

Trabalho de Conclusão de Curso

Vitor Santos Guimarães

**TÍTULO: DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE MODELO
EMPÍRICO PARA DETERMINAÇÃO DE TRANSPARÊNCIA DE SECCHI
NA LAGOA DA CONCEIÇÃO – SC, A PARTIR DE IMAGENS DO
SENSOR OLI/LANDSAT-8**

Trabalho submetido à Banca
Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação
em Engenharia Sanitária e Ambiental -
TCCII

Orientador: Dr. Marcelo Pedroso
Curtarelli

Coorientador: Prof. Dr. Davide Franco

Florianópolis, SC
Julho/2017



Universidade Federal de Santa Catarina
Centro Tecnológico
Engenharia Sanitária e Ambiental

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Guimarães, Vitor Santos
DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE MODELO EMPÍRICO
PARA DETERMINAÇÃO DE TRANSPARÊNCIA DE SECCHI NA
LAGOA DA CONCEIÇÃO - SC, A PARTIR DE IMAGENS DO
SENSOR OLI/LANDSAT-8 / Vitor Santos Guimarães ;
orientador, Marcelo Pedroso Curtarelli,
coorientador, Davide Franco, 2017.
64 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Modelos
bio-ópticos. 3. Profundidade de Secchi. 4.
Sensoriamento Remoto. 5. Lagunas Costeiras. I.
Curtarelli, Marcelo Pedroso. II. Franco, Davide.
III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV.
Titulo.

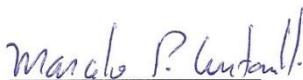
Vitor Santos Guimarães

DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE MODELO EMPÍRICO
PARA DETERMINAÇÃO DE TRANSPARÊNCIA DE SECCHI NA
LAGOA DA CONCEIÇÃO – SC, A PARTIR DE IMAGENS DO
SENSOR OLI/LANDSAT-8

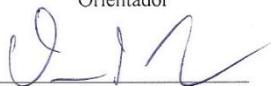
Esta Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para
obtenção do Título de “Engenheiro Sanitarista e Ambiental” e aprovada
em sua forma final pelo Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Local, 28 de junho de 2017.

Banca Examinadora:



Marcelo Pedroso Curtarelli, Dr.
Orientador



Vinicius Ternero Ragghianti



Prof.ª Patrícia Kazue Udá, Dr.ª
Universidade Federal de Santa Catarina

*Aos meus pais, Marcelo e Márcia e
à minha irmã Rafaela;
pelo amor e suporte incondicional.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente minha mãe Márcia e meu pai Marcelo, por todo o amor e dedicação que tiveram ao me criarem. Obrigado por serem pais tão presentes, pela paciência, pela amizade e pelo apoio incondicional que me deram. Obrigado por incentivarem meus estudos e me ensinarem valores como trabalho, perseverança e integridade.

Agradeço à minha irmã Rafaela pelo companheirismo fundamental em todos os momentos. Nossa amizade é especial e verdadeira.

Ao meu orientador Dr. Marcelo Pedroso Curtarelli pela idealização, tempo e dedicação dada ao presente trabalho.

Ao meu coorientador Prof. Dr. Davide Franco, pelas contribuições e críticas construtivas para aperfeiçoamento do trabalho.

Ao pesquisador Victor Eduardo Cury Silva pela contribuição e disponibilização de dados antigos de profundidade de Secchi realizados pelo LAHIMAR para o trabalho.

Ao meu amigo Pedro Westphal Nunes pela disponibilização de seu GPS fundamental para as saídas de campo.

À Prof.^a Dra. Alessandra Fonseca pela atenção e gentileza ao disponibilizar o Disco de Secchi para o trabalho.

À Fundação CERTI, em especial ao diretor do Centro de Economia Verde, Marcos Da-Ré, pela oportunidade de desenvolver e aplicar na prática os conhecimentos em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Aos demais professores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC que contribuíram com o conhecimento multidisciplinar necessário para a realização do trabalho.

Aos meus colegas de faculdade, principalmente da turma 2011.1, pela parceria e ajuda necessária para esclarecer dúvidas.

Aos meus amigos pessoais, em especial Najla Alemsan, pelo companheirismo e apoio nos momentos de dificuldade e de conquista durante o período de faculdade.

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.”

(Artigo 225, da Constituição Federal)

RESUMO

Métodos convencionais de monitoramento ambiental podem ser mais onerosos e acarretar em custos maiores devido a dificuldades topográficas e a necessidade de transporte e acondicionamento de amostras. Entre as alternativas mais recentes para o monitoramento da qualidade ambiental de corpos hídricos interiores está a utilização de modelos bio-ópticos baseados em sensoriamento remoto orbital. Tendo em vista que a transparência da água é um importante parâmetro de qualidade ambiental, o presente trabalho teve por objetivo desenvolver um modelo bio-óptico empírico para estimar a transparência de Secchi na Lagoa da Conceição – Florianópolis, SC, a partir de imagens multiespectrais de resolução espacial de 30 metros do sensor *Operational Land Imager* – OLI, a bordo do satélite Landsat-8. Dados de amostragem *in situ* foram utilizados para calibrar e validar o modelo. Um modelo entre a reflectância superficial da banda B4(vermelho) e a transparência apresentou bons resultados entre a calibração e validação ($R^2=0,66$; RMSE=18,8%). A aplicação do modelo para a série de imagens da laguna entre 2015-2017 permitiu identificar uma distribuição espacial heterogênea de transparência na Lagoa, onde regiões próximas ao adensamento urbano na região sul possuíram menores valores de transparência. Conclui-se que o modelo desenvolvido serve como uma ferramenta alternativa ou complementar de baixo custo para avaliar a distribuição espaço-temporal da transparência na laguna e assim ajudar a compreender, gerenciar e a proteger o sistema aquático da Lagoa da Conceição.

Palavras-chave: Modelo Bio-óptico, Secchi, Landsat-8.

ABSTRACT

The use of orbital remote sensing bio-optical models are among the recent alternatives to monitor the environmental quality of inland water bodies. Considering that water transparency is an important environmental quality parameter, the objective of the present study was to develop a bio-optical empirical estimation model to estimate Secchi transparency of *Lagoa da Conceição- Florianópolis, SC – Brazil*, using multispectral images of Operational Land Imager (OLI) sensor on board of Landsat-8 satellite. Data from *in situ* samplings were used to calibrate and validate de model. A model between the surface reflectance of the red band (B4) and the water transparency showed good calibration and validation results ($R^2=0,66$; RMSE=18,8%).

The model was applied to a series of images of the lagoon from 2015 to 2017. A heterogeneous spatial distribution of water transparency was identified in the lagoon and the south regions next to the urban areas showed lower transparency values. Finally, the model can be used as a low-cost complementary tool to estimate the spatial-temporal distribution of the water transparency in the lagoon, helping to comprehend, manage and protect the aquatic system of *Lagoa da Conceição*.

Keywords: Bio-optical Model, Secchi, Landsat-8.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Origem da radiação detectada por um sensor remoto	26
Figura 2 - Ângulo Zenital Solar (θ_0), Ângulo Zenital do sensor (θ), Ângulo Azimutal Solar (φ_0) e Ângulo Azimutal do sensor (φ).....	27
Figura 3 – Representação espectral dos coeficientes de absorção dos COAs para 21 estações com concentrações de clorofila- <i>a</i> variando de 2,3 a 132,4 mg/m ³	30
Figura 4 –Componentes opticamente ativos da água que influenciam a transparência da água.	35
Figura 5 - Utilização do Disco de Secchi (DS).....	36
Figura 6 - Área de estudo	41
Figura 7 - Uso e ocupação do solo	42
Figura 8 - Diagrama sintetizado da metodologia do presente trabalho. RMSE% = percentual da raiz do erro quadrático médio; ANOVA= análise de variância; R ² =coeficiente de determinação.....	43
Figura 9 – (a) Disco de Secchi (b) GPS.....	44
Figura 10 – Localização dos pontos amostrais da amostragem do dia 12 de abril de 2017.	45
Figura 11 – Localização dos pontos amostrais das campanhas do LAHIMAR utilizados para validação do modelo.....	49
Figura 12 - Levantamento batimétrico (LAHIMAR) e divisão regional da Lagoa da Conceição	50
Figura 13 - Gráfico entre profundidade de Secchi e a reflectância superficial da banda 4 e modelo linear obtido.....	54
Figura 14 – Gráfico entre valores observados e estimados de profundidade de Secchi.	55
Figura 15 – Mapeamento da transparência de Secchi e gráfico de frequência.	55
Figura 16 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 15 de janeiro de 2017.	57
Figura 17 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 12 de junho de 2016.	57
Figura 18 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 04 de maio de 2016.	58
Figura 19 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 20 de janeiro de 2016.	58
Figura 20 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 29 de agosto de 2015.....	59
Figura 21 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 31 de março de 2015.	59

