

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Centro de Desenvolvimento Tecnológico
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos



Tese

**Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade de água em
uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto**

Rosiméri da Silva Fraga

Pelotas, 2020

Rosiméri da Silva Fraga

**Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade de água em
uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Alexandre Soares Guedes

Pelotas, 2020

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

F812m Fraga, Rosiméri da Silva

Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade de água em uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto / Rosiméri da Silva Fraga ; Hugo Alexandre Soares Guedes, orientador. — Pelotas, 2020.

128 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2020.

1. Lagoa Mirim. 2. Sólidos em suspensão. 3. Fósforo total. 4. Sentinel-2. I. Guedes, Hugo Alexandre Soares, orient. II. Título.

CDD : 627

Rosiméri da Silva Fraga

**Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade de água em
uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto**

Tese aprovada, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Recursos Hídricos, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 17 de junho de 2020

Banca examinadora:

Prof. Dr. Hugo Alexandre Soares Guedes (Orientador)

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, Brasil

Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, Brasil

Profa. Dra. Idel Cristiana Bigliardi Milani

Doutora em Oceanografia Física Química e Geológica pela Universidade Federal do Rio Grande, Brasil

Prof. Dr. Felipe de Lucia Lobo

Doutor em Geografia pela University of Victoria, Canadá

Agradecimentos

A Deus, que possibilitou a minha chegada até aqui.

Agradeço imensamente ao meu orientador, professor Dr. Hugo Guedes, por ter possibilitado a realização deste trabalho desafiador, por ter confiado no meu potencial desde o começo e, principalmente, pela amizade gerada no decorrer do doutorado.

À amiga e colega Karen Peres, pelo apoio e suporte na realização das análises no Laboratório de Águas e Resíduos do IFSUL – Campus Pelotas – Rio Grande do Sul.

À colega e amiga Cassia Brocca Caballero, pelo apoio durante a realização das etapas da pesquisa e saídas de campo, pelo carinho e pela certeza de poder contar sempre.

À minha filha Agatha, pela compreensão nos momentos em que não pude acompanhá-la, mas esteve sempre no meu pensamento.

Ao Paulo Ricardo Alcântara Goulart, por ter participado de todos os momentos bons e difíceis, pelo apoio, carinho, incentivo, ajuda e paciência.

À minha família e amigos, pois me deram todo tipo de apoio para seguir meus objetivos de vida e sonhos.

À Universidade Federal de Pelotas, pela oportunidade de realizar o curso de doutorado. Agradeço aos professores, colegas e amigos que fazem parte do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos.

Agradeço à PATRAM de Rio Grande – Rio Grande do Sul, pela viabilização das coletas de água na Lagoa Mirim, em especial ao Tenente Eliseu e seu grupo de trabalho.

Aos meus colegas do Instituto Federal Sul-rio-grandense, pelo carinho e apoio.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma para a realização deste estudo.

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará ao seu tamanho original”.

Albert Einstein

Resumo

FRAGA, Rosiméri da Silva. **Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade de água em uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto**. Orientador: Hugo Alexandre Soares Guedes. 2020. 128 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

A degradação da qualidade da água nos corpos hídricos, em geral, pode ocorrer tanto por ações antropogênicas, isto é, por ocupações e usos de suas margens, como por fatores naturais. Considerando esses aspectos, o sensoriamento remoto tem se tornado uma alternativa para auxiliar no monitoramento de grandes corpos de água, como, por exemplo, a Lagoa Mirim. Localizada no extremo sul do Estado do Rio Grande do Sul, a lagoa possui uma grande importância nos aspectos econômico, social e ambiental da região. No entanto, atualmente, o excesso de nutrientes e de sólidos em suspensão vem comprometendo a qualidade das suas águas. Sendo assim, o objetivo geral deste estudo foi desenvolver modelos empíricos e mapear parâmetros de qualidade de água no norte da Lagoa Mirim, utilizando dados do sensor MSI/Sentinel-2. Na prática, os constituintes opticamente ativos, como os sólidos em suspensão, são usados como indicadores de qualidade da água durante a caracterização do meio aquático, sendo possível realizar inferências sobre a composição da água, uma vez que a intensidade da radiação espectral registrada pelos sensores é modulada pelas propriedades ópticas dos constituintes opticamente ativos. Foram realizadas duas coletas de água em condições climáticas distintas. As amostras foram coletadas em pontos previamente estabelecidos e distribuídos no norte da Lagoa Mirim. Em seguida, foram encaminhadas para o Laboratório de Águas e Resíduos do Instituto Federal Sul-rio-grandense – Campus Pelotas – Rio Grande do Sul, para posteriores análises. As imagens utilizadas para o monitoramento das águas na Lagoa Mirim foram obtidas pelo sensor Multispectral Imager, a bordo do satélite Sentinel-2, com a realização de correções atmosféricas por meio do processador Sen2Cor. No processo de modelagem foi aplicado o Modelo Linear de Mistura Espectral, que possui a capacidade de estimar a proporção de componentes, chamados endmembers, em cada pixel da imagem, através de uma combinação linear. A modelagem foi baseada em modelos empíricos ajustados em combinações interativas visando à melhor correlação entre os dados in situ e as imagens de sensoriamento remoto. No capítulo 1 deste estudo, foram estimadas as concentrações de sólidos em suspensão a partir de relações empíricas, com a aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral, que dependem das propriedades físico-ópticas dos constituintes e da faixa espectral do sensor. No capítulo 2, foram realizadas as estimativas da concentração do fósforo total. Esse processo foi desenvolvido a partir de correlações significativas do constituinte opticamente ativo sólido em suspensão com o fósforo total, sendo usados métodos de regressão linear multivariada baseados nos dados in situ e nos do sensor Multispectral Imager para mapear o fósforo total na área de estudo. Os resultados encontrados poderão auxiliar na tomada de decisão referente ao planejamento e ao gerenciamento de recursos hídricos da Lagoa Mirim. Espera-se, assim, incentivar a conservação desse importante manancial de água doce, preservando-o para as gerações futuras.

Palavras-chave: Lagoa Mirim. Sólidos em suspensão. Fósforo total. Sentinel-2.

Abstract

FRAGA, Rosiméri da Silva. **Empirical modelling and mapping of water quality parameters in a subtropical lagoon using remote sensing data**. Advisor: Hugo Alexandre Soares Guedes. 2020. 128 pp. Thesis (PhD in Water Resources) – Technology Development Center, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2020.

Degradation of water quality in water bodies, usually, occurs because of anthropogenic actions, that is, due to occupation and use of their margins, as well as for natural factors. Considering those aspects, remote sensing has becoming an alternative to help monitoring big water bodies, such as the Mirim Lagoon. Located in the extreme Southern of the Rio Grande do Sul state, Brazil, the lagoon has a great importance in economic, social, and environmental aspects of that region. Although, nowadays excess of nutrients and of suspended solids has been putting at risk the quality of its water. Therefore, the aim of this study was to develop empirical models and mapping water quality parameters in the Northern Mirim Lagoon, using data from the MSI/Sentinel-2 sensor. Optically active components, such as suspended solids, are used as indicators of water quality during the characterization of the aquatic environment, making it possible to infer about water composition, since the intensity of the spectral radiance registered by the sensors is modulated by the optical properties of the optically active components. Two water collections were accomplished under different climatic conditions. Samples were collected at points previously established and distributed overall the Northern Mirim Lagoon. Then, they were taken to the Water and Residues Laboratory of the Sul-rio-grandense Federal Institute – Pelotas Campus – Rio Grande do Sul, in order to be analyzed. Images used to monitor Mirim Lagoon waters were obtained from the Multispectral Imager sensor, onboard of the Sentinel-2 satellite, having atmospheric corrections accomplished by the Sen2Cor processor. The Linear Spectral Mixing Model was applied in the modelling process. It has the capacity of estimating the proportion of constituents, called endmembers, in each pixel of the image, through a linear combination. Modelling was based on empirical models adjusted in interactive combinations aiming at the best correlation between in situ data and the images from remote sensing. In chapter 1, suspended solids concentrations were estimated from empirical relations with the application of the Linear Spectral Mixing Model, which depends on the physical-optical properties of the constituents and of the spectral band of the sensor. In chapter 2, estimation of concentration of total phosphorus was accomplished. This process was developed from significative correlations of the optically active constituent suspended solid with the total phosphorus, using multivariate linear regression methods based on data in situ and on the Multispectral Imager Sensor, in order to map the total phosphorus in the study site. Results found may help in the decision making process related to the planning and management of the Mirim Lagoon's water resources. Thus, we hope to encourage the conservation of this important fresh water source, preserving it to the next generations.

Keywords: Mirim Lagoon. Suspended solids. Total phosphorus. Sentinel-2.

Lista de Figuras

Revisão da literatura

Figura 1	Representação da luz quando conceituada com campos elétrico e magnético	30
Figura 2	Espectro eletromagnético com as principais regiões	31
Figura 3	RE e bandas do MSI/Sentinel-2: a) RE: 10m, B2 (490nm), B3 (560nm), B4 (665nm) e B8 (842nm); b) RE: 20m, B5 (705nm), B6 (740nm), B7 (783nm), B8a (865nm), B11 (1610nm) e B12 (2190nm); e c) RE: 60m, B1 (443nm), B9 (940nm) e B10 (1375nm)	36
Figura 4	Satélite Sentinel-2 (Astrium GmbH, Alemanha)	37
Figura 5	Configuração orbital do satélite duplo Sentinel-2 (Astrium GmbH, Alemanha)	38
Figura 6	Representação dos COAs em ambientes aquáticos: a) COAs na água; b) posição das bandas espectrais do sensor orbital MSI/Sentinel-2; c) espectros da água com a presença dos COAs: SS, Chl-a e MODC	44
Figura 7	Etapas para aplicação do MLME com utilização do método Simplex para identificação dos endmembers	53

Capítulo 1

Figura 1	Fluxograma dos procedimentos metodológicos desenvolvidos neste estudo	56
Figura 2	Localização geográfica da Lagoa Mirim e da estação pluviométrica (EP), no estado do Rio Grande do Sul, e distribuição espacial dos pontos de coleta	58
Figura 3	Precipitação diária em 30 dias anteriores às coletas: a) C1 e b) C2	58

Figura 4	Composição R(4) G(3) B(2) da imagem da Lagoa Mirim a partir do sensor MSI, a bordo do satélite Sentinel-2: (a) imagem de 15/10/20018 e (b) imagem de 08/04/2019.....	62
Figura 5	Distribuição temporal da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim na C1 e na C2	65
Figura 6	Distribuição da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim em 15 pontos de amostragem: (a) C1 e (b) C2.....	66
Figura 7	Endmembers selecionados na Lagoa Mirim: (a) simplex formada pelas bandas 2 e 4 do sensor MSI/Sentinel-2; (b) imagem da Lagoa Mirim no dia 15/10/2018, com a localização dos endmembers: SS, AREIA e MOD e (c) perfil espectral dos pixels identificados como endmembers no norte da Lagoa Mirim	67
Figura 8	Distribuição espacial da concentração de sólidos fixos e voláteis no norte da Lagoa Mirim, em 15 pontos de amostragem, na C1: (a) sólidos fixos e (b) sólidos voláteis	68
Figura 9	Distribuição espacial da concentração de sólidos fixos e voláteis no norte da Lagoa Mirim, em 15 pontos de amostragem, na C2: a) sólidos fixos e b) sólidos voláteis	69
Figura 10	Imagens-fração, do dia 15/10/2018, em termos de abundância fracional de: (a) SS, (b) AREIA e (c) MOD, no norte da Lagoa Mirim	69
Figura 11	Imagens-fração, do dia 08/04/2019, em termos de abundância fracional de: (a) SS, (b) AREIA e (c) MOD, no norte da Lagoa Mirim	70
Figura 12	Resíduos estimados pelo MLME para as bandas (a) B2-azul; (b) B3-verde; (c) B4-vermelho e (d) B8-infravermelho próximo (imagem do dia 15/10/2018)	71

Figura 13	Resíduos estimados pelo MLME para as bandas (a) B2-azul; (b) B3-verde; (c) B4-vermelho e (d) B8-infravermelho próximo (imagem do dia 08/04/2019)	72
Figura 14	Regressão linear múltipla para estimar a concentração de SS no norte da Lagoa Mirim	75
Figura 15	Mapeamento da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim: a) imagem de 15/10/2018; b) imagem de 08/04/2019	75
 Capítulo 2		
Figura 1	Localização geográfica da Lagoa Mirim, RS, e distribuição espacial dos pontos de coleta	84
Figura 2	Organograma das etapas para a determinação de FT	86
Figura 3	Fluxograma de processamento da correção atmosférica	90
Figura 4	Concentração de FT na Lagoa Mirim na C1 e na C2	94
Figura 5	Correlações entre os COAs e a concentração de FT de dados in situ: a) concentrações de FT e SS; b) concentrações de FT e Chl-a; c) concentrações de FT e sólidos voláteis; e d) concentrações de FT e sólidos fixos	95
Figura 6	Perfis de reflectâncias das bandas B3 e B8: a) mapa com pontos analisados no norte da Lagoa Mirim; b) perfil das reflectâncias (nm) da banda B3; c) perfil das reflectâncias (nm) da banda B8 na C1 e na C2	97
Figura 7	Concentrações preditas de FT versus concentrações de FT (mg/L) em amostras de água coletadas no norte da Lagoa Mirim	100
Figura 8	Mapeamento da concentração de FT (mg/L) no norte da Lagoa Mirim: a) imagem da C1; b) imagem da C2	101

Lista de Tabelas

Revisão da literatura

Tabela 1	Grandezas radiométricas básicas em SR	33
Tabela 2	Faixas espectrais para o sensor MSI/Sentinel-2 (S2A e S2B) e características gerais	37
Tabela 3	Variáveis passíveis de serem monitoradas por SR	41

Capítulo 1

Tabela 1	Coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman Rho entre os dados de SS, as reflectâncias das bandas espectrais e as imagens-fração	73
Tabela 2	Modelo empírico gerado para estimar a concentração de SS no norte da Lagoa Mirim	74

Capítulo 2

Tabela 1	Coordenadas geodésicas dos pontos de coleta de água na Lagoa Mirim	85
Tabela 2	Análise descritiva das variáveis de qualidade da água da Lagoa Mirim	93
Tabela 3	Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados de FT e as reflectâncias das bandas espectrais e combinações	96
Tabela 4	Modelos de regressão gerados para estimar a concentração de FT no norte da Lagoa Mirim	99
Tabela 5	Desempenho de cinco modelos empíricos gerados para estimar a concentração de FT no norte da Lagoa Mirim	100

Lista de abreviaturas e siglas

AOT	Atmospheric optical thickness – espessura ótica de aerosol
BOA	Bottom-of-atmosphere – inferior da atmosfera
C1	Coleta 1
C2	Coleta 2
CA	Correção atmosférica
Chl-a	Clorofila-a
CMPS	Concentração de material particulado em suspensão
COA	Componente opticamente ativo
COD	Carbono orgânico dissolvido
CSS	Concentração de sentimentos suspensos
DDV	Dense dark vegetation – vegetação densa e escura
DP	Desvio padrão
DW	Durbin-Watson
EMA	Erro médio absoluto
EP	Estação pluviométrica
ERM	Erro relativo médio
ERRO	Erro padrão de estimação
ERRO-p	Erro padrão
ESA	European Space Agency – Agência Espacial Europeia
F	Fósforo
F-orto	Fósforo-orto
FrAREIA	Imagem fração areia
FrMOD	Imagem fração matéria orgânica dissolvida
FrSS	Imagem fração sólidos suspensos
FT	Fósforo total
IQAs	Índices de qualidade de água
MC	Monte Carlo
MC1	Valores de concentração médios na campanha 1
MC2	Valores de concentração médios na campanha 2

MLME	Modelo linear de mistura espectral
MNLME	Modelo não-linear de mistura espectral
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MODC	Matéria orgânica dissolvida colorida
MSI	Multispectral imager
N	Nitrogênio
NAP	Partículas não algais (non-algal particles)
NT	Nitrogênio total
OLCI	Ocean and land colour instrument
OLI	Operational land imager
RE	Resolução espacial
REM	Radiação eletromagnética
REMQ	Raiz do erro médio quadrático
RL	Regressão linear
RLM	Regressão linear múltipla
S2A	Sentinel 2A
S2B	Sentinel 2B
SC	Scene classification – classificação de cena
SR	Sensoriamento remoto
SS	Sólidos em suspensão
SST	Sólidos suspensos totais
SWIR	Short-wavelength infrared – infravermelho de ondas curtas
TOA	Top-of-atmosphere – topo da atmosfera
UV	Ultravioleta
VNIR	Visible near infrared – visível e infravermelho próximo
WV	Water vapor – vapor de água

Sumário

1 Introdução	15
2 Objetivos e hipóteses	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos	19
2.3 Hipóteses	20
3 Revisão de literatura	21
3.1 Sistemas lacustres	21
3.1.1 Eutrofização em ambientes aquáticos	22
3.1.2 Transporte de sedimentos em sistemas lacustres	24
3.1.3 Fósforo em sistemas aquáticos	27
3.2 Sensoriamento Remoto (SR)	28
3.2.1 Radiação eletromagnética (REM)	29
3.2.2 Espectro eletromagnético	30
3.2.3 Interações entre a matéria e grandezas radiométricas	31
3.2.4 Sensores orbitais e características do sensor MSI/Sentinel-2	34
3.3 Comportamento espectral da água e constituintes opticamente ativos	39
3.4 Aplicações do sensoriamento remoto em ambientes aquáticos	44
3.4.1 Estimativa da concentração de sólidos suspensos (SS)	46
3.4.2 Estimativa de fósforo total (FT)	49
3.5 Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)	51
4 Capítulo 1: Modelagem empírica de sólidos em suspensão na Lagoa Mirim utilizando um algoritmo Linear de Mistura Espectral	54
Introdução	54
Metodologia	56
Resultados	65
Discussão	76
Conclusões	79

5 Capítulo 2 – Uso de sensoriamento remoto para estimar a concentração de fósforo total na Lagoa Mirim utilizando combinação de bandas e estatística multivariada	81
Introdução	81
Metodologia	83
Resultados	92
Discussão	102
Conclusões	106
6 Considerações finais	108
Referências	110

1 Introdução

As atividades humanas estão cada vez mais dependentes da disponibilidade hídrica, necessitando desse recurso para diferentes finalidades, como irrigação, abastecimento urbano e industrial (ESTEVES, 2011). Ademais, o aumento populacional e a ampliação da produção agrícola podem acarretar problemas de degradação e diminuição da disponibilidade hídrica. Tal problemática reflete a atualidade da Lagoa Mirim, um grande manancial de água doce localizado no extremo sul do Brasil, na fronteira entre o Brasil e o Uruguai.

Por ser um manancial transfronteiriço (bacia binacional) e estar localizado em uma região complexa e estratégica, tanto para o Brasil como para o Uruguai, a lagoa possui uma grande importância política (MUNAR *et al.*, 2017). Exemplo disso foi a assinatura do Acordo de Cooperação Científica e Técnica entre os dois países, no ano de 1975. A partir dessa data, várias iniciativas de cooperação marcaram as relações bilaterais entre os dois países (ABC, 2020). Em 1977, foi assinado o Tratado de Cooperação para o aproveitamento dos recursos naturais e o desenvolvimento da bacia da Lagoa Mirim (ALM, 2019).

A Lagoa Mirim é uma lagoa subtropical, com águas calmas, grande extensão e pouca profundidade. Ao norte, faz conexão com a Lagoa dos Patos através de um canal natural denominado São Gonçalo. No lado oeste, encontram-se seus principais afluentes, isto é, os rios Jaguarão e Piratini, no Brasil, e os rios Taquarí e Cebollatí, no Uruguai. À leste possui uma extensa e estreita faixa longitudinal de terras, nos municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar, no estado do Rio Grande do Sul, que a separa do Oceano Atlântico (PIEVE; KUBO; COELHO-DE-SOUZA, 2009).

Possui grande importância para a região sul do Brasil nos aspectos econômico, social e ambiental. No que diz respeito à área ambiental, verifica-se a existência de uma grande e importante estação ecológica em seu entorno, a Estação Ecológica do Taim, localizada no lado leste da lagoa, nos municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar. A Estação Ecológica do Taim é uma unidade de conservação federal de proteção integral que objetiva a preservação ambiental, sendo reconhecida mundialmente por ações de conservação e preservação de banhados, lagoas, campos, dunas e matas, que abrigam diversidades de espécies de animais e vegetais (ALM, 2019).

No tocante à economia, os municípios que se localizam no seu entorno possuem atividades econômicas baseadas na agropecuária, com predominância para o cultivo do arroz e da soja, bem como da pesca artesanal. De acordo com Pieve, Kubo e Coelho-de-Souza (2009), a atividade de pesca artesanal na Lagoa Mirim pode ser caracterizada pelo uso de tecnologia simples, em grande parte, realizada por grupos familiares. Essas intervenções ocorrem tanto no lado brasileiro quanto no lado uruguaio, favorecendo a geração de trabalhos relacionados às atividades econômicas existentes, mas também impactam a qualidade da água na lagoa.

A degradação da qualidade de água na Lagoa Mirim e nos corpos hídricos adjacentes pode ocorrer tanto por ações antropogênicas, em larga escala, como por fatores naturais, porém, geralmente, em escala menor. O uso e a ocupação do solo de forma desordenada, a falta de implantação de serviços de saneamento em locais urbanizados, o aumento do uso agrícola com a deposição de resíduos de agrotóxicos e fertilizantes, são alguns dos fatores que contribuem para a deterioração e a mudança de estado trófico das águas (VON SPERLING, 2011). Dentre os fatores mais nocivos aos ambientes aquáticos estão a eutrofização, os contaminantes orgânicos e inorgânicos, as alterações morfológicas e o aumento da temperatura da água (DUDGEON *et al.*, 2006).

Algumas atividades antrópicas que transcorrem no entorno da Lagoa Mirim ocasionam o aporte de sedimentos e nutrientes em suas águas. Além disso, há a contribuição de nutrientes ocasionada pelos rios afluentes e pelo canal São Gonçalo, que passam por grandes áreas agrícolas e urbanas, desaguando diretamente na

lagoa. De acordo com Fia *et al.* (2009), alguns corpos hídricos cortam regiões de intensa atividade agrícola, possuindo lavouras em suas margens, nas quais os orizicultores realizam a captação de água com a finalidade de irrigar suas lavouras.

Dessa forma, o monitoramento da concentração de parâmetros de qualidade água é relevante para o gerenciamento da bacia hidrográfica em que a Lagoa Mirim se insere. Vários estudos vêm relatando a alta concentração de nutrientes como o nitrogênio (N) e o fósforo total (FT) na Lagoa Mirim, em seus afluentes e no canal São Gonçalo (CORADI *et al.*; 2009; FIA *et al.* 2009; ALBERTONI *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2019). Em contrapartida, o monitoramento clássico da qualidade da água em grandes ecossistemas aquáticos é demorado e oneroso. Sendo assim, diversos pesquisadores vêm se dedicando a monitorar o ambiente aquático com diferentes tecnologias. Atualmente, a técnica de sensoriamento remoto tem sido frequentemente empregada nessas ocasiões. A grande extensão da Lagoa Mirim favorece a utilização dessas informações, contudo a aplicação dessa técnica na lagoa ainda é embrionária.

O uso de dados espectrais tem sido importante para avaliar e diagnosticar a qualidade das águas a partir de constituintes opticamente ativos, como os sólidos em suspensão, a clorofila-a, a matéria orgânica dissolvida colorida, entre outros. A utilização das técnicas de sensoriamento remoto possibilita monitorar de maneira eficiente os corpos d'água, obtendo-se uma visão espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água superficial (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). A partir de dados de sensoriamento remoto, com o uso da reflectância da superfície das imagens de satélite, e com os dados das análises de água *in situ*, é possível gerar modelos empíricos, podendo ser utilizados para complementar as informações das análises da água da Lagoa Mirim. Assim, este trabalho analisou componentes que influenciam nas características ópticas predominantes na lagoa, visando à expansão dos conhecimentos e informações que poderão auxiliar no monitoramento da qualidade da água, com o uso de técnicas de sensoriamento remoto.

A estrutura desta tese é composta por quatro partes. Inicialmente, são apresentados a introdução, o objetivo geral e os específicos, bem como as hipóteses iniciais consideradas para o desenvolvimento do estudo. Posteriormente, é

apresentada a revisão da literatura, com tópicos relevantes para a compreensão dos temas trabalhados. Na sequência, são apresentados os capítulos. O primeiro foi intitulado “Modelagem empírica de sólidos em suspensão na Lagoa Mirim utilizando um algoritmo Linear de Mistura Espectral”. Já o segundo, recebeu o título “Uso de sensoriamento remoto para estimar a concentração de FT na Lagoa Mirim utilizando combinação de bandas e estatística multivariada”. Em cada capítulo foram apresentados a introdução, com a fundamentação teórica para o desenvolvimento da pesquisa, o objetivo, a metodologia, os resultados, as discussões e as conclusões obtidas em relação aos temas desenvolvidos. Por fim, compondo a última parte deste trabalho, são apresentadas as considerações finais e as referências utilizadas.

2 Objetivos e hipóteses

2.1 Objetivo geral

Desenvolver modelos empíricos e mapear parâmetros de qualidade de água no norte da Lagoa Mirim, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, utilizando dados do sensor Multispectral Imager a bordo do satélite Sentinel-2 (MSI/Sentinel-2).

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver um modelo empírico capaz de monitorar remotamente os sólidos em suspensão (SS) no norte da Lagoa Mirim, utilizando os dados do sensor MSI/Sentinel-2 e aplicando o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME).
- Estimar a concentração de fósforo total (FT) a partir de correlações significativas entre os dados in situ de FT e do constituinte opticamente ativo (COA) SS presente nas águas da Lagoa Mirim por meio do uso de dados do sensor MSI/Sentinel-2, bem como de técnicas multivariadas.
- Mapear os SS e o FT a partir de relações empíricas entre as bandas do sensor e os dados de concentração medidos in situ.
- Compreender o padrão espacial e temporal de SS e de FT no norte da lagoa.

2.3 Hipóteses

- Os SS e o FT são variáveis capazes de gerar modelos empíricos, a partir da combinação dos dados in situ e das reflectâncias das imagens de satélites.
- Os modelos empíricos gerados utilizando dados do sensor MSI/Sentinel-2 e dados in situ são estatisticamente significativos, possibilitando a avaliação espaço-temporal das concentrações de SS e FT no norte da Lagoa Mirim.
- O MLME é capaz de caracterizar as diferenças espectrais nos pixels analisados em imagens do Sentinel-2 no norte da Lagoa Mirim.
- Os dados in situ de FT apresentam correlação estatística significativa com um dos COAs presentes nas águas da Lagoa Mirim, o que torna possível sua modelagem e mapeamento na área de estudo.

3 Revisão de literatura

3.1 Sistemas lacustres

Um lago é um ecossistema complexo. Ao contrário de grandes reservatórios, lagos foram formados há milhares de anos e resultam de uma longa cadeia de eventos biogeoquímicos, ecológicos e evolutivos, ligados às características morfológicas da bacia hidrográfica, ao clima e ao solo (PINTO-COELHO e HAVENS, 2016). O surgimento de sistemas lacustres está ligado a fenômenos endógenos (originários do interior da crosta terrestre) e exógenos (oriundos de causas exteriores à crosta terrestre) (COSTA; GUEDES e SILVA, 2016).

Para Esteves (2011), os lagos surgem e desaparecem no decorrer do tempo, sendo considerados fenômenos de curta durabilidade na escala geológica. O desaparecimento pode estar ligado ao seu próprio metabolismo, em decorrência do acúmulo de matéria orgânica em sedimentos e, também, à deposição de sedimentos transportados por afluentes. Conforme Tundisi e Matsumura (2008), lagos, represas, áreas alagadas e rios funcionam como ecossistemas, possuindo interações permanentes e dinâmicas com a bacia hidrográfica à qual pertencem. Os diferentes sistemas aquáticos respondem de forma distinta aos ventos, variável de nível, precipitação, radiação solar, temperatura do ar, sendo também dependentes da sua morfometria, localização geográfica, latitude, longitude e altitude.

Os lagos são resultados de diferentes processos geológicos e se distribuem de maneira muito heterogênea na Terra. O Hemisfério Norte, por exemplo, concentra a maior parte desses ecossistemas (PINTO-COELHO e HAVENS, 2016).

De acordo com Esteves (2011), embora o Brasil não possa ser reconhecido pela formação de grandes sistemas lacustres, como a Europa, pode-se agrupar os lagos brasileiros (muitos deles, na verdade, lagoas) em 5 grupos distintos, a saber: a) Lagos Amazônicos; b) Lagos do Pantanal Mato-grossense; c) Lagos e lagoas costeiras que se estendem desde a região Nordeste até o estado do Rio Grande do Sul, os quais constituem ecossistemas de grandes dimensões, como as lagoas dos Patos, Mirim e Mangueira, no Rio Grande do Sul; d) Lagos formados ao longo de rios; e, e) Lagos artificiais (represas e açudes).

3.1.1 Eutrofização em ambientes aquáticos

Eutrofização é o fenômeno pelo qual um ecossistema se torna cada vez mais produtivo pelo enriquecimento causado por nutrientes, principalmente o fósforo (F) e o nitrogênio (N) (WIEGAND; WIEGAND e ARAÚJO, 2016), causando, conseqüentemente, a redução das características naturais dos ambientes e a degradação da qualidade das águas (TUNDISI e MATSUMURA, 2008).

A eutrofização natural ocorre por meio de um processo lento e contínuo que ocasiona o aporte de nutrientes conduzidos por águas superficiais, as quais lavam a superfície do solo, e por acúmulo de sedimentos que erodem, provocando um envelhecimento natural do lago. Quando ocorrem processos acelerados pela ação de efluentes industriais e/ou domésticos, bem como por resíduos das atividades agropecuárias, acontece a eutrofização artificial (ESTEVES, 2011). Esses fatores podem acarretar o envelhecimento precoce dos ecossistemas lacustres. Assim como as concentrações absolutas de F e N, suas proporções (N/F) também são fatores importantes que influenciam a biomassa total e a composição do fitoplâncton. As relações de N/F sob diferentes formas são de grande significado ambiental e ecológico, podendo estar ligadas à ocorrência de florações de cianobactérias (XIAO *et al.*, 2018), pois influenciam diretamente as espécies fitoplanctônicas que se sobressaem no ambiente aquático (WIEGAND; WIEGAND e ARAÚJO, 2016).

As fontes antropogênicas afetaram negativamente a qualidade da água dos lagos nas últimas décadas (FINK *et al.*, 2018). De acordo com os autores, a agricultura intensiva e a urbanização crescente causaram eutrofização generalizada nas águas superficiais, incluindo mudanças de regime dos estados límpido para turvo, com constante predominância de cianobactérias. Segundo Esteves (2011), quando acontece a eutrofização artificial, ocorre um processo de reação em cadeia com causas e efeitos bem perceptíveis, onde a principal característica é a homeostasia, que ocasiona a quebra relativa de estabilidade do ecossistema. Nessas circunstâncias, o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor, sendo acompanhado de profundas mudanças no metabolismo dos ambientes hídricos.

A eutrofização é uma etapa de degradação da água, a qual pode dar início a um conjunto de vários outros processos. O acúmulo de substâncias tóxicas e de metais pesados, bem como outros, resultantes das atividades humanas nas bacias hidrográficas, adicionam substâncias à água de rios, lagos, e represas, tornando a recuperação dos ecossistemas eutrofizados muito complexa e de alto custo (TUNDISI e MATSUMURA, 2008).

Durante o processo de eutrofização artificial ocorre um aumento da concentração de quase todos os elementos químicos essenciais à produtividade primária. O aumento da concentração de cada nutriente depende do tipo de influência a qual o ecossistema está submetido (esgoto doméstico, industrial, atividades agrícola etc.). De acordo com Esteves (2011), o F é um dos nutrientes que mais influencia no processo de eutrofização, com efeitos diretos sobre os organismos fitoplanctônicos e, conseqüentemente, sobre a produção primária.

Conforme Alaez *et al.* (2020), mais da metade das lagoas europeias desapareceram durante o século passado, provavelmente pela rápida perda de biodiversidade devido à expansão agrícola, ao desenvolvimento urbano, à fragmentação e à destruição parcial ou total do habitat nesses ecossistemas. A crescente eutrofização e a poluição de muitos ambientes aquáticos são grandes ameaças ambientais. Existe uma necessidade crescente de monitoramento regular das águas interiores e costeiras para apoiar diretrizes e convenções nacionais e internacionais (GIARDINO *et al.*, 2019).

De acordo com Li *et al.* (2017), o enriquecimento de nutrientes é uma das principais causas da eutrofização da água, sendo que as variações no enriquecimento de nutrientes são influenciadas por mudanças ambientais e atividades antropogênicas. A estimativa precisa das concentrações de nutrientes e a compreensão de suas relações com fatores ambientais são vitais para o desenvolvimento de estratégias de gerenciamento de nutrientes, a fim de mitigar a eutrofização.

3.1.2 Transporte de sedimentos em sistemas lacustres

O sedimento é resultado de vários processos que ocorrem em ecossistemas lacustres, sendo um dos constituintes mais importantes em sistemas aquáticos continentais. Para Esteves (2011), a presença de sedimentos no ambiente pode influenciar, por meio de processos biológicos, físicos e químicos, no metabolismo de todo o sistema.

A maioria dos depósitos sedimentares é resultante do transporte de material, como partículas. Os movimentos dos detritos podem ocorrer devido à gravidade, movimento no fluxo de água, ar, gelo ou misturas densas de sedimentos em água (NICHOLS, 2009). O autor destaca que o mecanismo mais simples de transporte de sedimentos é o movimento de partículas por gravidade, sendo o transporte pela água, o mais efetivo. O vento pode carregar a poeira e a areia para grandes distâncias, porém, o transporte de material na água é o mais significativo de todos os mecanismos, pois é capaz de transportar materiais por muitos quilômetros antes de depositá-los.

A quantidade de sedimentos transportados pelo fluxo do rio ou depositados em um corpo d'água depende de vários fatores, tais como a taxa de fluxo e as características do sedimento. Sedimentos transportados por um fluxo de água podem estar relacionados à carga de leitos erodidos em mananciais e à carga de lavagem do solo em decorrência da precipitação, consistindo em material fino

proveniente das margens, bacia hidrográfica, fluxo de sobrecarga e leito (BATT; ASCE; STEVENS, 2016).

De acordo com Nichols (2009), de forma geral, o transporte de partículas na água pode ocorrer por três mecanismos distintos: a) carga de arrasto, onde as partículas movem-se na parte inferior do fluxo, mantendo o contato com a superfície do leito; b) carga saltante, quando as partículas se movem em uma série de saltos, percorrendo pequenas distâncias e retornando ao leito novamente; e c) carga em suspensão, em que a turbulência no fluxo pode produzir movimentos ascendentes capazes de manter as partículas em movimento continuamente. Nesse caso, são partículas pequenas, que permanecem em suspensão, sendo carregadas independentemente do leito.

Alguns aspectos importantes com relação ao aporte e transporte de sedimentos em lagos são a entrada de sedimentos por afluentes, ressuspensão de sedimentos, velocidade do vento e formação de ondas, bem como a combinação destes. Quando um rio se aproxima de um lago, a característica do fluxo muda, ocorrendo o aumento repentino na área da seção transversal e uma diminuição na velocidade do fluxo, resultando em uma quantidade significativa de deposição de sedimentos (BATT; ASCE; STEVENS, 2016).

De acordo com Scheu *et al.* (2015), embora os fluxos de rios sejam frequentemente a fonte dominante de sedimento para um lago, os sedimentos e seus constituintes podem ser reintroduzidos na coluna de água através da ressuspensão. A erosão e a ressuspensão de sedimentos são iniciadas devido ao esforço de cisalhamento exercido no leito pelo fluxo. A interação da água-sedimento transportada por correntes e ondas movidas pelo vento desempenha um papel crítico na ressuspensão de sedimentos e na liberação interna de nutrientes em grandes lagos rasos (LIU *et al.* 2017). Para Morales-Marin *et al.* (2018), a análise quantitativa da acumulação de sedimentos suspensos nos lagos é muito complexa, devido à tendência de os sedimentos depositados serem ressuspensos em áreas marginais rasas e transportados progressivamente para águas mais profundas.

