valores maiores que 90% esses são mais baixos em relação aos observados para o Landsat-8/OLI e decaem para < 50% a partir de F3.

A precisão e acurácia das classes para esse sensor em específico também mostraram um resultado inferior quando comparado ao observado na Figura 8. Exceto para o algoritmo 6S (*Second Xulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) que ainda sim se mostrou mais preciso e acurado em relação aos demais, mesmo considerando o algoritmo Sen2Cor desenvolvido pela mesma empresa que colocou em órbita o satélite Sentinel-2/MSI, a *European Space agency* (ESA) (Abdelal, et al., 2022).

Foi observado correção linear entre os dados apenas para a data de 05/05/2017, com desvios relativos maiores em relação ao eixo F2. Quanto as demais datas, pode-se dizer que existe a tendência das classes estarem situadas no segundo quadrante, mostrando maiores valores relativos ao F2 e não ao F1 (eixo discriminante mais representativo).

### 5.2.2 Análise de covariância para variação temporal da Rrs

A análise de covariância foi aplicada com o intuito de analisar quais algoritmos de CA captam as variações dos dados em uma janela temporal e quais algoritmos tendem a retirar boa parte da resposta espectral durante a correção.

Conforme citado, essa análise foi realizada separadamente para cada tipo de imagem orbital (Landsat-8/OLI e Sentinel-2/MSI) e para cada algoritmo de CA utilizado, mas considerando todas as datas durante o processamento de cada algoritmo.

Como a variação no tempo agora é incluída como uma variável, é importante garantir que os dados de Rrs coletados *in situ* (variável independente) mostrem uma variação não significativa, indicando uma metodologia acertiva para a coleta das informações, enquanto que os dados de Rrs obtidos por correção atmosférica devem mostrar valores significativos para indicar se há detecção de variação da informação na janela temporal. Essas análises foram obtidas por meio do teste t e os resultados

desse processamento estão descritos na Tabela 12. Vale ressaltar que para os dados obtidos através do produto L8PAR não foram considerados para a análise temporal pois os mesmos apresentaram valores não significativos devido à sua alta variabilidade.

Tabela 12. Valores do Teste t para identificação das variáveis dependentes significativas ( $Pr < 0,005$ ), considerando aplicações das correções em imagens Landsat-8/OLI.

Algoritmos de CA + Rrs <i>in situ</i>	Teste $Pr >  t $				
	Azul Costal	B	G	R	NIR
<i>FLAASH</i>	0,715	0,780	0,464	0,090	0,630
6SV	0,000	0,183	0,186	0,126	0,000
<i>L8SR</i>	0,421	0,534	0,853	0,454	0,618
<i>ACOLITE</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,055

Considerando que todos os valores de campo para o algoritmo de CA e para a banda em questão as variáveis de campo não obtiveram mudanças significativas, podemos considerar que a coleta de dados foi realizada com base em um mesmo padrão e pode ser utilizada como referência.

Para os processamentos aplicados às imagens do Landsat-8/OLI nota-se que o ACOLITE obteve um melhor resultado, pois considerando a janela temporal com as

datas de campo realizadas durante essa pesquisa, o algoritmo mostrou variação significativa para as respostas espectrais nas bandas do Azul Costal, Azul, Verde, Vermelho e ficou muito próximo na região do infravermelho próximo (NIR) (Tabela 12). Similar aos resultados observados por Maciel (2022) e Caballero (2022).

Em seguida, podemos observar a mesma análise considerando a janela temporal como variável aplicada para as imagens orbitais provenientes do Sentinel-2/MSI e corrigidas atmosféricamente com base nos seguintes processamentos (Tabela 13).

Tabela 13. Valores do Teste t para identificação das variáveis dependentes significativas ( $Pr < 0,005$ ), considerando aplicações das correções em imagens Sentinel-2/MSI.

Algoritmos de	Teste $Pr >  t $			
	CA	FLAASH	6SV	Sen2Cor
<i>B</i>	0,000	0,188	0,084	0,000
<i>G</i>	0,000**	0,000	0,074	0,000
<i>R</i>	0,000**	0,000	0,041	0,000**
<i>RedEdge1</i>	0,000**	0,021	0,032**	0,000**
<i>RedEdge2</i>	0,095	0,003	0,096	0,000**
<i>RedEdge3</i>	0,098	0,255	0,720	0,000**
<i>RedEdge4</i>	0,178	0,000	0,759	0,000**
<i>NIR</i>	0,166	0,004	0,246	0,000**

Assim como ocorreu nas análises realizadas para as imagens Landsat-8/OLI, para as imagens provenientes do Sentinel-2/MSI os dados de campo apresentaram valores não significativos ( $Pr > 0,005$ ), exceto para o algoritmo de CA ACOLITE, ou

seja, em relação àquele processamento e àquela banda em específico do sensor, os dados de campo seguiram um padrão e podem ser utilizados de base como dados de referência para os demais métodos de correção atmosférica.

O ACOLITE é um método semi-empírico que assume algumas condições para ser aplicado na estimativa da carga óptica dos aerossóis, sendo essas menos complexas do que as adotadas pelo FLAASH e 6S, por exemplo, são modelos de transferência radiativa (modelos físicos) e a parametrização é mais complexa, trazendo mais dados de entrada para caracterização da atmosfera (Yang, et al., 2022).

Considerando os números observados na Tabela 13 nota-se que os valores mais significativos na quase totalidade das bandas analisadas, os valores de Rrs obtidos através da aplicação do modelo 6S. Mostrando que esse modelo mostra as variações nessa janela temporal analisada de forma significativa para praticamente todas as bandas analisadas.