Figura 22 - Média das imagens de mapeamento de transparência de Secchi entre 2015 – 2017 e distribuição de frequência.	61
Figura 23 - Lagoa da Conceição (subsistema sul) no dia da amostragem - 12 de abril de 2017.	67
Figura 24 - Lagoa da Conceição (subsistema central à esquerda e subsistema sul à direita) no dia amostragem - 12 de abril de 2017.	67
Figura 25 - Lagoa da Conceição (noroeste do subsistema central) no dia da amostragem - 12 de abril de 2017.	68
Figura 26 - Medição da profundidade de Secchi no subsistema sul da Lagoa a Conceição - 12 de abril de 2017.	68
Figura 27 - Medição da profundidade de Secchi no subsistema sul da Lagoa da Conceição - 12 de abril de 2017.	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista de satélites e sensores orbitais mais utilizados para avaliação de qualidade da água.	37
Tabela 2 – Características das bandas multiespectrais dos sensores OLI e TIRS.....	38
Tabela 3 – Imagens multiespectrais do sensor OLI utilizadas....	46
Tabela 4 - Classificação do Índice de Estado Trófico (TSI).....	51
Tabela 5 – Estatística descritiva da amostragem do dia 12 de abril de 2017.....	52
Tabela 6 - Coeficiente de correlação de Pearson entre a R_s das bandas do sensor OLI e da profundidade do DS.	53
Tabela 7 – Estatísticas dos modelos de estimativa da profundidade do DS.....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CDOM – *Colored Dissolved Organic Matter*
COAs – Componentes Ópticamente Ativos
COD – Carbono Orgânico Dissolvido
DS – Disco de Secchi
FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
GIOVANNI - *Geospatial Interactive Online Visualization and Analysis Infrastructure*.
IOCCG – International Ocean Color Coordinating Group
LAHIMAR – Laboratório de Hidráulica Marítima
MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*
NASA – *National Aeronautics and Space Administration*
OLI - *Operational Land Imager*
PPMA – Programa de Proteção da Mata Atlântica
POA – Propriedade Óptica Aparente
POI – Propriedade Óptica Inerente
REM – Radiação Eletromagnética
RMSE – *Root Mean Square Error*
Rs – Reflectância Superficial
TIRS - *Thermal Infrared Sensor*
TRIX – *Trophic Index*
TRMM - *Tropical Rainfall Measuring Mission*
TSI – *Trophic State Index*
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
USGS – *United States Geological Survey*

LISTA DE SÍMBOLOS

- θ_0 - Ângulo Zenital Solar
- θ - Ângulo Zenital do Sensor
- φ_0 - Ângulo Azimutal Solar
- φ - Ângulo Azimutal do Sensor
- Φ - Fluxo de radiação
- A - Área de incidência
- E - Irradiância
- Ed - Irradiância descendente
- Ea - Irradiância ascendente
- z - Profundidade na coluna d'água.
- K - Coeficiente de atenuação difusa
- R_s - Reflectância superficial
- Z_{DS} - Profundidade do Disco de Secchi
- a - Coeficiente de absorção
- b - Coeficiente de espalhamento
- c - Coeficiente de atenuação
- λ - Comprimentos de onda
- r - Coeficiente de correlação
- R^2 - Coeficiente de determinação

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	23
2.	OBJETIVOS	25
2.1	Objetivo geral	25
2.2	Objetivos específicos	25
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	Óptica hidrológica.....	25
3.1.1	Propriedades ópticas aparentes – POAs.....	26
3.1.2	Propriedades ópticas inerentes - POIs.....	28
3.2	Componentes Ópticamente Ativos (COAs) em Sistemas Aquáticos	29
3.2.1	Variáveis Limnológicas	31
3.2.1.1	Algas e Fitoplâncton	31
3.2.1.2	Matéria Orgânica Colorida Dissolvida (CDOM).....	32
3.2.1.3	Sólidos Suspensos Totais (SST)	33
3.2.1.4	Transparência de Secchi	34
3.3	Sensoriamento Remoto	36
3.3.1	Satélite Landsat-8 e sensor Operational Land Imager (OLI)	38
3.4	Modelos bio-ópticos	39
3.4.1	Modelos bio-ópticos empíricos para águas interiores.....	40
4.	ÁREA DE ESTUDO	41
5.	MATERIAIS E MÉTODOS	43
5.1	Descrição metodológica.....	43
5.2	Amostragem de dados limnológicos.....	44
5.3	Aquisição e processamento das imagens	46
5.4	Calibração e validação do modelo	47
5.5	Aplicação do modelo e análise da série de imagens	49
6.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
6.1	Correlação entre transparência e os dados do OLI/Landsat-8.....	52
6.2	Calibração e validação do modelo	53

6.3	Aplicação do modelo na série de imagens	55
7.	CONCLUSÃO	62
8.	REFERÊNCIAS	63
9.	APÊNDICE A.....	67

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional dos últimos anos tem intensificado os impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos. O aumento da geração de poluentes, a precariedade na infraestrutura de saneamento e a falta de planejamento dos recursos hídricos têm afetado a qualidade dos corpos hídricos costeiros ao redor do mundo (MORAES E JORDÃO, 2002). Afim de garantir o desenvolvimento da vida e avaliar as condições de uso da água desses corpos hídricos, são necessários métodos para monitorar a qualidade da água desses ambientes através do espaço e do tempo.

Os métodos convencionais para monitoramento da qualidade de lagos e rios são baseados em campanhas de amostragens, onde são realizadas medições em campo ou coletas de amostras para análise laboratorial. Devido às dimensões dos corpos hídricos, a dificuldades topográficas e a necessidade de transporte e acondicionamento das amostras, os métodos convencionais de monitoramento ambiental podem ser mais onerosos e acarretar em custos maiores (MADRID e ZAYAS 2007).

Procuram-se, então, por métodos alternativos para determinação da qualidade da água de corpos hídricos que superem as dificuldades enfrentadas pelos métodos baseados em amostragem de campo, possibilitando analisar lugares de difícil acesso e com reduzido custo com transporte e análises laboratoriais.

Entre as alternativas mais recentes para o monitoramento da qualidade ambiental de corpos hídricos está a utilização de sensoriamento remoto. Esses métodos consistem em utilizar sensores ópticos remotos para captar a radiação eletromagnética refletida pelo corpo hídrico e traduzir essa informação em valores qualitativos ou quantitativos sobre os parâmetros físicos, químicos ou biológicos do ambiente. Sensores a bordo de aeronaves ou satélites captam a energia refletida em diferentes comprimentos de ondas e permitem criar modelos para estimar parâmetros de qualidade da água como: temperatura, sólidos suspensos totais (SST), turbidez, clorofila-*a*, entre outros (GHOLIZADEH et. al., 2016).

Um parâmetro de qualidade com grande importância limnológica é a transparência da água, a qual expressa o quanto a luz é capaz de penetrar na coluna d'água. Do ponto de vista óptico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez que é definida pela redução na penetração de luz devido à presença de partículas suspensas, colóides e microrganismos (WETZEL, 2001). A transparência é uma

importante propriedade visual que pode ser usada para: definir a zona eufótica e o estado trófico de ambientes aquáticos; identificar eflorescências de organismos planctônicos; identificar fontes de lançamento de efluentes domésticos e/ou industriais; identificar erosão ou presença de sedimentos em suspensão (ESTEVES, 1998; LANGLAND e CRONIN, 2003; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Tradicionalmente, a transparência é quantificada através da profundidade medida por um disco de Secchi.

Diversos modelos estatísticos para estimar a transparência de Secchi a partir de sensoriamento remoto foram desenvolvidos ao longo dos últimos anos, em especial utilizando sensores a bordo de satélites do programa Landsat, gerenciado pela NASA e USGS. A escolha desses satélites é explicada principalmente pela cobertura temporal, resolução espacial e disponibilidade sem custos das imagens geradas pelos sensores (GHOLIZADEH et. al., 2016).