Muitos estudos sobre o transporte de sedimentos em sistemas aquáticos são realizados com o uso de modelagem. Alguns modelos de transporte de sedimentos exigem informações detalhadas sobre as características físicas, variáveis temporais

e espaciais dos sedimentos. Modelagens alternativas que usam a teoria do aprendizado estatístico mostram capacidade preditiva, e são uma alternativa em casos de difícil obtenção de variáveis (BATT; ASCE; STEVENS, 2016). De acordo com Roberts *et al.* (2019), o uso de ferramentas, como modelos para prever, reconstruir e quantificar padrões nas características das ondas, podem ajudar a fornecer uma melhor compreensão das zonas litorâneas dos lagos. Vários modelos já foram usados para quantificar padrões de ondas em lagos, alguns deles foram ampliados como ferramentas de previsão de ressuspensão de sedimentos.

Morales-Marin *et al.* (2018) desenvolveram um estudo onde combinaram um modelo hidrodinâmico numérico tridimensional, com uso de sedimentos em suspensão, e um modelo semiempírico, para investigar a mobilidade potencial de sedimentos de fundo em um pequeno lago oligotrófico, a saber, o lago Llyn Conwy, localizado no norte de Gales, Reino Unido. Embora as simulações de dinâmica de sedimentos tenham sido exploratórias, os resultados da pesquisa mostraram uma distribuição desigual da acumulação de sedimentos em águas profundas.

Liu *et al.* (2017) analisaram os efeitos das interações entre correntes e ondas induzidas pelo vento no mecanismo de ressuspensão de sedimentos no lago Taihu, na China, usando técnicas acústicas e ópticas para coletar sinais síncronos e de alta frequência. Os resultados mostraram que as ondas formadas pelo vento foram a principal fonte de energia para mudanças na turbidez. A tensão de cisalhamento gerada por ondas contribuiu com mais de 95% para a ressuspensão dos sedimentos.

Liu, Liu e Chiu (2019) trabalharam com um modelo tridimensional hidrodinâmico para analisar o transporte de sedimentos suspensos. Esse modelo foi desenvolvido para simular as variações temporais e espaciais dos sedimentos em suspensão no lago Tsuei-Feng, em Taiwan. Os resultados da modelagem revelaram que a velocidade de sedimentação é um parâmetro relevante, e que a taxa de erosão é menos importante no modelo de transporte de sedimentos em suspensão. Este estudo demonstrou que o vento exerceu uma influência significativa na circulação média e no transporte de sedimentos em suspensão nesse lago raso.

3.1.3 Fósforo em sistemas aquáticos

O fluxo do F em águas continentais depende de processos geoquímicos nas bacias hidrográficas, nas quais o F é um elemento fundamental para o funcionamento e o crescimento de plantas aquáticas. De modo geral, as formas mais comuns de fósforo orgânico são de origem biológica, ou provenientes dos fosfatos dissolvidos derivados do processo de lixiviação de minerais, como a apatita presente em rochas (TUNDISI e MATSUMURA, 2008). Os autores também relatam que o F pode ser encontrado em partículas de várias dimensões, até na forma coloidal. Conforme Esteves (2011), todas as formas de F são importantes, no entanto, o FT e o fósforo orto (F-orto) assumem maior relevância. O FT por ser utilizado como estimativa do grau de fertilização (estado trófico) do ambiente aquático, e o F-orto por ser a principal forma de fosfato assimilado pelos vegetais aquáticos, microalgas e bactérias.

O fosfato pode ter origem artificial ou natural. Em ambientes aquáticos, as fontes artificiais de fosfato são oriundas de esgoto doméstico, industrial, material particulado de origem industrial e da agropecuária. Já os fatores naturais que permitem a entrada do fosfato no sistema incluem a precipitação e a deposição de materiais particulados, partículas de solo e rochas, de organismos vivos e em decomposição, bem como compostos voláteis liberados de plantas e de queimadas naturais (TUNDISI e MATSUMURA, 2008).

De acordo com Lin *et al.* (2019), o excesso de F no solo, em escala de bacias hidrográficas, ocorre em decorrência da poluição de fontes agrícolas não pontuais, as quais, por lixiviação podem ser carregadas para os meios aquáticos, ocasionando uma grave ameaça. Os fertilizantes aplicados também podem ser carregados superficialmente pela água de precipitação e pelos ventos, aumentando a concentração destes elementos nos corpos hídricos (TUNDISI e MATSUMURA, 2008).

Várias pesquisas realizadas têm demonstrado preocupação com o excesso de nutrientes nos sistemas aquáticos continentais. Barreto, Dogliotti e Perdomo (2017) desenvolveram um estudo para avaliar a qualidade das águas superficiais de

áreas de cultivo intensivo no Uruguai, observando que a entrada de quantidades excessivas de N e F, tanto de fontes pontuais quanto de não pontuais, pode prejudicar a qualidade da água superficial e impedir seu uso para o consumo humano. Zhang *et al.* (2017) desenvolveram um estudo da variação temporal e espacial de F e N, avaliando a eutrofização em uma região árida no rio Fuyang, no norte da China.

Ryberg *et al.* (2018) modelaram cargas de F em tributários da baía de Chesapeake (EUA), concluindo que o clima e os insumos antropogênicos são os principais fatores responsáveis pela carga total de F na bacia. Cavalcante, Araújo e Becker (2018) verificaram a distribuição vertical de F na água e identificaram as formas predominantes na coluna d'água, para entender a dinâmica desse nutriente em águas tropicais. Zou *et al.* (2020) utilizaram relações empíricas entre nutrientes (FT e N), clorofila-a (Chl-a) e profundidade Secchi em lagos da ecorregião chinesa Oriental, onde foram estabelecidas equações de avaliação de eutrofização nos lagos.

Diante desses aspectos, é possível perceber que estudos das concentrações dos nutrientes presentes nas águas superficiais são necessários, e o sensoriamento remoto (SR) pode ser uma ferramenta importante no auxílio do monitoramento da qualidade da água. Embora a amostragem *in situ* permita a análise de uma ampla variedade de parâmetros, em várias profundidades, as tecnologias de SR possibilitam medições sinópticas frequentes e ampliam a capacidade de estudar remotamente corpos d'água, que não podem ser visitados regularmente de maneira econômica (BRESCIANI *et al.*, 2019).

3.2 Sensoriamento Remoto (SR)

O SR é uma técnica que consiste na utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados e equipamentos de transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves ou outras plataformas (NOVO, 2010). Segundo Meneses *et al.* (2012, p.3), “o sensoriamento remoto é uma técnica

de obtenção de imagens dos objetos da superfície terrestre sem que haja contato físico de qualquer espécie entre o sensor e o objeto do qual se pretende adquirir informações”. Assim, o uso do SR tem como propósito estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície terrestre a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética (REM) e os alvos.

3.2.1 Radiação eletromagnética (REM)

A quantidade e a qualidade da energia eletromagnética refletida e emitida pelos objetos na superfície da Terra resultam das interações entre essa energia e tais objetos. Essas interações são determinadas pelas propriedades físico-químicas e biológicas presentes, e podem ser identificadas nas imagens e nos dados de sensores remotos (MAIO *et al.*, 2008). A energia eletromagnética utilizada na obtenção dos dados por SR é também denominada de REM. De acordo com Novo (2010), a REM é o meio pelo qual a informação é transmitida do objeto ao sensor, podendo ser definida como uma forma dinâmica de energia que se manifesta a partir de sua interação com a matéria. A velocidade de propagação da onda eletromagnética pode ser expressa pela equação (1):

$$c = f \times \lambda \quad (1)$$

Em que, c é a velocidade da luz (m/s); f é a frequência (ciclo/s ou Hz); e λ é o comprimento de onda (m).

De acordo com a equação (1), pode-se constatar que o comprimento de onda e a frequência da REM são inversamente proporcionais (NOVO, 2010). Para uma melhor compreensão sobre a REM, é importante saber que o seu comportamento físico é composto pelas grandezas onda e energia. Portanto, a REM que se propaga pelo espaço, como a luz solar, é, ao mesmo tempo, uma forma de onda e uma forma de energia (MENESES *et al.*, 2012).

A Figura 1 demonstra a representação do comprimento de onda dos campos elétrico e magnético a partir da teoria ondulatória. Observa-se que o plano de oscilação do campo elétrico encontra-se em azul e o plano de oscilação do campo magnético, em vermelho. O comprimento de onda da radiação eletromagnética está representado pela distância entre duas cristas consecutivas.

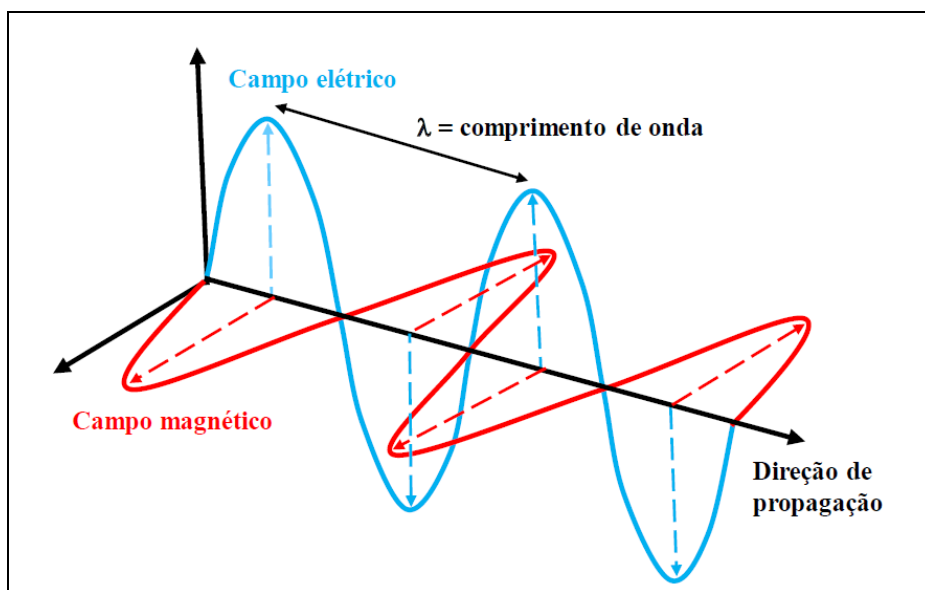


Figura 1 – Representação da luz quando conceituada com campos elétrico e magnético.
Fonte: Barbosa; Novo e Martins (2019).

3.2.2 Espectro eletromagnético

A REM se origina a partir da transformação de outras formas de energia, tais como energia cinética, química, térmica ou nuclear. A origem da REM varia ao longo do espectro eletromagnético, o qual se estende desde comprimentos de onda muito curtos, associados aos raios cósmicos, até as ondas de rádio de baixa frequência e grandes comprimentos de onda (MAIO *et al.*, 2008). Para o SR da superfície terrestre, a principal fonte de REM é o Sol (NOVO, 2010). De acordo com Meneses *et al.* (2012), somente o intervalo espectral da REM de 0,45 μm a 2,5 μm é útil ao SR e, nesse intervalo, o pico máximo de intensidade de radiação encontra-se na faixa de 0,45 μm a 0,76 μm , conhecida como região do visível.

Com base nos mecanismos físicos geradores da energia eletromagnética, bem como nos mecanismos de sua detecção, o espectro eletromagnético foi dividido em intervalos de comprimentos de ondas (NOVO, 2010). No SR, para definir as características e os comprimentos de onda das imagens adquiridas, é fundamental conhecer os valores dos comprimentos de ondas nos intervalos que são possíveis de serem detectados em cada tipo de sensor, uma vez que “as imagens não são definidas em um comprimento de onda específico, mas abrangendo pequenos intervalos, chamados de bandas espectrais” (MENESES *et al.*, 2012, p. 19).

A grandeza radiométrica mais utilizada para caracterizar as interações energia-matéria na região visível e infravermelha do espectro eletromagnético é a reflectância espectral, como demonstrado na Figura 2.

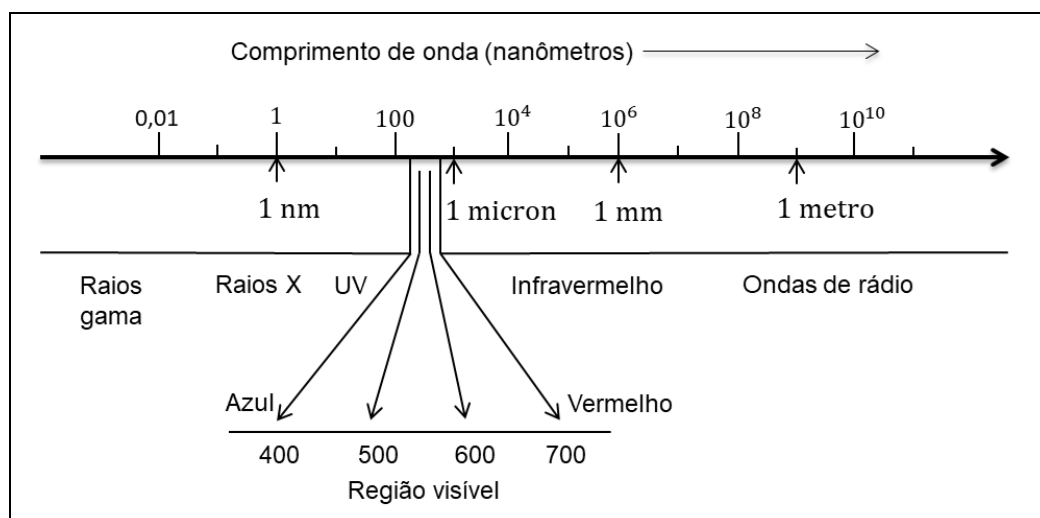


Figura 2 – Espectro eletromagnético com as principais regiões.
Adaptado de Novo (2010).

3.2.3 Interações entre a matéria e grandezas radiométricas

Quando a onda eletromagnética incide em uma interface entre dois materiais, parte da energia é espalhada em todas as direções do meio incidente, parte da energia é refletida na direção especular, e alguma energia é transmitida pela interface entre os dois meios. A energia transmitida através da interface é,

geralmente, absorvida pelo material e reemitida ou dissipada na forma de calor (NOVO, 2010). A REM interage com a atmosfera durante o percurso, promovendo uma alteração na resposta espectral dos alvos terrestres. A cobertura de nuvens, a umidade relativa do ar, a pressão da superfície e os aerossóis são alguns parâmetros atmosféricos que interferem nos dados (NOVO, 2010).

Os principais gases absorvedores da REM são vapor d'água (H_2O), oxigênio (O_2), ozônio (O_3) e gás carbônico (CO_2). A REM vinda do Sol ou emitida pela superfície terrestre interage com as moléculas dos constituintes gasosos e com o material particulado suspenso na atmosfera (MAIO *et al.*, 2008). Nessa passagem, a atmosfera interfere na intensidade do fluxo radiante, na distribuição espectral e na direção dos raios incidentes, tanto na sua trajetória descendente entre o Sol e a Terra, como na trajetória ascendente da radiação refletida e emitida da superfície terrestre para o sensor. Esses intervalos de comprimentos de onda são chamados de bandas de absorção da atmosfera. As outras regiões onde a atmosfera não absorve de forma total ou integral a radiação solar são chamadas de janelas atmosféricas, nas quais é possível usar o SR (MENESES *et al.*, 2012).

A ciência de medição da REM é denominada radiometria, a qual determina diversas variáveis ou grandezas radiométricas para um campo de radiação. Essas grandezas são medidas e utilizadas para uma descrição quantitativa e precisa da transferência radiativa em águas naturais. As grandezas radiométricas mais aplicadas a processos hidrológicos são a energia radiante (Q), o fluxo radiante, a irradiância (E) e a radiância (L) (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

A Q é uma medida da capacidade que a radiação tem de alterar o estado da matéria com a qual interage quando transportada pela REM. As mudanças na temperatura de um detector, por exemplo, podem ser provocadas pela Q , e essas mudanças são proporcionais à quantidade de energia transportada pela REM (NOVO, 2010). A medida da energia radiante em um detector, por sua vez, é efetuada com base no fluxo radiante (ϕ). A grandeza fluxo radiante ou potência radiante [ϕ (λ), em $J.s^{-1}$ ou watts (W)], é a taxa de fluxo de energia radiante que passa por um ponto ou seção transversal de referência por unidade de tempo t (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019), quando o fluxo radiante é interceptado por uma superfície, sendo necessário quantificar quanto desse fluxo é interceptado por

unidade de área. O fluxo dividido pela área fornece uma ideia da densidade média de fluxo radiante sobre uma superfície.

E é a densidade de fluxo radiante incidente sobre uma superfície (NOVO, 2010). Já a L permite quantificar e descrever a propagação da luz no espaço tridimensional. Existem dois conceitos importantes para entender a L : ângulo sólido e intensidade radiante (I) (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019). O ângulo sólido pode ser compreendido como um cone subentendido por uma porção de uma esfera, e definido como a razão entre a área e o quadrado do raio da esfera e a unidade de medida “esferorradiano” (NOVO, 2010). A I , por sua vez, é uma medida do fluxo radiante por unidade de ângulo sólido em certa direção (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019). A Tabela 1 apresenta as grandezas radiométricas comumente utilizadas no estudo de SR, com as suas específicas equações.

Tabela 1 – Grandezas radiométricas básicas em SR (adaptada de Slater, 1980)

Grandeza	Símbolo	Equação	Unidade de medida	Conceito
Energia Radiante	Q	$Q = \sum_{i=1}^n N_i \xi(\lambda_i)$	joules (J)	Energia transportada em forma de ondas eletromagnéticas ou fótons
Fluxo Radiante	ϕ	$\phi = dQ/dt$	watt (W)	Taxa de variação da energia no tempo
Irradiância	E	$E = d\phi/dA$	watt por metro quadrado (Wm^{-2})	Fluxo incidente sobre uma superfície por unidade de área
Excitância ou Emitância	M	$M = d\phi/dA$	watt por metro quadrado (Wm^{-2})	Fluxo deixando uma superfície por unidade de área
Intensidade Radiante	I	$I = d\phi/d\Omega$	watt por esferorradiano (Wsr^{-1})	Fluxo radiante deixando uma fonte por unidade de ângulo sólido numa direção especificada
Radiância	L	$L = I/dA \cos \theta$	watt por esferorradiano, por metro quadrado ($Wsr^{-1}m^{-2}$)	I por unidade de área normal à fonte, numa dada direção
Emissividade	ε	$\varepsilon = M/M_b$	Adimensional	Razão entre a excitância de um material e a excitância do corpo negro (b_b)
Absortância	α	ϕ_a / ϕ_i	Adimensional	Razão entre o fluxo absorvido (ϕ_a) e o fluxo incidente (ϕ_i) sobre a superfície
Reflectância	ρ	ϕ_r / ϕ_i	Adimensional	Razão entre o fluxo refletido (ϕ_r) e o fluxo incidente (ϕ_i) sobre a superfície
Transmitância	τ	ϕ_t / ϕ_i	Adimensional	Razão entre o fluxo transmitido (ϕ_t) e o fluxo incidente (ϕ_i) sobre a superfície

3.2.4 Sensores orbitais e características do sensor MSI/Sentinel-2

Os sensores são considerados sistemas que convertem a energia proveniente dos objetos em registros no formato de imagem ou gráfico, permitindo associar a distribuição de algumas grandezas radiométricas (radiância, emitância ou retroespalhamento) com suas propriedades físicas, químicas, biológicas ou geométricas (NOVO, 2010). Conforme Barbosa, Novo e Martins (2019), as informações espectrais incluídas nas imagens de satélites são utilizadas no desenvolvimento de modelos bio-ópticos, a partir de sensores orbitais, que possuem a capacidade de registrar os efeitos da interação da radiação solar com os constituintes na água.

Segundo Elachi (1987), as informações registradas por um sensor são de três tipos fundamentais: informações espaciais, que permitem identificar a forma do objeto, seu tamanho, entre outras propriedades; informações sobre a intensidade de energia que é refletida ou emitida pelos objetos, e que permitem quantificar a temperatura (sensores térmicos), e o brilho (sensores da região óptica do espectro); e informações espectrais, que permitem registrar a variação da intensidade da radiação que deixa a superfície ao longo do espectro eletromagnético.

Os sistemas sensores também podem ser classificados como ativos e passivos. Os sensores ativos são aqueles que produzem sua própria radiação, como, por exemplo, os radares e lasers. Os sensores passivos são aqueles que detectam a radiação solar ou emitida pelos objetos da superfície. Dependem de uma fonte de radiação externa para que possam gerar informações, detectam radiação refletida pelo sol ou emitida pela Terra e possuem espelhos, prismas e lentes em sua configuração, que são os sensores ópticos (NOVO, 2010). Estes sensores são localizados a bordo dos satélites e são responsáveis por registrar a interação entre a REM e os objetos na superfície terrestre em diferentes faixas do espectro solar (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

As características dos sensores estão relacionadas com a resolução: espectral, radiométrica, espacial e temporal. O número de bandas situadas em diferentes regiões espectrais, com larguras estreitas de comprimentos de ondas, são

atributos que demonstram se o sensor possui uma boa resolução espectral. Isso se deve pela existência de diferentes materiais na superfície da Terra, que apresentam reflectâncias distintas, sendo possível distinguir um material do outro, conforme o comprimento de onda (MENESES *et al.*, 2012).

A resolução espacial (RE) determina a menor área da superfície da Terra, representada na imagem, ou, ainda, a medida que determina o tamanho de menor objeto na imagem. De acordo com o tamanho do pixel será definida a resolução espacial, ou seja, quanto menor a dimensão, maior será esse tipo de resolução (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019). A resolução radiométrica de um sensor descreve suas habilidades de distinguir variações no nível de energia refletida, emitida ou retroespalhada que deixa a superfície do alvo (NOVO, 2010). Já a resolução temporal depende, principalmente, das características da órbita e da largura da faixa de imageamento. Essa resolução se caracteriza pelo intervalo de tempo entre duas observações sob uma mesma área (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

O programa Copernicus, da Agência Espacial Europeia (European Space Agency – ESA), adotou uma estratégia de múltiplas plataformas com o lançamento dos satélites Sentinel-2A e mais recentemente -2B, ambos com o sensor Multispectral Imager (MSI), aumentando a resolução temporal de 10 para 5 dias e mantendo as demais resoluções (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

O sensor MSI funciona coletando linhas de dados de imagens através da faixa orbital e utiliza o movimento para frente da espaçonave ao longo do caminho da órbita para fornecer novas linhas para aquisição. A luz refletida da atmosfera da Terra até o instrumento MSI é coletada por um telescópio de três espelhos (M1, M2 e M3) e focalizada, por meio de um divisor de feixe, em dois conjuntos de planos focais: um para regiões do visible near infrared (VNIR – visível e infravermelho próximo) e outro para o short-wavelength infrared (SWIR – infravermelho de ondas curtas) (ESA, 2020).

O sensor MSI do satélite Sentinel-2 consta de 13 bandas espectrais: quatro bandas com RE de 10 metros, seis bandas de 20 metros e três bandas de 60 metros, como demonstrado na Figura 3 (ESA, 2020). De acordo com Martins *et al.* (2017), as configurações do MSI/Sentinel-2 oferecem capacidade para mapear

desde pequenos a irregulares sistemas hídricos, com maior sensibilidade radiométrica para distinção de variáveis bióticas e adequada frequência temporal. Segundo Silva *et al.* (2019), o sensor MSI/Sentinel-2 permite o monitoramento das mudanças temporais com grandes detalhes em decorrência da resolução temporal de 5 dias (combinada a partir dos dois satélites), possuindo resolução radiométrica de 12 bits por pixel.

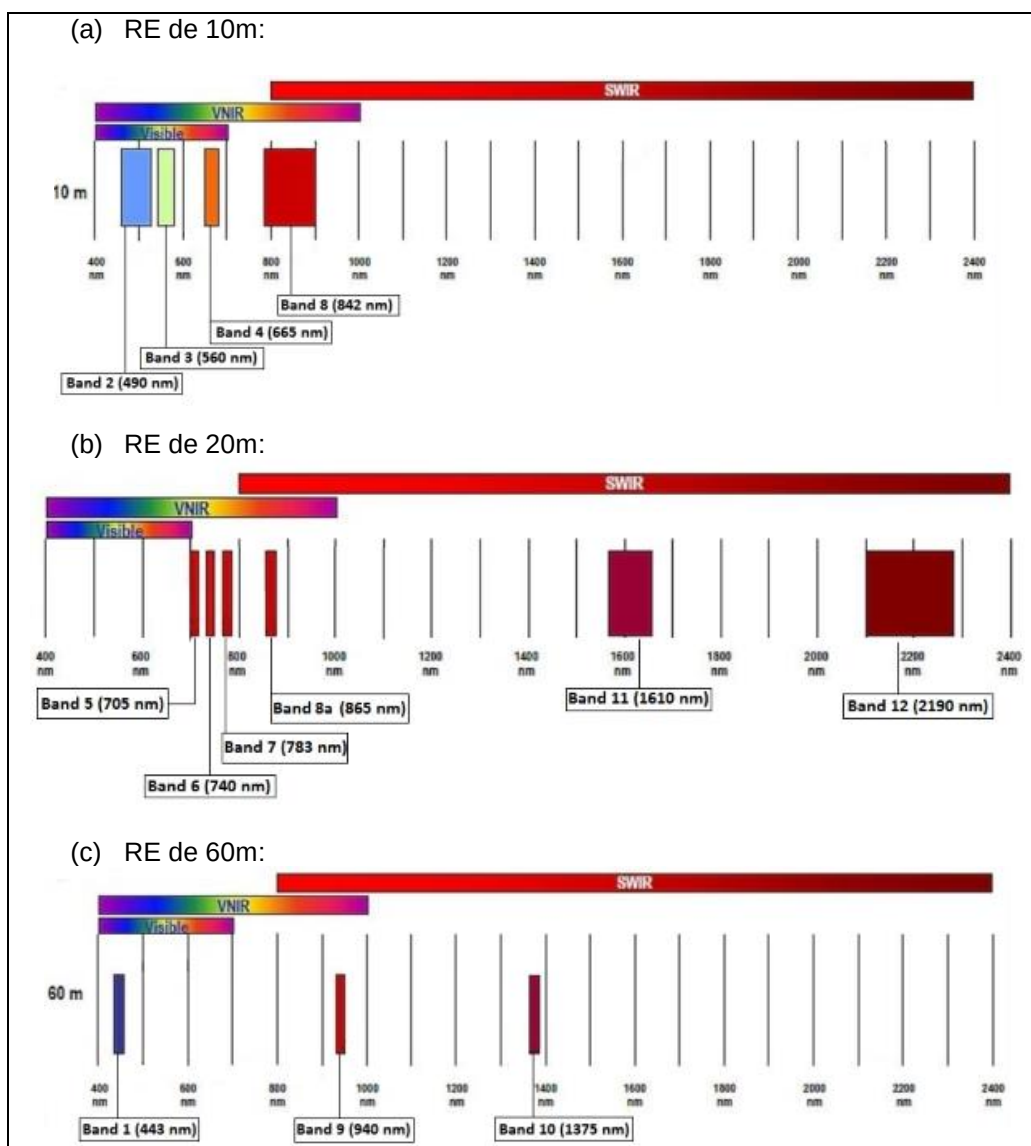


Figura 3 – RE e bandas do MSI/Sentinel-2: a) RE: 10m, B2 (490nm), B3 (560nm), B4 (665nm) e B8 (842nm); b) RE: 20m, B5 (705nm), B6 (740nm), B7 (783nm), B8a (865nm), B11 (1610nm) e B12 (2190nm); e c) RE: 60m, B1 (443nm), B9 (940nm) e B10 (1375nm).
Fonte: ESA (2020).

Na Tabela 2 estão apresentadas as faixas espectrais para o sensor MSI e as características gerais a bordo do satélite Sentinel 2A (S2A) e Sentinel 2B (S2B).

Tabela 2 – Faixas espectrais para o sensor MSI/Sentinel-2 (S2A e S2B) e características gerais (adaptada de ESA, 2020)

Banda MSI (RE)	S2A		S2B		Objetivo
	Comprimento de onda (nm)	Largura de banda (nm)	Comprimento de onda (nm)	Largura de banda (nm)	
B01 (60m)	442,7	21	442,3	21	Detecção de Aerossol
B02 (10m)	492,4	66	492,1	66	Azul
B03 (10m)	559,8	36	559,0	36	Verde
B04 (10m)	664,6	31	665,0	31	Vermelho
B05 (20m)	704,1	15	703,8	16	Classificação de Vegetação
B06 (20m)	740,5	15	739,1	15	Classificação de Vegetação
B07 (20m)	782,8	20	779,7	20	Classificação de Vegetação
B08 (10m)	832,8	106	833,0	106	Infravermelho Próximo
B08a (20m)	864,7	21	864,0	22	Classificação de Vegetação
B09 (60m)	945,1	20	943,2	21	Vapor D'água
B10 (60m)	1373,5	31	1376,9	30	Cirrus
B11 (20m)	1613,7	91	1610,4	94	Neve/Gelo/Discriminação de Nuvens
B12 (20m)	2202,4	175	2185,7	185	Neve/Gelo/Discriminação de Nuvens

Conforme especificação da ESA (2020), o satélite Sentinel-2 realiza o monitoramento terrestre de vegetação, solo, e áreas costeiras (Figura 4). A missão é composta por dois satélites com órbita polar que fornecem imagens ópticas com média resolução (Figura 5). O primeiro satélite, S2A, foi lançado em junho de 2015. Já o S2B foi lançado em março de 2017. As imagens do sensor MSI, a bordo do satélite Sentinel-2, podem ser obtidas no site do Copernicus Scientific Data Hub.

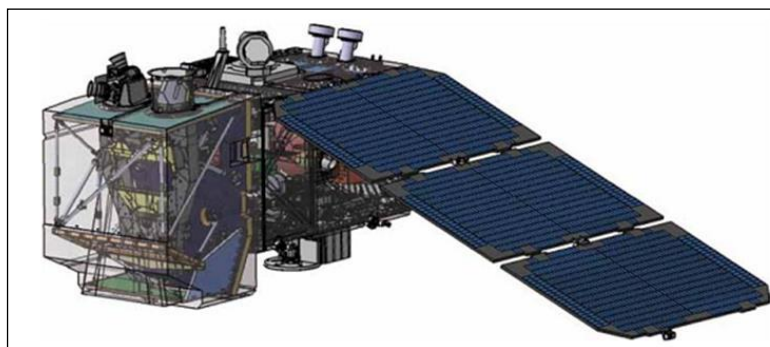


Figura 4 – Satélite Sentinel-2 (Astrium GmbH, Alemanha).
Fonte: ESA (2020).

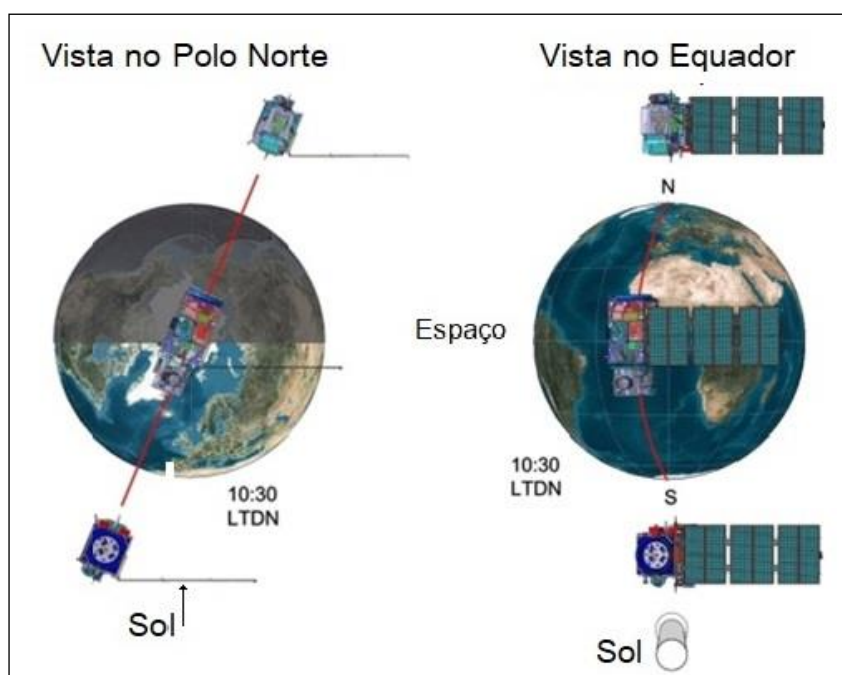


Figura 5 – Configuração orbital do satélite duplo Sentinel-2 (Astrium GmbH, Alemanha).
Fonte: Adaptado de ESA (2020).

Embora o MSI tenha sido inicialmente planejado apenas para o monitoramento da Terra, vários estudos já mostraram sua adequação ao monitoramento da água (SOOMETTS *et al.*, 2020). Diversos pesquisadores, como Toming *et al.* (2016), Bicca *et al.* (2017), Liu *et al.* (2017), vêm estudando possibilidades de correlacionar informações espectrais, a partir das bandas do sensor MSI, com concentrações de parâmetros de qualidade de águas.

Além dos trabalhos supracitados, é relevante citar também as seguintes pesquisas com a utilização do sensor MSI: monitoramento da qualidade da água no reservatório de Alqueva, Portugal (POTES *et al.*, 2018); consistência e implicações do produto Sentinel-2/Landsat-8 no monitoramento de sistemas aquáticos (PAHLEVAN *et al.*, 2019); estimativa da qualidade ecológica de lagos na Irlanda a partir de imagens de SR do MSI/Sentinel-2 (FREE *et al.*, 2020); avaliação de algoritmos de correção atmosférica em águas estuarinas altamente turvas (RENOSH *et al.*, 2020); validação e comparação de produtos de qualidade da água em quatro lagos Bálticos (Razna, Lubans e Burtnieks, na Letônia, e Võrtsjärv, na Estônia) (SOOMETTS *et al.*, 2020).

Os resultados mostraram que é promissor realizar programas de monitoramento de parâmetros de qualidade de água em diferentes corpos hídricos, usando dados de SR multiespectral.

3.3 Comportamento espectral da água e constituintes opticamente ativos

A água pode se apresentar na natureza em três estados físicos, os quais apresentam comportamento espectral totalmente distinto. O comportamento espectral da água líquida pura, por exemplo, apresenta baixa reflectância (menor do que 10%) na faixa compreendida entre 0,38 μ m e 0,70 μ m e máxima absorção acima de 0,70 μ m (MAIO *et al.*, 2008). De acordo com Novo (2010, p.262), “quanto mais pura a água (sem constituintes suspensos ou dissolvidos), mais baixa é a sua reflectância, devido ao pequeno coeficiente de espalhamento e à elevada transmitância”.

A heterogeneidade dos ecossistemas aquáticos é expressa pelos Constituintes Opticamente Ativos (COAs), e vem sendo monitorada por meio de dados de SR, tanto em nível orbital, quanto em campo. A utilização de dados adquiridos para o monitoramento dos componentes ópticos da água tem como base o fato de que esses são determinados pelas suas concentrações, pois alteram as propriedades espectrais da água pura (TONIOLO *et al.*, 2018).

Os constituintes que influenciam o comportamento espectral da água podem ser formados por: partículas suspensas (orgânicas ou inorgânicas); e substâncias orgânicas dissolvidas; organismos vivos (fitoplâncton, zooplâncton e bacterioplâncton) (NOVO, 2010).

O SR aplicado ao estudo e ao monitoramento de ambientes aquáticos é baseado nos processos de absorção e espalhamento seletivo da radiação solar pela água e seus constituintes. De acordo com Barbosa, Novo e Martins (2019), as feições de absorção e espalhamento dos COAs são exclusivamente analisadas na região do VNIR (400nm e 950nm).

Os COAs são parâmetros de qualidade de água que apresentam propriedades ópticas de absorção e espalhamento, usadas como indicadores de qualidade na caracterização de sistemas aquáticos. Entre os principais COAs estão os sólidos suspensos (SS), a matéria orgânica dissolvida (MOD), Chl-a, e o carbono orgânico dissolvido (COD). É possível inferir sobre a composição da água com base nas informações de intensidade da radiância espectral registradas pelos sensores que são moduladas pelas propriedades ópticas dos COAs (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

A MOD desempenha papéis importantes no ciclo biogeoquímico aquático e no ciclo global do carbono. No entanto, é altamente variável espacial e temporalmente, devido a fontes complexas em bacias hidrográficas. O SR fornece a capacidade de monitorar a MOD e identificar as variações espaço-temporais nos lagos em escala global ou regional (LIU *et al.*, 2020). De acordo com Souza e Pedrosa (2019), a MOD pode ser opticamente classificada em uma fração não cromófora ou transparente, e uma cromófora (MODC), também chamada de fração colorida. Uma parte da fração cromófora, essencialmente quantificada e caracterizada por espectros de absorção de luz, pode apresentar propriedade fluorófora. A fração cromófora da MOD atua como principal componente absorvedor de luz ultravioleta (UV) e visível em ecossistemas aquáticos.

Quando se analisa a reflectância em corpos d'água, a presença de MOD apresenta a reflectância espectral deslocando-se para a banda verde (visível). Por outro lado, a presença de matéria inorgânica em suspensão resulta em um deslocamento em direção do vermelho no visível (MAIO *et al.*, 2008).