Tendo em vista os resultados observados, tanto para acurácia e precisão dos dados em relação aos de Rrs *in situ*, utilizados como referência, quanto para variação do dado de Rrs em determinada janela temporal os algoritmos 6S e ACOLITE mostraram melhores respostas. Dependendo das condições físicas e químicas do corpo d'água alvo os algoritmos 6s e ACOLITE vem mostrando boas respostas (vanhellemont, et al., 2019; Maciel, et al., 2022; Caballero, et al., 2022; Yang, et al., 2022).

E de acordo com Yang (2022) que faz um retrospecto da evolução do sensoriamento para análises de qualidade da água, os métodos físicos têm algumas vantagens em relação ao método empírico (grande incerteza nos dados) e semi-empírico (necessita de grande quantidade de pontos amostrados), pois esse não requer muitos pontos de amostragem em campo, e tendo um equipamento de aquisição de dado calibrado, mostra boas respostas e tem alta aplicabilidade.

Logo, o algoritmo 6S tem alta aplicabilidade e resultados satisfatórios para análise de qualidade da água através do sensoriamento remoto, desde que sejam corrigidos os efeitos de reflexão especular.

### 5.2.3 Análise de correlação entre os dados de reflectância de sensoriamento remoto após correção do efeito especular e dados radiométricos coletados em campo

Considerando que os efeitos atmosféricos afetam as respostas espectrais dos alvos de diferentes formas ao longo das regiões do espectro eletromagnético e das respectivas características ópticas do alvo, a correlação dos dados com correção do efeito especular e os dados coletados *in situ*, utilizados como referência, foi feita banda a banda, de modo a compreender a interação desse efeito com a resposta espectral da água que encontra-se, principalmente, na região do azul e verde.

Como forma de análise de comparação entre os dados gerados, o método estatístico escolhido foi o coeficiente de Pearson, pois o mesmo torna possível medir a relação estatística dos dados de reflectância *in situ* com a Rrs obtida através da correção atmosférica e com a Rrs após a remoção do efeito sunlint à título de comparação e de obter o valor mais próximo possível do dado de Rrs de referência.

Inicialmente utilizou-se o método de correlação linear para as reflectâncias obtidas a partir das imagens multiespectrais Landsat-8 (Tabela 14) e em seguida a mesma correlação foi feita para as imagens multiespectrais Sentinel-2 (Tabela 15) com os respectivos algoritmos de correção atmosférica aplicados para ambos os sensores.

Observando os valores da correlação de Pearson para as correções aplicadas às imagens Landsat-8, na região do azul costal obteve-se uma forte correlação negativa para todos os algoritmos de correção atmosférica aplicados, ou seja, quanto maior o valor da Rrs coletada *in situ*, menor será o valor da Rrs corrigida atmosféricamente e Rrs após a remoção do efeito *sunlint*. Altos valores de respostas espectrais observadas na região do azul costal e azul, principais regiões de resposta da água e que tem o maior impacto de efeitos atmosféricos, estão diretamente relacionadas com efeitos atmosféricos que superestimam os valores de Rrs (Ponzoni, et al., 2007; Barbosa, et al., 2019; Vanhellemont, et al., 2019; Sresto, et al., 2022). Logo, quanto mais altos valores de Rrs, maior a associação com efeitos atmosféricos e maior vai ser a retirada do valor absoluto da resposta espectral, corroborando com

a forte correlação negativa dos valores *in situ*, principalmente no intervalo entre 400nm a 560nm.

No entanto, mesmo com correlação negativa, a remoção do efeito de reflexão especular mostrou correlação negativa um pouco maior (entre 5 e 11%) em comparação com a Rrs apenas corrigida atmosféricamente, o que favorece a ideia que, de fato, com o efeito sunlint removido após a CA, a Rrs da água seria ainda menor e ficaria mais próxima do valor de referência.

Entre os algoritmos de correção atmosférica aplicados, observando a comparação entre a Rrs das respectivas respostas com e sem correção do efeito especular, nota-se que a menor diferença entre ambas as informações é em relação ao algoritmo 6S. E quando confrontados esses dados com a análise discriminante realizada para avaliação dos algoritmos, é reforçada a hipótese de que o 6S é o método de correção que mais se assemelha ao dado de Rrs de referência, mas também é o algoritmo que mais retira resposta espectral durante o processo de correção, inclusive mostrando menor diferença em relação a correção ou não do efeito de reflexão especular.

Ainda considerando a correção do efeito *sunlint* para as imagens multiespectrais provenientes do Landsat-8, na região do verde e do vermelho do espectro eletromagnético é onde observa-se a maior correlação positiva entre os dados radiométricos corrigidos e *in situ* e mostra menor diferença em relação a correção do sunlint ou não. Ou seja, apesar do Lago Paranoá ser um corpo d'água com baixas concentrações de COAs e mostrar respostas espectrais baixíssimas (< 0,0016) essas regiões do espectro tendem a ter menor impacto desse tipo de efeito atmosférico e podemos constatar esse fato a partir do coeficiente de Pearson calculado para essas duas bandas a partir da Rrs da água adquirida em campo.

Tabela 14. Correlação linear de Pearson entre as Rrs coletadas in situ e as reflectâncias obtidas através da correção atmosférica e correção de sunglint para cada banda do Landsat8/OLI

	<b>Azul Costal</b>	<b>B</b>	<b>G</b>	<b>R</b>	<b>NIR</b>
<i>FLAASH</i>	-0,044	-0,11	0,69	0,86	0,08
<i>6S</i>	-0,56	-0,20	0,63	0,48	-0,15
<i>ACOLITE</i>	-0,72	-0,35	0,72	0,94	0,13
<i>FLAASH - remoção sunglint</i>	-0,49	-0,13	0,70	0,86	0,10
<i>6S - remoção sunglint</i>	-0,59	-0,22	0,64	0,52	-0,17
<i>ACOLITE - remoção sunglint</i>	-0,70	-0,32	0,73	0,95	0,15

Observando as comparações com os algoritmos e imagens multiespectrais do satélite Sentinel-2, corrigidos atmosféricamente e com a remoção do efeito *sunglint*, temos comportamentos similares aos observados com os dados Landsat-8, mostrando forte correlação negativa com a banda azul do sensor MSI.