Lançado em 2013, o Landsat-8 é o satélite mais recente da série e possui um diferente posicionamento das bandas na região do visível e infravermelho, permitindo uma melhor aplicabilidade do sensor para determinação de parâmetros de qualidade em sistemas aquáticos interiores (GHOLIZADEH et. al., 2016).

A Lagoa da Conceição é uma laguna costeira subtropical localizada na porção leste da ilha de Santa Catarina – Brasil, e desempenha um papel de destaque como provedora recursos hídricos e de serviços ecossistêmicos, abrigando diversas espécies de organismos marinhos (SILVA, 2016). Além disso, é uma região que sofre os efeitos da utilização antrópica da água, sendo muito utilizada para pesca, navegação, turismo, esportes diversos e diluição de efluentes (SILVA, 2016). Devido à intensa utilização a bacia hidrográfica, o aporte de nutrientes, sedimentos e matéria orgânica para dentro do sistema lagunar é intenso e pode causar eflorescência de organismos, o aumento de sólidos suspensos, entre outras consequências que afetam a transparência da água (ESTEVES, 1998).

Dessa forma, o monitoramento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição se torna imprescindível e a criação de um modelo para avaliar a distribuição espaço-temporal da transparência de Secchi utilizando as imagens geradas pelo sensor OLI do satélite Landsat-8 pode revelar uma ferramenta alternativa de baixo custo para avaliar a qualidade da água da Lagoa.

2.OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial de aplicação de dados coletados pelo sensor Operational Land Imager (OLI), a bordo do satélite Landsat-8, para estimar a transparência de Secchi em uma laguna costeira subtropical, por meio de aplicação de modelos estatísticos empíricos.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o potencial de aplicação de imagens OLI para o monitoramento da transparência da água na Lagoa da Conceição.
- Calibrar e validar o modelo empírico para estimar a profundidade de Secchi na área estudada.
- Aplicar o modelo a uma série temporal de imagens OLI para avaliar a dinâmica espaço temporal da transparência da água na área estudada.

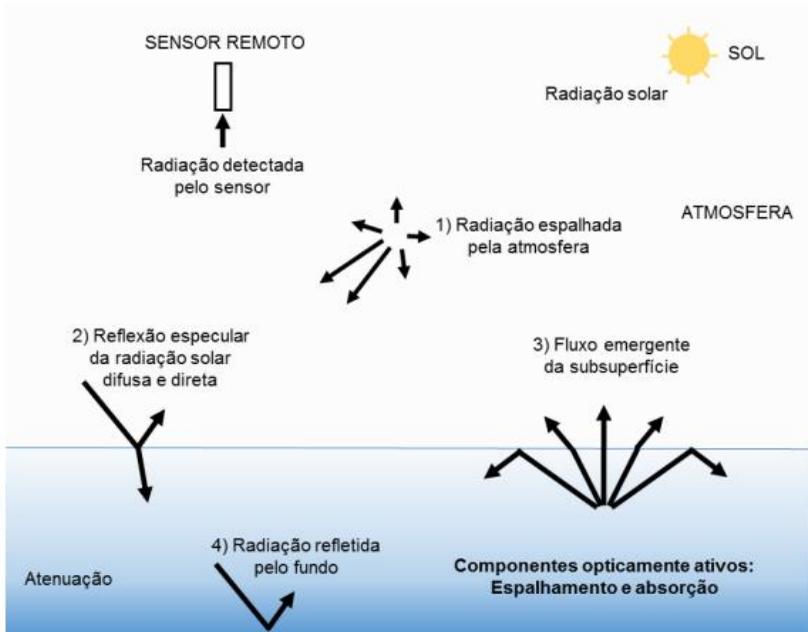
3.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Óptica hidrológica

A composição da água de um sistema aquático influencia suas propriedades ópticas. A Radiação Eletromagnética (REM) que incide sobre um corpo hídrico sofre variação devido a interação com componentes presentes na água. A radiação que incide sobre esses componentes pode ser refletida, absorvida ou mesmo transmitida no caso de objetos transparentes. Os componentes que influenciam na radiação refletida são chamados de componentes opticamente ativos (COAs). (IOCCG, 2000).

Devido a presença de COAs, os fenômenos de espalhamento e absorção de radiação permitem gerar sinais ópticos que podem ser detectados por sensores remotos. Segundo Bernardo (2015), a radiação solar que é medida por um sensor remoto é a somatória: da radiação solar que sofreu influência dos componentes atmosféricos (1); da radiação refletida pela superfície do corpo hídrico (2); da radiação que sofreu influência da presença dos COAs no interior do corpo hídrico (3), da radiação do fundo do sistema aquático, em alguns casos (4); e de alvos adjacentes (BERNARDO, 2015). A Figura 1 apresenta as origens da radiação detectada por um sensor remoto:

Figura 1 - Origem da radiação detectada por um sensor remoto



Fonte: Andrade (2016).

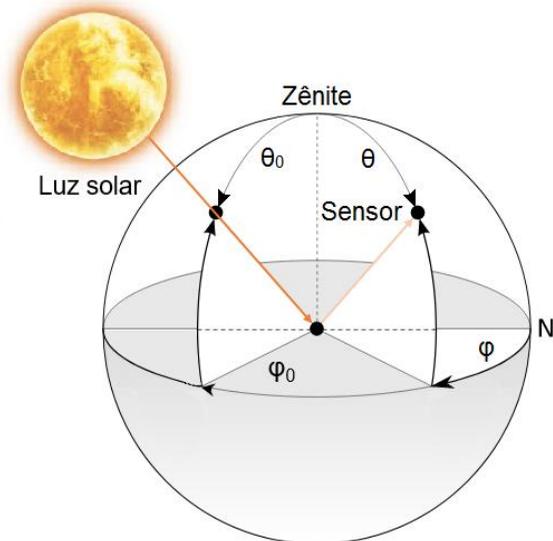
As propriedades ópticas dos componentes da água podem ser divididas em duas categorias: as propriedades que dependem apenas do meio e independem da luz do ambiente, conhecidas como Propriedades Ópticas Inerentes (POIs); e as propriedades que dependem do meio e da direção da luz no ambiente, conhecidas como Propriedades Ópticas Aparentes (POAs) (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

3.1.1 Propriedades ópticas aparentes – POAs

As POAs, diferentemente das POIs, sofrem influência da geometria da luz incidente, refletida e captada pelos sensores remotos. Os principais ângulos nos quais as POAs são dependentes são: o ângulo zenital solar (θ_0), que indica o ângulo entre o zênite os raios solares incidentes no ponto observado; o ângulo zenital do sensor (θ), que indica o ângulo entre o zênite e os raios refletidos pelo ponto observado e captados pelo sensor; o ângulo azimutal solar (φ_0), que representa o ângulo entre o azimute (norte) e a projeção dos raios solares no plano de

incidência; e o ângulo azimutal do sensor (φ), que representa o ângulo entre o azimute e a projeção dos raios refletidos e captado pelo sensor (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON;2017). A Figura 2 representa os ângulos principais que influenciam as POAs:

Figura 2 - Ângulo Zenital Solar (θ_0), Ângulo Zenital do sensor (θ), Ângulo Azimutal Solar (φ_0) e Ângulo Azimutal do sensor (φ).



Fonte: O autor.

As POAs são definidas em termos de razões de radiâncias ou variações de dados radiométricos em função de profundidade. Entre as propriedades dependentes da luz incidente estão as medidas de radiância, refletância e coeficiente de atenuação difusa (K) (KIRK, 2011).

O coeficiente de atenuação difusa é definido como a taxa de variação da luz na coluna d'água de acordo com a profundidade e pode ser expressa pela derivada da irradiância pela profundidade. A irradiância corresponde ao fluxo de radiação por unidade de área. As Equações 1 e 2 apresentam os cálculos de irradiância e coeficiente de atenuação difusa, respectivamente:

$$E = \frac{d\phi}{dA}, \quad (1)$$

onde E é a irradiância, ϕ é o fluxo de radiação e A é a área de incidência.

$$K = -\frac{1}{E} \frac{dE}{dz}, \quad (2)$$

onde, K é o coeficiente de atenuação difusa, E é a irradiância e z é a profundidade na coluna d'água. O mesmo coeficiente pode ser calculado considerando os ângulos azimutais (φ) e zenitais (θ) no momento de calcular a área de incidência da luz.

A reflectância é a propriedade que mede a capacidade de refletir a energia incidente e é expressa pela razão entre a irradiância descendente e a irradiância ascendente, ou refletida.

$$R = \frac{Ed}{Ea}, \quad (3)$$

onde, R é reflectância, Ed é a irradiância descendente e Ea é a irradiância ascendente.