O intemperismo de rochas nas bacias de captação ou a ressuspensão ocasionadas pelo vento, em águas rasas, assim como as atividades antrópicas (práticas agrícolas e industriais), contribuem para agregar a fração inorgânica das partículas não algais (NAP – non-algal particles) nos sistemas aquáticos. As propriedades de absorção e espalhamento dessas partículas são dependentes, principalmente, da composição, do tamanho e da forma (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

Quanto maior a concentração de partículas inorgânicas suspensas na coluna de água, maior o coeficiente de espalhamento do volume de água, e,

consequentemente, maior a reflectância. A forma do espectro se caracteriza por um crescente aumento da reflectância em direção a comprimentos de onda mais longos (NOVO, 2010). A Tabela 3 ilustra as variáveis passíveis de serem monitoradas por SR, as quais interagem com a REM e alteram as propriedades ópticas da coluna d'água.

Tabela 3 – Variáveis passíveis de serem monitoradas por SR (adaptada de Barbosa; Novo e Martins, 2019)

Variáveis	Características
Concentração de clorofila-a (Chl-a, unid.: $\mu\text{g/L}$):	i) Indicador da biomassa fitoplanctônica; ii) estado trófico dos sistemas e disponibilidade de nutrientes no sistema aquático.
Absorção pela matéria orgânica dissolvida (MOD-MODC, unid.: m^{-1}):	Fração da MOD presente na coluna da água que interage com a REM e pode ser medida opticamente. Em alguns sistemas aquáticos pode ser usada como indicador da matéria orgânica e do carbono orgânico do ambiente.
Concentração do total de material em suspensão (SST, unid.: mgL^{-1}):	i) Indicador que inclui tanto material particulado orgânico quanto inorgânico (NAP); sendo importante na avaliação da qualidade da água para consumo humano, ii) a quantidade de sedimento em suspensão na água também pode ser um indicador da disponibilidade de luz na coluna de água e do transporte de nutrientes adsorvido ao material particulado.
Atenuação difusa (vertical) da luz na água (Kd, unid.: m):	i) Indicador das características do campo de luz subaquático que permitem avaliar as limitações ao processo de fotossíntese; ii) taxas de produção primária; iii) composição de espécies; e iv) outras respostas ecossistêmicas.
Turbidez (unid.: NTU):	i) Indicador da maior ou menor presença de partículas orgânicas ou inorgânicas em suspensão na coluna da água.
Limite da zona eufórica (Zeu, unid.: m):	i) Indicador da profundidade da coluna d'água acima da qual existe radiação suficiente para a fotossíntese (400nm a 700nm).

Nos ecossistemas aquáticos, a MOD pode ser derivada da decomposição de flora e fauna terrestres (conduzida para os cursos d'água), e por atividades biológicas presentes na coluna d'água, nesse caso, resultantes da degradação de fitoplâncton, zooplâncton e da excreção da biota aquática (BARBOSA; NOVO e

MARTINS, 2019). O aumento da concentração da MOD na água reduz a reflectância na banda azul do visível (NOVO, 2010).

De acordo com Novo (2010), quanto maior a concentração de Chl-a, maior a biomassa fitoplanctônica. O fitoplâncton é um grupo que inclui centenas de espécies de microalgas da biota aquática, com tamanho variando de 0,2µm a 1000µm e grande diversidade de formas (esféricas, cilíndricas, meia-lua etc.). A Chl-a, com fortes bandas de absorção no azul (~430nm) e no vermelho (~665nm), está presente em todas as espécies de fitoplâncton (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

Um dos principais interesses no uso de produtos de SR em ambientes aquáticos é verificar a variação espacial e temporal da composição da água, possibilitando investigar a origem e o deslocamento de substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas (SANTOS; TONIOLO e PEREIRA FILHO, 2019). Nesse sentido, o estudo dos COAs presentes na água, usando dados radiométricos, é relevante, uma vez que permite a avaliação de problemas dinâmicos, tais como a presença de SST, MOD, a proliferação de Chl-a, e, conseqüentemente, a eutrofização de corpos d'água.

Toming *et al.* (2016) desenvolveram um estudo com o objetivo de testar a adequação dos dados do MSI/Sentinel-2 para mapear diferentes parâmetros de qualidade da água em lagos. Dados *in situ* de Chl-a, cor da água, MODC e COD em vários lagos, na Estônia, foram comparados com algoritmos com razões de banda derivados do Sentinel-2. Com os resultados obtidos, observaram uma boa correlação entre os algoritmos calculados a partir dos dados do MSI/Sentinel-2 e os parâmetros da água dos lagos.

Bicca *et al.* (2017) avaliaram dois corpos d'água localizados em diferentes regiões do Brasil, sendo um o reservatório Passo Real (Rio Grande do Sul) e outro o Lago Grande de Curuai (Pará). A pesquisa teve como objetivo identificar modelos que permitissem estimar a influência dos sólidos em suspensão (SS) a partir dos dados de reflectância obtidos em campo e da simulação das bandas do sensor MSI/Sentinel-2. Concluíram que o MSI/Sentinel-2 mostrou-se eficiente, sendo seus melhores resultados encontrados em Curuai ($r^2 = 0,67$).

Liu *et al.* (2017) desenvolveram um estudo usando medições hiperespectrais *in situ* e a concentração de material particulado em suspensão (CMPS), bem como

imagens do MSI/Sentinel-2, com o objetivo de desenvolver modelos para estimar os valores de CMPS no lago Poyang, na China. No geral, esse estudo demonstrou que é viável a aplicabilidade do MSI/Sentinel-2 para a detecção de CMPS no lago Poyang.

Xue *et al.* (2019) desenvolveram um estudo usando imagens do sensor Ocean and Land Colour Instrument (OLCI) a bordo do Sentinel-3A nos três maiores lagos de água doce da China. Para tanto, utilizaram os produtos derivados do satélite para estudar as distribuições espaciais e sazonais das concentrações de COAs, incluindo Chl-a e CMPS, usando imagens OLCI sem nuvens (115 cenas) sobre os lagos na bacia em estudo no ano de 2017.

Com o objetivo de gerar algoritmos regionalmente robustos, usando dados *in situ* e SR para prever a proliferação de algas, Boucher *et al.* (2018) analisaram dois lagos de Maine e New Hampshire, nos Estados Unidos. As imagens do Landsat-8 foram obtidas e processadas após correções atmosféricas. Os autores concluíram que, apesar dos desafios, incluindo os efeitos sazonais e limiares baixos de Chl-a, o uso do SR pode ser uma ferramenta satisfatória em escala regional, sendo eficaz e acessível para programas de monitoramento de Chl-a em lagos.

A pesquisa realizada por Hansen e Williams (2018) em reservatórios na região central de Utah (EUA) teve como objetivo explorar abordagens para a parametrização e calibração de modelos empíricos de Chl-a, para aplicações de longo prazo, usando imagens dos satélites Landsat-5 (TM) e do Landsat-7 (ETM +). Uma das conclusões do estudo foi que a utilização das informações contidas nas bandas poderia ajudar a explicar as características ópticas específicas dos lagos, como SS e outros COAs que contribuem para a cor da água, além da detecção de Chl-a.

Liu *et al.* (2020) desenvolveram um estudo em vários lagos ao longo do rio Yangtze (China), onde descreveram as propriedades ópticas do MOD, o estado trófico e as correlações entre diferentes variáveis nos lagos. Como os lagos são de pequenas dimensões, foram usados os dados do satélite Sentinel-3 (Sentinel-3A, B), que possui RE de 300mx300m e observações da superfície da Terra uma vez a cada 1,5 dias. Foram discutidos os fatores de impacto e a composição do MOD, assim como as implicações para o monitoramento por SR.

A Figura 6 mostra a assinatura espectral dos principais COAs em ambientes aquáticos.

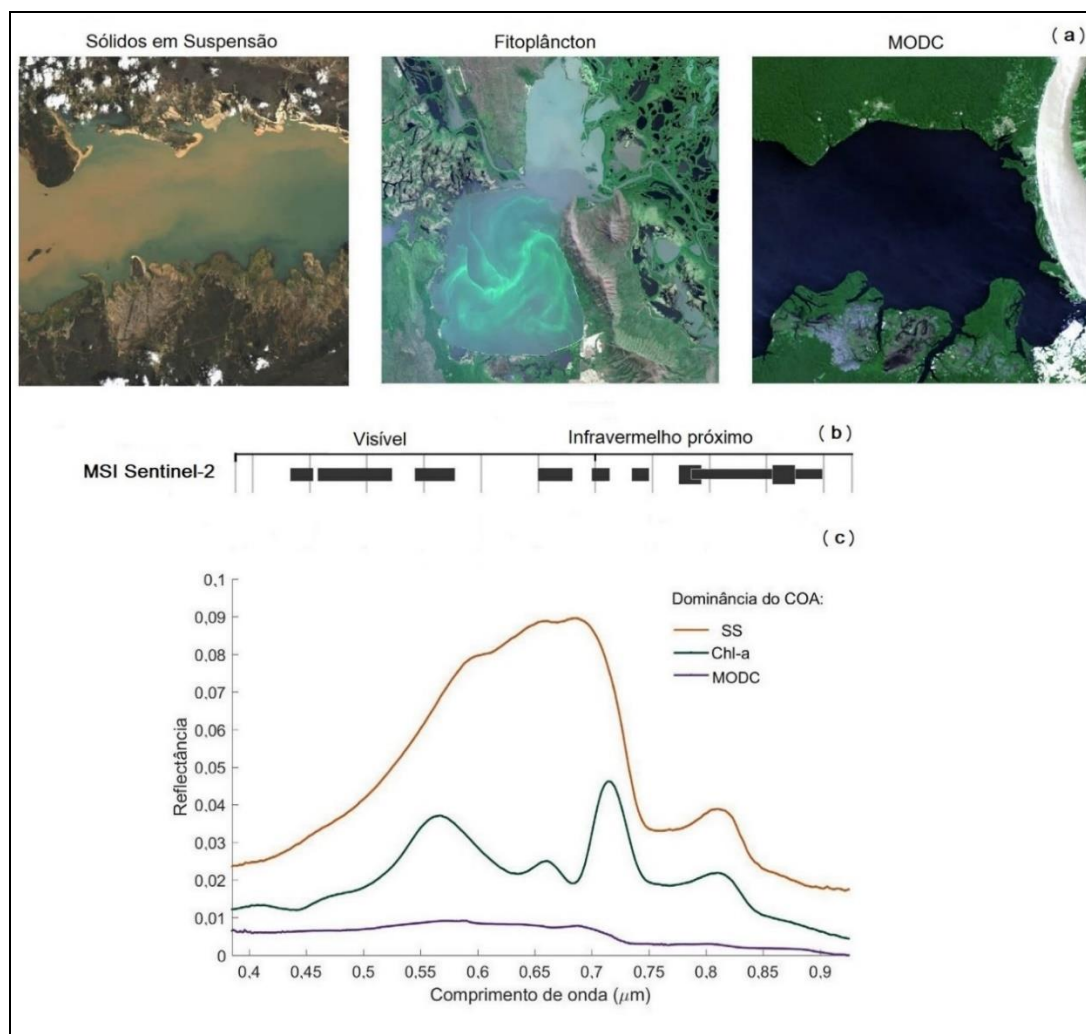


Figura 6 – Representação dos COAs em ambientes aquáticos: a) COAs na água; b) posição das bandas espectrais do sensor orbital MSI/Sentinel-2; c) espectros da água com a presença dos COAs: SS, Chl-a e MODC.

Adaptado de Barbosa; Novo e Martins (2019).

3.4 Aplicações do sensoriamento remoto em ambientes aquáticos

O SR orbital de ambientes aquáticos tem sido aplicado ao longo dos últimos 30 anos. No entanto, esses sensores foram desenvolvidos para aplicações em ambientes terrestres e oceânicos. O sensor Operational Land Imager (OLI), a bordo

do satélite Landsat-8, e o sensor MSI, a bordo do Sentinel-2, por exemplo, foram projetados para estudos terrestres, entretanto, estão sendo aplicados com diferentes metodologias em águas continentais (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019; GIARDINO *et al.*, 2019).

Os usuários de SR com foco em águas interiores passaram a utilizar os dados oriundos de sensores de média RE, como aqueles do programa Landsat (NASA) e, recentemente, do programa Copernicus Sentinel-2 (ESA). Conforme Novo (2010), as aplicações do SR em estudos da hidrosfera envolvem pesquisas ligadas à oceanografia (estudos dos oceanos, processos físicos de circulação, ondas, entre outros); à limnologia (estudos dos sistemas aquáticos, qualidade da água, e impactos da bacia de drenagem sobre as propriedades da água); e à hidrologia, mais ligada à avaliação das questões relativas ao ciclo hidrológico.

Os estudos relacionados ao SR em sistemas aquáticos são agrupados em três tipos de abordagem: a) interação entre a REM e componentes microscópicos e macroscópicos dos sistemas aquáticos continentais, com dados *in situ*; b) aplicações de imagens dos satélites para estudos em sistemas aquáticos; e c) organização de banco de dados *in situ* sobre os COAs e a reflectância de SR dos sistemas aquáticos (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

O SR aplicado ao estudo de corpos hídricos tem avançado nas últimas duas décadas, devido à disponibilidade de sensores com maior resolução radiométrica e espectral (SILVA *et al.*, 2019). Com o SR é possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo (NOVO, 2005).

A aplicação do SR na avaliação da qualidade da água baseia-se na relação da radiação solar refletida no corpo d'água, medida por um sensor no satélite, a um parâmetro de qualidade de água (ISIDRO *et al.*, 2018). Alguns trabalhos com aplicação de SR e o uso de sensores orbitais, em ambiente aquáticos, foram desenvolvidos por Dörnhöfer *et al.* (2016) para lagos oligotróficos; Ferreira *et al.* (2017) estimaram COAs em lagos de planície de inundação amazônica; Liu *et al.* (2017) analisaram a qualidade da água do lago Poyang, na China; Novoa *et al.* (2017) buscaram detectar material particulado em suspensão em águas costeiras;

Watanabe *et al.* (2018) estudou o desempenho de algoritmos para a estimativa da concentração de Chl-a com base nas bandas de dois sensores: OLI/Landsat-8 e MSI/Sentinel-2; dentre outras pesquisas.

Para Giardino *et al.* (2019), os dados de SR são aplicados com sucesso no mapeamento de águas interiores e costeiras. Vários estudos concentraram-se na recuperação da reflectância da água para a análise de parâmetros físicos (turbidez, coeficiente de atenuação difusa, clareza da água) e de componentes de qualidade da água, como a concentração de Chl-a, MODC e SST.

3.4.1 Estimativa da concentração de sólidos suspensos (SS)

Os sedimentos lacustres podem ser de dois tipos: orgânicos e inorgânicos. Os sedimentos orgânicos possuem teor de matéria orgânica maior que 10% da massa seca, e, normalmente, são transportadas para os lagos por afluentes, podendo possuir diferentes origens. Já os sedimentos inorgânicos possuem origem mineral e apresentam baixo teor de matéria orgânica (menor que 10%). São constituídos de sílica, argila e compostos de ferro e manganês, dentre outros, sendo encontrados em lagunas, represas e lagos marginais na planície de inundação (ESTEVEZ, 2011).

Os sólidos suspensos totais (SST) referem-se a partículas inorgânicas e orgânicas mantidas em suspensão ao longo de uma coluna de água. Na literatura, é referido de várias maneiras, como matéria total em suspensão, concentração de sedimentos em suspensão e material particulado, embora as definições precisas desses termos, às vezes, variem (TOPP *et al.*, 2020). São o constituinte que possui o maior peso no comportamento óptico da água natural, podendo ser formado por partículas inorgânicas e orgânicas não algais em suspensão, e por compostos de microalgas (fitoplâncton). Cada parte possui uma interação distinta com a REM (BARBOSA; NOVO e MARTINS, 2019).

Os SST constituem parte dos principais fatores que afetam a penetração da luz em ambiente aquático. A influência do sedimento em um ecossistema aquático pode ser potencialmente prejudicial em muitos casos, pois altas concentrações

afetam diretamente a qualidade da água (TIAN *et al.*, 2014). Conforme Liu, Liu e Chiu. (2019), a erosão e a ressuspensão dos sedimentos de fundo é uma das principais fontes de SST na coluna d'água, e as camadas de sedimentos ricos em nutrientes em lagos participam de processos de atividades químicas, biológicas e da troca de massa dentro da coluna d'água.

O SR tem potencial para o monitoramento da dinâmica e da distribuição espacial e temporal da concentração de sedimentos suspensos nos sistemas aquáticos. É necessário entender a relação da reflectância espectral da água com os fenômenos e as características do local de estudo, facilitando estimar a distribuição desse constituinte nas águas, sejam elas continentais, reservatórios, lagos ou rios (PEIXOTO, GUASSELLI e PEREIRA FILHO, 2018).

Os modelos que promovem as relações entre as qualidades ópticas de um corpo d'água e a concentração de COAs são comumente referidos como algoritmos bio-ópticos. Esses modelos podem ser categorizados como empíricos, analíticos, semi-analíticos ou baseados em aprendizado de máquina, sendo que esse último apresenta complexidade computacional e capacidade de lidar com relações não lineares (TOPP *et al.*, 2020).

Os modelos de regressão estatística a partir de estimativas empíricas são muito utilizados para identificar a relação entre parâmetros de qualidade da água (COAs) e os dados de SR. A abordagem de regressão estatística contém regressão linear (RL); RL transformada por logaritmo; regressão não linear, como a regressão polinomial; e outros métodos estatísticos (CHU; NGUYEN e JAELANI, 2020). Entretanto, os parâmetros de regressão são sensíveis à seleção de amostras, sendo uma das principais incertezas da modelagem de regressão com dados de satélite (KALANTAR *et al.*, 2018), especialmente para um pequeno conjunto de dados de qualidade da água (CHU; NGUYEN e JAELANI, 2020). A abordagem puramente empírica derivada de relações usando valores de banda e razão de banda como coeficientes geram vários modelos, e a sua escolha depende do melhor ajuste, através da comparação de métricas de erro (TOPP *et al.*, 2020).

No tocante à geração de modelos empíricos com a aplicação de regressão na predição de SS, com uso de dados de SR e dados *in situ*, a teoria mostra que a utilização de uma única banda fornece um algoritmo robusto e sensível ao SS,

desde que a banda seja escolhida adequadamente. No entanto, as substâncias complexas na água alteram a reflectância do corpo d'água, causando variação nas cores e, portanto, diferentes bandas espectrais também podem ser usadas (GHOLIZADEH; MELESSE e REDDI, 2016).

Os sedimentos suspensos podem ser medidos usando bandas espectrais do visível e razões de bandas como: razão entre azul e verde; azul e vermelho; verde e vermelho; e razão entre o infravermelho próximo e o verde. A vantagem de usar as combinações de bandas ou as razões de banda é se obter resultados mais precisos em diferentes concentrações nos corpos d'água (GHOLIZADEH; MELESSE e REDDI, 2016). Várias pesquisas mostram correlações entre as reflectâncias das bandas do VNIR com os SST presentes nas águas para a geração de modelos empíricos.

Aljoborey e Abdulhay (2019) conduziram um estudo com a utilização de imagens do satélite Landsat-8/OLI para estimar as concentrações de SST no lago da barragem de Mosul, Iraque. As equações para estimar os SST foram geradas a partir da aplicação de RL entre valores de reflectância e dados *in situ*. Os melhores resultados encontrados nos modelos foram com o uso da banda 1 (costeira/aerossol) e com uso da banda 5 (infravermelho próximo).

Silva *et al.* (2019), com objetivo de desenvolver um modelo empírico que permitisse estimar as concentrações de SST nos rios Paraná, Paranapanema e Tietê, trabalharam com imagens do sensor MSI do Sentinel-2 e utilizaram dados *in situ* disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os modelos utilizaram bandas tanto do visível quanto do infravermelho próximo, mas as bandas do visível (bandas 3 e 4) mostraram uma relação mais robusta com os SST. Contudo, as bandas espectrais da região do infravermelho próximo estiveram presentes em todos os modelos.

Cremon, Silva e Montanher (2020), com o uso do sensor TM/Landsat-5, analisaram 68 imagens para estimar a concentração de sedimentos suspensos (CSS) ao longo do rio Araguaia, Brasil. Os dados de reflectância Top-of-Atmosphere (TOA – topo da atmosfera), reflectância de superfície e dados *in situ* foram utilizados como variáveis no estudo. Modelos de regressão múltipla com reflectância TOA e com uso de bandas foram mais precisos quando comparados aos modelos com

reflectância de superfície. Os resultados confirmaram o potencial de estimativa do CSS a partir de dados da série histórica TM/Landsat-5 entre 1984 e 2012, com base no modelo empírico.

Um fato relevante é que, como os SST são COAs, há a possibilidade de correlacioná-los com outros parâmetros de qualidade da água opticamente inativos, sendo usados para inferir, por exemplo, a concentração de FT, mercúrio e outros metais em escalas locais (TOPP *et al.*, 2020).

3.4.2 Estimativa de fósforo total (FT)

O SR, como uma ferramenta robusta, já foi utilizado com sucesso para monitorar parâmetros de qualidade da água em várias escalas e áreas, embora apresente um desafio na estimativa da concentração de F. A estimativa remota do FT é investigada com base em sua alta correlação com os COAs. O FT não é diretamente mensurável por instrumentos ópticos, mas apresenta uma boa correlação com outros parâmetros de qualidade da água (GHOLIZADEH e MELESSE, 2017; VAKILI e AMANOLLAHI, 2020).

O FT está intimamente relacionado a alguns outros parâmetros, como Chl-a (SAADI; YOUSRY e JAHIN, 2014; GAO *et al.*, 2015; VAKILI e AMANOLLAHI, 2020), turbidez (GHOLIZADEH e MELESSE, 2017), SST (XIONG *et al.*, 2019) e transparência do disco Secchi (WU *et al.*, 2010; VAKILI e AMANOLLAHI, 2020). Os COAs podem ser usados como parâmetros teóricos e potenciais para a previsão indireta da concentração de FT, podendo-se estimar as concentrações em diferentes escalas, usando imagens de satélite (GHOLIZADEH; MELESSE e REDDI, 2016). Como o FT não apresenta diretamente sinais de diagnóstico óptico na água, a modelagem empírica é considerada a abordagem mais aplicável para a estimativa desse elemento (WU *et al.*, 2010; GHOLIZADEH; MELESSE e REDDI, 2016).

Mathew, Rao e Mandla (2017) em um estudo para avaliar a concentração de FT, nitrogênio total (NT) e sedimentos em suspensão no norte do Mar da Arábia, usaram dados MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). Os dados

in situ das concentrações de nutrientes da água foram coletados durante o período de 2002 a 2010. A análise de regressão múltipla foi utilizada para desenvolver modelos para os nutrientes e sedimentos em suspensão, e os resultados mostraram forte correlação entre as variáveis e os dados do SR. Os modelos ajudaram a entender a variabilidade sazonal e obtiveram a confirmação com a aplicação posterior de sensores Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS), onde apresentaram os mesmos resultados que os derivados do MODIS.

Gholizadeh e Melesse (2017) desenvolveram uma pesquisa que objetivou monitorar e avaliar as alterações espaciais e temporais de quatro parâmetros de qualidade da água: turbidez, Chl-a, fósforo total e NT, utilizando a aplicação de SR integrado (Landsat TM e OLI), dados do sistema de informações geográficas e técnicas estatísticas, na Baía da Flórida (EUA). Os dados in situ das concentrações dos nutrientes foram correlacionadas com a Chl-a e a turbidez, com bandas do visível e suas proporções, para posterior aplicação de regressão linear múltipla (RLM). Os modelos de RLM mostraram boa confiabilidade para monitorar e prever as variações espaço-temporais dos parâmetros de qualidade da água estudados.

Dadolahi e Mohammad (2018) desenvolveram algoritmos para estimar com precisão os componentes de qualidade da água, como MOD, FT e NT, utilizando as imagens do Landsat 8/OLI, obtidas das Ilhas Norte e Sul da Nova Zelândia, em março de 2014 e 2015, e as medições in situ (de 18 estações) de parâmetros de propriedades bio-ópticas da água. Posteriormente, correlacionaram estatisticamente os dados in situ com as combinações de bandas espectrais. Os melhores modelos foram selecionados com base em critérios estatísticos, com o uso de combinação de bandas B1 (costeira/aerossol), B2 (azul) e B3 (verde) do satélite Landsat 8/OLI.

Para determinar as concentrações de FT e NT, em estudo realizado por Vakili e Amanollahi (2020), no reservatório de Geshlagh (Irã), foram utilizadas imagens do satélite Landsat 8/OLI com variáveis de qualidade da água, analisados in situ, de Chl-a, profundidade do disco Secchi e SST. Essas variáveis apresentaram alto coeficiente de correlação com as concentrações de FT e NT, e os modelos empíricos foram gerados com o uso de regressão linear.

A determinação de constituintes opticamente não ativos possui uma aplicação mais restrita, quando comparados com os COAs de qualidade da água. Contudo,

várias pesquisas, como as citadas anteriormente, demonstram resultados satisfatórios e devem ser exploradas futuramente.

3.5 Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)

De acordo com Somers *et al.* (2011), a reflectância de um pixel representa uma combinação das respostas espectrais dos componentes puros em cada banda, ponderada pela proporção com que ocorrem dentro do pixel. Essa combinação pode ser linear (MLME) ou não linear (MNLME). A combinação depende se o fóton incidente interage com apenas um componente (linear) ou se os componentes estão em íntima associação, interagindo com mais de um componente (não linear).

O MLME tem capacidade de estimar a proporção de componentes, chamados de endmembers, em cada pixel da imagem, através de uma combinação linear (Equação 2) (SHIMABUKURO e SMITH, 1991):

$$R_k = \sum_{j=1}^m r_{jk}f_j + e_k \quad (k = 1, \dots, p) \quad (2)$$

Sendo que: R_k é a resposta do pixel na banda k ; r_{jk} é a assinatura espectral da componente j na banda k ; m é o número de endmembers; f_j é a fração estimada da componente j ; e e_k é o resíduo estimado na banda k .

A solução da equação (1) exige que o número de endmembers seja menor que o número de bandas espectrais para determinar as frações (f_j). Essas frações podem ser estimadas pelo método dos mínimos quadrados, obedecendo duas restrições: i) cada fração deve resultar em valores entre 0 e 1; e ii) o somatório das frações de cada pixel deve ser sempre igual a 1 (SHIMABUKURO e SMITH, 1991).

Essas técnicas automáticas de identificação dos endmembers fundamentam-se na geometria de distribuição dos pixels em gráficos de espalhamento, denominada simplex (MA *et al.*, 2014). Esse método tem como

objetivo identificar os vértices de um conjunto convexo que definam uma solução ideal para problemas de programação linear. Com a aplicação desse método, os pixels que compõem a cena são dispostos em um espaço n-dimensional, gerando nuvens de pixels, a partir de combinações das bandas usadas, formando uma figura geométrica (CARVALHO Jr. *et al.*, 2003).

A determinação do número de endmembers é realizada pela definição dos vértices da figura geométrica que englobam as respostas espectrais dos pixels da imagem. Com a figura geométrica de um triângulo, será possível identificar três endmembers, essa figura geométrica terá um plano bidimensional, formado por duas bandas espectrais. Os endmembers serão aqueles em que as respostas espectrais estão mais próximas dos vértices (SHIMABUKURO e PONZONI, 2017).

O resultado do MLME são imagens em termos de proporção dos componentes selecionados como endmembers (imagens-fração). De acordo com Shimabukuro e Ponzoni (2017, p.77) “as imagens-fração podem ser consideradas uma forma de reprodução da dimensionalidade dos dados e, também, uma forma de realce das informações”. Além disso, segundo os autores, o modelo de mistura espectral transforma a informação espectral em informação física (valores de proporção dos componentes no pixel).

Assim, em aplicações em águas interiores, normalmente, os componentes escolhidos são os componentes dominantes na água, e as imagens-fração são correlacionadas com a concentração do componente. Fassoni-Andrade *et al.* (2017), por exemplo, estimaram alguns COAs no estuário da Lagoa dos Patos, região próxima à Lagoa Mirim, com o uso do MLME, obtendo resultados satisfatórios.

A resposta espectral em cada pixel, em qualquer banda espectral de atuação de um sensor, pode ser imaginada como uma combinação linear das respostas espectrais de cada componente presente na mistura. Cada pixel da imagem, que pode assumir qualquer valor dentro da escala de nível de cinza, contém informações sobre a proporção (quantidade) e a resposta espectral de cada componente dentro da unidade de resolução no terreno (SHIMABUKURO e PONZONI, 2017). As etapas para aplicação do MLME estão apresentadas na Figura 7, com uso do método Simplex.

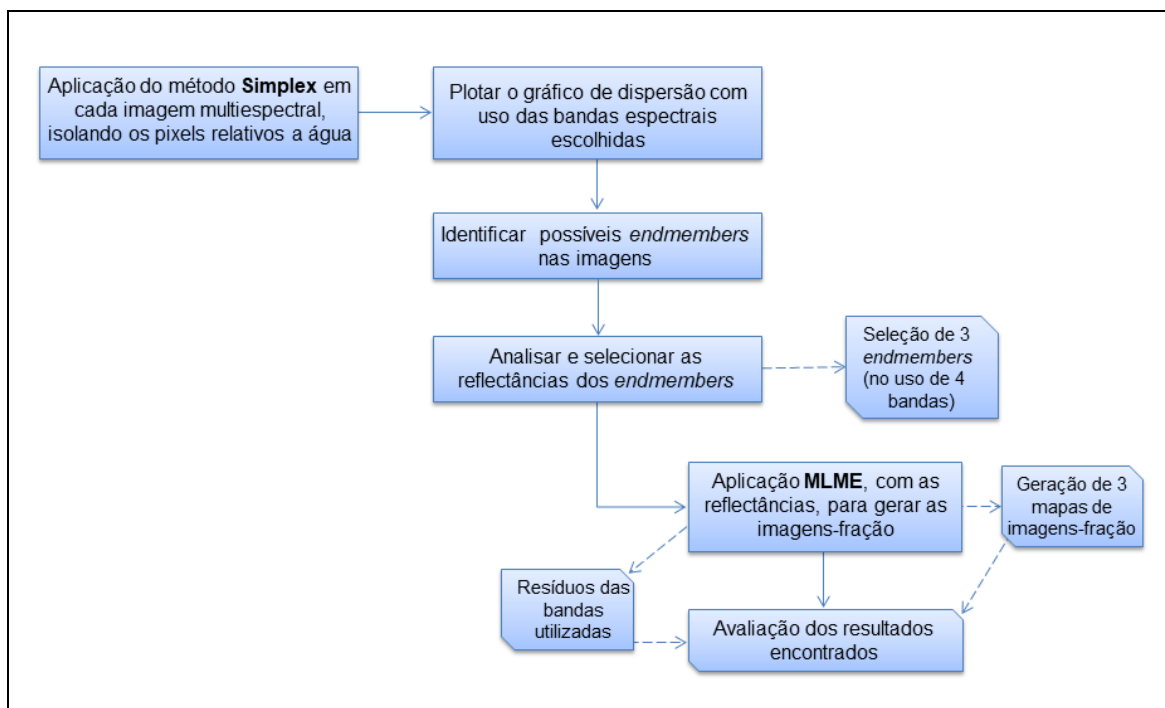


Figura 7 – Etapas para aplicação do MLME com utilização do método Simplex para identificação dos endmembers.

Adaptado de Fassoni-Andrade *et al.* (2017).

4 Capítulo 1 – Modelagem empírica de sólidos em suspensão na Lagoa Mirim utilizando um algoritmo Linear de Mistura Espectral

Introdução

As partículas sólidas entram em um sistema lagunar por meio de afluentes, sendo originadas, normalmente, pela erosão do solo ou pela ressuspensão interna (MADSEN *et al.*, 2001). O monitoramento da concentração de sólidos em suspensão (SS) tem importância fundamental no gerenciamento da produção de energia, bem como na gestão da navegação, da irrigação e do abastecimento doméstico e industrial, além de fornecer informações essenciais sobre o processo de assoreamento e de eutrofização de corpos hídricos (CABRAL e PEREIRA, 2018).

Entretanto, segundo Peixoto, Guasselli e Pereira Filho (2018), os métodos de amostragem clássicos, muitas vezes, são insuficientes para obter resultados estatisticamente significativos em termos de cobertura espacial e temporal. Sendo assim, as imagens de satélite são uma alternativa para o monitoramento dos SS em grandes lagos (CHEN, HAN e FENG, 2015; ESPINOZA *et al.*, 2012; MONTANHER *et al.*, 2014).

Palmer, Kutser e Hunter (2015) citam o sensor Multispectral Imager (MSI), a bordo do Sentinel-2A, como uma oportunidade científica para a pesquisa de águas interiores. As configurações apresentadas por esse sensor oferecem capacidades para o mapeamento de sistemas hídricos pequenos e irregulares, além de maior sensibilidade radiométrica para a distinção de variáveis bio-ópticas (DRUSCH *et al.*, 2012). Várias pesquisas relatam uma forte correlação positiva entre os SS e a

reflectância de imagens orbitais (CABRAL e PEREIRA, 2018; FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017; MENDES *et al.*, 2014; SHI e WANG, 2009; VILLAR *et al.*, 2012).

As estimativas de sedimentos por sensoriamento remoto (SR) são baseadas na relação estatística entre concentração observada e banda espectral de reflectância (FASSONI-ANDRADE e PAIVA, 2019). Uma das formas de estimar a concentração de SS em ecossistemas aquáticos, a partir de imagens orbitais, é por meio da aplicação da técnica do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) (ZANOTTA *et al.*, 2013).

Segundo Shimabukuro e Ponzoni (2017), o MLME pode ser uma ferramenta poderosa na extração de informações a partir de produtos de SR, ao se considerar a caracterização espectral dos diferentes objetos que compõem a mistura espectral. Desta forma, por meio de tal caracterização é possível quantificar as proporções de cada componente da mistura contido em um pixel (ZANOTTA *et al.*, 2013).

O MLME é baseado na premissa de que, dada uma imagem multiespectral, é possível modelar cada espectro de pixel como uma combinação linear de um conjunto finito de m componentes, conhecidos neste contexto como endmembers. Nesse caso, para qualquer pixel, cada banda espectral traz uma equação com m incógnitas, ou seja, as frações correspondentes do pixel coberto por cada endmember (ZANOTTA *et al.*, 2013). A técnica tem sido utilizada em vários trabalhos de pesquisa e, atualmente, é uma ferramenta importante para operacionalizar os projetos de larga escala, como a estimativa e o monitoramento nas áreas da Amazônia Legal (SHIMABUKURO e PONZONI, 2017).

Outros estudos que adotam tal técnica podem ser citados, dentre eles, o de Zanotta *et al.* (2013), o qual investigou uma abordagem baseada na análise de resíduos produzidos pelo MLME para identificar potenciais endmembers. A pesquisa de Fassioni-Andrade *et al.* (2017) aplicou o MLME para estimar componentes opticamente ativos (COAs) nas águas do estuário da Lagoa dos Patos. Venâncio, Amaral e Filgueiras (2017) desenvolveram um estudo de imagens-fração de vegetação, solo e sombra geradas por MLME.

Esta pesquisa, por conseguinte, tem como objetivo principal modelar empiricamente e mapear a concentração de SS no norte da Lagoa Mirim utilizando o MLME. O presente capítulo tem como objetivos específicos: 1) desenvolver um

modelo empírico capaz de monitorar remotamente os SS no norte da Lagoa Mirim, utilizando os dados do sensor MSI/Sentinel-2; 2) mapear os SS a partir de relações empíricas entre as bandas do sensor e os dados de concentração medidos in situ; e 3) compreender o padrão espacial de SS no norte da lagoa.

Metodologia

As etapas metodológicas desenvolvidas neste capítulo seguem o fluxograma apresentado na Figura 1.