Porém, em relação ao algoritmo de correção atmosférica Sen2Cor a diferença do dado corrigido para o efeito *sunlint* foi de 97% a mais. Ou seja, após a remoção do efeito *sunlint* o dado de Rrs teve uma redução maior em seu valor absoluto, indicando que apenas a utilização do algoritmo de CA, nesse caso, não retirou todos os efeitos presentes na resposta espectral da água.

Tabela 15. Correlação linear de Pearson entre as Rrs coletadas in situ e as reflectâncias obtidas através da correção atmosférica e correção de *sunlint* para cada banda do Sentinel-2/MSI

	<b>B</b>	<b>G</b>	<b>R</b>	<b>RedEd1</b>	<b>RedEd2</b>	<b>RedEd3</b>	<b>NIR</b>
<i>FLAASH</i>	-0,81	0,28	0,25	0,36	0,41	0,43	0,17
6S	-0,82	0,24	0,09	0,33	0,28	0,50	0,36
<i>ACOLITE</i>	-0,82	0,29	0,23	0,33	0,36	0,38	0,16
<i>Sen2Cor</i>	-0,44	0,60	0,75	0,38	0,68	0,64	0,28
<i>FLAASH – remoção sunlint</i>	-0,83	0,31	0,21	0,33	0,39	0,42	0,16
<i>6S – remoção sunlint</i>	-0,82	0,25	0,13	0,30	0,25	0,51	0,36
<i>ACOLITE – remoção sunlint</i>	-0,85	0,34	0,19	0,34	0,32	0,38	0,14
<i>Sen2Cor – remoção sunlint</i>	-0,87	0,63	0,73	0,39	0,71	0,65	0,30

### *5.3 Artigo a ser submetido a Revista Brasileira de Cartografia*

A partir deste tópico, será considerado o artigo científico elaborado ao longo da dissertação de mestrado, conforme Art. 35 do Regimento da Pós-graduação do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, e poderá ser encontrado em anexo à dissertação.

## 6. CONCLUSÃO

Como primeiro resultado obtido a partir das análises das Rrs coletadas *in situ*, nota-se que os valores são baixíssimos, corroborando com as citações descritas ao longo do texto de que as concentrações dos Compostos opticamente ativos (COAs) em toda a extensão do Lago Paranoá são baixas, exceto por alguns pontos próximos aos braços do Bananal e torto, principalmente, mas de forma geral esses valores de concentração e Rrs são muito baixos e podem até mesmo não estar dentro do limiar mínimo para detecção através do sensoriamento remoto.

Em um segundo momento foram priorizadas as análises da precisão e a acurácia dos modelos de correção atmosférica em relação às imagens Landsat-8 e Sentinel-2, separadamente, para identificação das características de cada modelo que sirvam de embasamento para futuras aplicações em ambientes aquáticos com características similares. Para as imagens Landsat-8/OLI o modelo de correção 6S apresentou tanto acurácia quanto precisão melhores em relação aos demais modelos. Além disso, os dados mostraram maior correlação linear entre si, ficando concentrados, em sua maioria, no terceiro quadrante do gráfico de Análise discriminante (AD) formado pelos eixos discriminantes F1 e F2. Importante ressaltar que a data de 04/10/2020, que estava com efeito de reflexão especular, foi o único gráfico a apresentar coeficiente angular negativo, ou seja, mostrou concentração dos modelos no segundo quadrante que indica maior correlação com o eixo F2 que é menos discriminante que F1 e mostra que os dados, de forma geral, tiveram maiores interferências atmosféricas que superestimaram os dados de Reflectância de sensoriamento remoto nesse dia. Para obter maior precisão dos dados em situações com interferências similares é imprescindível a aplicação de metodologias que reduzam esse efeito em todas as datas de campo realizadas, conforme citam os trabalhos de Maciel (2019), Cairo (2020) e Lobo (2021) que utilizam subtração de bandas para realizar a correção.

Na sequência, a partir da análise discriminante dos dados extraídos das imagens da plataforma Sentinel-2 tivemos uma matriz de dispersão dos dados maior quando comparado aos resultados da análise feita para os dados extraídos das imagens Landsat-8. No entanto, em termos de acurácia e precisão o modelo 6S

também mostrou melhores resultados quando comparado com os demais modelos aplicados para essas condições. No entanto, sabendo que o algoritmo 6S retira parte da resposta espectral da água e que pode camuflar a real resposta espectral da água, o Sen2Cor mostrou resultados acurados e precisos em relação aos dados obtidos em campo. Considerando que esse algoritmo foi desenvolvido especificamente para imagens Sentinel-2, é importante realizar mais testes para averiguar a extensão de aplicação do algoritmo em corpos d'água.

Sabendo que o modelo 6S de correção atmosférica mostrou resultados mais acurados e precisos, era preciso avaliar se esses resultados quando corrigidos não estavam anulando os resultados de reflectância da superfície da água, já que esses são muito baixos e existem situações em que a não correção da Rrs mostra melhor variabilidade no tempo. A ANCOVA foi realizada com a finalidade de entender qual modelo mostrava uma diferença mais significativa dos dados, considerando que os dados de campo não apresentem diferenças significativas, ou seja, seguem um padrão. Tanto para as variações observadas em imagens Landsat-8 quanto para as variações observadas em imagens Sentinel-2 o modelo ACOLITE mostrou valores mais significativos. No entanto, para as variações em Sentinel-2 os dados de campo também tiveram alterações significativas para o ACOLITE, indicando uma não padronização dos dados. Como esse modelo é semi-empírico e exige condições menos complexas para a sua aplicação, em comparação ao 6S, pode ter ocorrido uma maior dispersão dos dados, sendo recomendado então que se utilize o segundo modelo que mais mostrou variabilidade dos dados ao longo da janela temporal, que é o 6S.