A razão pode ser calculada de diversas maneiras, considerando tanto a irradiância ascendente como a radiância ascendente, que expressa o fluxo de radiação em uma unidade de área esférica do sólido. Esta por sua vez é chamada de reflectância de sensoriamento remoto, devido ao fato de que os sensores são capazes de detectar radiância.

A reflectância de sensoriamento remoto pode ser calculada a partir da irradiância descendente e radiância ascendente observada logo acima da superfície, logo abaixo ou ainda considerar a radiância até o sensor, considerando os espalhamentos devido aos componentes da atmosfera (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON;2017).

3.1.2 Propriedades ópticas inerentes - POIs

As propriedades ópticas inerentes dependem exclusivamente das variações dos níveis de COAs nos ambientes aquáticos. Os POIs são definidos a partir de uma faixa horizontal de meio aquoso com compostos opticamente ativos de espessura infinitesimal com a incidência de um fluxo radiante de raios paralelos (MOBLEY, 1994). Desta forma os fótons podem ser apenas absorvidos, espalhados ou transmitidos através da camada. São exemplos de POIs: os coeficientes de: absorção (a); espalhamento (b); e atenuação (c).

O coeficiente de absorção é definido como a fração da energia absorvida do fluxo radiante que atravessa uma profundidade infinitesimal da camada, dividido pelo fluxo radiante incidente:

$$a = \frac{1}{\phi} \frac{d\phi_a}{dz}, \quad (4)$$

onde a é o coeficiente de absorção, ϕ é o fluxo de radiação e z é a profundidade da camada.

Analogamente à absorção, o coeficiente de espalhamento é definido como a fração da energia espalhada do fluxo radiante que atravessa uma profundidade infinitesimal da camada, dividido pelo fluxo radiante incidente:

$$b = \frac{1}{\phi} \frac{d\phi_b}{dz}, \quad (5)$$

onde b é o coeficiente de espalhamento, ϕ é o fluxo de radiação e z é a profundidade da camada.

A soma dos dois coeficientes anteriores resulta no coeficiente de atenuação. O mesmo coeficiente pode ser obtido pela diferença entre o fluxo de radiação e a quantidade de fluxo atenuado ϕ_t ($d\phi_a + d\phi_b$), dividida pelo fluxo de radiação:

$$c = a + b = \frac{1}{\phi} \frac{(d\phi_a + d\phi_b)}{dz} = \frac{1}{\phi} \frac{(\phi - \phi_t)}{dz}, \quad (6)$$

onde c é o coeficiente de atenuação e ϕ_t é o fluxo de radiação atenuado.

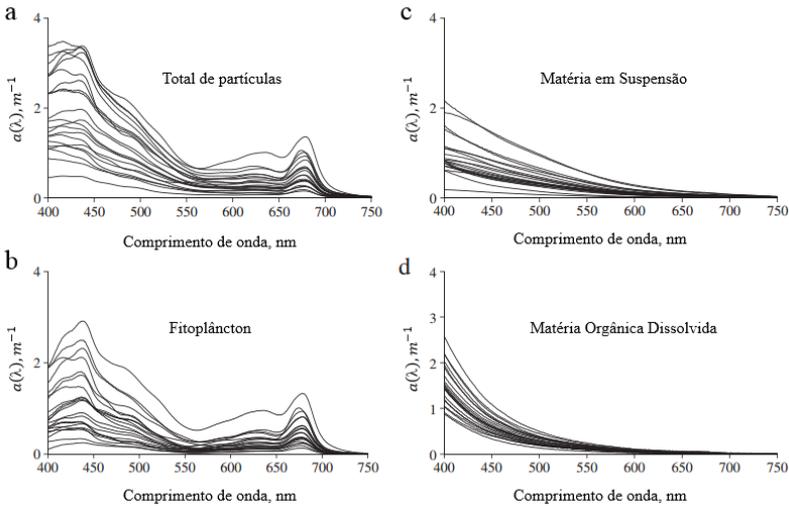
3.2 Componentes Opticamente Ativos (COAs) em Sistemas Aquáticos

Entre os principais componentes opticamente ativos que interferem nas propriedades ópticas da água estão: os organismos fitoplancctônicos; o material em suspensão inorgânico ou orgânico (excluindo as algas); e o material orgânico colorido dissolvido e coloidal (MOREL, 2001). Esses componentes juntamente com a própria água pura interagem com diferentes comprimentos de onda (λ) da radiação incidente, absorvendo ou espalhando a energia de faixas do espectro da luz incidente. Devido a esses fenômenos de absorção e espalhamento causados pelos COAs no espectro da luz refletida, sensores remotos

podem captar o sinal espectral e correlacionar com a magnitude dos COAs no sistema aquático.

Moses et. al (2011) estudaram as respostas espectrais na faixa da luz visível de amostras de lagos com diferentes concentrações de clorofila-*a*, e calcularam os coeficientes de absorção para os diferentes COAs e comprimentos de onda (λ).

Figura 3 – Representação espectral dos coeficientes de absorção dos COAs para 21 estações com concentrações de clorofila-*a* variando de 2,3 a 132,4 mg/m³.



Fonte: Adaptado de Moses et. al (2011).

A partir do estudo notou-se que as amostras que possuem maiores concentrações de clorofila-*a* também possuem maiores absorções do fluxo de radiação no espectro da luz visível. Observa-se ainda que o fluxo de radiação de comprimentos de onda menores, entre 400 e 450nm, são mais absorvidos pelos três tipos de componentes opticamente ativos e o fluxo de radiação da faixa entre 650 e 700nm são absorvidos majoritariamente pelo fitoplâncton. O estudo ilustra a variação da absorção da luz em diferentes comprimentos de onda e de maneira diferente para cada tipo de COA.

3.2.1 Variáveis Limnológicas

3.2.1.1 Algas e Fitoplâncton

As algas são organismos aquáticos microscópicos capazes de realizar fotossíntese. Diferentemente das plantas não possuem estruturas específicas como raízes, folhas e xilema. As algas de estrutura simples unicelulares são chamadas de fitoplânctons (WETZEL, 2001).

Fitoplâncton são os produtores primários mais abundantes do mundo, habitando oceanos e águas interiores, e são responsáveis pela produção de aproximadamente metade do oxigênio na atmosfera (FIELD et al., 1998).

A concentração de fitoplâncton em águas interiores é diretamente afetada pelos processos naturais e antrópicos que ocorrem dentro do ambiente aquático. A alta disponibilidade de nutrientes relacionados a ambientes eutróficos ou hipereutróficos pode causar superpoluição (*booms*) de algas e cianobactérias. A superpopulação de algas, devido ao fenômeno de eutrofização, pode iniciar uma reação em cadeia e causar a redução da penetração de luz devido ao aumento da absorção solar, reduzir a realização de fotossíntese, reduzir a concentração de oxigênio dissolvido e assim causar a extinção de seres aeróbios do sistema aquático (ESTEVES, 1998).

Além de causar mortandade de seres aeróbios devido a redução do oxigênio dissolvido, a alta disponibilidade de nutrientes no corpo hídrico pode causar *booms* de cianobactérias. Anteriormente chamadas de algas cianofíceas, as cianobactérias são bactérias que podem gerar substâncias tóxicas como produto de seu metabolismo. Essas cianotoxinas podem causar a morte de seres vivos e comprometem a utilização da água para abastecimento humano ou recreação (ESTEVES, 1998).

De forma geral, a presença exacerbada de algas e cianobactérias, causada pela eutrofização de ambientes aquáticos, reduz a biodiversidade e compromete a qualidade da água (ESTEVES, 1998). Dessa forma, a identificação e o monitoramento de grandes concentrações de algas e cianobactérias tornam-se imprescindíveis para garantir a qualidade ambiental dos sistemas aquáticos.

Para realizar a fotossíntese organismos necessitam de pigmentações necessárias para absorver a energia solar e posteriormente convertê-la em energia química. Entre esses pigmentos, destaca-se a clorofila-*a*, por ser o pigmento mais comum em produtores primários e por ser responsável pela maior parte a captura de energia solar. Estudos demonstraram que a clorofila-*a* absorve a luz mais fortemente nas regiões

em duas regiões o espectro da luz: próximo ao azul (440nm) e vermelho (670nm) (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

3.2.1.2 Matéria Orgânica Colorida Dissolvida (CDOM)

A matéria orgânica colorida dissolvida, também conhecida como *gelbstoff* ou matéria húmica, representada por CDOM (*Colored dissolved Organic Matter*), representa a matéria orgânica dissolvida na água que apresenta coloração geralmente variando de amarelo à marrom, dependendo de sua concentração.