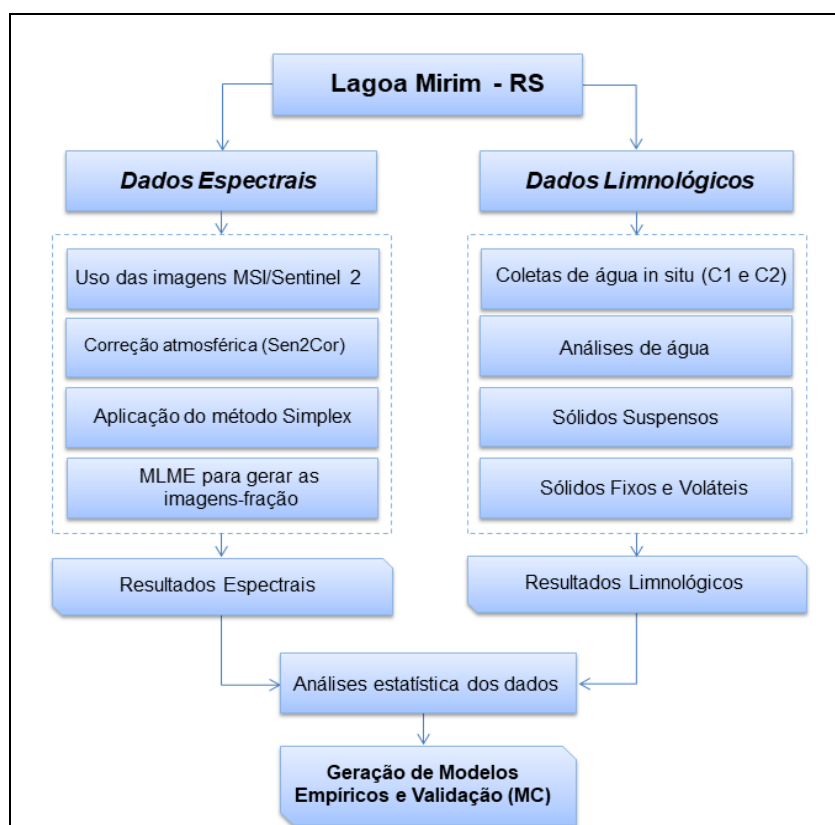


Figura 1 – Fluxograma dos procedimentos metodológicos desenvolvidos neste estudo.

Área de estudo

A Lagoa Mirim está localizada na fronteira do Brasil com o Uruguai, no extremo sul do estado do Rio Grande do Sul, tendo um regime de águas compartilhadas entre os dois países (Figura 2). Possui área superficial aproximada de 3.749km², extensão de 185km e largura média de 20km. Sua profundidade varia de 0,2m a 9,0m, com uma média aproximada de 4,5m (MUNAR *et al.*, 2017). A relevância dessa lagoa para a região sul decorre de sua utilização para a navegação, a irrigação, principalmente de arroz, e o uso de suas margens para atividades de pecuária e pesca artesanal (FERNANDES *et al.*, 2007).

À leste da Lagoa Mirim estão localizados os municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar. Entre esses municípios encontra-se a Reserva Ecológica do Taim que, de acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007), é reconhecida pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional. Esta unidade tem como objetivo proteger amostras dos banhados da região sul e da fauna ameaçada de extinção, além de preservar o local de passagem de aves migratórias. No lado oeste da Lagoa Mirim encontram-se os municípios de Arroio Grande e Jaguarão.

A região apresenta um clima subtropical, segundo a classificação de Köppen, com precipitações médias anuais variando de 1.200mm ao sul até 1.450mm ao norte. As temperaturas médias mensais variam de 25°C em janeiro a 11°C em julho, com valores absolutos extremos entre -8°C e 44°C, conforme dados da Agência da Lagoa Mirim (ALM, 2019). As precipitações diárias em 30 dias anteriores à coleta 1 (C1), realizada em 16/10/2018, bem como à coleta 2 (C2), feita em 09/04/2019, estão apresentadas na Figura 3. Os dados obtidos são da estação pluviométrica de código 3252005 (ANA, 2019).

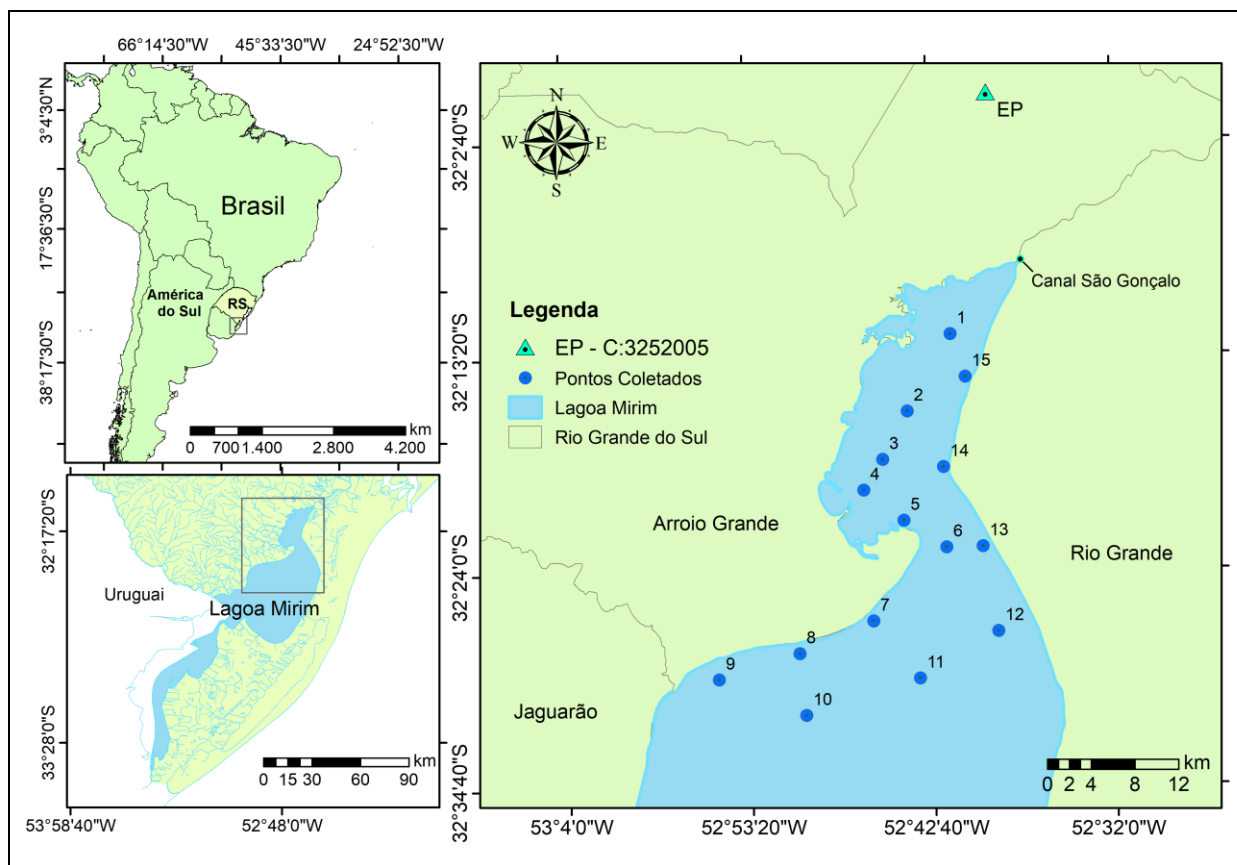


Figura 2 – Localização geográfica da Lagoa Mirim e da estação pluviométrica (EP), no estado do Rio Grande do Sul, e distribuição espacial dos pontos de coleta.

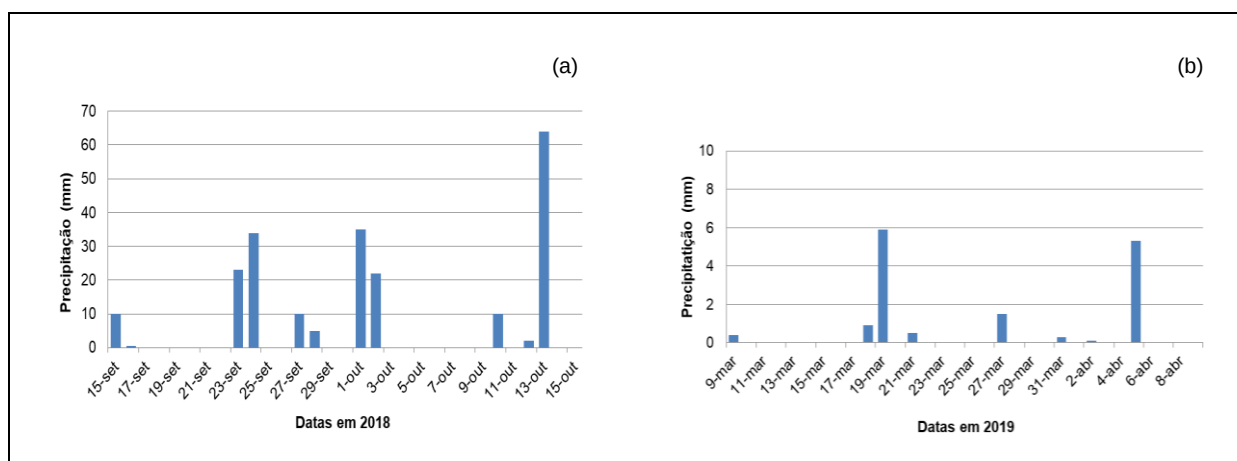


Figura 3 – Precipitação diária em 30 dias anteriores às coletas: a) C1 e b) C2.

Aquisição dos dados in situ e análises laboratoriais

As amostras de água foram coletadas em 15 pontos previamente estabelecidos e distribuídos no norte da Lagoa Mirim (Figura 2), afastados, em média, 1,5km das margens. O ponto 1 está localizado no extremo norte da lagoa, próximo à ligação com o canal São Gonçalo e à Reserva Biológica do Mato Grande, a qual possui uma área de 5.161ha e pertence ao município de Arroio Grande, estado do Rio Grande do Sul.

Os pontos 2, 3 e 4, estão localizados no centro da região conhecida como “saco da lagoa”, parte estreita que faz ligação com o canal São Gonçalo, estando próximos a efluentes provenientes de lavouras de arroz e soja, no município de Arroio Grande. Os pontos 5, 6 e 7 estão próximos às áreas naturais remanescentes do denominado “Banhado Mundo Novo” (MMA, 2007).

Os pontos 8 e 9 estão no lado oeste da lagoa, próximos ao município de Arroio Grande, onde existe plantações de arroz e soja. Os pontos 10 e 11 estão localizados na parte central da Lagoa Mirim. O ponto 12 localiza-se no lado leste da lagoa, próximo à Estação Ecológica do Taim. O ponto 13, também no lado leste, está localizado no município de Rio Grande, próximo à Falésia da Lagoa Mirim (MMA, 2007) e a áreas de cultivo de arroz. Os pontos 14 e 15 estão localizados no lado leste do “saco da lagoa”, próximos a áreas agrícolas do município de Rio Grande, onde há captação de água para irrigação.

As coletas de água nos pontos especificados foram realizadas com o uso de uma lancha, com o auxílio da Polícia Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul – PATRAM, em duas datas sob condições hidrológicas e climáticas distintas: em 16 de outubro de 2018 (primavera) e 09 de abril de 2019 (outono), com início às 9h, totalizando 30 pontos analisados. As duas saídas de campo ocorreram concomitantemente com a passagem do satélite Sentinel-2, e as amostragens aconteceram com um intervalo inferior a 24h após a passagem do satélite. Em cada ponto de coleta foram retirados aproximadamente dois litros de água superficial, a uma profundidade de 0,30m.

Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Águas e Resíduos, do Curso de Bacharelado em Engenharia Química, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-riograndense/IFSUL, Campus Pelotas, no estado do Rio Grande do Sul. As análises de SS foram realizadas pelo método de gravimetria, de acordo com a sequência metodológica descrita pela American Public Health Association (APHA, 2005). Para a análise, foram usados filtros de fibra de vidro do fabricante Glass Microfiber WhatmanTM, classe 934-AHTM, com capacidade de retenção de partícula de 1,5µm e diâmetro de 47mm.

Todas as análises foram feitas em duplicata, com uma tolerância de 5%, na média. Posteriormente, foram realizadas as análises para a determinação dos valores dos sólidos voláteis (matéria orgânica) e dos sólidos fixos (matéria inorgânica). Os sólidos fixos (SF) formam a fração de SS que permanece após a calcinação em um forno mufla em alta temperatura (550 ± 50)°C por 1 h. Os sólidos voláteis (SV), por outro lado, são a porção de SS que é perdida na calcinação da amostra (NBR, 1989; APHA, 2005).

Pré-processamento de dados do satélite Sentinel-2

As imagens do sensor MSI, a bordo do satélite Sentinel-2, foram obtidas em: <<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>>. O processamento das imagens requer sua conversão para reflectância no topo da atmosfera (TOA – top-of-atmosphere) e, em seguida, remoção dos efeitos atmosféricos. Foram efetuadas correções atmosféricas nas imagens utilizadas neste estudo, relativas às datas de passagem do satélite.

A correção atmosférica (CA) foi realizada pelo aplicativo Sen2Cor, disponível através do software SNAP (Sentinel Application Platform), desenvolvido especialmente para o processamento e análise de produtos da missão Sentinel. O Sen2Cor é o algoritmo padrão para processamento e formatação do produto S-2 Level-2A. O algoritmo executa as tarefas de CA, triagem de nuvens e classificação

de cenas dos dados de entrada de nível 1C (TOA). As saídas de nível 2A do Sen2Cor são as imagens de reflexão corrigida ortorretificada (BOA – bottom-of-atmosphere – inferior da atmosfera), mapa de Espessura Ótica de Aerossol (AOT – aerosol optical thickness), mapa de Vapor de Água (WV – water vapor), mapas de Classificação de Cena (SC – scene classification), máscara de probabilidade de nuvens e máscara de neve probabilística (indicadores de qualidade) (MUELLER-WILM, DEVIGNOT e PESSIOT, 2017).

A CA é realizada usando um conjunto de tabelas de pesquisa geradas via libRadtran (MAYER e KYLLING, 2005). O processamento da linha de base é do tipo aerossol rural/continental. Outras tabelas de consulta também podem ser usadas de acordo com a localização geográfica da cena e a climatologia. O módulo de correção atmosférica é uma portabilidade e adaptação do software ATCOR para Python (MAIN-KNORN *et al.*, 2015). O algoritmo de SC permite detectar nuvens, neve e sombras das nuvens e gerar um mapa de classificação, que consiste em 4 classes diferentes para nuvens (incluindo cirros), juntamente com seis classificações distintas: vegetação, solos/desertos, água, neve, sombras e sombras das nuvens. O algoritmo é baseado em uma série de testes de limiares que são usados como refletância de entrada da atmosfera das bandas espectrais do Sentinel-2 (MAYER e KYLLING, 2005).

A recuperação da AOT fornece uma medida para a transparência visual da atmosfera. É derivada usando o algoritmo DDV (Dense Dark Vegetation – vegetação densa e escura) (KAUFMAN e SENDRA, 1988), usando a banda B12 e correlacionando sua refletância com as bandas B4 e B2. A recuperação de WV em terra é realizada com o algoritmo de absorção diferencial pré-corrigida atmosférica (SCHLÄPFER *et al.*, 1998), que é aplicada às duas bandas Sentinel-2 B8A e B9. A banda B8A é a banda de referência em uma região de janela atmosférica. A banda B9 é a banda de medição na região de absorção.

As imagens selecionadas para as análises foram as do dia 15 de outubro de 2018 (Figura 4a) e do dia 08 de abril de 2019 (Figura 4b). A modelagem direta foi baseada em modelos empíricos ajustados em combinações interativas, visando à melhor correlação entre os dados *in situ* e as imagens de sensoriamento remoto (MATTHEWS, 2011).

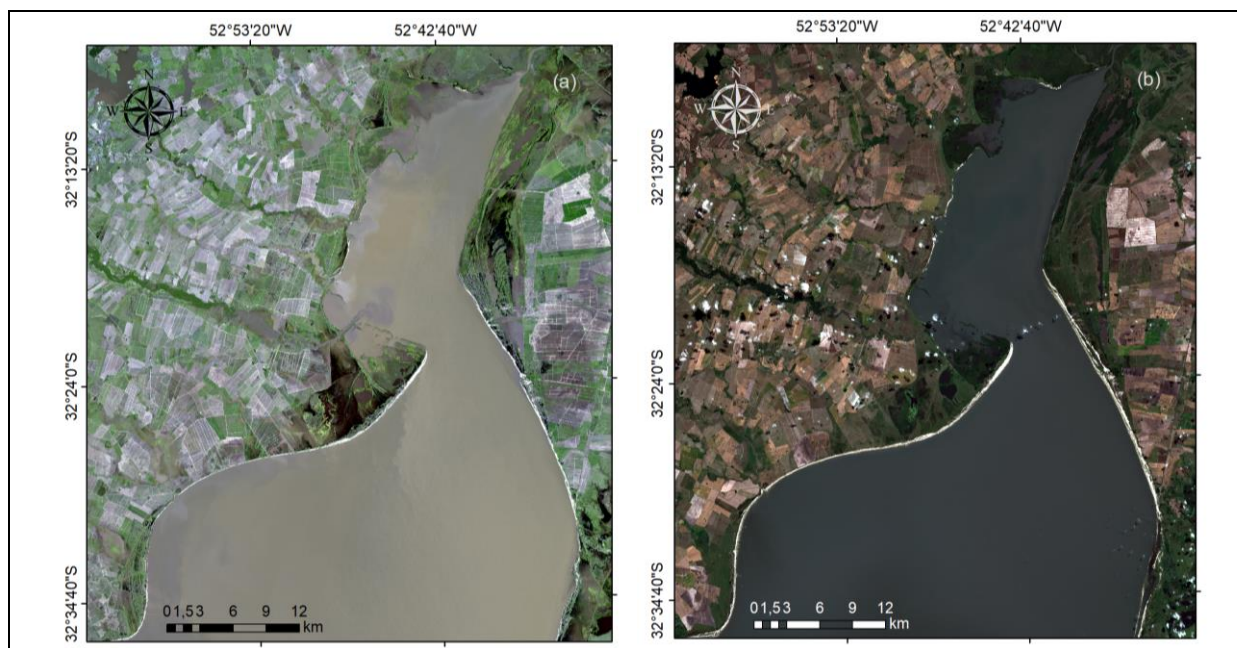


Figura 4 – Composição R(4) G(3) B(2) da imagem da Lagoa Mirim a partir do sensor MSI, a bordo do satélite Sentinel-2: (a) imagem de 15/10/2018 e (b) imagem de 08/04/2019.

Neste estudo foram usadas quatro bandas do sensor MSI, relativas ao comprimento de onda no visível B2 (azul), B3 (verde), B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo). Essas bandas apresentam resolução espacial de 10m, com os seguintes valores nominais no centro da banda e larguras nominais (nm), respectivamente: B2 (497; 55); B3 (560; 35); B4 (664; 30); e B8 (843; 115) (CHASTAIN *et al.*, 2019).

Modelo Linear de Mistura Espectral aplicado aos dados do MSI-Sentinel-2

Para a determinação dos endmembers foi utilizado o software ENVI 4.5, onde foram plotados gráficos de dispersão, comparando as diferentes bandas utilizadas. Os endmembers identificados no norte da Lagoa Mirim pelo método simplex foram examinados quanto ao espectro e à localização nas imagens, sendo escolhidos de acordo com os componentes presentes na água na data da imagem. Sendo assim,

foram considerados como endmembers: SS, areia (AREIA) e matéria orgânica dissolvida (MOD).

Com os endmembers identificados, utilizou-se o software Matlab 2017b na aplicação do MLME, o que forneceu a proporção dos endmembers em cada pixel das imagens, gerando mapas sintéticos que distribuem essas informações (imagens-fração) em toda a área de estudo. Esse processo também fornece, como produto, o resíduo de cada uma das bandas espectrais utilizadas no modelo, gerando quatro imagens. Essas imagens-resíduo são utilizadas para verificar o desempenho do modelo e para verificar a adequação dos endmembers selecionados.

As imagens-fração geradas pelo MLME foram avaliadas a partir da análise visual, assim como os resíduos em cada banda, e também pelas correlações com os SS medidos in situ. O MLME foi aplicado nas duas imagens do norte da Lagoa Mirim (Figura 4).

Análises estatísticas e modelagem empírica

As concentrações de SS obtidas nos pontos de coleta foram analisadas por meio do gráfico box-plot, individualmente, para cada coleta de água, sendo apresentados a mediana, o 1º e o 2º quartis e os outliers. Foram extraídos das imagens do sensor MSI/Sentinel-2 os valores de reflectância referentes às bandas B2 (azul), B3 (verde), B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo).

Considerou-se diferentes razões entre essas bandas (B2/B3, B2/B8, B3/B4 e B3/B8), visando gerar uma maior amplitude do efeito dos SS na Lagoa Mirim (BERALDO *et al.*, 2017; URBANSKI *et al.*, 2016). Adicionalmente, foram acrescentadas nas análises as imagens-fração referentes à areia (FrAREIA), SS (FrSS) e MOD (FrMOD). Todas essas variáveis foram correlacionadas com as concentrações de SS obtidas in situ.

A normalidade dos dados foi testada por meio do teste de Anderson-Darling, a 5% de significância ($p < 0,05$). Caso a hipótese nula de normalidade fosse aceita,

seria utilizado o coeficiente de correlação paramétrico de Pearson; caso a hipótese nula fosse rejeitada, seria utilizado o coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman Rho (HAIR JR. *et al.*, 2009).

A significância das correlações foi testada a um nível de significância de 5% ($p < 0,05$) (FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017). As variáveis que apresentaram correlação significativa com o SS foram utilizadas como variáveis independentes nos modelos empíricos. Os modelos empíricos exploram a relação entre os dados coletados em campo e a resposta espectral da água para a mesma posição geográfica (BREUNIG *et al.*, 2016). No norte da Lagoa Mirim, os modelos empíricos foram gerados com 30 pontos coletados, utilizando regressão linear simples ou de múltiplas variáveis.

A seleção das melhores variáveis foi feita pelo método Stepwise (HAIR JR. *et al.*, 2009). Nesse método, as variáveis foram acrescentadas separadamente aos modelos, com o objetivo de explicar a maior parte da variância que ainda não foi explicada (HAIR JR. *et al.*, 2009). A significância do método foi avaliada pelo teste F, com $p < 0,05$ para a entrada de variáveis nos modelos, e $p < 0,01$ para a remoção de variáveis, garantindo que os resíduos tivessem distribuição normal (HAIR JR. *et al.*, 2009).

A escolha pelo melhor modelo empírico gerado para o norte da lagoa deu-se em função de índices estatísticos, tais como: coeficiente de correlação (r), coeficiente de determinação (r^2), coeficiente de determinação ajustado (r^2_{ajustado}), erro padrão de estimação (Erro), teste-F de significância ($p < 0,05$), teste de Durbin-Watson, raiz do erro médio quadrático (REMQ) e erro médio absoluto (EMA). Tais índices são comumente utilizados em diversos trabalhos na literatura (BERALDO *et al.*, 2017; FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017; PEIXOTO, GUASSELLI e PEREIRA FILHO, 2018).

Posteriormente, a simulação de Monte Carlo (MC) foi aplicada durante o processo de validação do modelo selecionado (PINTO *et al.*, 2016), com 100.000 interações para cada variável aleatória gerada. A distribuição normal foi utilizada para gerar os valores aleatórios. Em seguida, aplicou-se o teste t de Student ($p < 0,05$) para comparar as médias entre os dados analisados in situ e os valores

obtidos pelas interações. Todas as análises estatísticas, assim como a construção do modelo empírico, foram realizadas por meio do software livre R Commander.

Resultados

Análise descritiva dos dados

As concentrações de SS apresentaram resultados distintos na C1 e na C2. Na Figura 5, é possível notar a presença de um outlier (ponto 13) na C2. Embora sendo um ponto extremo, optou-se por considerá-lo no decorrer das análises, devido às particularidades encontradas na região de estudo, que proporcionam naturalmente o aumento de SS na Lagoa Mirim.

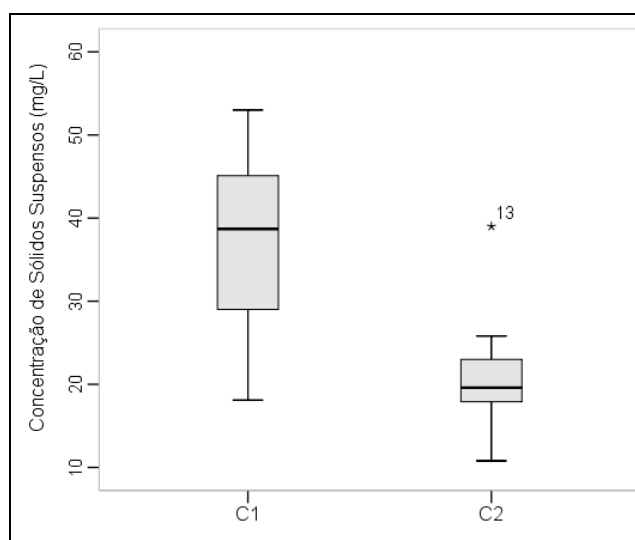


Figura 5 – Distribuição temporal da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim na C1 e na C2.

Na Figura 6 está apresentada a distribuição espacial das concentrações de SS nas duas campanhas de campo realizadas no norte da Lagoa Mirim. É possível observar que, na segunda coleta, os resultados de SS apresentaram concentrações inferiores se comparados à primeira coleta.

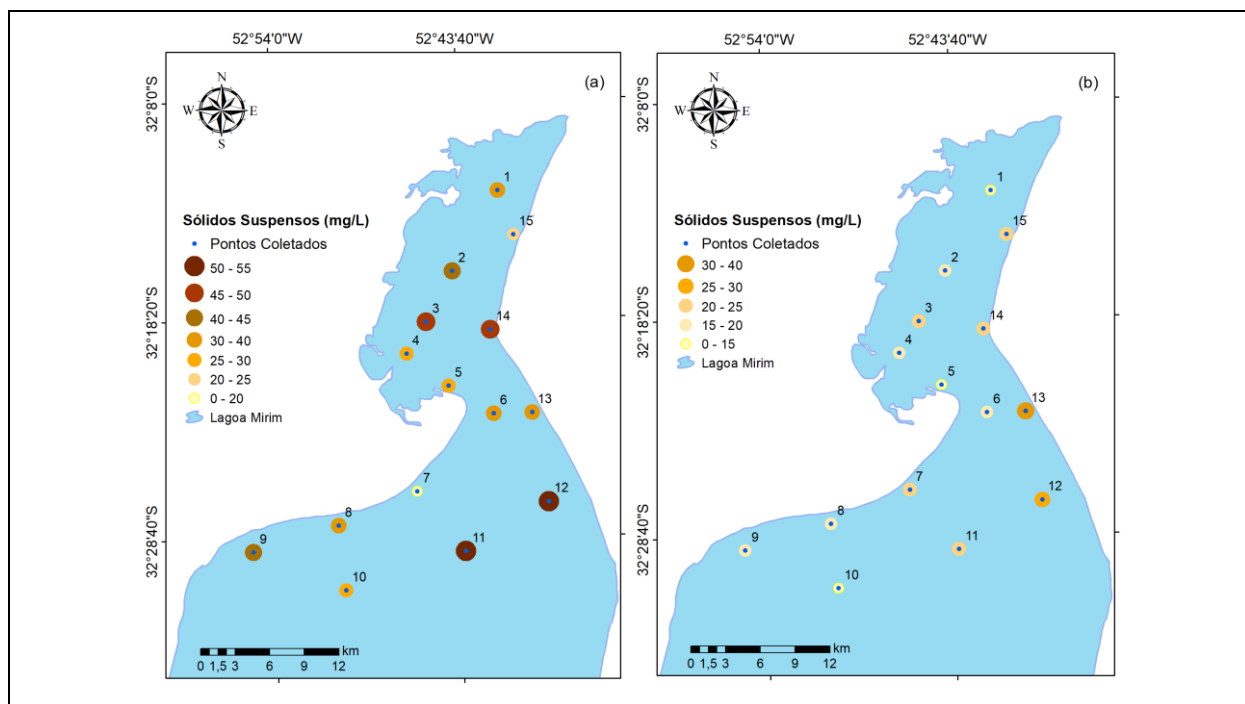


Figura 6 – Distribuição da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim em 15 pontos de amostragem: (a) C1 e (b) C2.

Aplicação do MLME: endmembers, imagens-fração e resíduos

A partir do gráfico de espalhamento (Figura 7a) das bandas B2 (azul) e B4 (vermelho), analisou-se a resposta espectral estimada por meio de pixels puros, coletados diretamente das imagens. Para a seleção dos endmembers, considerou-se que os pixels posicionados nos extremos das figuras triangulares, formadas pelos gráficos de dispersão, são integralmente ocupados por apenas um dos recursos naturais definidos no estudo, ou seja, elementos puros (SHIMABUKURO e PONZONI, 2017).

Nas imagens em estudo, foram identificados 3 endmembers, de acordo com a sua localização na imagem (Figura 7b) e seu comportamento espectral (Figura 7c). Esses foram classificados como: AREIA, SS e MOD.

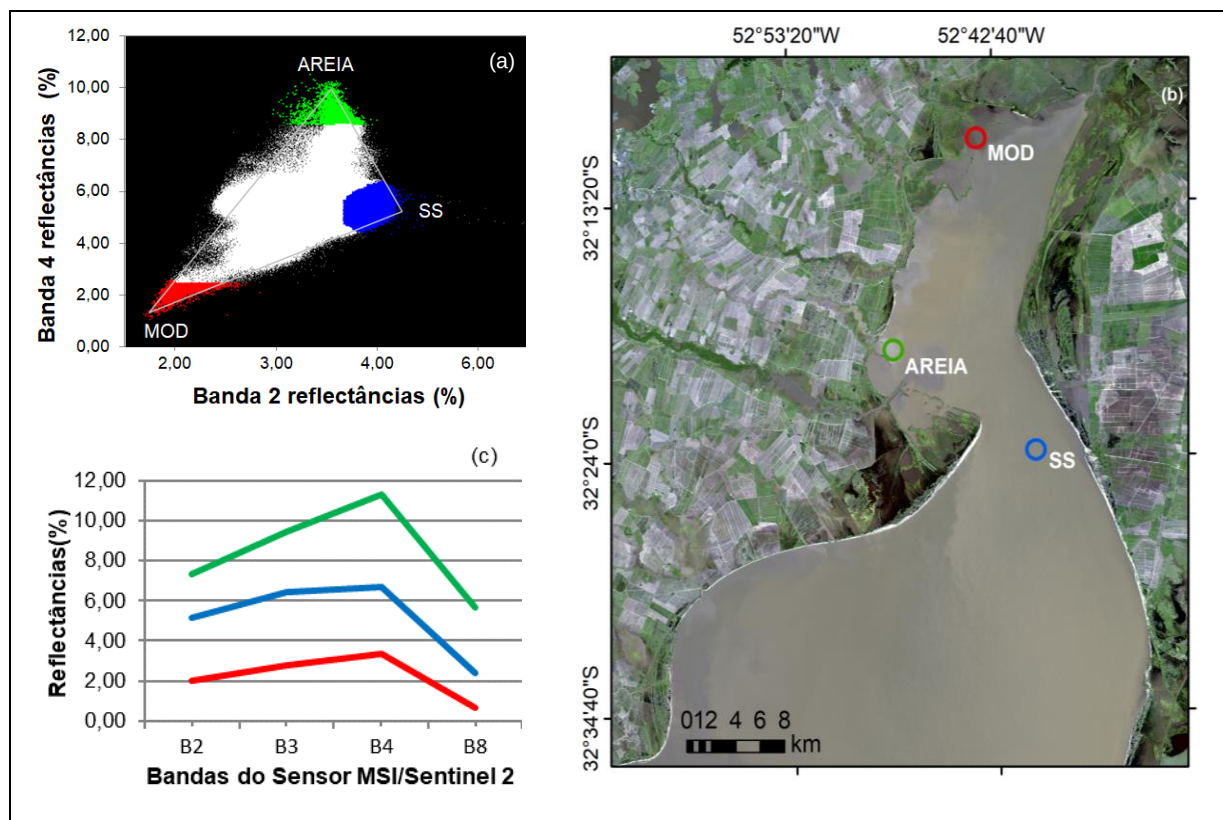


Figura 7 – Endmembers selecionados na Lagoa Mirim: (a) simplex formada pelas bandas 2 e 4 do sensor MSI/Sentinel-2; (b) imagem da Lagoa Mirim no dia 15/10/2018, com a localização dos endmembers: SS, AREIA e MOD e (c) perfil espectral dos pixels identificados como endmembers no norte da Lagoa Mirim.

A definição dos endmembers foi auxiliada por observações locais da lagoa Mirim durante campanhas de campo e por análises laboratoriais. Visando confirmar a existência dos endmembers selecionados, foram realizadas análises para obter as concentrações de sólidos fixos (matéria inorgânica) e sólidos voláteis (matéria orgânica), (Figuras 8 e 9). Os valores médios dos sólidos fixos foram iguais a 12,83mg/L, na C1, e 12,01mg/L, na C2. Já os valores médios dos sólidos voláteis foram iguais a 23,89mg/L, na C1, e 8,67mg/L, na C2. Os endmembers indicados na Figura 7b apresentam a seguinte distância mínima das bordas da Lagoa Mirim: Areia – 250m; MOD – 354m; e SS – 2.750m.

Pode-se verificar na Figura 8, referente à C1, que os percentuais de sólidos voláteis, isto é, de matéria orgânica, foram maiores do que os de sólidos fixos, ou seja, de matéria inorgânica, uma vez que nos pontos 1, 2, e 7, atingiram de 80 a 100% da concentração total de SS, e nos pontos 3, 4, 5, e 11, de 70 a 80%. Essa relação também se deu na C2 (Figura 9). Nos pontos 1, 2, 3 os percentuais foram de

70 a 100% de sólidos voláteis. Tais pontos, como se pode observar, são coincidentes com os dados relacionados na C1. Na C1, os pontos com maior percentual de sólidos fixos foram o 10 e o 15, com 60 a 80% da concentração total de SS, bem como os pontos 8 e 13, com 50 a 60%. Na C2 houve a ampliação do número de pontos com percentual de sólidos fixos, uma vez que os pontos 10, 14 e 15 apresentaram valores entre 80 a 90 %, e os pontos 4, 9, 12 e 13, entre 70 a 80%.

Na Figura 10, estão apresentadas as imagens-fração referentes ao norte da Lagoa Mirim, no dia 15 de outubro de 2018. De acordo com Fassoni-Andrade *et al.* (2017), os níveis de cinza claro indicam abundância fracionária e representam grandes quantidades de componentes opticamente ativos (COAs).

A Figura 10a apresenta a distribuição da fração de SS em grande quantidade por toda a lagoa, comprovando que o método de extração de endmembers foi eficiente na detecção desse COA. Observa-se, na Figura 10b, que a fração AREIA se localiza em maior quantidade na parte norte da lagoa, na margem do lago próximo ao município de Arroio Grande. A distribuição da fração MOD pode ser observada na Figura 10c, onde é possível verificar a ocorrência desse endmember com mais intensidade no extremo norte da Lagoa Mirim.

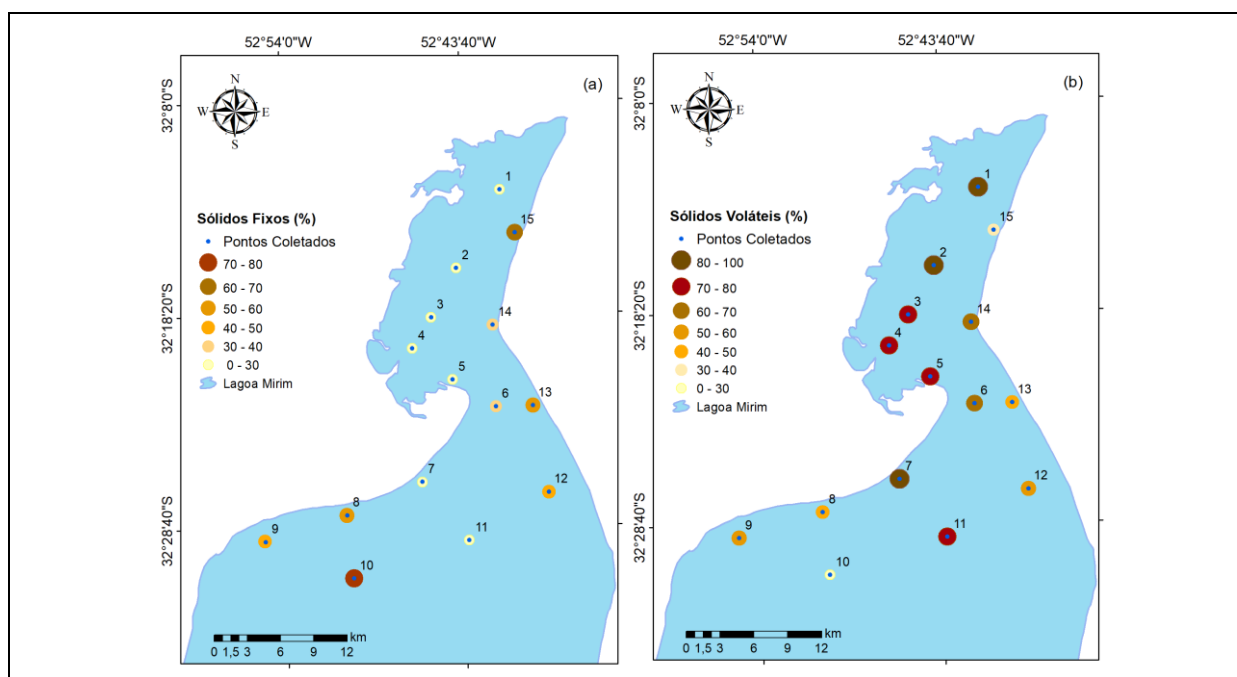


Figura 8 – Distribuição espacial da concentração de sólidos fixos e voláteis no norte da Lagoa Mirim, em 15 pontos de amostragem, na C1: (a) sólidos fixos e (b) sólidos voláteis.