A idealização da pesquisa de buscar modelos de correção atmosférica com alta aplicabilidade e que estejam disponíveis em plataformas gratuitas foi garantida durante as etapas de realização dessa pesquisa. No entanto, existiram algumas dificuldades ao longo do desenvolvimento da pesquisa, como: Início da Pandemia no ano de 2020 que dificultou a realização de um maior número de campos e aumento do número de amostras coletadas em campo, assim como o atraso para a finalização das disciplinas obrigatórias que só foram finalizadas ao final do ano de 2020 de forma remota.

Dessa forma, é importante ressaltar algumas recomendações futuras para que sejam extraídas ainda mais informações com relação a aplicação de algoritmos de correção atmosférica em corpos d'água.

Como forma de melhorar o banco de dados amostrados e possibilitar melhor embasamento estatístico, é preciso realizar um maior número de coleta de dados, ou seja, realizar mais campos e obter mais curvas espectrais de pontos amostrais distribuídos ao longo do Lago Paranoá, pois o ideal é que fossem realizadas, no mínimo, 15 amostras por campanha de campo, totalizando ao todo 60 pontos amostrais distribuídos pelo Lago Paranoá.

Além disso, para que seja garantida a remoção dos efeitos atmosféricos, é preciso realizar a correção do efeito de reflexão especular em todas as imagens utilizadas e a serem utilizadas futuramente na pesquisa. Assim é garantido que todas as imagens passem pelo mesmo processamento e seja possível comparar e entender o real efeito do *sunlint* para corpos d'água com resposta espectral tão baixa.

Como forma de sempre evoluir em relação ao tema abordado, é imprescindível que após os pré-processamentos comentados, sejam aplicados e testados mais algoritmos a medida em que os mesmos vão sendo aprimorados e desenvolvidos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdelal, Q., Assaf, M., Rawabdeh, A., Arabasi, S., Assessment of Sentinel-2 and Landsat-8 OLI for Small-Scale Inland Water Quality Modeling and Monitoring Based on Handheld Hyperspectral Ground Truthing. *Journal of Sensors*. 2022.
- ACREMAN, M. C., DUNBAR, M. J. Defining environmental river flow requirements? A review. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(5), 861-876. 2004.
- Al-Shaibah, B., Liu, X., Zhang, J., Tong, Z., Zhang, M., El-Zeiny, A., Faichia, C., Hussain, M., Tayyab, M. 2021. Modeling water quality parameters using landsat multispectral images: a case study of Erlong Lake, Northeast China. *Remote Sensing*. 13, 1603.
- ALIKAS, Krista et al. Robust remote sensing algorithms to derive the diffuse attenuation coefficient for lakes and coastal waters. *Limnology and Oceanography: Methods*, v. 13, n. 8, p. 402-415, 2015.
- Arias-Rodriguez LF, Duan Z, Díaz-Torres JdJ, Basilio Hazas M, Huang J, Kumar BU, Tuo Y, Disse M. Integration of Remote Sensing and Mexican Water Quality Monitoring System Using an Extreme Learning Machine. *Sensors*. 2021.
- Baboo, S. S., & Devi, M. R. (2011). Geometric correction in recent high resolution satellite imagery: a case study in Coimbatore, Tamil Nadu. *International Journal of Computer Applications* 14.1, 2011, pp 32-37
- BARBOSA, C. C. F. Princípios Físicos do Sensoriamento Remoto Aquático. Capítulo 3. In: BARBOSA, C. C. F; NOVO, E. L. M; MARTINS, V. S. Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos, Princípios e Aplicações. 1ª ed. INPE, 2019.

- Barbosa, Carolina Cerqueira, Gomes, Lenora Nunes Ludolf and Minoti, Ricardo Tezini A modelling approach to simulate Chlorophyta and Cyanobacteria biomasses based on historical data of a Brazilian urban reservoir. *Revista Ambiente & Água* [online]. 2021, v. 16, n. 5 [Accessed 4 September 2022] , 2713.
- BERNARDO, NARIANE et al. Atmospheric correction issues for retrieving total suspended matter concentrations in inland waters using OLI/Landsat-8 image. *Advances in Space Research*, v. 59, n. 9, p. 2335-2348, 2017.
- Bioucas-Dias, J. M., A. Plaza, N. Dobigeon, M. Parente, Q. Du, P. Gader, and J. J. Chanussot. 2012. "Hyperspectral Unmixing Overview: Geometrical, Statistical, and Sparse Regression-based Approaches." *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 5 (2): 354–379.
- Binding C.E., Stumpf R.P., Shuchman R.A., Sayers M.J. (2020). *Advances in Remote Sensing of Great Lakes Algal Blooms*. In: Crossman J., Weisener C. (eds) *Contaminants of the Great Lakes. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 101. Springer, Cham.
- Borges Henrique Dantas, Cicerelli Rejane Ennes, de Almeida Tati, Roig Henrique L., Olivetti Diogo (2020) Monitoring cyanobacteria occurrence in freshwater reservoirs using semi-analytical algorithms and orbital remote sensing. *Marine and Freshwater Research* **71**, 569-578.
- Bonanse, M., Ledesma, C., Rodriguez, C., Pinotti, L., Antunes, M.H., 2015. Effects of atmospheric correction of landsat in water clarity assessment. *Adv. Space Res.* 56, 2345–2355.
- Bernstein, L.S., 2005. Validation of the QUick Atmospheric Correction (QUAC) algorithm for VNIR-SWIR multi- and hyperspectral imagery. In: *SPIE Proceedings, Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery XI*, 5806, pp. 668–678.