É geralmente definida como o material passante aos filtros de 0,2µm, principalmente pela comunidade que estuda sua presença nos oceanos. Entretanto, alguns autores que trabalham com águas interiores utilizam uma definição mais abrangente, considerando filtros com poros de 0,45 ou 0,7µm, com o intuito de incluir material orgânico coloidal (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

A CDOM é originada, principalmente, pelo decaimento e decomposição de matéria orgânica de: fontes autóctones (internas) como células mortas de algas, bactérias ou macrófitas presentes no sistema aquático, e fontes alóctones (externas) como efluentes domésticos e resíduos de árvores e plantas (BUKATA et al., 1995).

Segundo Wetzel (2001), grande parte do carbono de águas interiores está na forma de Carbono Orgânico Dissolvido (COD). Alguns autores demonstraram uma alta correlação entre CDOM e COD, concluindo que para alguns ambientes o CDOM pode ser usado como uma aproximação do COD.

A presença de COD e, conseqüentemente, de CDOM, em águas interiores pode causar problemas à saúde pública. O COD serve como substrato para microrganismos, podendo causar problemas de sabor e odor. Além disso, caso a água tenha a função de abastecer a população, não poderá passar processos de desinfecção normalmente realizadas através da cloração. O COD, quando em contato com o cloro, pode reagir e formar subprodutos organoclorados mutagênicos indesejados e tóxicos, além de demandar maiores doses de cloro para desinfecção (MCDONALD e KOMULAINEN, 2005).

A concentração de CDOM ainda é capaz de variar a temperatura dos ambientes aquáticos devido à maior absorção de REM nas faixas do azul, onde a intensidade de radiação solar é maior. Estudos indicam que as maiores absorções da radiação da luz ocorrem em comprimentos de ondas menores da faixa de luz visível, entre 380 e 420nm (MOSES et. al 2011).

3.2.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Sólidos suspensos totais em águas interiores são definidos como as partículas suspensas em meio aquoso com diâmetros maiores que 0,2 µm. Alguns autores utilizam uma definição mais abrangente, considerando SST como o material passante de filtros com poros de 0,45 ou 0,7µm, com o intuito de incluir material orgânico coloidal (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017). Essas partículas podem ter origem: orgânica, oriunda da composição viva ou morta de organismos como algas, bactérias e zooplânctons; ou inorgânica, como sedimentos (argila, areia e silte), materiais minerais e outros compostos químicos (BUKATA et al., 1995).

Entre as principais fontes de SST estão fontes autóctones (internas) como: *boom* de algas e resuspensão de sedimentos do fundo do corpo hídrico; ou fontes alóctones (externas) como: erosão de áreas próximas, carreamento por vento, degelo ou escoamento superficial e lançamento de efluentes diretos ou através de tributários (JENSEN, 2009).

Diversas são as consequências dos SST nos ambientes aquáticos. As partículas suspensas podem adsorver e transportar substâncias como pesticidas, compostos orgânicos e nutrientes, comprometendo a qualidade da água e seu nível de produtividade. Assim, os SST podem ser considerados como indicador de poluição (BILOTTA e BRAZIER, 2008).

Altas concentrações de SST podem ocasionar alteração da potabilidade da água, processos de assoreamento em lagos e canais, redução da navegabilidade e aumento do risco de inundações (JENSEN, 2009).

Os SST possuem grande impacto na definição da zona eufótica (zona com penetração de luz). A grande concentração de partículas suspensas absorve e espalha grande parte da radiação solar, bloqueando sua penetração na coluna d'água. Essa redução na profundidade da zona eufótica interfere diretamente na taxa de reprodução de algas, fitoplâncton e macrófitas, as quais necessitam da energia solar para realização de suas atividades fotossintéticas. Devido à redução da fotossíntese, diminui-se a concentração de oxigênio dissolvido nas partes mais profundas do sistema, causando a morte de indivíduos aeróbios e favorecendo o aparecimento de organismos anaeróbios produtores de metano e enxofre (ESTEVES, 1998).

Partículas suspensas mais pesadas tendem a sedimentar e comprometer a comunidade bentônica. O depósito do material suspenso

pode causar danos físicos ou sufocar ovas de peixes, larvas de invertebrados e microrganismos planctônicos.

Os SST ainda podem causar variação da temperatura do sistema aquático. Grande parte da energia absorvida pelas partículas suspensas são transformadas em energia térmica que é repassada para o meio aquoso (BILOTTA e BRAZIER, 2008). O aumento da temperatura da água reduz a solubilidade de oxigênio dissolvido na água, reduzindo sua concentração no ambiente. Além disso, o aumento da temperatura das camadas superiores pode causar estratificação térmica do sistema aquático, dificultando a homogeneização do meio e reduzindo a transferência de gases entre as camadas de água (ESTEVEVES, 1998).

Outras consequências de altos níveis de SST em águas interiores são: perda de valor paisagístico ou estético; aumento do custo de tratamento de água; redução do tempo de vida útil de reservatórios e barragens devido ao aumento da sedimentação; e necessidade de utilização de medidas mitigatórias de alto custo como dragagem em reservatórios, lagos e canais (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

O monitoramento de grandes concentrações de SST em sistemas aquáticos são fundamentais para garantir a qualidade da água e saúde do ecossistema. É necessário destacar que o conceito de SST engloba as algas, devido a sua presença em suspensão. O material inorgânico que não corresponde ao material “algal”, é chamado de material não-algal, *tripton* ou ainda material detrital. Estudos indicam que as maiores absorções da radiação da luz pelas partículas não-algais ocorrem geralmente em comprimentos de ondas menores da faixa de luz visível. O efeito de conjunto entre materiais algais e não-algais geram distribuições espectrais mais complexas, geralmente com picos nas faixas do azul e do vermelho (MOSES et. al 2011).

3.2.1.4 Transparência de Secchi

Um parâmetro de qualidade com grande importância limnológica é a transparência da água, a qual expressa o quanto de luz é capaz de penetrar na coluna d'água. Do ponto de vista óptico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez que é definida pela redução na penetração de luz devido aos fenômenos de absorção ou espalhamento. A transparência da água é uma propriedade física, normalmente relacionada pela literatura à presença de sólidos inorgânicos suspensos na água, porém, também sofre influência de outros componentes presentes na água que influenciam nos processos de

espalhamento e absorção da luz, como os compostos dissolvidos coloridos (CDOM) e a presença de algas (WETZEL, 2001). A Figura 4 apresenta os COAs que influenciam na transparência da água.

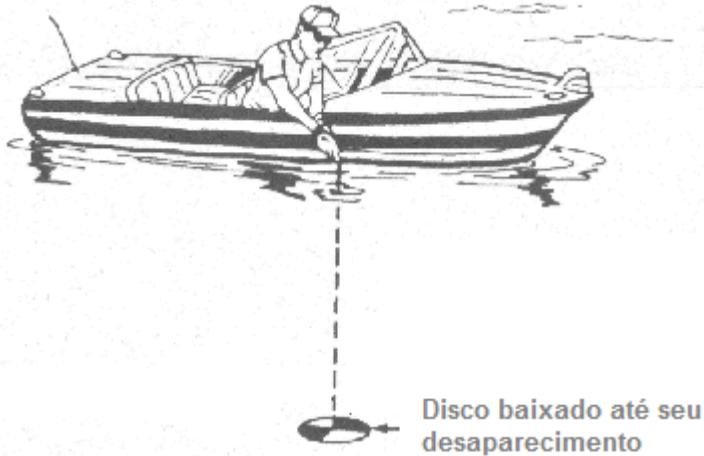
Figura 4 –Componentes opticamente ativos da água que influenciam a transparência da água.



Fonte: O autor.

Tradicionalmente, a transparência é quantificada através da profundidade medida por um Disco de Secchi (DS). Criado em 1865 por Pietro Angelo Secchi, o Disco de Secchi (DS) é um disco preso à uma corda ou vara que é baixado perpendicularmente ao nível d'água até seu desaparecimento (GHOLIZADEH et. al., 2016). O objetivo é registrar precisamente a profundidade na qual o padrão gráfico do disco não pode mais ser detectado a olho nu. Esta medida denomina-se profundidade de Secchi (ou transparência de Secchi). Em corpos de água interiores costumam-se utilizar discos com coloração preta e branca. Já em oceanos utilizam-se usualmente discos completamente brancos. A Figura 5 apresenta a utilização de um Disco de Secchi.