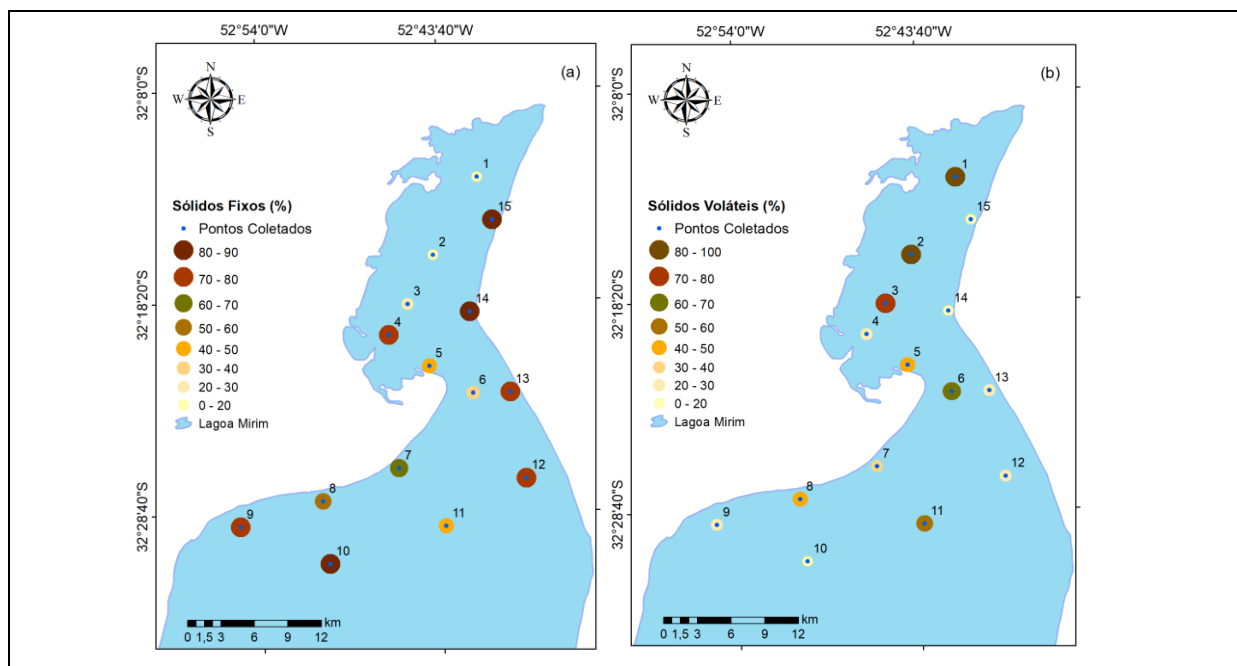


Figura 9 – Distribuição espacial da concentração de sólidos fixos e voláteis no norte da Lagoa Mirim, em 15 pontos de amostragem, na C2: a) sólidos fixos e b) sólidos voláteis.



Figura 10 – Imagens-fração, do dia 15/10/2018, em termos de abundância fracional de: (a) SS, (b) AREIA e (c) MOD, no norte da Lagoa Mirim.

A Figura 11 mostra as imagens-fração referentes ao norte da Lagoa Mirim, no dia 08 de abril de 2019. Observa-se que as imagens-fração geradas nessa data apresentaram resultados diferentes se comparados à data anterior. A Figura 11a ainda mostra a distribuição da fração de SS por toda a lagoa, entretanto, em quantidade menor. A Figura 11b mostra a distribuição da fração AREIA em poucos

locais da lagoa. Na Figura 11c, verifica-se, em tons de cinza mais claro, a ocorrência da fração MOD, de forma moderada, em vários locais da Lagoa Mirim.

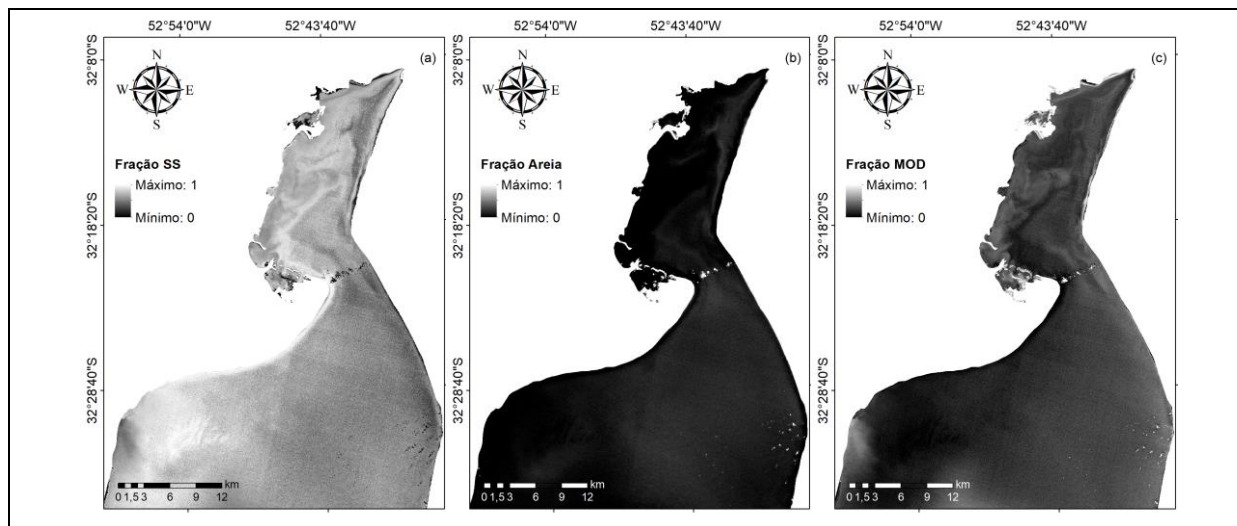


Figura 11 – Imagens-fração, do dia 08/04/2019, em termos de abundância fracional de: (a) SS, (b) AREIA e (c) MOD, no norte da Lagoa Mirim.

Com base no modelo de mistura espectral, foi possível calcular o erro para cada uma das bandas espectrais e gerar as imagens-resíduo correspondentes, uma vez que a resposta dos componentes e as suas proporções foram conhecidas. De acordo com Shimabukuro e Ponzoni (2017), o modelo é adequado quando as imagens apresentam um aspecto sem padrão. As Figuras 12 e 13 mostram os resíduos estimados para cada banda considerada no MLME. Os tons mais claros demonstram mais resíduos e as setas em vermelho indicam a presença de endmembers.

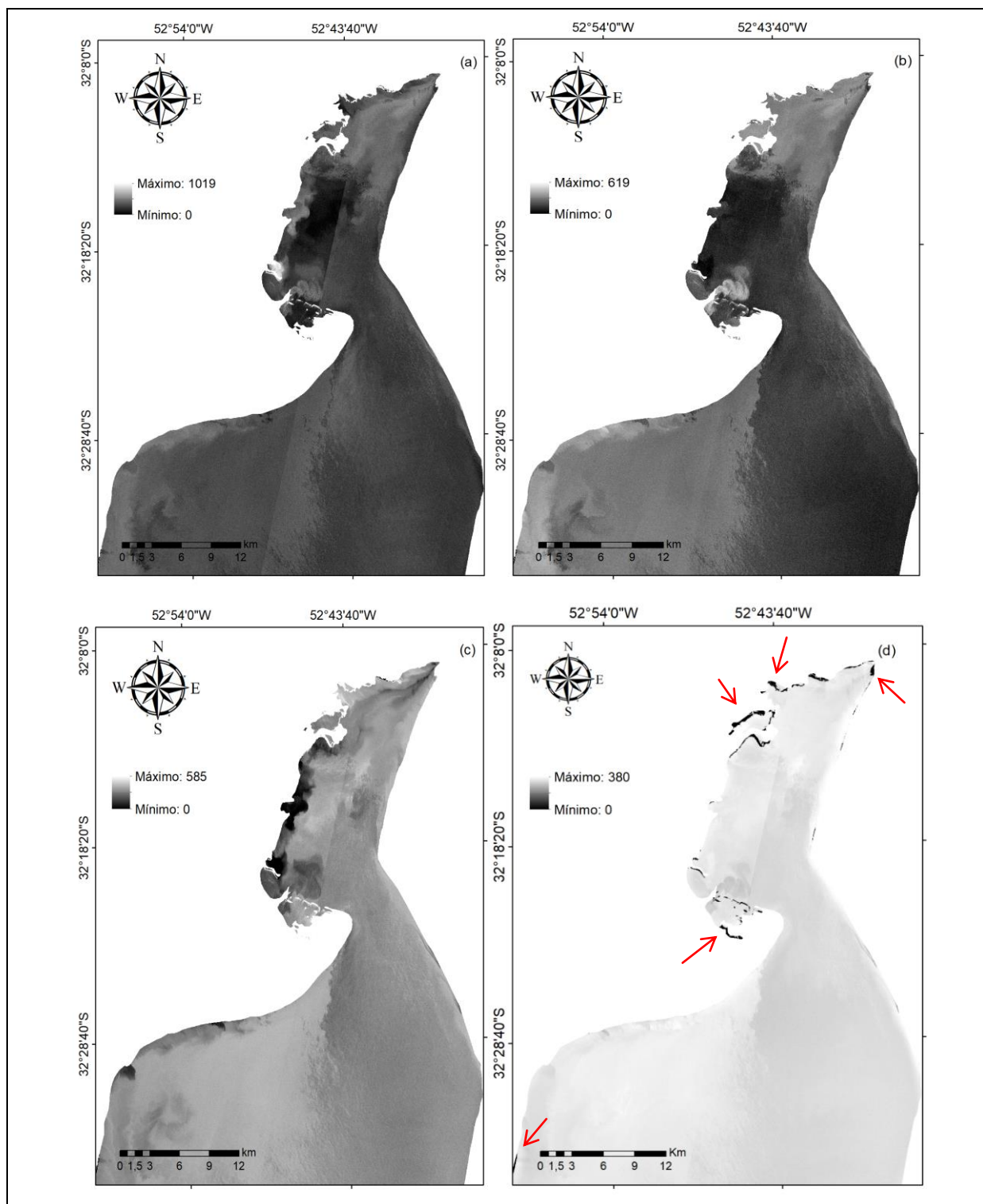


Figura 12 – Resíduos estimados pelo MLME para as bandas (a) B2-azul; (b) B3-verde; (c) B4-vermelho e (d) B8-infravermelho próximo (imagem do dia 15/10/2018).

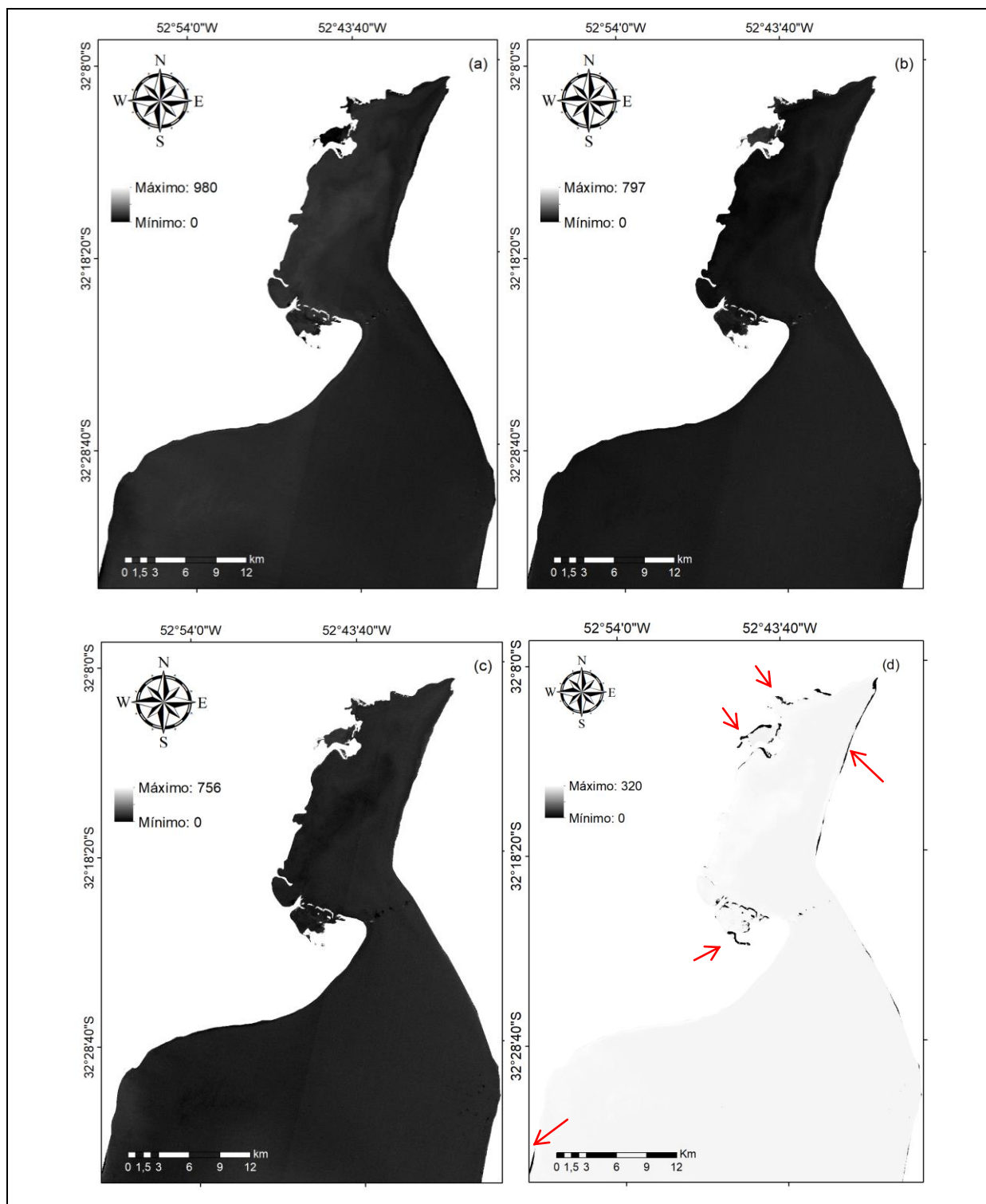


Figura 13 – Resíduos estimados pelo MLME para as bandas (a) B2-azul; (b) B3-verde; (c) B4-vermelho e (d) B8-infravermelho próximo (imagem do dia 08/04/2019).

Correlação entre SS e dados MSI/Sentinel-2

Antes de verificar a correlação entre os SS e as informações do MSI/Sentinel-2, foi necessário analisar se todos os dados seguem distribuição normal. De acordo com o teste de normalidade de Anderson-Darling para SS, reflectâncias, razões de bandas e imagens-fração, a FrAREIA e a FrMOD não seguiram a distribuição normal. Sendo assim, a análise de correlação entre as variáveis foi feita usando a correlação não paramétrica de Spearman Rho, cujos resultados estão apresentados na Tabela 1, onde os valores em negrito representam correlações significativas ($p < 0,05$).

Tabela 1 – Coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman Rho entre os dados de SS, as reflectâncias das bandas espectrais e as imagens-fração

Constituinte	Bandas, combinações e imagem-fração	Coeficiente de correlação de Spearman Rho
Sólidos Suspensos (mg/L)	B2	0,38
	B3	-0,14
	B4	0,58
	B8	0,73
	B2/B3	0,60
	B2/B8	-0,66
	B3/B8	-0,72
	B4/B3	-0,57
	B4/B8	-0,74
	(B4+B3)/(B4+B8)	-0,69
	FrSS	0,51
	FrAREIA	0,05
	FrMOD	-0,59

Os coeficientes de correlações significativas mais elevados foram encontrados nas bandas B4(vermelho), B8(infravermelho próximo), razões de bandas B4/B8, B3/B8, B2/B8 e (B4+B3)/(B4+B8), e nas frações de SS e MOD. Com relação às imagens-fração geradas pelo MLME, o coeficiente de correlação mais elevado foi observado na fração MOD ($r = -0,59$), demonstrando uma correlação negativa, ou seja, quanto maior a concentração de SS, menor é a concentração de MOD.

Foi observada uma correlação positiva significativa entre a concentração de SS e a fração SS ($r = 0,51$), confirmando a existência desse constituinte no norte da Lagoa Mirim. Na fração AREIA, a correlação com a concentração de SS foi muito baixa e não significativa ($r = 0,05$), embora tenha sido observada visualmente nas imagens-fração. Fassoni-Andrade *et al.* (2017) encontraram uma correlação significativa para a imagem-fração de SS ($r = 0,78$), entretanto, o mesmo não ocorreu para a MOD.

Modelagem empírica e mapeamento da concentração de SS

Para gerar os modelos empíricos de estimativa dos SS na Lagoa Mirim, foram selecionadas as variáveis que apresentaram correlações significativas. Na Tabela 2, está apresentado o melhor modelo gerado para estimar a concentração de SS no norte da Lagoa Mirim, de acordo com os índices estatísticos utilizados. O r^2 mede o poder de explicação do modelo. Portanto, o modelo escolhido explica 58% das informações de SS no norte da lagoa.

Tabela 2 – Modelo empírico gerado para estimar a concentração de SS no norte da Lagoa Mirim (unidade das variáveis em mg/L (*) e $n = 30$)

Constituintes	Variáveis Independentes	r	r^2	r^2 ajustado	Erro*	p-valor	Durbin-Watson	REMQ*	EMA*
SS (mg/L)	B4/B3, B4/B8, FrSS	0,76	0,58	0,53	8,11	0,000	1,61	7,55	6,14

Na sequência, o modelo empírico gerado foi validado por meio da simulação Monte Carlo. A resposta do modelo empírico, usando os 30 dados coletados, foi confrontada com os resultados obtidos em 100.000 simulações aleatórias. As médias obtidas foram analisadas estatisticamente pelo teste t de Student ($p < 0,05$), onde a hipótese nula era de diferença entre as médias. Como $p \gg 0,05$, a hipótese nula foi rejeitada, indicando que as médias encontradas são estatisticamente iguais. O modelo para estimativa dos SS na Lagoa Mirim é apresentado na equação (1).

$$SS \text{ mg. L}^{-1} = 88,524 + 56,175x\text{FrSS} - 20,583x\left(\frac{B4}{B8}\right) - 54,234x\left(\frac{B4}{B3}\right) \quad (1)$$

Na Figura 14, está apresentado o gráfico de dispersão, relacionando os valores de SS medidos in situ e os valores estimados pelo modelo empírico gerado. Uma vez que o modelo empírico foi validado, realizou-se o mapeamento de SS em toda a região norte da Lagoa Mirim (Figura 15).

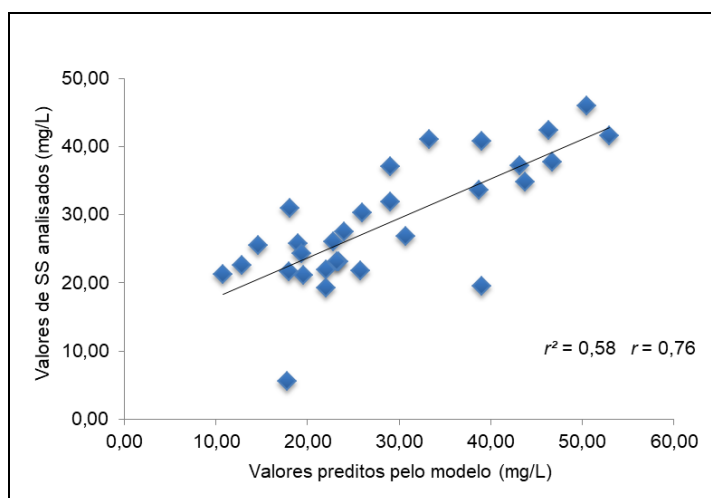


Figura 14 – Regressão linear múltipla para estimar a concentração de SS no norte da Lagoa Mirim.

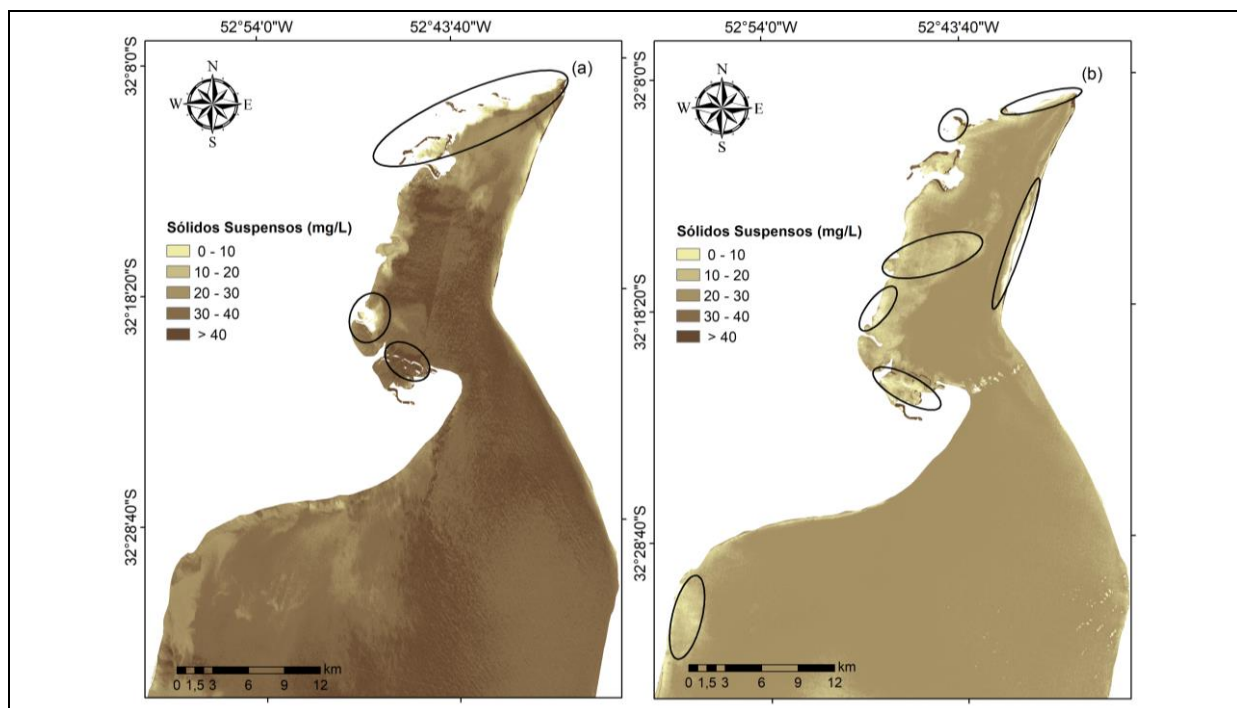


Figura 15 – Mapeamento da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim: a) imagem de 15/10/2018; b) imagem de 08/04/2019.

O modelo empírico foi capaz de identificar os SS em quase todo o norte da lagoa, exceto por alguns pontos específicos (indicados pelas elipses pretas), onde, provavelmente, há a presença de outros compostos químicos. Baseando-se na comparação entre as Figuras 15a e 15b, observa-se que o modelo foi igualmente satisfatório na predição dos níveis de SS e sua variabilidade espacial, assim como constatado nos dados *in situ*.

Discussão

O presente estudo desenvolveu um modelo empírico para o mapeamento dos SS no norte da Lagoa Mirim, utilizando uma abordagem baseada no MLME. As campanhas de campo foram realizadas em períodos diferentes, sendo a concentração de SS usada na modelagem. Os resultados apresentados na Figura 5 indicam diferenças na concentração de SS em ambas as campanhas, bem como uma baixa variação de concentração de SS na C2, se comparada à C1.

Diversas pesquisas sugerem a influência da estação chuvosa na produção de sedimentos (BREUNIG *et al.*, 2016; DÖRNHÖFER e OPPELT, 2016; FASSONI-ANDRADE *et al.* 2017). Esse é considerado o principal efeito da chuva na variabilidade dos SS nessa área de estudo. Tal fato também foi verificado no norte da lagoa, uma vez que a C1 foi realizada na primavera, em condições de alta precipitação (Figura 3), com um total acumulado de chuva de 215,50mm na região (ANA, 2019), nos últimos 30 dias antes das campanhas de campo, apresentando valor médio de SS igual a 36,72mg/L. Por outro lado, a precipitação diminuiu na região na C2, apresentando um total acumulado de chuva de 14,90mm, nos 30 dias antes da data de coleta (ANA, 2019). A estação do ano era outono, onde ocorreram menores índices pluviométricos na região. De acordo com os resultados obtidos, regimes de precipitação mais altas na C1 influenciaram na produção de sedimentos na Lagoa Mirim, sendo confirmados com os valores de concentração de SS *in situ*.

Os resultados estatísticos das análises de sólidos fixos indicaram que os valores de concentração médios (CM1 = 12,83mg/L e CM2 = 12,01mg/L) são

significativamente iguais ($p > 0,05$). Já com relação aos sólidos voláteis, as análises indicaram que os valores de concentração médios ($CM1 = 23,89\text{mg/L}$ e $CM2 = 8,67\text{mg/L}$) são significativamente diferentes ($p < 0,05$). Pode-se observar que os sólidos voláteis aumentam na lagoa durante os períodos chuvosos, elevando a concentração total de SS. Houve, ainda, um outlier relacionado ao ponto 13 na C2, o que pode ser explicado pela dinâmica de transporte dos SS nas águas da Lagoa Mirim.

De acordo com Munar *et al.* (2018), a intensidade e direção do vento, assim como a retirada da água, ocasionam variações nos padrões hidrodinâmicos, como na estrutura do fluxo e mudanças no nível de água. A velocidade média do vento foi relativamente baixa durante a passagem do satélite e a coleta de dados, com $13,5\text{km/h}$ e $11,02\text{km/h}$, respectivamente, na campanha 1, e de $5,50\text{km/h}$ e $8,54\text{km/h}$ na campanha 2 (INMET, 2019). Outro aspecto importante que pode ter influenciado são os resíduos agrícolas. Conforme o boletim do Instituto Rio-Grandense do Arroz – IRGA, a colheita da safra de arroz 2018/2019, no sul do estado do Rio Grande do Sul, teve início em fevereiro, atingindo um total de 70% de área colhida no dia 6 de abril de 2019 (IRGA, 2019). Essa data foi próxima à realização da C2.

Os três endmembers (SS, AREIA e MOD) foram identificados na imagem do MSI/Sentinel-2 com base em observações do trabalho de campo, resultados de laboratório de sólidos fixos e voláteis, padrão espectral e localização da dispersão (Figura 7). O padrão de reflectância para o SS é tipicamente observado entre 600 e 700nm (ARRAUT *et al.*, 2005). Esse padrão foi observado no perfil espectral dos pixels identificados como endmembers no norte da Lagoa Mirim (Figura 7c). Os endmembers selecionados no estudo tiveram um comportamento espectral semelhante ao da pesquisa de Fassoni-Andrade *et al.* (2017). Esses autores utilizaram o Landsat-8 para estimar os SS e a clorofila em um estuário da Lagoa dos Patos.

A implementação de uma técnica baseada no MLME impõe certos desafios para a seleção de endmembers corretos na cena. Os endmembers na água são muito complexos devido à mistura espectral de COA na coluna da água. Embora erros residuais sejam importantes no mapeamento dos resultados, eles são, normalmente, negligenciados nos estudos que utilizam o MLME. De acordo com

Zanotta *et al.*, (2013), esse erro de informação elucida problemas nas imagens-fração. No presente estudo, a análise de erro apresentada nas Figuras 12 e 13 demonstra que os endmembers selecionados foram adequados.

Nesta pesquisa, as correlações significativas ($p < 0,05$) foram observadas entre o SS e a combinação das bandas B4 e B8. Tais bandas são tipicamente utilizadas para estudos de SS (ZHANG *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2017; PHAM *et al.*, 2018; MACIEL *et al.*, 2019). O modelo empírico gerado neste estudo atingiu resultados satisfatórios no mapeamento de SS ($r = 0,76$). De forma semelhante, Fassoni-Andrade *et al.* (2017) desenvolveram uma abordagem similar baseada no MLME para estimar o SS, utilizando as bandas B1, B2, B3 e B4, sendo que o modelo ($r = 0,87$) foi aplicado em estuários da Lagoa dos Patos. Urbanski *et al.* (2016) encontraram um modelo para SS (r^2_{ajustado} de 0,77), trabalhando com bandas únicas e combinações de bandas. Esses estudos elucidam que desempenhos diferentes foram encontrados e que há uma ampla lista de modelos a ser avaliada na seleção apropriada de bandas, de acordo com a área de estudo.

Os resultados demonstraram baixa concentração de SS na parte norte da lagoa, próximo à Reserva Biológica de Mato Grande e do Canal São Gonçalo (Figura 15a). A margem oeste apresentou baixa concentração de SS, o que pode ser parcialmente explicado pelos elementos misturados, tais como areia e matéria orgânica (elipses menores). Na Figura 15b, pode-se observar que há um decréscimo de SS em quase toda a extensão da Lagoa Mirim, possivelmente influenciado pelos índices pluviométricos nas campanhas de campo. A Reserva Biológica do Mato Grande influencia na concentração de matéria orgânica dissolvida. De acordo com o MMA (2007), a reserva foi criada para proteger áreas úmidas presentes na região, onde há banhados, terrenos arenosos e florestas de restinga, área rica em matéria orgânica.

A partir do modelo empírico desenvolvido, foi realizado o mapeamento da concentração de SS no norte da Lagoa Mirim. A combinação de bandas multiespectrais do Sentinel-2 e das imagens-fração derivadas do MLME representam uma oportunidade para o estudo de águas interiores, especialmente em áreas que possuem diferentes COAs. Nesse contexto, a automação da seleção de endmembers é necessária para um amplo conjunto de dados, no qual a

variabilidade temporal dos COAs pode exigir ajustes na entrada de parâmetros de MLME.

Além disso, modelos empíricos podem estar restritos a locais e períodos particulares. Assim, é necessário enfatizar a importância de mais campanhas de campo ao longo de vários anos e sob condições climáticas diferentes, para estabelecer um modelo multitemporal para o SS. Portanto, o sensor MSI/Sentinel-2 representa um avanço na modelagem como uma função de tempo revisitado, o que fornece mais imagens para o estudo. Por fim, os sensores de média resolução disponíveis estão melhorando o monitoramento da qualidade da água em contextos distintos, e a avaliação das abordagens de modelagem são altamente recomendadas para os avanços nesse tópico.

Conclusões

A distribuição espacial do SS no norte da Lagoa Mirim é afetada por múltiplos fatores, tais como o regime de precipitação e a vazão do canal São Gonçalo (principal tributário). As atividades agrícolas nas áreas adjacentes contribuem para a entrada de sedimentos, alterando a qualidade da água. Como parte dos esforços de monitoramento, o mapeamento de sedimentos pode ser um suporte no gerenciamento da qualidade da água nesse ecossistema aquático.

Este estudo desenvolveu o mapeamento de SS na Lagoa Mirim utilizando as imagens do MSI/Sentinel-2. O modelo empírico gerado nesta pesquisa apresenta resultados satisfatórios, permitindo mapear a concentração de SS sob condições hidrológicas diferentes. Além disso, a aplicação do MLME possibilita a recuperação da abundância fracional do constituinte SS. Os resultados foram satisfatórios no norte da Lagoa Mirim, indicando variáveis para a geração de modelos empíricos com correlações significativas. Entretanto, a seleção de endmembers pode ser um desafio para a aplicação apropriada nos estudos temporais, uma vez que é altamente subjetiva.

Por fim, não há estudos anteriores que analisam o SS por meio de dados de SR na Lagoa Mirim, o que enfatiza a importância deste estudo na região. A partir da disponibilidade de outros dados in situ e de melhorias no modelo empírico, um mapeamento preciso do SS no norte da Lagoa Mirim pode ser uma ferramenta potencial para a tomada de decisão que facilite o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos.

5 Capítulo 2 – Uso de sensoriamento remoto para estimar a concentração de fósforo total na Lagoa Mirim utilizando combinação de bandas e estatística multivariada

Introdução

Nos últimos anos, o rápido desenvolvimento da economia causou o crescimento acelerado das atividades humanas e, conseqüentemente, grandes emissões de fósforo (F), ocasionando o aumento da poluição dos lagos (XIONG *et al.*, 2019). A extensa produtividade agrícola, por exemplo, resulta na entrada excessiva de fósforo total (FT) no sistema hídrico, degradando a qualidade das águas superficiais (BARRETO, DOGLIOTTI e PERDOMO, 2017), uma vez que pode levar à eutrofização, devido ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente F e nitrogênio (N), nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

Essa é a realidade da Lagoa Mirim, localizada no extremo sul do estado do Rio Grande de Sul. A lagoa situa-se em uma região complexa, tanto pela sua importância política, por ser uma lagoa binacional, uma vez que se estende pelos territórios brasileiro e uruguaio, como pelas atividades econômicas ligadas à agricultura, à indústria e à pecuária (ALM, 2019). O principal uso das suas águas consiste nas extrações diretas para a irrigação das lavouras de arroz, no Brasil e no Uruguai (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Na porção norte, está conectada com o canal São Gonçalo, um canal natural de 76km de comprimento (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Conforme Vieira *et al.* (2019), a Lagoa Mirim e o canal São Gonçalo possuem grandes lavouras de arroz irrigado ao longo das suas margens e as águas utilizadas

nessas lavouras são devolvidas ao canal sem qualquer tratamento. Outro aspecto também mencionado pelos autores, é que grande parte do esgoto urbano gerado no município de Pelotas chega ao canal São Gonçalo, influenciando a qualidade da água da lagoa. Esses fatores podem levar à eutrofização artificial, quando os nutrientes são introduzidos pelo homem no meio aquático, também denominada de cultural ou antrópica.

Dessa forma, a detecção de variações da concentração de FT na Lagoa Mirim é fundamental para avaliar as condições da qualidade da água, considerando as múltiplas atividades que ocorrem no seu entorno. Entretanto, as técnicas as quais utilizam coleta de água *in situ* para medir e monitorar as concentrações de F nos lagos e reservatórios são demoradas e não fornecem uma visão holística de um corpo d'água (GAO *et al.*, 2015; PEIXOTO, GUASSELLI e PEREIRA FILHO, 2018). Em contrapartida, o sensoriamento remoto (SR) disponibiliza um potencial único e fornece monitoramento sinóptico em escala temporal e espacial, complementando as atividades de amostragem *in situ* (SAYERS *et al.*, 2019).

Como resultado do constante desenvolvimento de tecnologias ambientais, o SR passou a desempenhar um papel importante e eficaz no monitoramento da qualidade da água, devido à sua ampla cobertura, maior eficiência e menor custo em relação aos métodos tradicionais de amostragem (LIU *et al.*, 2015). Vários estudos preconizam que o FT, mesmo não sendo um constituinte opticamente ativo (COA), pode ser estimado com o uso de métodos indiretos, por meio de modelos empíricos, quando as concentrações de FT estão correlacionadas com outros componentes COAs, como a clorofila-a (Chl-a), a matéria orgânica dissolvida colorida (MODC) e os sólidos em suspensão (SS) (SUN, QIU e LI, 2014; GAO *et al.*, 2015; XIONG *et al.*, 2019).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi desenvolver um modelo empírico para estimar a concentração de FT, de modo indireto, a partir de correlações significativas entre os dados *in situ* de FT e do COA SS presente nas águas da Lagoa Mirim, a partir do uso de dados de reflectâncias do sensor Multispectral Imager (MSI) a bordo do satélite Sentinel-2. As altas propriedades ópticas e a alta resolução temporal do MSI/Sentinel-2 o configuram como um sensor atrativo para estudos de águas interiores (MARTINS, *et al.*, 2017). Para tanto, foram usadas as

bandas, a razão e combinações de bandas, e o logaritmo natural, aplicando-se diferentes métodos de regressão linear multivariáveis com a base dos dados de FT in situ e com as reflectâncias espectrais. Espera-se que, a partir da estimativa das concentrações de FT por meio de SR, novas possibilidades de monitoramento da qualidade das águas e da dinâmica espaço-temporal dos aportes desse nutriente possam surgir na Lagoa Mirim.