- Bucci, M.H.; De Oliveira, L.F.C. Índices de Qualidade Da Água e de Estado Trófico Na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). *Ambiente E Agua—Interdiscip. J. Appl. Sci.* 2014, 9, 243–251.
- Bukata, R.P.J., Kondratyev, K.Y.A., Pozdnyakov, D.V., 1995. Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters. Boca Taton: CRC Press LLC, 362.
- Caballero I, Roca M, Santos-Echeandía J, Bernárdez P, Navarro G. Use of the Sentinel-2 and Landsat-8 Satellites for Water Quality Monitoring: An Early Warning Tool in the Mar Menor Coastal Lagoon. *Remote Sensing*. 2022.
- Caballero, I. Román, A., Sánchez, A., Navarro, G. Water quality monitoring with Sentinel-2 and Landsat-8 satellites during the 2021 volcanic eruption in La Palma (Canary Islands). *Science of The total environment*. v, 822. 2022.
- CARVALHO, G.A.; MINNETT, P.J.; EBECKEN, N.F.F.; LANDAU, L.; Classification of Oil Slicks and Look-Alike Slicks: A Linear Discriminant Analysis of Microwave, Infrared, and Optical Satellite Measurements. *Remote Sensing*. 12, 2078. 2020.
- COOLEY, T.; ANDERSON, G.P.; FELDE, G.W.; HOKE, M.L.; RATKOWSKI, A.J.; CHETWYND, J.H.; GARDNER, J.A.; ADLER-GOLDEN, S.M.; MATTHEW, M.W.; BERK, A.; A. FLAASH, a MODTRAN4-based atmospheric correction algorithm, its application and validation. *IEEE Int. Geosci. Remote Sens. Symp. V. 3*, p. 1414-1418. 2002.
- Copernicus Open Access Hub. Available online: <https://scihub.copernicus.eu/> (accessed on 09 Setembro 2021).
- De Araújo, J.C.; Döll, P.; Güntner, A.; Krol, M.; Abreu, C.B.R.; Hauschild, M.; Mendiondo, E.M. Water Scarcity under Scenarios for Global Climate Change and



Regional Development in Semiarid Northeastern Brazil. *Water Int.* 2004, 29, 209–220.

DE CASTRO, P.H.M.; PEREIRA, A.C.F.; BARROS, M.V.F. Modelos empíricos para inferência de componentes opticamente ativos em ambientes lóticos e semilóticos do rio Tibagi/PR, aplicando às imagens com landsat 8/OLI. *Raega*. 43, 75 -92. 2018.

DE KEUKELAERE, L.; STERCKX, S.; ADRIAENSEN, S.; KNAEPS, E.; REUSEN, I.; GIARDINO, C.; BRESCIANI, M.; HUNTER, P.; NEIL, C.; VAN DER ZANDE, D.; VAICIUTE, D.; Atmospheric correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI data using iCOR algorithm: validation for coastal and inland waters. *European Journal of Remote Sensing*. V. 51, 2018.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 81, n. 2, p. 163–82, 2006.

ENVI. Atmospheric Correction Module. "QUAC and FLAASH User's Guide." In *Atmospheric Correction Module Version 4.7*, 43. Boulder, CO: ITT Visual Information Solutions. 2009.

Eugenio, F.; Marcello, J.; Martin, J.; Esparragón, D.R. Benthic habitat mapping using multispectral high-resolution imagery: Evaluation of shallow water atmospheric correction techniques. *Sensors* 2017, 17, 2639

ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ª edição. Rio de Janeiro. 1998.

S. D. Fabiyi, P. Murray, J. Zabalza and J. Ren, "Folded LDA: Extending the Linear Discriminant Analysis Algorithm for Feature Extraction and Data Reduction in Hyperspectral Remote Sensing," in *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, vol. 14, pp. 12312-12331, 2021

- Fassoni-Andrade, A. C.; de Paiva, R. C. D. Mapping spatial-temporal sediment dynamics of river-floodplains in the Amazon. *Remote Sensing of Environment*, v. 221, p. 94-107. 2019.
- FLORENZANO, T. *Imagens de satélite para estudos ambientais*. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 97 p.
- FURLAN, A.R.; FILIPINI, R.C.; REIS, J.T.; Os diferentes tipos de uso e cobertura da terra e sua influência nos parâmetros de qualidade da água. V. 38, n. 3, p. 1319-1330. 2016.
- GAO, Y., JIA, Y., YU, G., HE, N., ZHANG, L., ZHU, B., WANG, Y. (2019) Anthropogenic reactive nitrogen deposition and associated nutrient limitation effect on gross primary productivity in inland water of China, *Journal of Cleaner Production*, V.208 P.530-540
- GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, v. 16, n. 8, 1298, p. 1-43, 2016.
- HARMEL, T.; CHAMI, M.; TORMOS, T.; REYNAUD, N.; ALAINDANIS, P.; Sunlint correction of the Multi-Spectral Instrument (MSI)-SENTINEL-2 imagery over inland and sea waters from SWIR bands. *Remote Sensing of Environment*. V. 204, P. 308-321, 2018.
- Haque SE. How Effective Are Existing Phosphorus Management Strategies in Mitigating Surface Water Quality Problems in the U.S.? *Sustainability*. 2021
- Huang T, Ding X, Zhu X, Chen S, Chen M, Jia X, Lai F, Zhang X. Assessment of Poplar Looper (*Apocheima cinerarius* Erschoff) Infestation on Euphrates (*Populus*

euphratica) Using Time-Series MODIS NDVI Data Based on the Wavelet Transform and Discriminant Analysis. *Remote Sensing*. 2021

Ilori, C.O.; Pahlevan, N.; Knudby, A. Analyzing Performances of Different Atmospheric Correction Techniques for Landsat 8: Application for Coastal Remote Sensing. *Remote Sens.* 2019, 11, 469.