Figura 5 - Utilização do Disco de Secchi (DS)



Fonte: SWCSMH, (2017)

A transparência da água é vista como um importante indicador de qualidade ambiental que pode ser usado para identificar a presença de sedimentos por processos erosivos; fontes de poluição pontuais ou difusas, locais com influência de resuspensão de sólidos, locais com potencial de assoreamento, eflorescências de organismos planctônicos, definir a zona eufótica e, ainda, definir o estado trófico de ambientes aquáticos (ESTEVES, 1998; LANGLAND e CRONIN, 2003; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Tendo em vista sua importância como indicador de qualidade ambiental, estudos têm criado modelos bio-ópticos para estimar a transparência de Secchi a partir do uso de sensoriamento remoto.

3.3 Sensoriamento Remoto

Campbell e Wynne (2011) definem sensoriamento remoto como a prática de derivar informação a respeito de superfícies terrestres ou aquáticas utilizando imagens adquiridas remotamente e produzidas por uma ou mais bandas do espectro da radiação eletromagnética emitida ou refletida. Desde a utilização de máquinas fotográficas para registrar fotos aéreas por volta de 1822, o sensoriamento remoto tem sido usado para captar informações espaciais de diferentes áreas do conhecimento (CAMPBELL e WYNNE, 2011). Mais recentemente, com o avanço da

tecnologia de sensores, aeronaves e satélites, o sensoriamento remoto tem se mostrado uma importante ferramenta para estudos de qualidade da água.

Os sensores remotos podem se dividir em sensores aéreos (a bordo de aeronaves como aviões, balões, drones) ou em sensores orbitais (a bordo de satélites que estão em órbita terrestre além da atmosfera). Existem diferentes tipos de sensores a bordo de diferentes satélites e cada conjunto de sensor-satélite possui suas próprias características de resolução espacial, resolução espectral e frequência de revisita. A Tabela 1 apresenta a lista com os principais satélites e sensores orbitais utilizados para avaliação de qualidade da água, juntamente com o ano de lançamento.

Tabela 1 - Lista de satélites e sensores orbitais mais utilizados para avaliação de qualidade da água.

Resolução	Satélite	Sensor	Ano de Lançamento
Alta	Digital Globe	WorldView-1	2007
		WorldView-2	2009
	NOAA	WorldView-3	2014
	Digital Globe	Quickbird	2001
	GeoEye	Geoeye-1	2010
		IKONOS	1999
	SPOT-5	HRG	2002
	ALOS	AVNIR-2	2006
Moderada	Landsat-8	OLI/TIRS	2013
	Landsat-7	ETM+	1999
	Landsat-5	TM	1984
		MSS	1984
	EO-1	Hyperion	2000
		ALI	2000
	Terra	ASTER	1999
	PROBA	CHRIS	2001
Regional-Global	Terra	MODIS	1999
	Envisat-1	MERIS	2002
	OrbView-2	SeaWiFS	1997
	NIMBUS-7	CZCS	1978
	ERS-1	ATSR-1	1991
	ERS-2	ATSR-2	1995
	ENVISAT	AATSR	2002
	Suomi NPP	VIIRS	2011
	NOAA-16	AVHRR	2000

Fonte: Gholizadeh et. al. (2016).

3.3.1 Satélite Landsat-8 e sensor Operational Land Imager (OLI)

Entre os satélites mais recentes utilizados para avaliação de qualidade da água está o satélite Landsat-8. Com a iniciativa conjunta da *U.S. Geological Survey* (USGS) e da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), em 30 de maio de 2013 foi lançado o Landsat-8 carregando os sensores *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS). O satélite capta imagens de todo o globo terrestre e possui uma frequência de revisita de 16 dias. O sensor OLI possui nove bandas multiespectrais e o sensor TIRS possui duas bandas (USGS, 2017). A Tabela 2 apresenta a faixa de comprimento de onda e a resolução espacial de cada banda multiespectral dos sensores OLI e TIRS.

Tabela 2 – Características das bandas multiespectrais dos sensores OLI e TIRS.

Sensor	Banda multiespectral		Resolução espacial (m)	Faixa de comprimento de onda λ (nm)
OLI	B1	Aerossol	30x30	435 - 451
	B2	Azul	30x30	452 – 512
	B3	Verde	30x30	533 – 590
	B4	Vermelho	30x30	636 – 673
	B5	NIR	30x30	851 – 879
	B6	SWIR-1	30x30	1.566 – 1.651
	B7	SWIR-2	30x30	2.107 – 2.294
	B8	Pan	15x15	503 - 676
	B9	Cirrus	30x30	1.363 – 1.384
TIRS	B10	TIR-1	100x100	10.600-11.190
	B11	TIR-2	100x100	11.500-12.510

Fonte: USGS (2016).

O satélite Landsat-8 se destaca principalmente por disponibilizar as imagens multiespectrais de forma gratuita. Um produto muito útil que também é disponibilizado gratuitamente pela USGS são as imagens de reflectância superficial, a partir do Código de Reflectância Superficial Landsat (LaSRC). O LaSRC utiliza as informações das bandas de aerossóis, dados auxiliares de modelos climáticos do sensor MODIS-Terra e um código de transferência de energia único para realizar uma correção das influências atmosféricas (USGS, 2017). As correções realizadas pelo LaSRC também consideram os ângulos zenitais.

Por ser um sensor recente, com boa distribuição de bandas na faixa da luz visível, uma relativa boa resolução espacial, disponibilidade

gratuita dos dados e produtos com correção atmosférica, muitos modelos utilizam dados do sensor OLI/TIRS a bordo do satélite Landsat-8 para estimar variáveis limnológicas em oceanos e águas interiores.

3.4 Modelos bio-ópticos

O conceito de modelo bio-óptico foi introduzido por Smith e Baker (1978) e inicialmente se referia ao efeito sobre as propriedades ópticas da água devido ao material biológico na coluna d'água. Atualmente, o termo ganhou um significado mais abrangente e representa a interação dos COAs com a luz, alterando a resposta espectral da água pura. Portanto, o desenvolvimento de modelos bio-ópticos relacionam matematicamente as propriedades ópticas da água com variáveis influenciadas pelos COAs (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

Em geral, os modelos bio-ópticos podem ser diferenciados em quatro grupos: empíricos, semi-empíricos, semi-analíticos e analíticos. Os modelos empíricos, relacionam as POAs e os COAs por meio de técnicas estatísticas como correlações e regressões lineares e não-lineares. Os modelos semi-empíricos aplicam as mesmas técnicas estatísticas que os modelos empíricos, porém se baseam em parte da teoria da transferência radiativa da água para escolher os melhores comprimentos de onda de reflectância para estimar os COAs (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

Os modelos semi-analíticos e analíticos são aqueles que relacionam as POIs com dados de refletância de subsuperfície (rrs) obtida por sensores imersos na coluna d'água. Modelos analíticos são baseados na simplificação da equação de transferência radiativa e estimam as POIs por meio da reflectância de subsuperfície. A diferença maior entre modelos semi-analíticos e analíticos está no fato de que em modelos semi-analíticos os POIs são calculados pela soma dos POIs de cada COA (MISHRA; OGASHAWARA; GITELSON; 2017).

A vantagem dos modelos analíticos está no fato de não dependerem de POAs e, portanto, poderem ser aplicados a diferentes momentos e locais de coleta. Já os modelos empíricos apresentam facilidade de processamento e não demandam o uso de instrumentos caros para análise a posteriori dos dados de campo. Devido à maior complexidade no desenvolvimento dos modelos analíticos, os modelos empíricos têm sido extensivamente utilizados para estimar COAs a partir de sensoriamento remoto (GHOLIZADEH et. al., 2016).

3.4.1 Modelos bio-ópticos empíricos para águas interiores

Modelos empíricos são modelos bio-ópticos baseados apenas em relações estatísticas entre as medidas espectrais (usualmente valores reflectância de sensoriamento remoto) e os COAs. Diversos modelos bio-ópticos empíricos foram desenvolvidos para estimar parâmetros de qualidade da água.