Metodologia

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na Lagoa Mirim, uma grande lagoa subtropical localizada no extremo sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul, na fronteira do Brasil com o Uruguai. Sua extensão é de 185km, possuindo uma área de superfície alagada de, aproximadamente, 3.749km² e largura média de 20km (ALM, 2019). O nível da água pode chegar até 9,0m, com um valor médio aproximado de 4,5m (MUNAR *et al.*, 2017). Segundo Oliveira *et al.* (2015, p.35), a lagoa “possui uma ampla malha hidrográfica e abundantes precipitações na bacia receptora, produzindo alagamentos nas planícies aluviais”. Dados do IRGA (2020), apontam que a média anual de precipitação nos municípios localizados no entorno da Lagoa Mirim encontra-se entre 1.270mm e 1.400mm.

A área de estudo está localizada na parte norte da Lagoa Mirim (Figura 1), fazendo divisa, a oeste, com os municípios de Arroio Grande e Jaguarão, a leste, com os municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar, ao norte, com a Reserva Ecológica Mato Grande (MMA, 2007) e com o canal São Gonçalo, o qual faz a conexão da Lagoa Mirim com a Lagoa dos Patos.

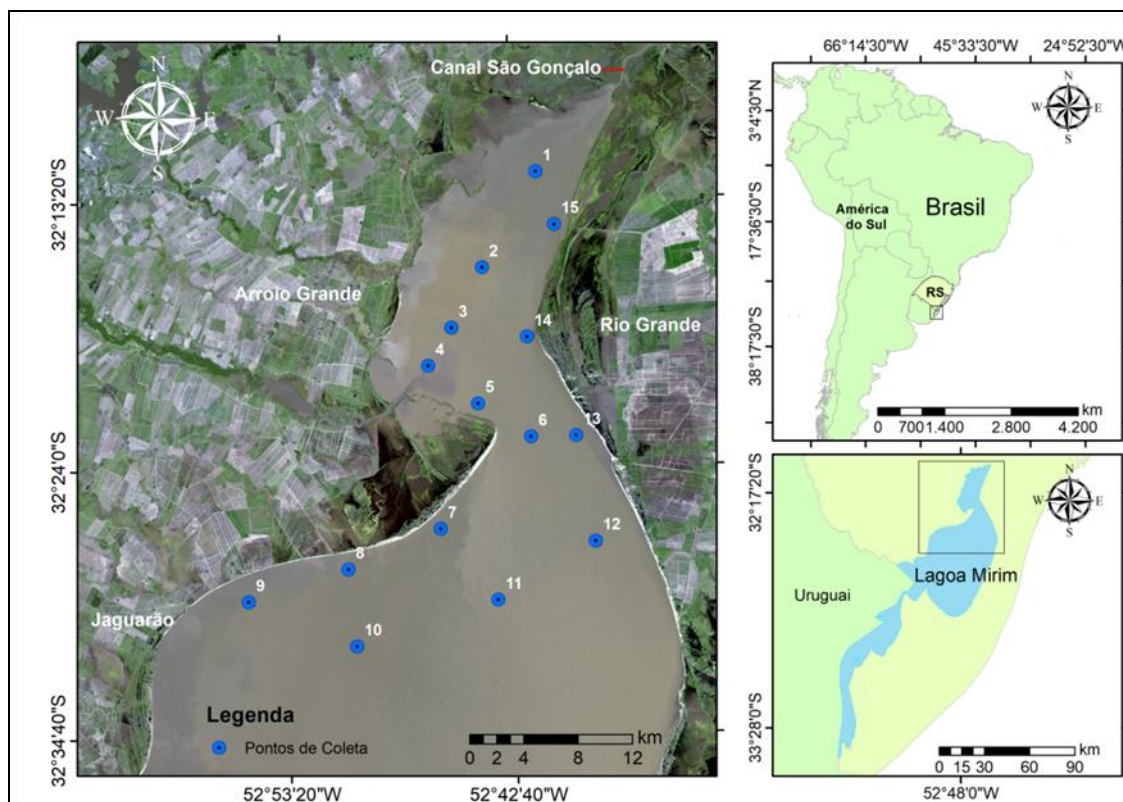


Figura 1 – Localização geográfica da Lagoa Mirim, RS, e distribuição espacial dos pontos de coleta.

Dados in situ e análises laboratoriais

As amostras de água foram coletadas em 15 pontos previamente estabelecidos e distribuídos no norte da Lagoa Mirim (Figura 1). Os pontos foram escolhidos por serem afastados das margens, a fim de não sofrerem interferência de ondas e ressuspensão de material do fundo do corpo hídrico. Outro aspecto considerado foi a manutenção das coletas próximo aos afluentes da lagoa e das áreas de preservação, procurando estabelecer uma distribuição equidistante entre os pontos. A Tabela 1 mostra as coordenadas geodésicas dos pontos de coleta, identificadas usando o dispositivo GPS de navegação GARMIN modelo GPSmap 60CSx.

Tabela 1 – Coordenadas geodésicas dos pontos de coleta de água na Lagoa Mirim

Pontos	Latitude (S)	Longitude (O)
1	32°12'19,2"	52°41'25,4"
2	32°16'06,7"	52°43'59,6"
3	32°18'30,1"	52°45'28,9"
4	32°19'59,7"	52°46'35,9"
5	32°21'31,7"	52°44'17,2"
6	32°22'52,4"	52°41'48,7"
7	32°26'30,0"	52°46'08,3"
8	32°28'03,3"	52°50'30,5"
9	32°29'15,6"	52°55'15,6"
10	32°31'07,1"	52°50'09,1"
11	32°29'21,0"	52°43'28,7"
12	32°27'03,3"	52°38'51,1"
13	32°22'50,8"	52°39'41,7"
14	32°18'53,7"	52°41'56,1"
15	32°14'25,7"	52°40'35,0"

As coletas de água na Lagoa Mirim foram realizadas em 16 de outubro de 2018 e em 09 de abril de 2019, concomitantemente à passagem do satélite Sentinel-2, que ocorreu no dia 15 de outubro de 2018 e no dia 08 de abril de 2019. A data da passagem do satélite foi determinada em um período estratégico, onde as imagens estivessem livres de nuvens (MATTHEWS, 2011). Os monitoramentos em campo foram realizados com o auxílio da Polícia Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul (PATRAM), utilizando um barco para coletar a água nos pontos especificados. A água foi coletada com o barco estático, o mais próximo possível da proa, após cessar o movimento das ondas causadas pela movimentação da embarcação.

Ressalta-se que a velocidade média do vento nos dois dias de coletas estava baixa, sendo respectivamente igual a 11,02km/h e 8,54km/h (INMET, 2019), e a condição climática e hidrológica estáveis, diminuindo as possibilidades de variabilidade dos constituintes na água em decorrência do intervalo de tempo entre a passagem do satélite e a coleta. Após a coleta de água, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Águas e Resíduos, dos Cursos de Bacharelado

em Engenharia em Química e Técnico em Química, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense/IFSUL – Campus Pelotas-RS, onde foram realizadas as análises de FT, Chl-a, SS, sólidos fixos e voláteis.

Em cada ponto, a uma profundidade de 0,30m, retirou-se as amostras de água superficial, sendo 1000mL em frascos âmbar, para a determinação de FT, outros 1000mL em frascos âmbar, para a determinação de Chl-a, e 2000mL em galões de polietileno, para a determinação de SS, sólidos fixos e voláteis. O preparo de todo o material de coleta seguiu a metodologia descrita por APHA (2005). Do mesmo modo, as análises foram executadas em duplicata, de acordo com tal metodologia. As análises de sólidos seguiram também as indicações de temperatura de análise da NORMA ABNT – NBR 10664/89.

A análise de FT inclui dois passos gerais em seus procedimentos: (a) conversão da forma de interesse do F para ortofosfato dissolvido, e (b) determinação colorimétrica do ortofosfato dissolvido. A separação do F nas suas várias formas é definida analiticamente através de procedimentos específicos, tais como filtração e diferentes tipos de digestão. A Figura 2 mostra as principais etapas metodológicas utilizadas para a determinação de FT.

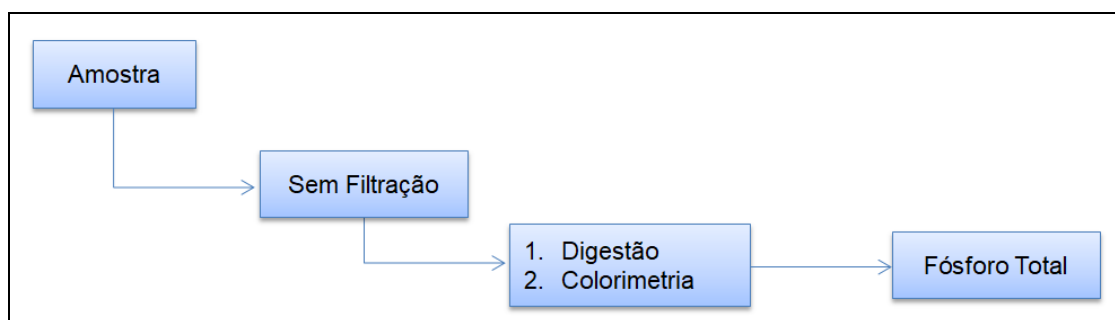


Figura 2 – Organograma das etapas para a determinação de FT.

Seguindo a metodologia descrita por APHA (2005), a primeira etapa para a determinação de FT é a execução de uma digestão prévia da amostra, para liberar, na forma de ortofosfato, o F que pode estar combinado com a matéria orgânica. Na digestão, foi utilizado o método de oxidação com persulfato, no qual compostos fosforosos são oxidados a ortofosfato. Para a colorimetria, foi utilizado o método do cloreto estanoso, indicado para a faixa de 0,01mgP/L a 6mgP/L. Após a coleta, as

amostras foram preservadas, por meio da adição de H_2SO_4 concentrado até $\text{pH} < 2$ e do resfriamento até 4°C , em frascos de vidro previamente lavados com HCl diluído e água destilada. Para a etapa de digestão, a uma porção de 50mL de amostra homogeneizada, foi adicionada 1 gota de indicador fenolftaleína e 1mL de solução de H_2SO_4 1+2, pois não houve aparecimento de coloração rosa. Na sequência, foi adicionado 0,5g de persulfato de potássio sólido $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ pesado previamente. As amostras, então, foram fervidas em chapas elétricas até que um volume de 10mL fosse alcançado em cada uma. Na sequência, foram diluídas até 30mL com água deionizada, adicionadas de 1 gota de indicador de fenolftaleína, neutralizadas até uma leve cor rosa com NaOH 1mol/L e avolumadas até 100mL com água destilada.

Para a etapa de colorimetria, foi utilizado o método do cloreto estanoso, pela adição de 4,0mL de reagente I (concentrado) de molibdato de amônio e 10 gotas de reagente I de cloreto estanoso, com completa mistura após cada adição, respeitando diferenças máximas de temperatura de 2°C entre amostras e reagentes, em temperaturas entre 20°C e 30°C . Após 10min, mas antes de 12min, usando o mesmo intervalo específico para todas as determinações, a absorbância foi medida fotometricamente a 690nm, em caminho ótico de 1cm, e comparada com uma curva de calibração desenvolvida previamente, através de todas as etapas de digestão e colorimetria, utilizando um branco de água destilada.

Para a determinação de Chl-a, foi utilizado o método espectrofotométrico, que consiste na extração dos pigmentos da amostra com acetona aquosa, a partir do plâncton concentrado, e subsequente determinação da sua densidade óptica (absorbância) com um espectrofotômetro. As amostras, mantidas refrigeradas e protegidas da exposição à luz, para evitar sua degradação, foram inicialmente concentradas por filtração à vácuo, com filtros de fibra de vidro específicos para essa técnica. A seguir, o filtro foi colocado no grau, coberto com 2mL a 3mL da solução aquosa de acetona 90%, macerado por um minuto e transferido para um tubo de centrífuga com tampa rosqueada. O grau foi então enxaguado com alguns mililitros de acetona aquosa 90%, que foram adicionados ao mesmo tubo de centrífuga e cujo volume foi ajustado até 10mL com acetona aquosa 90%.

Os tubos foram deixados em repouso por 12h, a 4°C , no escuro. Após esse período, seu conteúdo foi filtrado em cadinho de vidro sinterizado, e o volume de

filtrado foi medido (V_2). A seguir, foram transferidos 3mL do filtrado (extrato clarificado) para uma cubeta de 1cm e lida a densidade ótica (OD) a 750nm e a 664nm. O extrato foi então acidificado na cubeta com 0,1mL de HCl 0,1mol/L, levemente agitado, e lida a OD a 750nm e a 665nm, 90 segundos após a acidificação. Os valores de OD a 750nm das leituras antes (OD 664nm) e depois da acidificação (OD 665nm) foram subtraídos, e os valores corrigidos foram usados no cálculo da Chl-a, em mg/m^3 , conforme a equação (1), a seguir:

$$\text{Chl - a, mg/m}^3 = \frac{26,7 \times (664_b - 665_a) \times V_1}{V_2 \times L'} \quad (1)$$

Em que: V_1 é o volume do extrato (L), V_2 é o volume da amostra (m^3), L' é o caminho ótico ou a largura da cubeta (cm), e 664_b , 665_a são a densidade ótica do extrato com acetona 90%, antes e depois da acidificação, respectivamente. O valor 26,7 corresponde à correção de absorbância em função da acidificação.

A determinação de SS foi realizada através do método gravimétrico, no qual a amostra, preservada sob refrigeração a 4°C, foi filtrada à vácuo, em filtro de fibra de vidro WhatmanTM classe 934-AHTM, retenção de partícula de 1,5 μm , com diâmetro de 47mm, previamente lavado, calcinado a 550°C $\pm$ 50°C e pesado. O filtro de fibra de vidro contendo os SS foi então submetido à secagem em forno mufla, na temperatura de 103°C a 105°C, por 1h, esfriado em dessecador até a temperatura ambiente e pesado com precisão de 0,1mg até peso constante. O teor de SS em mg/L foi calculado conforme a equação a seguir:

$$\text{Sólidos Suspensos Totais, mg/L} = \frac{(A-B) \times 1.000.000}{\text{Volume de amostra em mL}} \quad (2)$$

Em que: A é o peso do resíduo seco + filtro de fibra de vidro + cápsula (g), e B é o peso do filtro de fibra de vidro + cápsula (g).

Após a realização das análises de SS, foram realizadas as análises para a determinação dos valores dos sólidos voláteis (matéria orgânica) e dos sólidos fixos (matéria inorgânica). Os filtros usados para a determinação dos SS foram levados a

um forno mufla, à temperatura de 550°C, por 1h (NBR 10664/89). Posteriormente, esfriados em dessecador até a temperatura ambiente e pesados com precisão de 0,1mg até peso constante (APHA, 2005). Os resultados dos sólidos fixos foram obtidos pelo peso dos filtros após a calcinação, já o dos sólidos voláteis, por meio da diferença entre os SS e os sólidos fixos.

Aquisição e pré-processamento de dados do satélite

A missão Sentinel-2 inclui dois satélites idênticos operando em órbita síncrona ao sol. O satélite operacional Sentinel-2A foi lançado em junho de 2015, já o Sentinel-2B, em março de 2017. Esses satélites gêmeos, em órbita polar, permitem um tempo de revisitação à linha do equador em cada 5 dias, porque são escalonados em 180° entre si (MARTINS *et al.*, 2017). Ambos formam uma missão de imagens multiespectrais do Programa GMES (Global Monitoring for Environment and Security – Monitoramento Global para o Meio Ambiente e a Segurança, em tradução livre), administrada pela comunidade europeia e a ESA (European Space Agency – Agência Espacial Europeia). O sensor MSI está a bordo do satélite Sentinel-2. De acordo com Toming *et al.* (2016), o lançamento do satélite Sentinel-2, com o sensor MSI a bordo, demonstrou ter um grande potencial para estudos com uso do SR em lagos.

As imagens, com resolução radiométrica de 12 bits, possuem resolução espacial de 10m, 20m e 60m, sendo os dados adquiridos em 13 bandas espectrais (MUELLER-WILM, DEVIGNOT e PESSIOT, 2017). Para este estudo, foram usadas quatro bandas do sensor MSI, relativas ao comprimento de onda no visível B2 (azul – 490nm), B3 (verde – 560nm), B4 (vermelho – 665nm) e B8 (infravermelho próximo – 842nm). Essas bandas apresentam resolução espacial de 10m (CHASTAIN *et al.*, 2019). As imagens da área de estudo do sensor MSI, a bordo do satélite Sentinel-2, foram obtidas no site do Copernicus Scientific Data Hub.

A correção atmosférica foi realizada com o uso do Sen2Cor, um algoritmo processador onde consta de uma combinação de técnicas que converte dados do

nível de reflectância 1-C Top-Of-Atmosphere (TOA – topo da atmosfera) em 2-A Bottom-of-Atmosphere (BOA – inferior da atmosfera), gerando um produto de reflectância na superfície corrigido (RICHTER *et al.*, 2011). O processamento da correção atmosférica consiste em um conjunto de quatro sub-tarefas diferentes (TOA, WV – Water Vapor – vapor de água, recuperação e correção de terreno, e remoção de cirros), obtendo-se três produtos diferentes: tabelas TOA, WV no nível de pixel e imagens de reflectância corrigida BOA para todas as bandas medidas (MUELLER-WILM; DEVIGNOT e PESSIOT, 2017). A Figura 3 mostra o fluxo de processamento para o módulo de correção atmosférica.

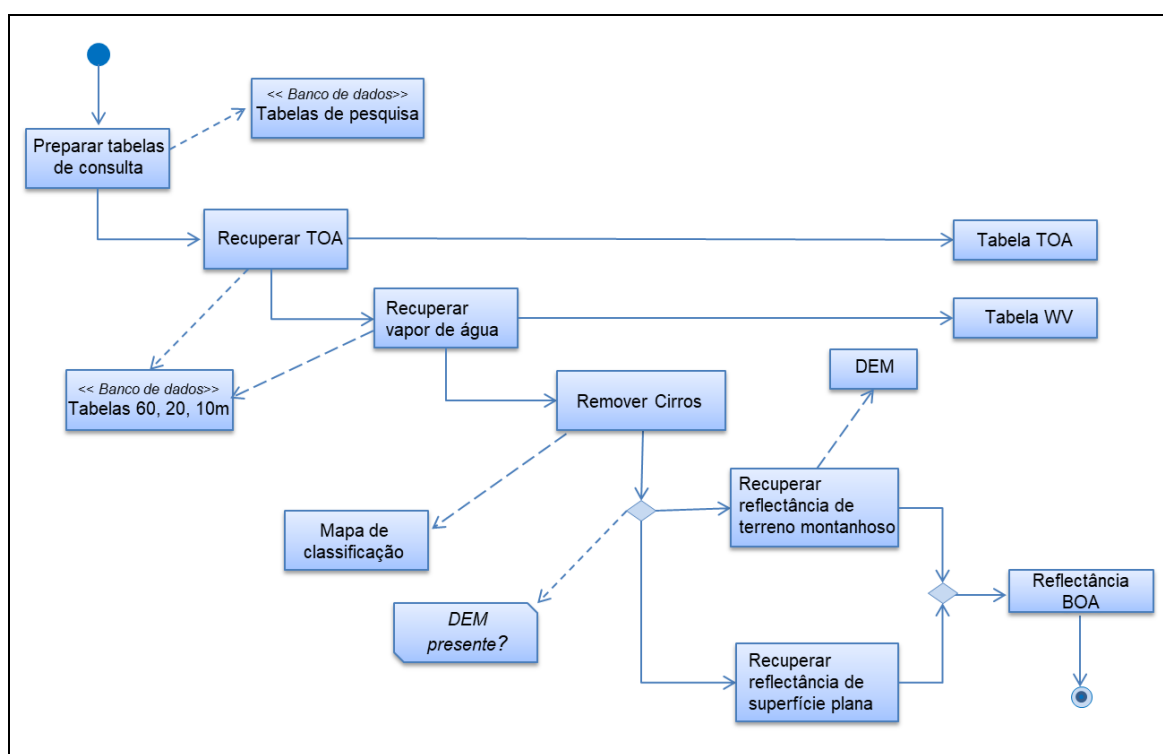


Figura 3 – Fluxograma de processamento da correção atmosférica.
Fonte: adaptada de Mueller-Wilm; Devignot e Pessiot (2017).

Análises estatísticas e desenvolvimento de modelos empíricos para estimar a concentração de FT

Nesta etapa, realizou-se inicialmente a análise descritiva dos dados in situ de SS, sólidos fixos, sólidos voláteis, Chl-a e FT. Posteriormente, foram realizadas as

correlações entre as variáveis, para verificar qual dos COAs possui a maior correlação com o FT. Extraíu-se nos pontos amostrados, para as análises de correlação, os valores das reflectâncias referentes às bandas B2 (azul), B3 (verde), B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo) das imagens do sensor MSI/Sentinel-2. Neste estudo, também foram utilizadas as razões de bandas referentes a B2/B8, B3/B8, B4/B8, B4/B3, e B4/B2, e algumas combinações de bandas, visando a gerar uma maior amplitude do efeito dos COAs (BERALDO *et al.*, 2017).

As concentrações de FT foram correlacionadas com as bandas do sensor MSI, utilizando o coeficiente de correlação de Pearson (r), caso apresentassem distribuição normal, ou o coeficiente de Spearman Rho (r'), caso apresentassem distribuição diferente da normalidade. A normalidade foi testada pelo teste não paramétrico de Anderson Darling, a 5% de probabilidade ($p < 0,05$).

A partir das correlações significativas, estabeleceram-se os modelos empíricos, utilizando regressão linear simples ou de múltiplas variáveis. Nas análises de regressão de múltiplas variáveis, foram usados os seguintes métodos para a inclusão das variáveis independentes no modelo: enter linear; stepwise linear; backward linear; forward linear; cubic polynomial; quadratic polynomial; power curvilinear; exponential; logarithmic; e logistics (GAO *et al.*, 2015). Foram gerados modelos com as reflectâncias das bandas, razão e combinações de bandas, bem como transformações de variáveis em logaritmo natural.

O coeficiente de determinação (r^2), o erro padrão de estimação (Erro) e o Teste-F de significância ($p < 0,05$), que avaliam a relação entre as variáveis dependentes, foram utilizados para avaliar o desempenho dos modelos gerados (FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017). Também foram utilizados, para avaliar a precisão e o desempenho dos modelos, a raiz do erro médio quadrático (REMQU) (Equação 3), o erro relativo médio (ERM) (Equação 4), o erro médio absoluto (EMA) (Equação 5), o Viés (Equação 6) e a aplicação do teste de Durbin-Watson (DW), para verificar a presença de autocorrelação entre as variáveis independentes (SUN *et al.*, 2014; FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017; XIONG *et al.*, 2019).

$$\text{REMQU} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (3)$$

$$ERM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|y_i - x_i|}{y_i} \times 100\% \quad (4)$$

$$EMA = \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - y_i|}{n} \quad (5)$$

$$Viés = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i) \quad (6)$$

Em que x_i é o valor observado, y_i são os valores estimados, e n é o número de observações.

Para a validação do melhor modelo, foi utilizado o método de simulação Monte Carlo (PINTO *et al.*, 2016). A simulação Monte Carlo (MC) foi aplicada com 100.000 interações para cada variável aleatória gerada, sendo utilizada a distribuição normal para gerar os valores aleatórios. Na sequência, aplicou-se o teste t de Student ($p < 0,05$) para comparar as médias entre os dados analisados in situ e os valores obtidos pelas interações. Todas as análises estatísticas, assim como a construção do modelo empírico, foram realizadas por meio do software livre R Commander.

Resultados

Qualidade da água no norte da Lagoa Mirim

Os resultados descritivos, apresentados na Tabela 2, mostram um aumento da concentração de FT durante a segunda campanha de monitoramento (C2). Os demais parâmetros de qualidade de água apresentaram concentrações maiores durante a primeira campanha de monitoramento (C1). Embora a concentração de Chl-a tenha sido menor na C2, considera-se que os valores médios observados foram baixos nas duas campanhas de monitoramento.

Tabela 2 – Análise descritiva das variáveis de qualidade da água da Lagoa Mirim

Variáveis	Coletas	Média	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
SS*	C1	36,72	53,00	18,10	10,54
Sólidos Fixos*	16/10/2018	12,83	24,00	0,20	7,71
Sólidos Voláteis*		23,89	43,00	6,40	10,96
Chl-a (µg/L)		16,32	56,07	3,56	13,48
FT*		0,12	0,34	0,03	0,08
SS*	C2	20,72	39,00	10,80	6,57
Sólidos Fixos*	09/04/2019	12,05	27,60	0,20	7,53
Sólidos Voláteis*		8,67	17,80	1,60	5,05
Chl-a (µg/L)		7,57	11,57	4,45	1,75
FT*		0,28	0,51	0,19	0,07

* Unidade = mg/L; n = 30

De acordo com a resolução do CONAMA nº357/2005, para água doce com classe 2, em ambiente lântico, característico da Lagoa Mirim, a Chl-a não deverá exceder o valor de 30µg/L. A maioria dos pontos analisados estão de acordo com a legislação vigente, sendo que dois pontos apresentaram valores elevados: o ponto 3 (56,07µg/L), e o ponto 4 (32,93 µg/L).

A resolução nº357/2005 do CONAMA indica também que o FT máximo permissível em ambiente lântico deverá ser de até 0,030mg/L, para águas doces de classe 2. Os resultados das análises realizadas com dados in situ, apresentados na Figura 4, mostraram valores elevados da concentração de FT em todos os pontos monitorados. Observa-se que no ponto 5, na C1, a concentração de F (0,031mg/L) foi muito próximo ao valor exigido pela legislação vigente. Já na C2, esse mesmo ponto apresentou a concentração de F de 0,51mg/L, a mais alta dentre os pontos analisados, considerando as duas coletas de campo. Os pontos 2 e 3 apresentaram valores de concentração de FT bem elevados nas duas coletas. De modo geral, as concentrações de FT tiveram resultados mais elevados na coleta 2, sendo que em 14 dos 15 pontos analisados o valor ficou acima de 0,20mg/L.

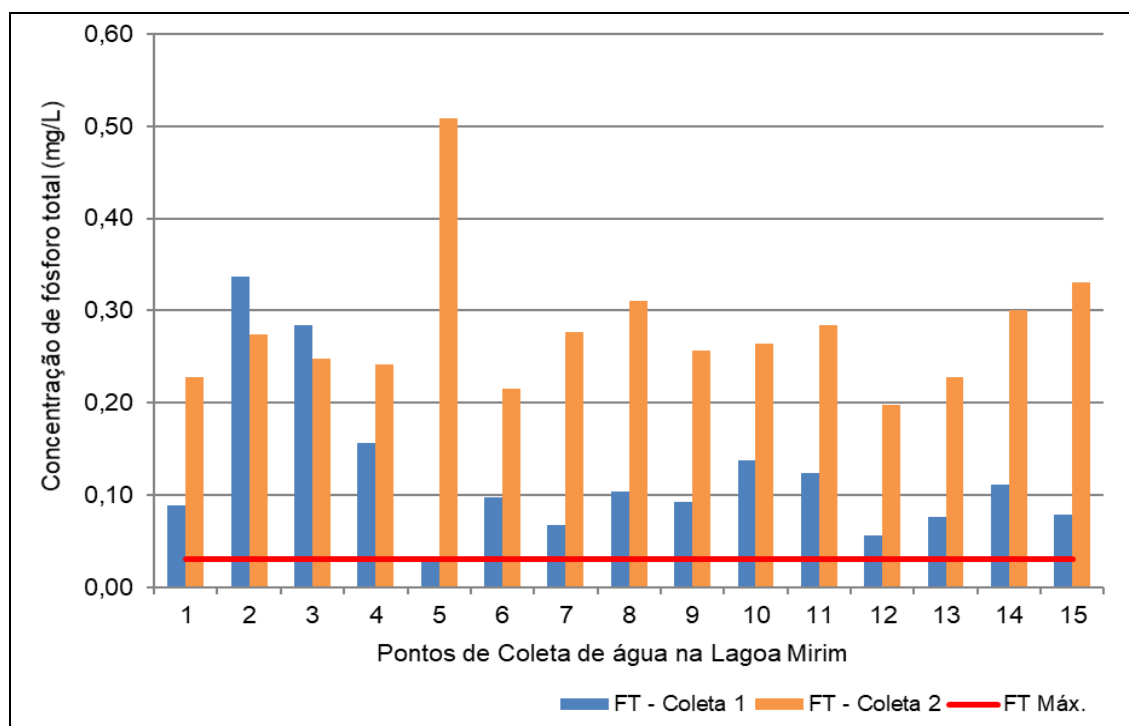


Figura 4 – Concentração de FT na Lagoa Mirim na C1 e na C2.

Todas as correlações entre as variáveis opticamente ativas e a concentração de FT, bem como os seus respectivos gráficos de dispersão, estão apresentadas na Figura 5. Tal figura mostra correlações entre as concentrações das variáveis de SS, Chl-a, sólidos voláteis, sólidos fixos e a concentração de FT. Foi utilizado o logaritmo natural para as concentrações de SS, Chl-a, sólidos voláteis e FT, uma vez que apresentou os melhores resultados.

Para a concentração de sólidos fixos, foram usados os dados sem transformação, com correlação linear. Os dados de Chl-a não apresentaram uma distribuição normal, assim, a correlação de Sperman Rho foi utilizada para a análise. Os demais dados apresentaram distribuição normal, sendo usado para a análise o coeficiente de correlação de Pearson (r). Observa-se que o coeficiente de correlação de Pearson entre os SS e o FT foi de $r = -0,489$, com uma correlação significativa de 0,01 nas duas extremidades ($p < 0,01$). Observa-se ainda que essa correlação foi a única significativa, demonstrando que o SS foi o principal COA correlacionado com o FT na lagoa Mirim.

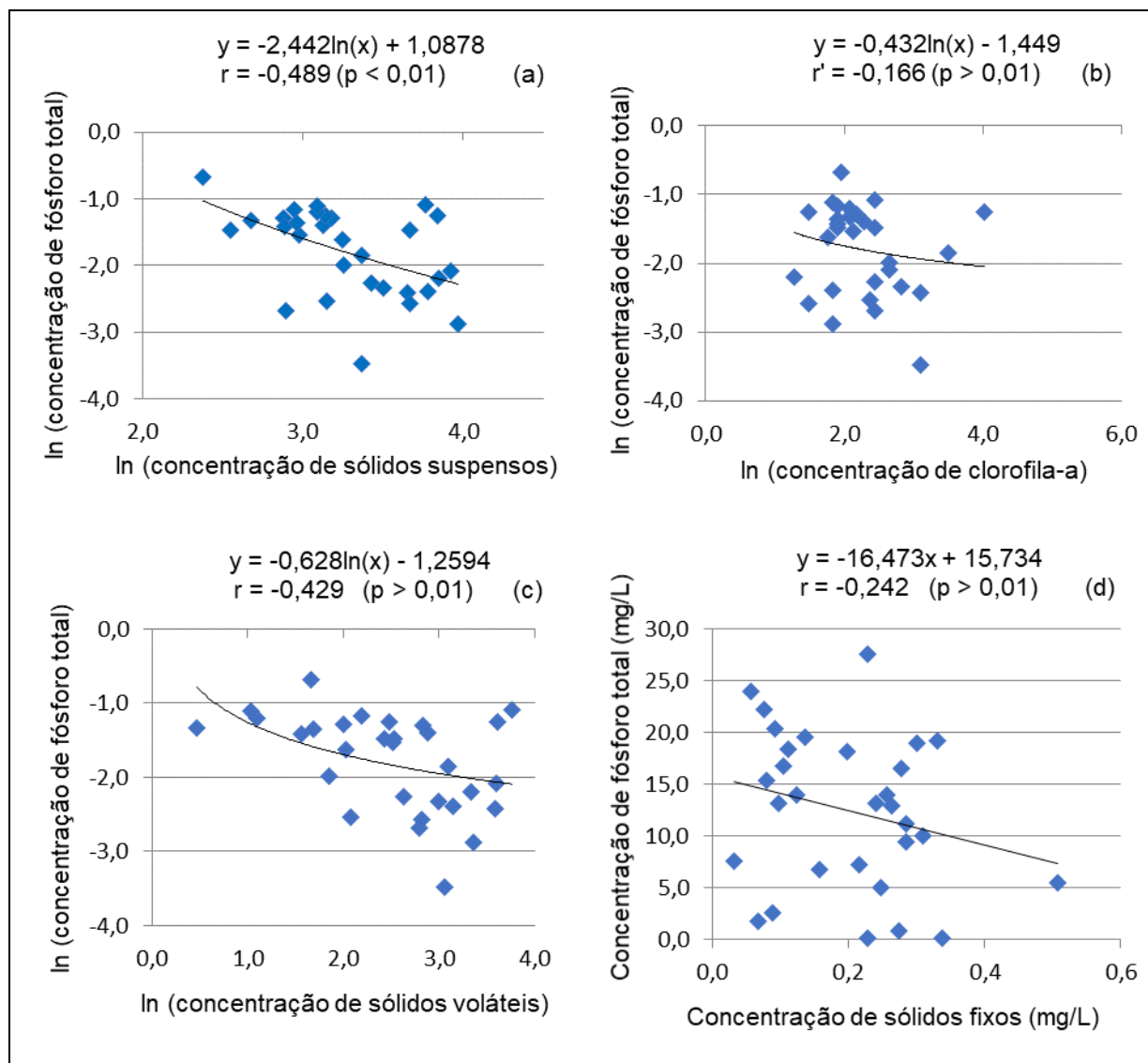


Figura 5 – Correlações entre os COAs e a concentração de FT de dados in situ: a) concentrações de FT e SS; b) concentrações de FT e Chl-a; c) concentrações de FT e sólidos voláteis; e d) concentrações de FT e sólidos fixos.

Correlação entre o FT e os dados MSI/Sentinel-2

Os resultados do teste de normalidade de Anderson Darling ($p < 0,05$) para os dados de FT, reflectâncias, razões de bandas e combinações de bandas, mostraram que as variáveis seguem a distribuição normal. Sendo assim, a análise de correlação entre as variáveis foi feita usando a correlação de Pearson ($p < 0,05$). Neste estudo, as correlações de Pearson mais elevadas foram as das bandas

B3 (verde – 560nm), com $r = 0,500$, e B8 (infravermelho próximo – 842nm), com $r = -0,532$. Razões de bandas com correlações elevadas foram B2/B8 ($r = 0,637$), B4/B3 ($r = -0,637$), B3/B8 ($r = 0,619$) e B4/B8 ($r = 0,581$); além das combinações de bandas $(B4+B8)/(B4+B2)$, com $r = -0,694$, $(B4+B2)/(B4+B8)$, com $r = 0,686$, e $LNB3+(B4/B3)+(B4+B3)/(B4+B8)$, com $r = 0,729$ (Tabela 3).

Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados de FT e as reflectâncias das bandas espectrais e combinações. Os valores em negrito representam correlações significativas ($p < 0,05$)

Variáveis	Algoritmos	Correlação de Pearson
V ₁	B2	0,099
V ₂	B3	0,500
V ₃	B4	-0,335
V ₄	B8	-0,532
V ₅	B2/B8	0,637
V ₆	B3/B8	0,619
V ₇	B4/B8	0,581
V ₈	B4/B3	-0,637
V ₉	B4/B2	-0,498
V ₁₀	LNB3	0,498
V ₁₁	LNB8	-0,546
V ₁₂	$(B3+B4)/(B3+B8)$	0,461
V ₁₃	$(B4+B8)/(B4+B2)$	-0,694
V ₁₄	$(B4+B2)/(B4+B8)$	0,686
V ₁₅	$(B4+B3)/(B4+B8)$	0,657
V ₁₆	$(B3-B8)/(B3+B8)$	0,649
V ₁₇	$B3-(B4+B8)/(B4+B2)$	0,626
V ₁₈	$B3+(B2/B8)-(B4/B3)$	0,657
V ₁₉	$B8+(LN3)/(B4/B8)$	0,642
V ₂₀	$LNB3+(B4/B3)+(B4+B3)/(B4+B8)$	0,729

Observa-se, na Tabela 3, que as bandas B3 e B8 são as que mais aparecem nas razões e nas combinações de bandas, mostrando valores elevados de correlações. Dessa forma, visando compreender melhor o padrão espacial e temporal dessas bandas na Lagoa Mirim, foi gerado os perfis dessas bandas em toda a extensão da área de estudo (Figura 6). Os pontos identificados no mapa são equidistantes em 3km (Figura 6-a). Observa-se que as reflectâncias da banda B8

apresentaram maiores oscilações dos valores na C1 e na C2, em toda a extensão analisada (Figura 6-c), se comparadas com a banda B3 (Figura 6-b).