IOCCG. Atmospheric Correction for Remotely-Sensed Ocean-Colour Products. M. Wang I.O.C.C. Group. 2010.

Ivushkin, K., Bartholomeus, H., Bregt, A.K., Pulatov, A., Kempen, B., de Sousa, L., 2019b. Global 555 mapping of soil salinity change. *Remote Sensing of Environment*, 231.

JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em Recursos Terrestres. Segunda edição. São José dos Campos – SP. 2009.

JERLOV, N.G. Optical oceanography, Elsevier Oceanographic Series, v. 5. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, 1968.

KALLIO, K. et al. Validation of MERIS spectral inversion processors using reflectance, IOP and water quality measurements in boreal lakes. *Remote Sensing of Environment*, v. 157, p. 147-157, 2015.

KAMPEL, M.; Lorenzetti, J.A.; Bentz, C.M.; Nunes, R.A.; Paranhos, R.; Rudorff, F.M.; Politano, A.T. Simultaneous Measurements of Chlorophyll Concentration by Lidar, Fluorometry, above-Water Radiometry, and Ocean Color MODIS Images in the Southwestern Atlantic. *Sensors*, v. 9, p. 528-541, 2009.

Keshava, N., and J. F. Mustard. 2002. "Spectral Unmixing." *IEEE Signal Processing Magazine* 19 (1): 44–57. doi:10.1109/79.974727.

- Kirk, J.T.O., 2011. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Terceira edição. New York: Cambridge University Press.
- Kotchenova, S.Y.; Vermote, E.F. Validation of a vector version of the 6S radiative transfer code for atmospheric correction of satellite data, Part II: Homogeneous Lambertian and anisotropic surfaces. *Appl. Opt.* 2007, 46, 4455–4464
- Kravchenko, A.N.; Bollero, G.A.; Omonode, R.A.; Bullock, D.G., 2002. Quantitative mapping of soil drainage classes using topographical data and soil electrical conductivity. *Soil Science Society of America Journal* [on line] 66. Disponível: <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.2350>. Acesso: 10 set. 2020.
- Kruse, F.A. Comparison of ATREM, ACORN, and FLAASH atmospheric corrections using low-altitude AVIRIS data of Boulder, Colorado. In *Proceedings of the 13th JPL Airborne Geosci. Workshop; International Society for Optics and Photonics: Pasadena, CA, USA, 2004*
- KUTSER, T. et al. Bio-optical Modeling of Colored Dissolved Organic Matter. Chapter 4. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.
- Li, Y., Zhang, Y., Shi, K., Zhu, G., Zhou, Y., Zhang, Y., et al.; Monitoring spatiotemporal variations in nutrients in a large drinking water reservoir and their relationships with hydrological and meteorological conditions based on Landsat 8 imagery. *Science of The Total Environment*. V. 599-600, p.1705-1717. 2017.
- Li, J., Tian, L., Wang, Y., Jin, S., Li, T., Hou, X. Optimal sampling strategy of water quality monitoring at high dynamic lakes: A remote sensing and spatial simulated annealing integrated approach. *Science of the Total Environment*. 777 (2021) 146113. 2021.

- LILLESAND, T.; KIEFER, R.W.; CHIPMAN, J. Remote Sensing and Image Interpretation. JohnWiley & Sons: New York, NY, USA, 2014
- Liu, Y. et al. (2003). Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Progress in Physical Geography*, v. 27, n. 1, p. 24-43.
- Liu, W.; Li, J.; Han, Q.; Zhu, L.; Yang, H.; Cheng, Q. Orbital Lifetime (2008–2017) Radiometric Calibration and Evaluation of the HJ-1B IRS Thermal Infrared Band. *Remote Sens.* 2020,
- Liu W, Li J, Zhang Y, Zhao L, Cheng Q. Preflight Radiometric Calibration of TIS Sensor Onboard SDG-1 Satellite and Estimation of Its LST Retrieval Ability. *Remote Sensing.* 2021;
- Lobo, F.L.; Costa, M.P.; Novo, E.M. Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. *Remote Sens. Environ.* 2015, 157, 170–184.
- MACHADO, A.M.B.; ESCHRIQUEL, S.A.; LIMA, L.G.; PARISE, C.K.; SOARES, L.S.; WERLLEN, J.; AZEVEDO, J.; SILVA, M.H.L.; DE CASTRO, A.C.L. Distribuição das variáveis físicas e químicas na coluna d'água e caracterização do sedimento de fundo em um estuário de macromaré da costa amazônica do estado do Maranhão, Brasil. *Revista Ambiente & Água.* V. 17, 2022.
- Maciel, D., Novo, E., Sander de Carvalho, L., Barbosa, C., Flores Júnior, R., & de Lucia Lobo, F. (2019). Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes: A Multisensor Approach. *Remote Sensing*, 11(15), 1744. MDPI AG.
- Maciel, F. P., Pedocchi, F. Evaluation of ACOLITE atmospheric correction methods for Landsat-8 and Sentinel-2 in the Río de la Plata turbid coastal Waters. *International journal of Remote Sensing.* v. 43, 2022.