Allan, Hicks e Brabyn (2007) utilizaram dados do sensor ETM+ do satélite Landsat-7 para gerar modelos bio-ópticos empíricos que estimam clorofila-*a* e profundidade de Secchi nos lagos Rotorua e Taupo, na Nova Zelândia, a partir de bandas regressões lineares entre os COAs e razões de bandas da luz visível. Para a profundidade de Secchi foi ajustado um modelo com $R^2= 0,8$ com as bandas do azul e vermelho.

Chen et. al (2016) utilizou imagens multiespectrais do sensor MODIS a bordo do satélite Terra e desenvolveu modelos bio-ópticos empíricos para estimar a concentração de sólidos suspensos totais nos lagos Poyang e Dongting, na China. O estudo resultou em um modelo baseado na banda do vermelho, com $R^2=0,8$, $RMSE\%=55\%$ e resolução espacial de 250m.

Bernardo (2015) analisou o potencial de aplicação de dados multiespectrais do sensor OLI a bordo do satélite Landsat-8 para estimar a concentração de sólidos em suspensão no reservatório de Barra Bonita-SP. O estudo resultou em modelos empíricos lineares entre SST e as banda do verde, com $R^2=0,6$ e $RMSE\%=22,08\%$.

Andrade (2016) utilizou imagens multiespectrais do sensor OLI a bordo do satélite Landsat-8 e desenvolveu modelos bio-ópticos empíricos para estimar concentração de clorofila-*a*, sólidos suspensos totais e profundidade de Secchi na Lagoa dos Patos-RS. O estudo resultou em modelos de resolução espacial de 30m, com $R^2=0,8$, $R^2=0,6$ e $R^2=0,6$, respectivamente.

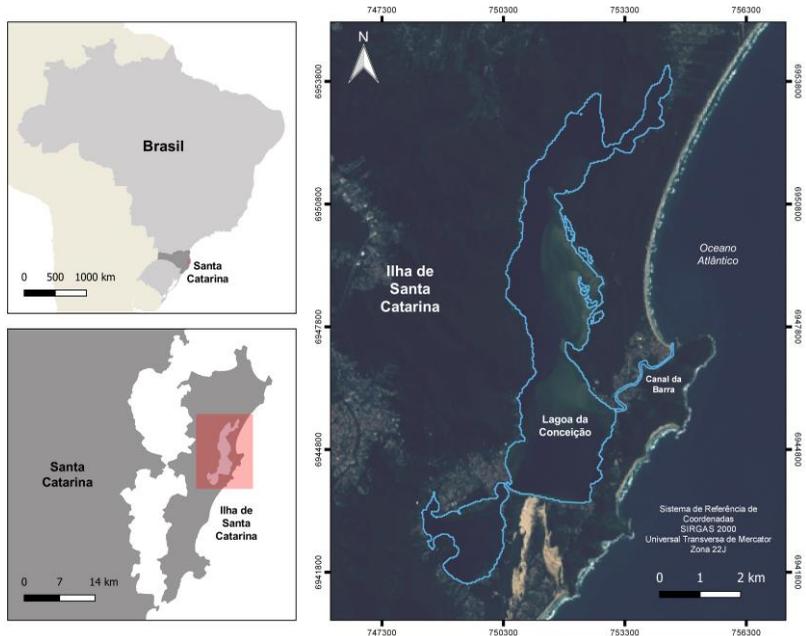
A literatura apresenta diversos modelos bio-ópticos empíricos desenvolvidos para estimar parâmetros de qualidade da água a partir dos sensores de satélites da série Landsat, mais recentemente modelos utilizando o sensor OLI do satélite Landsat-8.

Considerando as vantagens da utilização do sensor OLI do Landsat-8, como resolução espacial e disponibilidade gratuita dos dados, e a importância limnológica do monitoramento da profundidade de Secchi em águas interiores, um modelo bio-óptico para estimar a transparência da água a partir do sensor OLI serviria como uma ferramenta alternativa ou complementar de baixo custo para monitoramento ambiental de sistemas aquáticos interiores.

4.ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa da Conceição é uma laguna costeira de água salobra localizada no município de Florianópolis -Santa Catarina – Brasil, entre as coordenadas 27°37'38" sul, 48°29'3.49" oeste e 27°30'43.66" sul, 48°25'27" oeste. A Figura 6 apresenta sua localização.

Figura 6 - Área de estudo

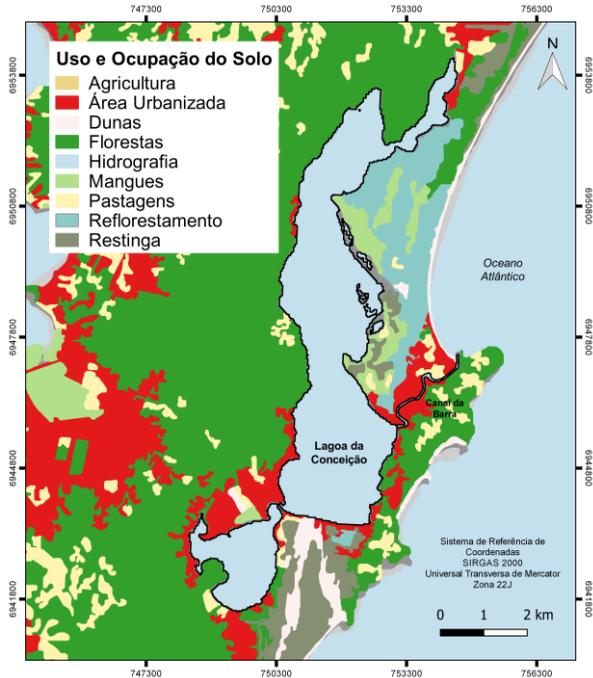


Fonte: O autor.

A Lagoa da Conceição possui aproximadamente 62 km² de área superficial e possui uma ligação com o oceano Atlântico popularmente conhecida como Canal da Barra, que permite a mistura entre a água doce oriunda das contribuições pluviométricas e fluviométricas e a água salobra oriunda do oceano (BIER, 2013). As principais contribuições de água doce acontecem ao norte da laguna através dos rios Gualberto e Rio Vermelho. A laguna pode ser dividida em 2 subsistemas popularmente conhecidos como: “Lagoa de dentro” e “Lagoa de fora”, na qual a Lagoa de dentro localizada a sudoeste é separada do resto da laguna por um estreitamento terrestre. A ocupação do solo da região da Lagoa é bem diversificada. Segundo o mapa de uso e ocupação do solo da

PPMA/FATMA, a região abrange áreas naturais de floresta, restinga, mangue e dunas (GEOAMBIENTE, 2008). Ainda em seu entorno, estão presentes áreas de reflorestamento na região leste da laguna e áreas com intensa urbanização, localizadas principalmente na região da Lagoa do meio, Lagoa de dentro, na região do canal da Barra e ao norte da laguna, na região do rio João Gualberto. Estão presentes também algumas áreas de pastagem dispersas. A Figura 7 apresenta o mapa de uso e ocupação do solo da região:

Figura 7 - Uso e ocupação do solo



Fonte: Geoambiente (2008).

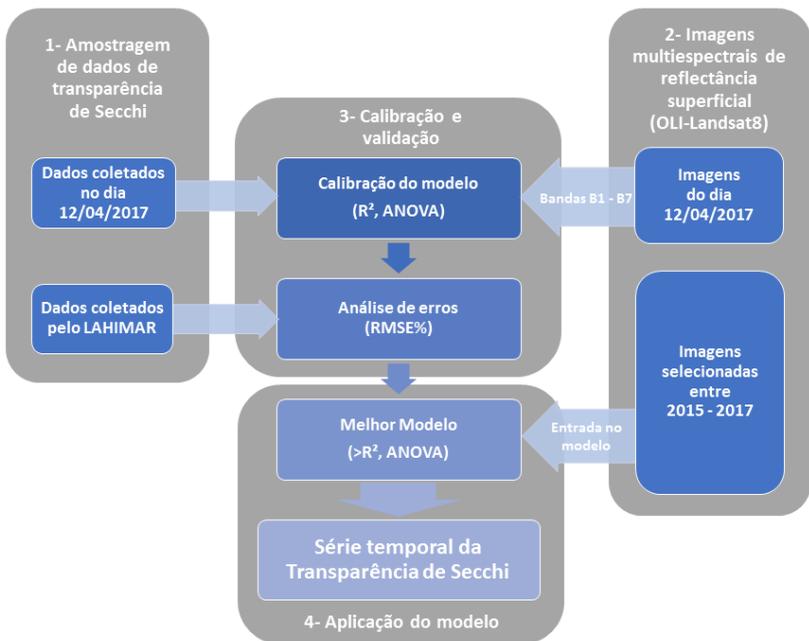
A Lagoa da Conceição sofre os efeitos da intensa utilização antrópica, sendo muito utilizada para pesca, navegação, turismo, esportes diversos e diluição de efluentes (SILVA, 2016). Devido à sua intensa utilização, o aporte de nutrientes, de sedimentos e de matéria orgânica para dentro do sistema é intenso. A laguna tem apresentado um aumento do seu estado trófico nos últimos anos, sendo caracterizada como ambiente eutrófico pelo índice TRIX (*Trophic Index*) (SILVA, 2016).