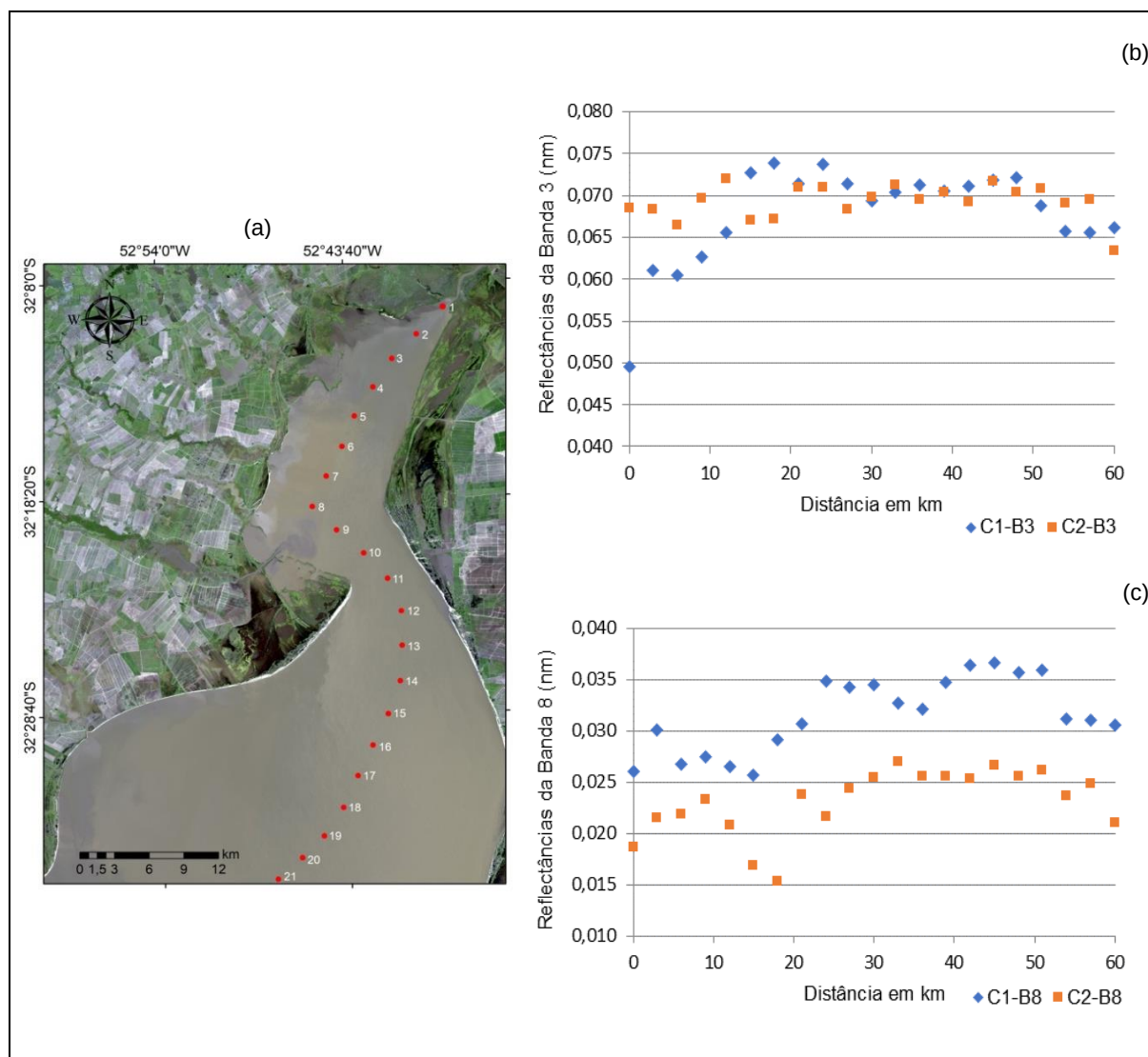


Figura 6 – Perfis de reflectâncias das bandas B3 e B8: a) mapa com pontos analisados no norte da Lagoa Mirim; b) perfil das reflectâncias (nm) da banda B3; c) perfil das reflectâncias (nm) da banda B8 na C1 e na C2.

A banda B3 apresentou variações maiores nas reflectâncias na parte norte da lagoa, até o ponto 8, sendo que nos demais pontos ocorreu pouca variação no perfil. O resultado de correlação indicou correlação positiva significativa ($p < 0,05$) com o FT, sendo evidenciado pelos valores de reflectâncias, uma vez que é possível observar que os pontos estão com tais valores elevados. As concentrações do FT também se encontraram em maiores níveis (Figura 6-b). Observando o perfil da

banda B3 para a C1, os valores com menores reflectâncias foram os pontos 1, 2, 3, 4, 5, 19, 20, e 21. Já os valores mais elevados foram nos pontos 6, 7, e 9, tendo uma reflectância média de 0,06783nm e desvio padrão (DP) de 0,0058nm. Na C2, os valores das reflectâncias foram elevados na maioria dos pontos analisados, onde se obteve o valor médio de reflectância de 0,06924nm e um DP de 0,002025nm, ou seja, pouca variação dos valores de reflectâncias de B3 em torno da média. Somente o ponto 21 mostrou uma reflectância mais baixa. Em toda a extensão analisada na C2, a análise do perfil indicou a existência de concentração de FT em maior quantidade, quando comparada com a C1.

A banda B8 apresentou uma correlação negativa com a concentração de FT ($r = -0,532$). No perfil da banda B8, quanto mais elevada a reflectância, menor a concentração de FT (Figura 6-c). Na C1, o valor médio da reflectância da B8 foi de 0,03157nm e o DP de 0,00485nm. Na C2, o valor médio de reflectância da B8 foi de 0,02308nm e o DP de 0,00321nm. Observando os perfis das reflectâncias da banda B8, é possível constatar que na C1 as reflectâncias da B8 foram superiores às da C2, confirmando a presença de maiores concentrações de FT na C2 em toda a extensão da parte norte da Lagoa Mirim.

Modelos empíricos para estimar o FT

Vários modelos de regressão simples e de múltiplas variáveis foram gerados, considerando-se as variáveis que apresentaram correlações mais significativas entre os resultados da concentração in situ de FT (Tabela 4). A partir dos dez melhores modelos, apresentados na Tabela 4, foram selecionados os cinco melhores (Tabela 5), obtidos a partir dos índices estatísticos r^2 , r e ERRO-p. O modelo escolhido para o mapeamento da concentração de FT no norte da Lagoa Mirim foi o Backward linear (3). Essa escolha deu-se em função da avaliação da precisão do modelo com relação aos valores de REMQ, EMA, Viés, ERM e Média, em concordância com os valores analisados in situ.

Tabela 4 – Modelos de regressão gerados para estimar a concentração de FT no norte da Lagoa Mirim. Unidade de FT em mg/L e n = 30

Método regressão	Equação de regressão	r ²	r	ERRO-p
Enter linear (1)	$FT = -17,496 + 13,451x(V_1) + 51,984x(V_2) - 67,144x(V_3) - 28,982x(V_4) - 2,724x(V_5) + 1,914x(V_7) + -3,970x(V_9) + 9,396x(V_{12}) - 2,245x(V_{10}) - 6,418x(V_{19}) + 6,843x(V_{20})$	0,69	0,83	0,078
Stepwise linear (2)	$FT = 0,742 + 9,901x(V_3) - 1,541x(V_{13})$	0,57	0,75	0,075
Backward linear (3)	$FT = 3,147 + 5,964x(V_2) + 8,388x(V_3) - 2,062x(V_5) + 1,770x(V_7) - 3,380x(V_9)$	0,66	0,81	0,071
Forward linear (4)	$FT = -0,166 + 0,824x(V_{16})$	0,42	0,65	0,085
Cubic polynomial (5)	$FT = 0,195 - 0,446 x(V_{18}) + 0,587x(V_{18})^2 - 0,158x(V_{18})^3$	0,58	0,76	0,076
Quadratic polynomial (6)	$FT = -0,108 + 0,407x(V_{18}) - 0,096x(V_{18})^2$	0,51	0,72	0,477
Power cuvilinear (7)	$FT = 1,087x(V_{17})^{1,2}$	0,39	0,62	0,523
Exponential (8)	$FT = 1,020 x e^{4,744x(V_{16})}$	0,39	0,62	0,522
Logarithmic (9)	$FT = 0,201 + 0,174 x \ln(V_{18})$	0,46	0,68	0,082
Logistics (10)	$FT = 0,271 x \frac{1}{e^{0,001x(V_{20})}}$	0,48	0,69	0,482

Tabela 5 – Desempenho de cinco modelos empíricos gerados para estimar a concentração de FT no norte da Lagoa Mirim. Unidade das variáveis em mg/L (*) e n = 30

Modelos	REM _Q *	EMA*	Viés*	ERM%	Média*
Stepwise linear (1)	0,072	0,053	0,0526	30,812	0,2001
Backward linear (3)	0,064	0,049	0,0001	24,283	0,2001
Cubic polynomial (5)	0,074	0,057	0,0102	29,766	0,2104
Quadratic polynomial (6)	0,077	0,057	0,0002	42,356	0,2004
Logarithmic (9)	0,081	0,061	0,0003	44,725	0,1997

Neste estudo, também foi analisado o resultado obtido com o teste de DW, que apresentou, para o modelo Backward linear (3), o valor satisfatório de 2,22. O referido teste verifica a presença de autocorrelação entre as variáveis independentes, com valores variando de 0 a 4. Valores próximos a 2 indicam que as variáveis não se autocorrelacionam e que o modelo está adequado (HAIR JR. *et al.*, 2009). O modelo da estimativa de FT no norte da Lagoa Mirim é apresentado na equação (7). Os valores da concentração de FT preditos com uso da equação do modelo escolhido, versus a concentração de FT observado, são mostrados na Figura 7.

$$FT \text{ mg. L}^{-1} = 3,147 + 5,964x_{B3} + 8,388x_{B4} - 2,062x\left(\frac{B2}{B8}\right) + 1,770x\left(\frac{B4}{B8}\right) - 3,380x\left(\frac{B4}{B2}\right) \quad (7)$$

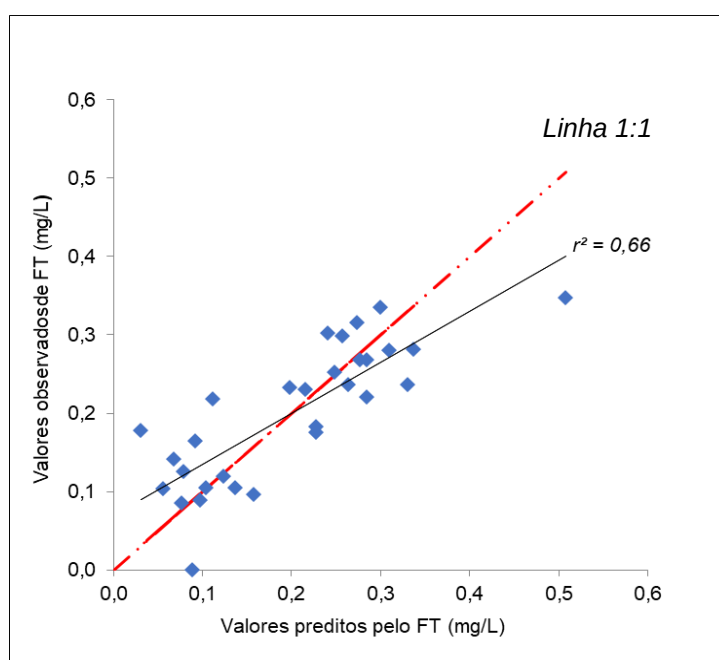


Figura 7 – Concentrações preditas de FT versus concentrações de FT (mg/L) em amostras de água coletadas no norte da Lagoa Mirim.

Observa-se, na Figura 7, que a linha em cor vermelha representa uma relação de 1:1, já a linha em preto, representa a tendência da correlação linear com os resultados obtidos. O modelo obteve $r^2 = 0,66$, $r = 0,81$ e gerou a equação (7) apresentada. No referido modelo, foram usadas as bandas individuais B3 e B4 (visível) e as razões de bandas B2/B8, B4/B8 e B4/B2.

Distribuição espacial de FT no norte da Lagoa Mirim

Os mapeamentos da concentração do FT (mg/L) para as duas campanhas de monitoramento (C1 e C2), em toda a região norte da Lagoa Mirim, estão apresentados na Figura 8. Os mapas foram construídos a partir do modelo empírico obtido e validado pelo Método MC.

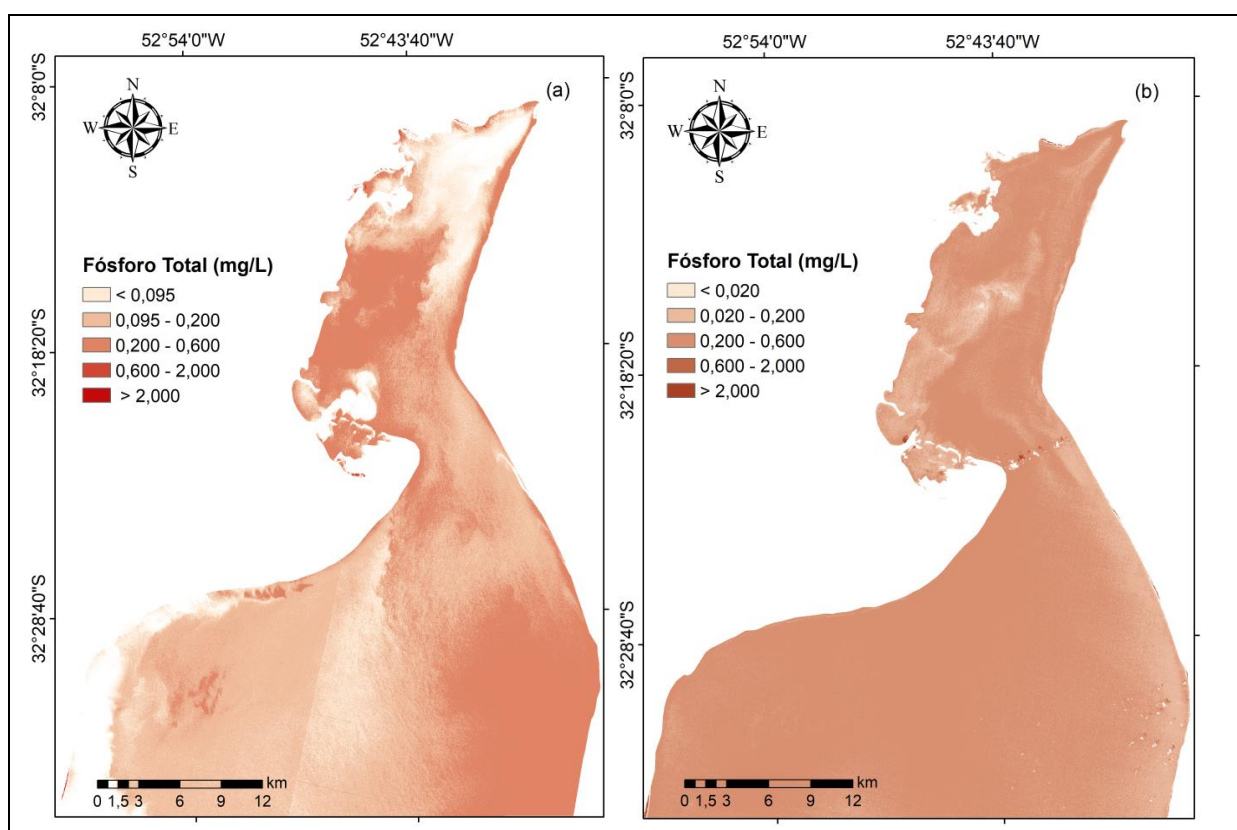


Figura 8 – Mapeamento da concentração de FT (mg/L) no norte da Lagoa Mirim: a) imagem da C1; b) imagem da C2.

De acordo com o mapeamento da concentração do FT, a partir do modelo escolhido, pode-se observar que a C2 (Figura 8b) apresentou maiores concentrações deste nutriente em toda área de estudo, com valores predominantes na faixa de 0,200mg/L até 0,600mg/L. Na C1 (Figura 8a), essa mesma faixa de valores (0,200mg/L até 0,600mg/L) está concentrada na parte superior da Lagoa Mirim, no lado oeste (município de Arroio Grande), e no lado leste, parte inferior da área de estudo (município de Rio Grande). Observa-se que na C1 o predomínio da concentração de FT está na faixa de 0,095mg/L a 0,200mg/L, valores inferiores aos da C2.

A Figura 8a mostra as maiores concentrações de FT no noroeste-sudeste da Lagoa Mirim, mesma direção do vento predominante, com 327° (INMET, 2019), na data da passagem do satélite. Outro aspecto importante é que existem vários afluentes nessa região da lagoa, no município de Arroio Grande. Na Figura 8b observa-se o FT em maiores concentrações ao norte e oeste, próximo ao município de Jaguarão.

Discussão

A Lagoa Mirim e o complexo de áreas úmidas ao seu entorno formam uma das principais bacias hidrográficas transfronteiriças da América do Sul, possuindo importância econômica e ecológica para o estado do Rio Grande do Sul e para o Uruguai (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Considerando esse aspecto, deve-se observar as exigências legais dos dois países com relação aos valores máximos permissíveis de nutrientes. No que diz respeito à concentração de FT, conforme resolução do CONAMA N°357/2005, para águas doces com classe 2, o valor máximo permissível deverá ser de até 0,030mg/L, em ambiente lântico, como explicitado anteriormente. Já no Uruguai, de acordo com a legislação vigente, Decreto n° 253/79, a indicação para o padrão crítico máximo de FT deve ser de 0,025mg/L (MVOTMA, 1979). Outras referências internacionais, como a Agência Europeia do Ambiente, consideram a água limpa em lagos rasos quando a concentração de FT é inferior a

0,025mg/L, e em lagos de águas mansas e profundas, quando a concentração de FT for próximo ou menor que 0,010mg/L (CROUZET *et al.*, 2000). De acordo com Robertson *et al.* (2018), EUA e Canadá identificaram o F como o nutriente principal de análise, sendo os maiores impactos na qualidade dos corpos hídricos decorrentes do excesso desse nutriente em águas doces. Nesses países, os valores de FT em lagos e reservatórios também são considerados ideais quando abaixo de 0,025mg/L.

Em estudos realizados na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, Fia *et al.* (2009) encontraram valores de concentrações de FT superiores ao limite estabelecido na Resolução nº357/2005 do CONAMA para cursos de águas em classe 2, em todas as amostragens dos principais afluentes da Lagoa Mirim. Para Albertoni *et al.* (2017), cujo estudo analisou a qualidade da água no canal São Gonçalo, os resultados encontrados nas concentrações de nutrientes (F e N) indicam a necessidade de avaliar os usos circundantes desse sistema, a fim de manter a qualidade da água. Fia *et al.* (2009) mencionam que alguns corpos hídricos cortam regiões de intensa atividade agrícola, como, por exemplo, o canal São Gonçalo, que apresenta lavouras de arroz irrigado nas suas margens, sendo um significativo recurso hídrico utilizado pelos orizicultores para a captação de água e a irrigação de suas lavouras.

Segundo a ALM (2019), em análises de FT nas margens da Lagoa Mirim, no mês de abril de 2018, todos os 8 pontos investigados apresentaram valores superiores à legislação vigente. Nos pontos próximos à área de estudo, os valores de FT foram iguais a 0,49mg/L (LM1 – Praia Pontal, no município de Arroio Grande) e 0,39mg/L (LM2 – Praia da Capilha, no município de Rio Grande). No presente trabalho, os valores encontrados nas análises da concentração de FT nos pontos de coleta de água, no norte da Lagoa Mirim, estão superiores aos valores máximos permitidos de FT na resolução brasileira (CONAMA, nº357/2005) e na legislação internacional, ressaltando que esse fato ocorreu em todos os pontos e nas duas datas de monitoramento, como demonstrado na Figura 4.

É possível observar, na Figura 4, que o ponto 5 apresentou valores de FT extremamente diferentes nas duas datas de coleta, tendo um aumento significativo na C2 em relação à C1. Provavelmente, as questões relacionadas às dinâmicas hídricas na Lagoa Mirim exerceram grande influência na alteração de FT, em

decorrência das diferenças de nível da água observados durante as coletas. De acordo com Munar *et al.* (2018), em um estudo realizado na Lagoa Mirim, os principais processos hidrodinâmicos, tais como os níveis e o fluxo de água, são controlados em escala sazonal pelas descargas dos afluentes e, em menor escala, por influência do vento (intensidade e direção). Os autores constataram, também, que as atividades antropogênicas, como o uso da água para irrigação, influenciam na diminuição do nível de água na lagoa.

Segundo Xiong, *et al.* (2019) o F é uma substância importante para o crescimento do fitoplâncton e um índice eficiente para avaliar a qualidade da água. No entanto, a estimativa da concentração de FT nas águas por SR deve estar associada a substâncias ópticas ativas como a Chl-a e ao material particulado em suspensão, isto é, os SS, visto que o FT não é um COA. Gao *et al.* (2015) encontraram correlação significativa ($r = 0,707$; $p < 0,01$) do FT com a Chl-a no lago Chaohu, na China. No entanto, encontraram baixas concentrações de Chl-a no lago Hongze, localizado ao leste da China, e alta concentração de matéria inorgânica em suspensão, indicando que esse seria o principal COA presente no lago. O mesmo ocorreu na Lagoa Mirim, uma vez que os valores de Chl-a estavam baixos nas duas datas de coleta da água, não apresentando correlação significativa com o FT. Na lagoa em estudo, o COA que melhor correlacionou-se com o FT foi o SS. Esse COA apresentou uma correlação negativa com o FT, como apresentado na Figura 5a, mostrando que quando a concentração de SS diminuiu, ocorreu o aumento da concentração de FT.

Na sequência do trabalho, com os resultados obtidos nas correlações entre os dados de FT in situ e as reflectâncias das bandas (B2, B3 e B4) do visível e do infravermelho próximo (B8), do sensor MSI/Sentinel-2, houve a geração de vários modelos (Tabela 4). O modelo escolhido (Backward linear) foi avaliado em precisão e desempenho, apresentando resultados satisfatórios, em concordância com outros trabalhos desenvolvidos.

Em estudos anteriores, como o de Sun, Qiu e Li (2014), nos Lagos Taihu, Chaohu, e Dianchi, localizados na China, foram gerados modelos lineares com multivariáveis para estimar o FT. Os melhores resultados obtidos pelos autores foram de $r^2 = 0,615$ e REMQ = 0,054mg/L; $r^2 = 0,609$ e REMQ = 0,015mg/L, e

$r^2 = 0,903$ e $REMQ = 0,020\text{mg/L}$, respectivamente. Isenstein e Park (2014) usaram a regressão linear multivariada com as combinações de bandas do Landsat Thematic Mapper Plus (ETM +) e as observações de campo do lago Champlain, que faz fronteira com Nova York e Vermont, nos Estados Unidos, e Quebec no Canadá. O modelo de regressão foi composto por duas bandas: B3 da região visível e B7 da região do infravermelho, resultando em um $r^2_{\text{ajustado}} = 0,610$ e $REMQ = 0,455 \text{ mg/L}$. Liu *et al.* (2015), em estudos no Lago Cihu, um lago urbano na cidade de Huangshi, na China, usaram os dados IKONOS e as bandas do visível e do infravermelho próximo para estimar o FT e o N. Com o uso de regressão multivariada, encontraram $r^2 = 0,84$ e $REMQ = 0,17\text{mg/L}$ no modelo para estimar o FT. Xiong *et al.* (2019), para estudos no lago Hongze (China), usaram regressões linear, exponencial, logarítmica e de potência para desenvolver algoritmos empíricos na estimativa de FT com os dados MODIS/Aqua, com a banda do infravermelho próximo. Os melhores resultados encontrados foram de $r^2 = 0,75$, $REMQ = 0,029\text{mg/L}$ e $ERM = 39\%$, para o conjunto de dados.

Observando-se os resultados encontrados nas análises in situ, no norte da Lagoa Mirim, verifica-se que as águas estão comprometidas pelo excesso de FT. Os mapas de distribuição espacial das concentrações de FT (Figura 8), gerados pelo modelo Backward linear (Equação 7), informam sobre as variações deste constituinte nas águas da lagoa. Nas duas campanhas de monitoramento, é possível verificar os locais com maiores concentrações de FT (Figura 8a e 8b), proporcionando uma visão espacial-temporal eficiente com o uso do modelo gerado. De acordo com Vieira *et al.* (2019), no trabalho desenvolvido sobre índices de qualidade da água (IQAs) na Lagoa Mirim, em três pontos de estudo localizados ao norte da lagoa e um no canal São Gonçalo (próximo da área de estudo), os valores médios encontrados para os IQAs foram considerados aceitáveis (entre 51-70), e diminuíram de um ano para o outro. O monitoramento se deu nos anos de 2016 e 2017.

O FT é um dos parâmetros usados para avaliar o índice de qualidade da água. Na presente pesquisa, verificou-se a elevação da concentração de FT do ano de 2018 para 2019, que pode ser observada no mapeamento desse constituinte (Figura 8a e 8b). Diante do exposto, pode-se comprovar que ocorreram elevadas

concentrações de FT nos pontos analisados ao norte da Lagoa Mirim, provavelmente, em decorrência das atividades antrópicas que ocorrem nas suas margens e em seus afluentes, uma vez que altas cargas de nutrientes, em lagos e reservatórios, bem como o escoamento agrícola, geralmente, fornecem condições ideais para a floração de algas, levando à eutrofização (MARKAD *et al.*, 2019).

Albertoni *et al.* (2017) indicam que as variáveis estudadas (F e N) mostram águas eutróficas no canal São Gonçalo, e que a presença predominante de invertebrados bentônicos é uma característica de locais com alterações severas na qualidade da água, sustentados pelos valores do índice de estado trófico. Assim como o canal São Gonçalo, outros afluentes também podem contribuir no lançamento de nutrientes na Lagoa Mirim. Para Oliveira *et al.* (2015), a hidrodinâmica da Lagoa Mirim é modulada por dois fatores principais: majoritariamente pela descarga de rios e seus afluentes e, em segundo lugar, pelo efeito do vento.

De acordo com Markad *et al.* (2019), lagos e reservatórios ao redor do mundo estão sofrendo um problema substancial de degradação da qualidade de água, os quais impactam significativamente o meio ambiente, a sociedade e a economia. Com os resultados obtidos neste estudo, a partir do modelo gerado e com a continuidade de sua aplicação, fazendo-se uso do conjunto de dados (dados *in situ* e de reflectâncias das bandas), é possível obter uma visão espaço-temporal do FT na metade norte da lagoa Mirim. Tal fato possibilitará o reconhecimento das possíveis fontes de descarga de nutrientes, a fim de determinar os impactos dos usos e ocupações no entorno da lagoa, bem como de seus afluentes.

Conclusões

A concentração de FT está elevada em toda a extensão norte da lagoa Mirim, provavelmente devido às atividades antrópicas que ocorrem no seu entorno (agrícolas e pecuárias) e ao despejo de lavouras em seus afluentes, seja nos rios, seja nos arroios, seja no canal São Gonçalo. Assim, o monitoramento de parâmetros

de qualidade da água em toda a extensão da Lagoa Mirim é importante, tanto nas margens, quanto no centro. Esse monitoramento, em conjunto com os dados de SR, torna-se uma ferramenta poderosa, que poderá ajudar no gerenciamento desse recurso hídrico tão relevante para a região sul do Brasil e para o Uruguai.

A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que o modelo empírico gerado, desenvolvido para estimar o FT na Lagoa Mirim, a partir de dados de SR do sensor MSI/Sentinel-2, foi eficiente, uma vez que mostrou os locais de maior concentração desse elemento nos mapeamentos da sua distribuição espacial na Lagoa Mirim, em conformidade com os dados in situ.

Portanto, corrobora a necessidade do aumento de pesquisas sobre a qualidade das águas da Lagoa Mirim, bem como de seus afluentes, relacionadas aos lançamentos de nutrientes e de agrotóxicos, que muitas vezes são de difícil detecção, mas de extrema importância para a avaliação do processo de eutrofização. Essas informações são de grande valia para o desenvolvimento de estratégias eficazes de mitigação.

6 Considerações finais

O presente estudo teve como objetivo geral desenvolver modelos empíricos e mapear parâmetros de qualidade de água no norte da Lagoa Mirim, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, utilizando dados do sensor Multispectral Imager a bordo do satélite Sentinel-2 (MSI/Sentinel-2). Iniciou-se pautado sob quatro hipóteses: 1) os sólidos suspensos (SS) e o fósforo total (FT) são variáveis capazes de gerar modelos empíricos, com a combinação dos dados in situ e reflectâncias das imagens de satélites; 2) os modelos empíricos gerados utilizando dados do sensor MSI/Sentinel-2 e dados in situ são estatisticamente significativos, possibilitando a avaliação espaço-temporal das concentrações de SS e FT no norte da Lagoa Mirim; 3) o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) é capaz de caracterizar as diferenças espectrais nos pixels analisados em imagens Sentinel-2 no norte da Lagoa Mirim; e 4) os dados in situ de FT apresentam correlação estatística significativa com um dos constituintes opticamente ativos presentes nas águas da Lagoa Mirim, o que torna possível sua modelagem e mapeamento na área de estudo.

Ao seu final, pode-se dizer que as hipóteses foram confirmadas. Com relação à primeira e à segunda hipóteses, os modelos empíricos gerados neste estudo, tanto para os SS quanto para o FT, apresentaram resultados satisfatórios e, em médio e longo prazos, poderão complementar as campanhas de monitoramento in situ, que possuem alto custo e exigem muito tempo de planejamento. No que diz respeito à terceira hipótese, pode-se afirmar que os resultados obtidos pelo MLME foram satisfatórios no norte da Lagoa Mirim, permitindo caracterizar as diferenças espectrais nos pixels analisados. Entretanto, é importante ressaltar que a seleção de endmembers pode ser um desafio para a aplicação apropriada nos estudos, uma

vez que é altamente subjetiva. Por fim, as concentrações de FT e SS apresentaram correlação significativa no norte da Lagoa Mirim, confirmando a quarta hipótese. A alta correlação entre estes parâmetros de qualidade de água possibilitou a predição de FT a partir da modelagem espectral de segunda ordem.

Os mapeamentos da variabilidade de SS e FT na Lagoa Mirim poderão auxiliar na tomada de decisão referente ao planejamento e ao gerenciamento dos recursos hídricos. Assim sendo, é possível consolidar o monitoramento qualitativo das águas da Lagoa Mirim com uso do SR, disponibilizando informações relevantes para todos os interessados, desde a sociedade, a comunidade científica e os agricultores que utilizam essas águas para o processo produtivo.

Com todos os resultados encontrados nesta pesquisa, espera-se incentivar a conservação, junto às entidades públicas e privadas, das águas da Lagoa Mirim, permitindo que futuras gerações usufruam desse importante manancial de água doce.

Considerando que há poucos estudos realizados nas águas da Lagoa Mirim com uso de SR, sugere-se a sequência de futuros trabalhos e análises de outros componentes opticamente ativos (COAs), com o uso de imagens e coletas in situ em diferentes períodos do ano, testando outros sensores orbitais. Embora se tenha obtido resultados estatisticamente significativos, seria interessante para os próximos trabalhos aplicar outros métodos para análises das COAs, com utilização de outras bandas espectrais, para realizar comparações entre resultados, objetivando a melhora do desempenho dos modelos. Sugere-se, ainda, aplicar o SR em um estudo de aspectos relacionados a usos e ocupações do território no entorno da Lagoa Mirim, bem como da erosão que ocorre no entorno e em seus afluentes, além da forma como a precipitação influencia na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA BRASILEIRA DA COOPERAÇÃO (ABC). Ministério das Relações Exteriores (Brasil). **Uruguai**. Brasília – Distrito Federal. ABC, 2020. Site. Disponível em: <http://www.abc.gov.br/Projetos/CooperacaoSulSul/Uruguai>. Acesso em: 21 jun.2020.

AGÊNCIA DA LAGOA MIRIM (Brasil). **Bacia da Lagoa Mirim**. Pelotas: ALM, 2019. Site. Disponível em: <http://wp.ufpel.edu.br/alm/bacia-da-lagoa-mirim>. Acesso em: 22 maio 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Rede Hidrometeorológica Nacional**. Hidroweb, v.2.0.0.4. Brasília: ANA, 2019. Site. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa_hidroweb.jsf. Acesso em: 05 set. 2019.

ALAEZ, M. F.; CRIADO, F. G.; GIRON, J. G.; SANTIAGO, F.; ALAEZ, C. F. Environmental heterogeneity drives macrophyte beta diversity patterns in permanent and temporary ponds in an agricultural landscape. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 20, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-020-0694-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00027-020-0694-4>. Acesso em: 23 jul. 2019.

ALBERTONI, E. F.; SILVA, C. P.; TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M. Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 2, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011716082>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2318-03312017000100208&lng=en&tlng=en. Acesso em: 14 jun. 2019.

ALJOBOREY, A. D. A.; ABDULHAY, H. S. Estimating total dissolved solids and total suspended solids in Mosul dam lake in situ and using remote sensing technique. **Periodicals of Engineering and Natural Sciences**, v.7, n. 4, p.1755-1767, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.21533/pen.v7i4.832>. Disponível em: <http://pen.ius.edu.ba/index.php/pen/article/view/832>. Acesso em: 15 jun. 2019.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Water Works Association. 2005.

ARRAUT, E. M.; RUDORFF, C. M.; BARBOSA, C. C. F.; FILHO W. P.; NOVO, E. M. L. M. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época de seca, através da técnica de espectroscopia de campo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais [...]**. Goiânia: INPE, 2005, p. 2447 - 2456.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10664**: Águas: Determinação de Resíduos (Sólidos) – Método Gravimétrico. Rio de Janeiro: ABNT, 1989.

BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MARTINS, V.S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos**. São José dos Campos: INPE, 2019.

BARRETO, P.; DOGLIOTTI, S.; PERDOMO C.; Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. **Air, Soil and Water Research**, v. 10, p. 1–8, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1177/1178622117715446>. Disponível em: <https://us.sagepub.com/en-us/nam/open-access-at-sage>. Acesso: 12 jan. 2020.

BATT, H. A. ; ASCE, S. M.; STEVENS, D. K. Can Suspended Fine-Sediment Transport in Shallow Lakes Be Predicted Using MVRVM with Limited Observations? **Journal of Environmental Engineering**, v. 142, n. 1: 04015051, 2016. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001003](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001003). Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001003>. Acesso em: 10 jul. 2020.

BERALDO, C. A.; CARDOSO M. F.; IMAI, N. N.; ROTTA, L. H. S. Distribuição espacial das concentrações de Rosana-SP utilizando imagens de sensor OLI/Lanssat-8. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18, 2017, Santos. **Anais eletrônicos** [...]. Santos: INPE, 2017. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2017/10.27.13.50.21/doc/60177.pdf>. Acesso em: 18 out. 2019.

BICCA, I. A.; KRAMER, G.; PEREIRA FILHO. W.; BARBOSA, C. C. F. Simulação de bandas do sensor MSI/Sentinel-2 em lagos da Amazônia e Rio Grande do Sul. *In*: SALÃO INTERNACIONAL DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 9, 2017, Santana do Livramento. **Anais eletrônicos** [...]. Santana do Livramento: Universidade Federal do Pampa, 2017. Disponível em: <http://seer.unipampa.edu.br/index.php/siepe/article/view/30332/15863>. Acesso em: 15 dez. de 2019.

BOUCHER, J.; WEATHERS, K. C.; NOROUZI, H.; STEELE, B. Ecological Assessing the effectiveness of Landsat 8 chlorophyll a retrieval algorithms for regional freshwater monitoring. **Ecological Applications**, v. 28, n. 4, p. 1044-1054, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1708>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/eap.1708>. Acesso em: 17 dez. 2019.

BRESCIANI, M; GIARDINO, C.; STROPPIANA, D.; DESSENA, M. A.; BUSCARINU, P.; CABRAS, L.; SCHENK, K.; HEEGE, T.; BERNET, H.; BAZDANIS, G.; TZIMAS, A. Monitoring water quality in two dammed reservoirs from multispectral satellite data. **European Journal of Remote Sensing**, v. 52, n. 4, p. 113–122, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/22797254.2019.1686956>. Disponível em: <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>. Acesso: 21 mar. 2020.