- Main-Knorn, M., Pflug, B., Louis, J., Debaecker, V., Muller-Wilm, U., Gascon, F., 2017.
- Majozi, N. P.; Salama, M. S.; Bernard, S.; Harper, D. M.; & Habte, M. G. (2014). Remote sensing of euphotic depth in shallow tropical inland waters of Lake Naivasha using MERIS data. *Remote sensing of environment*, 148, 178-189.
- Mallin, M. A., & Corbett, C. A. (2006). How hurricane attributes determine the extent of environmental effects: multiple hurricanes and different coastal systems. *Estuaries and Coasts*, 29(6), 1046-1061.
- MARMORI, M. (1995). Peixes Antipoluição: Carpas poderão substituir Sulfato de Cobre no controle de Algas no Lago Paranoá, em Brasília. *Revista Ciência-Hoje* 19 9112: 54-6.
- MATSUMURA-TUNDISI T AND TUNDISI JG. 2005. Phytoplankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia* 542: 367-378.
- Matthews, M. W., 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*. 32, 6855–6899.
- McLachlan, G.J. *Discriminant Analysis and Statistical Pattern Recognition*; John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA, 2004. Hastie, T.; Tibshirani, R.; Friedman, J. *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction*; Springer Science & Business Media: New York, NY, USA, 2009.
- MENESES, P.R.; DE ALMEIDA, T.; ROSA, A.; SANO, E.E.; BAPTISTA, G.; BRITES, R.; *Introdução ao Processamento de Imagens de sensoriamento Remoto*. 2012.

- MISHAA, M.M.; ANDRUSHIA, A.D.; NEEBHA, T.M. Image based Land Cover Classification for Remote Sensing Applications-A review. International Conference on Signal Processing and Communication. 2021
- MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variation in ocean colour. *Limnology and Oceanography*. 22, 709 - 722. 1977.
- NAJAFZADEH, M.; HOMAEI, F.; FARHADI, H.; Reliability assessment of water quality index based on guidelines of national sanitation foundation in natural streams: integration of remote sensing and data-driven models. *Artif Intell Rev* 54, 4619–4651, 2021.
- Nanni, M.R., Demattê, J.A.M., Fiorio, P.R., 2004. Análise discriminante dos solos por meio da resposta espectral no nível terrestre. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39, 995-1006.
- Y. Ning, J. Peng, L. Sun, Y. Huang, W. Sun and Q. Du, "Adaptive Local Discriminant Analysis and Distribution Matching for Domain Adaptation in Hyperspectral Image Classification," in *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, vol. 15, pp. 4797-4808, 2022
- OGASHAWARA, I; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-art. Chapter 1. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.
- Olivetti, D.; Roig, H.; Martinez, J.-M.; Borges, H.; Ferreira, A.; Casari, R.; Salles, L.; Malta, E. Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs. *Remote Sens*. 2020,
- PAHLEVAN, N.; SMITH, B.; SCHALLES, J.; BINDING, C.; CAO, Z.; MA, R.; ALIKAS, K.; KANGRO, K.; GURLIN, D.; H'A, N.; MATSUSHITA, B.; MOSES, W.; GREB,

S.; LEHMANN, M. K.; ONDRUSEK, M.; OPPELT, N.; STMPF, R. Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: a machine-learning approach. *Remote Sensing of Environment*. 240, 111604, 2020.

PALMER, S. C. J.; KUTSER, T.; HUNTER, P. D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. *Remote Sensing of Environment*, v. 157, p. 1–8, 2015.

PALMER, S. C.; Hunter, P. D.; Lankester, T.; Hubbard, S.; Spyrakos, E.; Tyler, A. N.; ... & Tóth, V. R. (2015). Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. *Remote Sensing of Environment*, 157, 158-169.

Pan Y, Bélanger S, Huot Y. Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms over Lakes for High-Resolution Multispectral Imagery: Implications of Adjacency Effect. *Remote Sensing*. 2022

PEREIRA-SANDOVAL, M.; RUESCAS, A.; URREGO, P.; RUIZ-VERDU, A.; DELEGIDO, J.; TENJO, C.; VICENTE, E.; SORIA, J.; MORENO, J.; Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms over Spanish Inland Waters for Sentinel-2 Multi Spectral Imagery Data. *Remote Sensing*. V. 11, p. 1469, 2019.

PIMENTA, M. L da F., COURA, P. H. F., CRUZ, C. B. M., & LACERDA, E. R. Estudo das incertezas da definição de parâmetros no processo de correção atmosférica. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), Foz do Iguaçu, PR, 13 - 18 de abril 2013. Anais XVI SBSR. São José dos Campos: INPE, 2013. P. 1915 – 1922.



- Ponzoni, F.J., Junior, J.Z., Lamparelli, R.A.C., 2007. Calibração Absoluta de Sensores Orbitais: conceituação, principais procedimentos e aplicação. São José dos Campos – SP.
- PU, J.; WANG, S.; NI, Z.; WU, Y.; LIU, X.; WU, T.; WU, H. Implications of phosphorus partitioning at the suspended particle-water interface for lake eutrophication in China's largest freshwater lake, Poyang Lake. *Chemosphere*. v, 263. 2021.
- RENOSH, P.; DOXARAN, D.; DE KEUKELAERE, L.; GOSSN, J.; Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms for Sentinel-2-MSI and Sentinel-3-OLCI in Highly Turbid Estuarine Waters. *Remote Sensing*. V. 12, 2020.
- RICHARDS, J.A. & JIA, X. Remote sensing digital image analysis. 4ª edição. Alemanha. 2006.
- Roger, J., Vermote, E., Skakun, S., Murphy, E., Dubovik, O., Kalczynski, N., Korgo, B., Holben, B., 2022. Aerosol models from the AERONET database: application to surface reflectance validation. *Atmospheric Measurement Techniques*, 15(5), 1123–1144-1123-2022.
- ROTTA, L.H.S.; ALCANTARA, E.H.; WATANABE, F.S.Y; RODRIGUES, T.W.P.; IMAI, N.N. Atmospheric correction assessment of SPOT-6 image and its influence on models to estimate water column transparency in tropical reservoir. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 4, p. 158-166, 2016.
- RUFO, L., RODRÍGUEZ, N., DE LA FUENTE, V. (2011) Plant communities of extreme acidic waters: The Rio Tinto case. *Aquatic Botany*, v.95-2 p. 129-139
- Rundquist, D.C., Schalles, J.F., Peake, J.S., 1995. The response of volume reflectance to manipulated algal concentrations above bright and dark bottoms at various depths in experimental pool. *Geocarto Internacional*. 4, 5-14