BREUNIG, F. M., PEREIRA FILHO, W., GALVÃO, L. S., WACHHOLZ, F. Avaliação da Concentração de sólidos suspensos e clorofila no reservatório de Passo Real, RS,

Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL EN PERRCEPCIÓN REMOTA Y SISTEMAS DE INFORMACION GEOGRÁFICA, 17, 2016, Puerto Iguazu. **Anais [...]**. Puerto Iguazu: SELPER, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/314749927_AVALIACAO_DA_CONCENTRACAO_DE_SOLIDOS_EM_SUSPENSAO_E_CLOROFILA_NO_RESERVATORIO_DE_PASSO_REAL_RS_-BRASIL. Acesso em: 10 set. 2019.

CABRAL, J. P.; PEREIRA, F. W. Técnicas de sensoriamento remoto aplicada análise de concentração de sólidos em suspensão na UHE Foz do Rio Claro – GO. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 4, p. 1526-1541, 2018. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.4.p1526-154>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/234320>. Acesso em: 18 out. 2019.

CARVALHO Jr., O. A.; CARVALHO, A. P. F.; GUIMARÃES, R. F.; MENESES, P. R.; SHIMABUKURO, Y. E. Mistura Espectral: (I) Detecção dos membros finais utilizando a geometria do simplex. **Espaço & Geografia**, v. 6, n. 1, p. 147-173. 2003. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/espacoegeografia/index.php/espacoegeografia/article/view/115>. Acesso em: 10 jul. 2020.

CAVALCANTE, H.; ARAÚJO, F.; BECKER, V. Phosphorus dynamics in the water of tropical semiarid reservoirs in a prolonged drought period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, n.105, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X1617>. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/alb/v30/2179-975X-alb-30-e105.pdf>. Acesso em 15 set. 2019.

CHASTAIN, R.; HOUSMAN, I.; GOLDSTEIN, J.; FINCO, M.; TENNESON, K. Empirical cross sensor comparison of Sentinel-2A and 2B MSI, Landsat-8 OLI, and Landsat-7 ETM+ top of atmosphere spectral characteristics over the conterminous United States. **International Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 221, p. 274 – 285, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425718305212>. Acesso em: 18 out. 2019.

CHEN, X.; HAN, X.; FENG, L. Towards a practical remote-sensing model of suspended sediment concentrations in turbid waters using meris measurements. **International Journal of Remote Sensing**, v.36, n. 15, p. 3875 - 3889, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1055606>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2015.1055606>. Acesso em: 18 out. 2019.

CHU, H. J.; NGUYEN, M. V.; JAELANI, L. M. Satellite-Based Water Quality Mapping from Sequential Simulation with Parameter Outlier Removal. **Water Resources Management**, v. 34, p. 311–325, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02443-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-019-02443-0>. Acesso em: 25 jan. 2020.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº357 de 17 de março de 2005**: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília: MMA. 2005. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 12 abr. 2019.

CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O.; FIA, R.; MATOS, A. T. Qualidade da Água Superficial da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 3, n. 1, p.53-64, 2009. DOI: <https://doi.org/10.18316/114>. Disponível em: <https://revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/114>. Acesso em: 07 dez. 2019.

COSTA, D. F. S.; GUEDES, D. R. C.; SILVA, D. E. M. Identificação dos padrões morfométricos dos lacustres e fluvio-lagunares no litoral setentrional do Rio Grande do Norte. **Boletim Paulista de Geografia**, v. 94, p. 65-83, 2016. Disponível em: <http://agb.org.br/publicacoes/index.php/boletim-paulista/article/download/519/54/>. Acesso em: 08 out. 2019.

CREMON, É. H; DA SILVA, A. M. S.; MONTANHER, O. C. Estimating the suspended sediment concentration from TM/Landsat-5 images for the Araguaia River – Brazil. **Remote Sensing Letters**, v.11, n. 1, p.47-56, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/2150704X.2019.1681597>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/2150704X.2019.1681597?journalCode=trsl20>. Acesso em: 08 jan. 2020.

CROUZET, P.; LEONARD, J.; NIXON, S.; REES, Y.; PARR, W.; LAFFON, L.; BOGESTRAND, J.; KRISTENSEN, P.; LALLANA, C.; IZZO, G.; BOKN, T.; BAK, J. **Nutrients in European Ecosystems**. Denmark: European Environment Agency, 2000. Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/publications/ENVIASSRP04>. Acesso em: 22 nov. 2019.

DADOLAH, S. A.; MOHAMMAD, A. H. Assessment of chromophoric dissolved organic matter and nutrient distribution in New Zealand Rivers using satellite images. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 2, n. 17, p. 3575-3589, 2018. DOI: https://doi.org/10.15666/aeer/1702_35753589. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/ASSESSMENT-OF-CHROMOPHORIC-DISSOLVED-ORGANIC-MATTER-ADOLAH/c0f2e9aa762daa6b3b5eef112cb5b2fbf330c64e>. Acesso em: 12 set. 2019.

DÖRHNHÖFER, K.; GÖRITZ, A.; GEGER, P.; PFLUG, B.; OPPELT, N. Water constituents and water depth retrieval from Sentinel-2A-a first evaluation in an oligotrophic lake. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, p. 941-976, 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.3390/rs8110941>. Disponível em: www.mdpi.com/journal/remotesensing. Acesso em: 12 mar. 2020.

DÖRHNHÖFER, K.; OPPELT, N. Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances. **Ecological Indicators**, v. 64, p.105-122, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X15007141?via%3Di> hub. Acesso em: 18 out. 2019.

DRUSCH, M.; DEL BELLO, U.; CARLIER, S.; COLIN, O.; FERNANDEZ, V.; GASCON, F.; HOERSCH, B.; ISOLA, C.; LABERINTI, P.; MARTIMORT, P.; MEYGRET, A.; SPOTO, F.; SY, O.; MARCHESE, F., BARGELLINI, P. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 25–36, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425712000636>. Acesso em: 18 out. 2019.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; ZAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVEQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A-H.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, p. 163-182, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16336747>. Acesso em: 20 jun. 2019.

ELACHI, C. **Introduction to Physics and Techniques of Remote Sensing**. New York: Wiley & Sons, 1987.

ESPINOZA V. R.; MARTINEZ, J. M.; GUYOT, J. L.; FRAIZY, P.; ARMIJOS, E.; CRAVE, A.; LAVADO, W. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. **Journal of hydrology**, v. 444, p. 221-228, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169412002995>. Acesso em: 18 out. 2019.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 2011.

EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). **Mission: Sentinel-2**. Site. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions>. Acesso em: 24 jan. 2019.

FASSONI-ANDRADE, A. C.; 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.038>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425718305005>. Acesso em: 18 out. 2019.

FASSONI-ANDRADE, A. C.; ZANOTTA, D. C.; GUASSELLI, L. A.; ANDRADE, A. M. D. Linear Spectral Mixing Model for estimating optically active components in estuarine waters of Patos Lagoon, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**,

v. 38, n. 17, p. 4767–4781, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1323281>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2017.1323281>. Acesso em: 18 out. 2019.

FERNANDES, L. A.; VIEIRA, J.; BURNS, M.; BEMVENUTI, M.; GARCIA, A. Pesca artesanal na Lagoa Mirim: conflitos de interesse e ameaças a sustentabilidade do ecossistema costeiro. *In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA*, 7, 2007, Fortaleza. **Anais eletrônicos** [...]. Fortaleza: ECOECO, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/265625435_Pesca_Artesanal_na_Lagoa_Mirim_conflitos_de_interesses_e_ameacas_a_sustentabilidade_do_ecossistema_costeiro. Acesso em: 18 out. 2019.

FERREIRA, R. M. P.; BARBOSA, C. C. F.; MARTINS, V. S.; CARVALHO, L. A. S.; JORGE, D. S. F.; SILVA, M. P. Aplicação do sensor MSI/Sentinel-2 na estimativa de componentes óticamente ativos em lagos de planície de inundação amazônica. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO-SBSR*; 18, 2017, Santos. **Anais** [...] Santos: INPE, 2017. Disponível em: <https://proceedings.science/sbsr/papers/aplicacao-do-sensor-msi-sentinel-2-na-estimativa-de-componentes-oticamente-ativos-em-lagos-de-planicie-de-inundacao-amaz>. Acesso em: 13 mar. 2019.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 1, p. 132-141, 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/28671342>. Acesso: 18 abr. 2018.

FINK, G.; BURKE, S.; SIMIS, S. G. H.; KANGUR, K.; KUTSER, T.; MULLIGAN, M. Management Options to Improve Water Quality in Lake Peipsi: Insights from Large Scale Models and Remote Sensing. **Water Resources Management**, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2156-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-018-2156-5>. Acesso em: 15 jul. 2019.

FREE, G.; BRESCIANI, M.; TRODD, W.; TIERNEY, D.; O'BOYLE, S.; PLANT, C.; DEAKIN, J. Estimation of lake ecological quality from Sentinel-2 remote sensing imagery. **Hydrobiologia**, v. 847, p.1423–1438, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04197-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-020-04197-y>. Acesso em: 18 jan. 2020.

GAO, J.; YIN, H.; LIU, C.; XIA, T.; WANG, J.; HUANG, Q. Remote sensing estimation of the total phosphorus concentration in a large lake using band combination and regional multivariate statistical modeling techniques. **International Journal of Environmental Management**, v. 151, p. 33-43, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.036>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479714005775>. Acesso em: 06 fev. 2020.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M. Study on Spatiotemporal Variability of Water Quality Parameters in Florida Bay Using Remote Sensing. **Remote Sensing & GIS**, v. 3, n. 6, p. 1-11, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4172/2469-4134.1000207>. Disponível em: <https://www.longdom.org/open-access/study-on-spatiotemporal-variability-of-water-quality-parameters-inflorida-bay-using-remote-sensing-2469-4134-1000207.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2019.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. **Sensors**, n. 16, n. 8, 1298 p.; 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/s16081298>. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27537896>. Acesso em: 07 set. 2019.

GIARDINO, C.; BRANDO, V. E. ; GEGER, P.; PINNEL, N.; HOCHBERG, E.; KNAEPS, E.; REUSEN, I. ; DOERFFER, R.; BRESCIANI, M.; BRAGA, F.; FOERSTER, S.; CHAMPOLLION, N.; DEKKER, A. Imaging Spectrometry of Inland and Coastal Waters: State of the Art, Achievements and Perspectives. **Surveys in Geophysics**, v. 40, p. 401–429, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10712-018-9476-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10712-018-9476-0>. Acesso em: 12 fev. 2019.

HAIR JR., J. F.; WILLIAM, B.; BABIN, B.; ANDERSON, R. E. **Análise multivariada de dados**. 6^a.ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HANSEN, C. H.; WILLIAMS, G. P. Evaluating Remote Sensing Model Specification Methods for Estimating Water Quality in Optically Diverse Lakes throughout the Growing Season. **Hydrology**, v. 5, n. 4, p. 62-79, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/hydrology5040062>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2306-5338/5/4/62>. Acesso em: 10 set. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). **Estações automáticas**. Brasília, 2019. Site. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 15 maio 2019.

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ (Brasil). **Boletim de resultados da Lavoura – Safra 2018/19**: Arroz irrigado e soja em rotação. Elaborado pela Divisão de Assistência Técnica e Extensão Rural. Porto Alegre, 2019. Site Disponível em: <https://irga-admin.rs.gov.br/upload/arquivos/201909/05171808-relatorio-da-safra-2018-19-31-agosto-2019.pdf>. Acesso: 05 out. 2019.

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ (Brasil). **Médias Climatológicas**. Porto Alegre, 2020. Site. Disponível em: <https://irga.rs.gov.br/medias-climatologicas>. Acesso em: 20 de jan. 2020.

ISENSTEIN, E.; PARK, M. Assessment of nutrient distributions in Lake Champlain using satellite remote sensing. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 9, p. 1831-1836, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.019>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074214000552>. Acesso em: 13 fev. 2020.

ISIDRO, C. M.; MCINTYRE, N.; LECHNER, A. M.; CALLOW, I. Quantifying suspended solids in small rivers using satellite data. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 1554–1562, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718311756>. Acesso em: 10 nov. 2019.

KALANTAR, B.; PRADHAN, B.; NAGHIBI, S. A.; MOTEVALLI, A.; MANSOR, S. Assessment of the effects of training data selection on the landslide susceptibility mapping: a comparison between support vector machine (SVM), logistic regression (LR) and artificial neural networks (ANN). **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 9, n. 1, p. 49–69; 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/19475705.2017.1407368>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19475705.2017.1407368>. Acesso em: 13 out. 2019.

KAUFMAN, Y.; SENDRA, C. Algorithm for automatic atmospheric corrections to visible and near-IR satellite imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 9, p. 1357-1381, 1988. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431168808954942>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431168808954942>. Acesso em: 10 jul. 2020.

LI, Y.; ZHANG, Y.; SHI, K.; ZHU, G.; ZHUO, Y.; ZHANG, Y.; GUO, Y. 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.075>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717311750>. Acesso em: 10 out. 2019.

LIN, C.; HUANG, C.; MA, R.; MA, Y. Can the watershed non-point source phosphorus flux amount be reflected by lake sediment? **Ecological Indicators**, v. 102, p.118–130, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X19301402>. Acesso em: 12 fev. 2020.

LIU, D.; DU, Y.; YU, S.; LUO, J.; DUAN, H. Human activities determine quantity and composition of dissolved organic matter in lakes along the Yangtze River. **Water Research**, v.168, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115132>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135419309066>. Acesso em: 22 abr. 2020.

LIU, H.; LI, Q.; SHI, T.; HU, S.; WU, G.; ZHOU, Q. Application of Sentinel 2 MSI Images to Retrieve Suspended Particulate Matter Concentrations in Poyang Lake. **Remote Sensing**, v. 9, n. 7, p. 761-780, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9070761>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/9/7/761>. Acesso em: 10 set. 2019.

LIU, J.; ZHANG, Y.; YUAN, D.; SONG, X. Empirical Estimation of Total Nitrogen and Total Phosphorus Concentration of Urban Water Bodies in China Using High Resolution IKONOS Multispectral Imagery. **Water**, v. 7, n. 11, p. 6551-6573, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/w7116551>. Disponível: <https://www.mdpi.com/2073-4441/7/11/6551>. Acesso: 15 de nov. 2019.

LIU, W. C.; LIU, H. M.; CHIU, C. Y. Investigating suspended-sediment transport in a shallow lake using a three-dimensional hydrodynamic and sediment model. **Journal of Earth System Science**, v. 128, n. 29, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12040-018-1063-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12040-018-1063-8>. Acesso em: 10 dez. 2019.

MA, W. K.; BIOUCAS-DIAS, J. M.; CHAN, T. H.; GILLIS, N.; GADER, P.; PLAZA, A. J.; CHI, C. Y. A signal processing perspective on hyperspectral unmixing: Insights from remote sensing. **Signal Processing Magazine**, v. 31, n. 1, p. 67-81, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1109/MSP.2013.2279731>. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/6678258>. Acesso em: 18 out. 2019.

MACIEL, D., NOVO, E., CARVALHO, L. S. de, BARBOSA, C., FLORES JÚNIOR, R.; LOBO, F. de L. Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes: A Multisensor Approach. **Remote Sensing**, v. 11, n. 15, p. 1744-1777, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11151744>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/15/1744>. Acesso em: 10 dez. 2019.

MADSEN, J. D.; CHAMBERS, P. A.; JAMES, W. F.; KOCH, E. W.; WESTLAKE, D. F. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 444, p. 71-84, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1017520800568>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1017520800568>. Acesso em: 18 out. 2019.

MAIN-KNORN, M.; PFLUG, B.; DEBAECKER, V.; LOUIS, J. Calibration and validation plan for the L2A processor and products of the Sentinel-2 mission. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT; 36, 2015, Berlin. **Proceedings [...]** Berlin, p. 1249-1255, 2015. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/31017123.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2020.

MAIO, A. D.; RUDORFF, B. F. T.; MORAES, E. C.; PEREIRA, G.; MOREIRA, M. A.; SAUSEN, T. M.; FLORENZANO, T. G. **Sensoriamento Remoto**. Brasília: AEB, 2008.

MARKAD, A. T.; LANDGE, A. T.; NAYAK, B. B.; INAMDAR, A. B.; MISHRA, A. Trophic state modeling for shallow freshwater reservoir: a new approach.

Environmental Monitoring and Assessment, v.191, n. 586, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7740-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-7740-5>. Acesso em: 08 fev. 2020.

MARTINS, V. S.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, L. A. S.; JORGE, D. S. F.; LOBO, F. L.; NOVO, E. M. L. M. Assessment of atmospheric correction methods for Sentinel-8 MSI images applied to Amazon floodplain lakes. **Remote Sensing**, v. 9, n. 4, p. 322-346, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9040322>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/9/4/322>. Acesso em: 22 jan. 2020.

MATHEW, M. M.; RAO, N. S.; MANDLA, V. R. Development of regression equation to study the Total Nitrogen, Total Phosphorus and Suspended Sediment using remote sensing data in Gujarat and Maharashtra coast of India. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, p. 917-927, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0561-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11852-017-0561-1>. Acesso em: 22 nov. 2019.

MATTHEWS, M. W. A current review of empirical procedures of remote sensing in land and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 21, p. 6855-6899, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2010.512947>. Acesso em: 18 out. 2019.

MAYER, B.; KYLLING, A. Technical note: The libRadtran software package for radiative transfer calculations – description and examples of use. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 5, p. 1855-1877, 2005. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-5-1855-2005>. Disponível em: <https://www.atmos-chem-phys.net/5/1855/2005/>. Acesso em: 10 jul. 2020.

MENDES, R.; VAZ, N.; FERNÁNDEZ-NÓVOA, D.; DA SILVA, J. C. B.; GÓMEZ-GESTEIRA, M.; DIAS, J. M. Observation of a turbid plume using MODIS imagery: The case of Douro estuary (Portugal). **Remote Sensing of Environment**, v. 154, p. 127-138, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.08.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425714002995>. Acesso em: 19 out. 2019.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T.; ROSA, A. N. C. S.; SANO, E. E.; SOUZA, E. B.; BAPTISTA, G. M. M.; BRITES, R. S. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UNB, 2012.

MINISTERIO DE VIVIENDA ORDENAMIENTO (Uruguay). Territorial y Meio Ambiente. Uruguay. **Decreto 253/1979** – Normas para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de la contaminación de águas. Montevideo: MVOTMA, 1979. Site. Disponível: <http://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>. Acesso: 04 de dez. 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Biodiversidade**: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: MMA/SBF, 2007. Site. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/>. Acesso em: 10 maio 2019.

MONTANHER, O. C.; NOVO, E. M.; BARBOSA, C. C.; RENNÓ, C. D.; SILVA, T. S. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 29, p. 67-77, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243414000038>. Acesso em: 18 out. 2019.

MORALES-MARIN, L. A.; FRENCH, J. R.; BURNINGHAM, H.; BATTARBEE, R. W. Three-dimensional hydrodynamic and sediment transport modeling to test the sediment focusing hypothesis in upland lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. S1, p. S156–S176, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.10729>. Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/lno.10729>. Acesso em: 10 jul. 2020.

MUELLER- WILM, U.; DEVIGNOT, O.; PESSIOT, L. **S2 MPC-Sen2Cor Configuration and User Manual**. ESA, 2017. Disponível em: https://step.esa.int/thirdparties/sen2cor/2.4.0/Sen2Cor_240_Documentation_PDF/S2-PDGS-MPC-L2A-SUM-V2.4.0.pdf. Acesso em: 23 jun.2019.

MUNAR, A. M.; CAVALCANTI, J. R.; BRAVO, J. M.; FAN, F. M.; MARQUES, D. M.; FRAGOSO Jr., C. R. Coupling large-scale hydrological and hydrodynamic modeling: Toward a better comprehension of watershed-shallow lake processes. **Journal of Hydrology**, v. 564, p. 424–441, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.045>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169418305547>. Acesso em: 10 jul. 2020.

MUNAR, A. M.; CAVALCANTI, J. R.; NASCIMENTO, G. S.; MARQUES, D. M.; BRAVO, J. M.; FRAGOSO, C. R. JR. Mudanças nos níveis da água da Lagoa Mirim usando dados altimétricos dos satélites Envisat e Icesat. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22, 2017, Florianópolis. **Anais eletrônicos** [...]. Florianópolis: ABRH, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/324212911_MUDANCAS_NOS_NIVEIS_D_A_ÁGUA_NA_LAGOA_MIRIM_USANDO_DADOS_ALTIMETRICOS_DOS_SATELITES_ENVISAT_E_ICESAT. Acesso em 18 out. 2019.

NICHOLS, G. **Sedimentary and Stratigraphy**. 2^a ed. Chichester: Wiley-Blackwel, 2009. Disponível: <https://raregeologybooks.files.wordpress.com/2014/09/sedimentology-and-stratigraphy-by-gary-nichols.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2020.

NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática. *In*: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (eds.). **Lições de limnologia**. São Carlos: RiMa, 2005.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4ª ed. São Paulo: Blucher, 2010.

NOVOA, S., DOXARAN, D., ODY, A., VANHELLEMONT, Q., LAFON, V., LUBAC, B., GERNEZ, P. Atmospheric corrections and multi-conditional algorithm for multi-sensor remote sensing of suspended particulate matter in low-to-high turbidity levels coastal waters. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, p. 61-92, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9010061>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/9/1/61>. Acesso em: 12 fev. 2020.

OLIVEIRA, H. A.; FERNANDES, E. H. L.; MÖLLER JUNIOR, O. O.; COLLARES, G. L. Processos hidrológicos e hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 34-45, 2015. Disponível em: http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/5615/a1e9bfb3efc9f61efb93020cf31f0fc8_aea7a87ba9713c0592e0046b1ddaafc17.pdf?sequence=1. Acesso em: 18 maio 2018.

PAHLEVAN, N.; CHITTIMALLI, S. K.; BALASUBRAMANIAN, S. V.; VELLUCCI, V. Sentinel-2/Landsat-8 product consistency and implications for monitoring aquatic systems. **Remote Sensing of Environment**, v. 220, p. 19–29, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425718304814>. Acesso em: 11 out. 2019.

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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425714003666>. Acesso em: 18 out. 2019.

PEIXOTO, D. W. B.; GUASSELLI, L. A.; PEREIRA FILHO, W. Estimativa de concentração de sedimentos em suspensão a partir de imagens Landsat 8 em PCHS no Rio Ivaí-RS. **Revista Geociências**, v. 37, n. 1, p. 147-154, 2018. Disponível em: https://www.revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/37/volume37_1_files/37-1-artigo-11.pdf. Acesso em: 18 out. 2019.

PHAM, Q. V., HA, N. T. T., PAHLEVAN, N., OANH, L. T., NGUYEN, T. B., NGUYEN, N. T. Using Landsat-8 Images for Quantifying Suspended Sediment Concentration in Red River (Northern Vietnam). **Remote Sensing**, v. 10, n. 11, p. 1841-1860, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10111841>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/11/1841>. Acesso em: 13 jan. 2020.

PIEVE, S. M. N.; KUBO, R. R.; COELHO-DE-SOUZA, G. **Pescadores da Lagoa Mirim: etnoecologia e resiliência**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA). 2009.

PINTO, C. T.; PONZONI, F. J.; CASTRO, R. M.; LEIGH, L.; KAEWMANEE, M.; AARON, D.; HELDER, H. Evaluation of the uncertainty in the spectral band adjustment factor (SBAF) for cross-calibration using Monte Carlo simulation. **Remote Sensing Letters**, v. 7, n. 9, p. 837-846, 2016. DOI:

<https://doi.org/10.1080/2150704X.2016.1190474>. Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/2150704X.2016.1190474>. Acesso em 18 out. 2019.

PINTO-COELHO, R. M.; HAVENS, K. **Gestão de recursos hídricos em tempos de crise**. Porto Alegre: Artmed, 2016.

POTES, M.; RODRIGUES, G.; PENHA, A. M.; NOVAIS, M. H.; COSTA, M. J.; SALGADO, R.; MORAIS, M. M. Use of Sentinel 2 – MSI for water quality monitoring at Alqueva reservoir, Portugal. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 380, p. 73-79, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-380-73-2018>. Disponível em: <https://www.proc-iahs.net/380/73/2018/>. Acesso em: 27 jan. 2020.

RENOSH, P. R.; DOXARAN, D.; KEUKELAERE, L.; GOSSN, J. I. Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms for Sentinel-2-MSI and Sentinel-3-OLCI in Highly Turbid Estuarine Waters. **Remote Sensing**, v. 12, n. 8, p. 1285-1311, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12081285>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/8/1285>. Acesso em: 16 mar. 2020.

RICHTER, R.; WANG, X.; BACHMANN, M.; SCHLÄPFER, D. Correction of cirrus effects in Sentinel-2 type of imagery. **International journal of remote sensing**, v. 32, n. 10, p. 2931-2941, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.520346>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2010.520346>. Acesso em: 18 out. 2019.

ROBERTS, D. C.; MORENO-CASAS, P.; BOMBARDELLI, F. A.; HOOK, S. J.; HARGREAVES, B. R.; SCHLADOW, S. G. Predicting Wave-Induced Sediment Resuspension at the Perimeter of Lakes Using a Steady-State Spectral Wave Model. **Water Resources Research**, v. 55, n. 2, p. 1279–1295. 2019. <https://doi.org/10.1029/2018WR023742>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2018WR023742>. Acesso em: 10 jul. 2020.

ROBERTSON, D. M.; HUBBARD, I. E.; LORENZ, D. L.; SULLIVAN, D. J. A surrogate regression approach for computing continuous loads for the tributary nutrient and sediment monitoring program on the Great Lakes. **Journal of Great Lakes Research**, v. 44, n. 1, p. 26–42, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.10.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S038013301730165X>. Acesso em: 08 out. 2019.

RYBERG, K. R.; BLOMQUIST, J. L. D.; SPRAGUE, L. A.; SEKELICK, A. J.; KEISMAN, J. Modeling drivers of phosphorus loads in Chesapeake Bay tributaries

and inferences about long-term change. **Science of the Total Environment**, v. 616-617, p. 1423–1430, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.173>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971732884X>. Acesso em: 10 fev. 2019.

SAADI, A. M.; YOUSRY, M. M.; JAHIN, H. S. Statistical estimation of Rosetta branch water quality using multi-Spectral data. **Water Science**, v. 28, n. 1, p.18–30, 2014.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wsj.2014.10.001>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110492914000216>. Acesso em: 18 out. 2019.

SANTOS, F. C.; TONIOLO, G. R.; PEREIRA FILHO, W. Relação entre transparência da água e a reflectância da imagem Landsat 5 TM do reservatório Passo Real.

Geoambiente on-line, n. 33, p. 184-202, 2019. DOI:

<https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i33.59313>. Disponível em:

<https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/59313>. Acesso em: 15 mar. 2020.

SAYERS, M. J.; BOSSE, K. R.; SHUCHMAN, R. A.; RUBERG, S. A.; FAHNENSTIEL, G. L.; LESHKEVICH, G. A.; STUART, D. G.; JOHNGEN, T.H.; BURTNER, A. M.; PALLADINO, D. Spatial and temporal variability of inherent and apparent optical properties in western Lake Erie: Implications for water quality remote sensing.

Journal of Great Lakes Research, v. 45, n. 3, p. 490-507, 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.03.011>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S038013301930067X>. Acesso em: 16 out. 2019.

SCHEU, K. R.; FONG, D. A.; MONISMITH, S. G.; FRINGER, O. B. Sediment transport dynamics near a river inflow in a large alpine lake. **Limnology and Oceanography**, v. 60, n. 4, p. 1195–1211, 2015. DOI:

<https://doi.org/10.1002/lno.10089>. Disponível em:

<https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/lno.10089>. Acesso em: 10 jul. 2020.

SCHLÄPFER, D.; ITTEN, K. I.; BOREL, C. C.; KELLER, J. Atmospheric Procreated Differential Absorption technique to retrieve columnar water vapor. **Remote Sensing of Environment**, v. 65, n. 3, p. 353-366, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00044-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00044-3). Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425798000443#:~:text=Differential%20absorption%20techniques%20are%20suitable,from%20simplified%20radiative%20transfer%20equations>. Acesso em: 10 jul. 2020.

SHI, W.; WANG, M. Satellite observations of flood driven Mississippi River plume in the spring of 2008. **Geophysical Research Letters**, v.36, n. 7, p. 1-5, 2009.

DOI: <https://doi.org/10.1029/2009GL037210>. Disponível em:

<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2009GL037210>. Acesso em: 18 out. 2019.

SHIMABUKURO, Y. E.; PONZONI, F. J. **Mistura espectral**: modelo linear e aplicações. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991. DOI: <https://doi.org/10.1109/36.103288>. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/103288>. Acesso em: 18 out. 2019.

SILVA, R. B.; MONTANHER, O. C.; NOVO, E. M. L.; BARBOSA, C. C. F.; MACIEL, D. A.; MENINO, F. C. Relação entre o total de sólidos suspensos em corpos hídricos do alto rio paraná e imagens MSI/Sentinel-2: estudo preliminar. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 19, 2019, Santos. **Anais**[...] Santos: SBSR, 2019.

SLATER, P. N. **Remote Sensing – Optics and Optical Systems**. Massachusetts: Addison-Wesley Pub. Co, 1980.

SOMERS, B.; ASNER, G. P; TILS. L; COPPIN, P. Endmembers variability in spectral mixture analysis: A review. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 7, p. 1603-1616, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.03.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425711000800>. Acesso em: 18 out. 2019.

SOOMETTS, 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, n. 3, p. 742-764, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/s20030742>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-8220/20/3/742>. Acesso em: 06 abr. 2020.

SOUZA, J. S.; PEDROSA, P. Matéria orgânica dissolvida cromófora e não cromófora em sistemas fluviais tropicais. **Oecologia Australis**, v. 1, n. 23, p. 1-15, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2301.01>. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/15096>. Acesso em: 18 abr. 2020.

SUN, D.; QIU, Z.; LI, Y. Detection of Total Phosphorus Concentrations of Turbid Inland Waters Using a Remote Sensing Method. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 1953, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-014-1953-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-014-1953-6>. Acesso em: 10 out. 2019.

TIAN, L.; WAI, O. W. H; CHEN, X.; LIU, Y.; FENG, L.; LI, J.; HUANG, J. Assessment of Total Suspended Sediment Distribution under Varying Tidal Conditions in Deep Bay: Initial Results from HJ-1A/1B Satellite CCD Images. **Remote Sensing**, v. 6, n. 10, p. 9911-9929, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs6109911>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/6/10/9911>. Acesso em: 05 mar. 2018.

TOMING, K.; KUTSER, T.; LAAS, A.; SEPP, M.; PAAVEL, B.; NOGES, T. First Experiences in Mapping Lake Water Quality Parameters with Sentinel-2 MSI Imagery. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p.640-674, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs8080640>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/8/8/640>. Acesso em: 22 mar. 2019.

TONIOLO, G. R.; GUASSELLI, L. A.; ARRUDA, D. C; PEREIRA FILHO, W. Identificação de constituintes opticamente ativos na água do Lago Guaíba a partir de dados de sensores orbitais e espectrorradiometria de campo. **Pesquisas em Geociências**, v. 45, n. 2, p. 1-19, 2018. DOI: <https://doi.org/10.22456/1807-9806.88645>. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/PesquisasemGeociencias/article/view/88645>. Acesso em: 08 de dez. 2019.

TOPP, S. N.; PAVELSKY, T. M.; JENSEN, D.; SIMARD, M.; ROSS, M. R. V. Research Trends in the Use of Remote Sensing for Inland Water Quality Science: Moving Towards Multidisciplinary Applications. **Water**, v. 12, n. 1, p. 169-203, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12010169> www.mdpi.com/journal/water. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/1/169>. Acesso em: 12 abr. 2020.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Texto, 2008.

URBANSKI, J. A.; WOCHNA, A. W.; BUBAK, I.; GRZYBOWSKI, W.; MATUSZEWSKA, K. L.; LACKA, M.; SLIWINSKA S.; WOJTASIEWICZ, B.; ZAJACZKOWSKI, M. Application of Landsat 8 imagery to regional-scale assessment of lake water quality. **Internatinal Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 51, p. 28-36, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.04.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243416300630?via%3Dihub>. Acesso em: 18 out. 2019.

VAKILI, V.; AMANOLLAHI, J. Determination of optically inactive water quality variables using Landsat 8 data: A case study in Geshlagh reservoir affected by agricultural land use. **Journal of Cleaner Production**, v. 247, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119134>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619340041>. Acesso em: 13 abr. 2020.

VENÂNCIO, L. P.; AMARAL, C. H.; FILGUEIRAS, R. Imagens fração de vegetação, solo e sombra gerada por modelo linear de mistura espectral para interpretação dos valores do NDVI em plantio de milho irrigado. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18, 2017, Santos. **Anais eletrônicos** [...]. Santos: INPE, 2017. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/marte2/2017/10.27.15.41.54>. Acesso em: 18 out. 2019.

VIEIRA, B. M.; NADALETI, W. C.; VALENTINI, M. H. K.; SANTOS, G.; VIANA, F. V.; CORRÊA, M. G. Avaliação e comparação da qualidade das águas entre o canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.

10, n. 2, p. 185-196, 2019. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.002.0016>. Disponível em: www.sustenere.co. Acesso em: 06 jan. 2020.

VILLAR, R. E.; MARTINEZ, J. M.; GUYOT, J. L.; FRAIZY, P.; ARMIJOS, E.; CRAVE, A.; LAVADO, W. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. **Journal of Hydrology**, v. 444-445, p. 221-228, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169412002995>. Acesso em: 18 out. 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2011.

WANG, C.; CHEN, S.; LI, D.; WANG, D.; LIU, W.; YANG, J. A Landsat-based model for retrieving total suspended solids concentration of estuaries and coasts in China. **Geoscientific Model Development**, v. 10, p. 4347-4365, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-10-4347-2017>. Disponível em: <https://www.geoscientific-model-dev.net/10/4347/2017/gmd-10-4347-2017.pdf>. Acesso em: 12 set. 2019.

WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L.; BERNARDO, N.; IMAI, N. Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, supl. 1, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170125>. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-37652018000501987. Acesso em: 09 mar. 2019.

WIEGAND, M. C.; WIEGAND, J. I.; ARAÚJO, J. C. Vulnerability towards eutrophication of two tropical lakes in both humid (Cuba) and semiarid (Brazil) climates. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21 n. 2, p. 415-424, 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016139527>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522016000200415. Acesso em: 05 de dez. 2019.

WU, C.; WU, J.; QI, J.; ZHANG, L.; HUANG, H.; LOU, L.; CHEN, Y. Empirical estimation of total phosphorus concentration in the mainstream of the Qiantang River in China using Landsat TM data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 9, p. 2309-2324. 2010. DOI: <https://dx.doi.org/10.1080/01431160902973873>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431160902973873>. Acesso em: 20 set. 2019.

XIAO, J.; WANG, S. Y.; ZHOU, Z. J.; ZHANG, Y.; SONG, C. L.; ZHOU, Y. Y.; CAO, X. Y. An enzymatic mechanism for balancing the stoichiometry of nitrogen and phosphorus in a shallow Chinese eutrophic lake. **Science of the Total Environment**, v. 630, p.1071–1077; 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.297>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718306971?via%3Dihub>. Acesso em: 15 dez. 2019.

XIONG, J.; LIN, C.; MA, R.; CAO, Z. Remote Sensing Estimation of Lake Total Phosphorus Concentration Based on MODIS: A Case Study of Lake Hongze. **Remote Sensing**, v. 11, n. 17, p. 2068-2087, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11172068>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/17/2068>. Acesso em: 06 jan. 2020.

XUE, K.; MA, H. D.; SHEN, M.; BOSS, E.; CAO, Z. Inversion of inherent optical properties in optically complex waters using sentinel-3A/OLCI images: A case study using China's three largest freshwater lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, p.328–346, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425719300975>. Acesso em: 20 dez. 2019.

ZANOTTA, D. C.; HAERTEL, V.; SHIMABUKURO, Y. E.; RENNO, C. D. Linear spectral mixing model for identifying potential missing endmembers in spectral mixture analysis. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 52, n. 5, p. 3005-3012, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2268539>. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/6555898>. Acesso em: 10 set. 2019.

ZHANG, M.; DONG, Q.; CUI, T.; XUE, C.; ZHANG, S. Suspended sediment monitoring and assessment for Yellow River estuary from Landsat TM and ETM+imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 146, p. 136-147, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.09.033>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425714001035?via%3Dihub>. Acesso em: 18 out. 2018.

ZHANG, W.; JIN, X.; LIU, D.; LANG, C.; SHAN, B. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river - Fuyang River in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 41-48, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074216302455>. Acesso em: 20 nov. 2019.

ZOU, W.; ZHU, G.; CAI, Y.; VILMI, A.; XU, H.; ZHU, M.; GONG, Z.; ZHANG, Y.; QIN, B. Relationships between nutrient, chlorophyll-a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management. **Journal of Environmental Management**, v. 260, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109923>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147971931641X?via%3Dihub>. Acesso em: 25 abr. 2020.