- SALE, P. F., AGARDY, T., AINSWORTH, C. H., FEIST, B. E., BELL, J. D., CHRISTIE, P., HOEGH-GULDBERG, O., MUMBY, P. J., FEARY, D. A., SAUNDERS, M. I., DAW, T. M., FOALE, S. J., LEVIN, P. S., LINDEMAN, K. C., LORENZEN, K., POMEROY, R. S., ALLISON, E. H., BRADBURY, R. H., CORRIN, J., EDWARDS, A. J., OBURA, D. O., SADOVY DE MITCHESON, Y. J., SAMOILYS, M. A. & SHEPPARD, C. R. C. Transforming management of tropical coastal seas to cope with challenges of the 21st century. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 8-23. 2014.
- SOOMETS, T.; UUDEBERG, K.; JAKOVELS, D.; BRAUNS, A.; ZAGARS, M.; KUTSER, T.; Validation and Comparison of Water Quality Products in Baltic Lakes Using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI Data. *Sensors*. v. 20, p. 742, 2020.
- SOWMYA, D.R.; SHENOY, P.D.; VENUGOPAL, K.R. Remote Sensing Satellite Image Processing Techniques for Image Classification: A Comprehensive Survey. *International Journal of Computer Applications*, v. 161, n. 11. 2017.
- STEINMETZ, F.; Deschamps, P.; Ramon, D.; Atmospheric correction in presence of sun glint: application to MERIS. *Optics Express*. V. 19, p. 9783-9800, 2011.
- SUDDICK, E. C.; WHITNEY, P.; TOWNSEND; A.R.; DAVIDSON, E.A. (2013) The role of nitrogen in climate change and the impacts of nitrogen–climate interactions in the United States: foreword to thematic issue. *Biogeochemistry*, v.114(1-3), p. 1-10.
- Tavares, M.H.; Lins, R.C.; Harmel, T.; Fragoso, C.R.; Martínez, J.M.; Motta-Marques, D. Atmospheric and sunglint correction for retrieving chlorophyll-a in a productive tropical estuarine-lagoon system using Sentinel-2 MSI imagery. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 2021
- Teixeira, M.N. O Sertão Semiárido. Uma Relação de Sociedade e Natureza Numa Dinâmica de Organização Social Do Espaço. *Soc. E Estado* 2016, 31, 769–780

USGS. Landsat Missions: Using the USGS Landsat8 Product. U.S. Department of the Interior - U.S. Geological Survey – NASA. Site: Acesso em 25/07/2022.

USGS. Landsat Provisional Aquatic Reflectance Product Guide; Ihlen, V., Ed.; USGS: Sioux Falls, SD, USA, 2020

VANHELLEMONT, Q. & RUDDICL, K. Atmospheric correction of Sentinel-3/OLCI data for mapping of suspended particulate matter and chlorophyll-a concentration in Belgian turbid coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 256 p. 112284, 2021.

Vanhellemont, Q. "Adaptation of the Dark Spectrum Fitting Atmospheric Correction for Aquatic Applications of the Landsat and Sentinel-2 Archives." *Remote Sensing of Environment* 225: 175–192. 2019.

Vanhellemont, Q.,. Sensitivity analysis of the dark spectrum fitting atmospheric correction for metre-and decametre-scale satellite imagery using autonomous hyperspectral radiometry. *Optics Express*, 28(20), pp.29948-29965. 2020.

Vermote, E.; Tanré, D.; Deuzé, J.; Herman, M.; Morcrette, J.; Kotchenova, S. Second xulation of a satellite signal in the solar spectrum-vector (6SV) 6S User Guide Version 3. In *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing*; Schowengerdt, R.A., Ed.; Academic Press: Cambridge, MA, USA, 2006.

VILLAR, R, E. Monitoramento das dinâmicas espaciais e temporais dos fluxos sedimentares na bacia Amazônica a partir de imagens de satélite. 2013. 249 f. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas), Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

Z. Wang et al., "Atmospheric Correction Methodsfor GF-1 WFV1 Data in Hazy Weather," *J. Indian Soc. Remote Sens.*, vol. 46, no. 3, pp. 355–366, 2018.

- WANG, DIAN et al. The assessment of Landsat-8 OLI atmospheric correction algorithms for inland waters. *Remote Sensing*, v. 11, n. 2, p. 169, 2019.
- WARREN, MARK A. et al. Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters. *Remote sensing of environment*, v. 225, p. 267-289, 2019.
- Watanabe, F. et al. (2018). Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). *An. Acad. Bras. Ciênc.*, Rio de Janeiro, v. 90, n. 2, supl. 1, p. 1987-2000.
- Yang H, Kong J, Hu H, Du Y, Gao M, Chen F. A Review of Remote Sensing for Water Quality Retrieval: Progress and Challenges. *Remote Sensing*. 2022;
- Zhang Y, Li M, Dong J, Yang H, Van Zwieten L, Lu H, Alshameri A, Zhan Z, Chen X, Jiang X, Xu W, Bao Y, Wang H. A Critical Review of Methods for Analyzing Freshwater Eutrophication. *Water*, 13(2):225. 2021.

## **ANEXO I – Artigo Científico**