5.MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Descrição metodológica

O presente trabalho foi desenvolvido conforme diagrama sintetizado apresentado na Figura 8:

Figura 8 - Diagrama sintetizado da metodologia do presente trabalho. RMSE% = percentual da raiz do erro quadrático médio; ANOVA= análise de variância; R^2 =coeficiente de determinação.



Fonte: O autor.

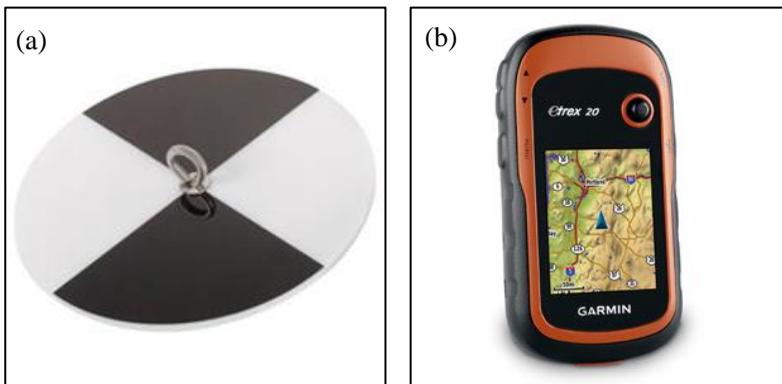
O presente trabalho se divide em quatro etapas majoritárias: a coleta dos dados da profundidade de Secchi na Lagoa da Conceição (1); a etapa de coleta de imagens multiespectrais de reflectância superficial do sensor para a Lagoa (2); a etapa de calibração e validação do modelo (3); e a aplicação do modelo para imagens e datas anteriores a fim de avaliar a evolução da profundidade de Secchi no corpo hídrico (4).

A primeira etapa consiste na obtenção dos dados de transparência de Secchi na laguna utilizados para a calibração do modelo, obtidos através de uma amostragem *in situ*, e na obtenção de dados antigos observados para a comparação com os dados obtidos pelo modelo. Em seguida, segue a aquisição das imagens multiespectrais de reflectância superficial do sensor OLI/Landsat-8 para as datas de amostragem. Posteriormente, segue a etapa de desenvolvimento, calibração e validação do modelo, a partir de análise de correlação, regressão e análise de erros. Definido o modelo bio-óptico a ser utilizado, são selecionadas imagens multiespectrais da laguna para outras datas nas quais será aplicado o modelo e analisa-se a distribuição espaço-temporal da transparência de Secchi na Lagoa.

5.2 Amostragem de dados limnológicos

As informações a respeito da transparência da água em diversos pontos da Lagoa da Conceição foram obtidas a partir de uma amostragem aleatória *in situ* realizada nos subsistemas sul e central da laguna, no dia 12 de abril de 2017, entre 10:00 e 12:00. A escolha da data e horário foram definidas com base na data e horário de passagem do satélite Landsat-8 sobre a laguna. Foram utilizados: um disco de Secchi preto e branco com 30cm de diâmetro preso à uma corda com graduação a cada 0,5m para aferir a profundidade visível; uma trena; e um GPS para obter as coordenadas em UTM de cada ponto, conforme Figura 9.

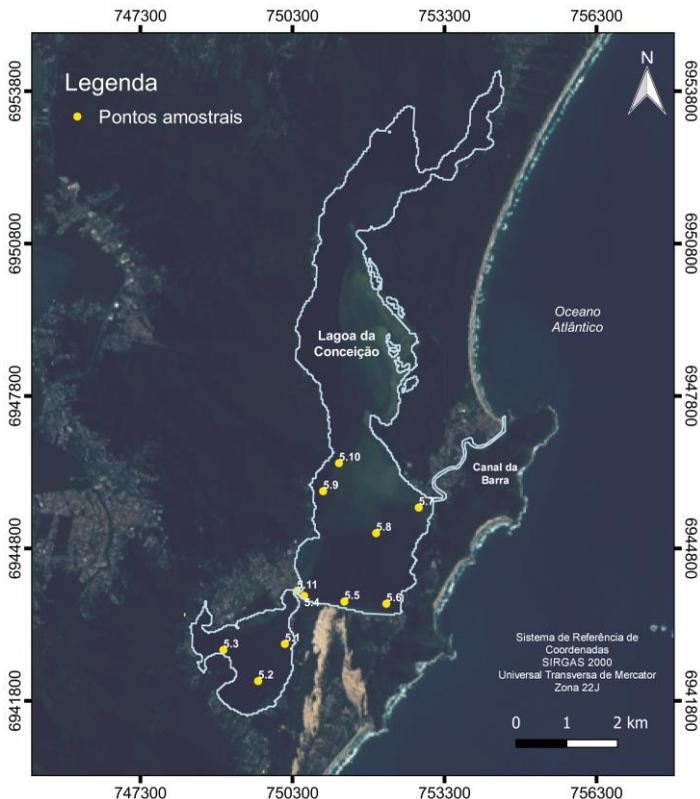
Figura 9 – (a) Disco de Secchi (b) GPS.



Fonte: BigTrap (2012); Garmin (2017)

Uma embarcação motorizada foi utilizada para visitar múltiplos pontos da Lagoa e fazer as medições. O procedimento consistiu no mergulho do disco até a profundidade de desaparecimento, perpendicularmente ao nível d'água. Mediu-se a profundidade de desaparecimento observando a graduação da corda e medindo o restante com a trena. Posteriormente, retirou-se o disco até seu ressurgimento, registrando novamente a profundidade na qual o disco reaparece. A partir das anotações das profundidades de desaparecimento e reaparecimento, calculou-se a média das profundidades, obtendo-se a profundidade de Secchi para o ponto em específico. Ao fim, anotaram-se as coordenadas do ponto de medição obtidas pelo GPS. A Figura 10 apresenta a localização dos pontos amostrais:

Figura 10 – Localização dos pontos amostrais da amostragem do dia 12 de abril de 2017.



Fonte: O autor.

5.3 Aquisição e processamento das imagens

Para a obtenção da reflectância superficial dos pontos amostrados da Lagoa foram utilizadas imagens em formato *Raster(.tiff)* da Lagoa da Conceição produzidas pelo sensor OLI a bordo do satélite Landsat-8 e processadas pela USGS. As imagens foram obtidas a partir do *website* <https://earthexplorer.usgs.gov/> para a data das amostragens de 2015 e 2017. Os produtos obtidos a partir do sensor OLI continham a reflectância superficial de 7 bandas do espectro da luz e um arquivo com a qualidade dos *pixels* quanto a influências atmosféricas.

Tendo em vista que a cobertura de nuvens das imagens pode inviabilizar sua utilização, foram escolhidas imagens com pouca ou nenhuma cobertura de nuvens. Para isso, foram analisados os arquivos contendo a informação sobre a qualidade dos *pixels*, os quais indicam se o *pixel* sofre influência de nuvens ou aerossóis. Imagens com muitos *pixels* sobre influência de nuvens ou aerossóis foram descartadas. A Tabela 3 apresenta as datas das imagens que foram utilizadas no presente trabalho.

Tabela 3 – Imagens multiespectrais do sensor OLI utilizadas

Dia das imagens	Mês da imagem	Ano da imagem	Condição na laguna
12	Abril	2017	Sem nuvens
15	Janeiro	2017	Poucas nuvens
12	Junho	2016	Sem nuvens
04	Maio	2016	Poucas nuvens
20	Janeiro	2016	Sem nuvens
29	Agosto	2015	Sem nuvens
31	Março	2015	Poucas nuvens

Fonte: O autor.

As imagens do dia 12 de abril de 2017 foram utilizadas para obter as informações necessárias para a calibração do modelo. Foram inseridas as coordenadas dos pontos amostrados sobre as imagens das bandas (1 a 7) e extraídos os valores de *Rs* dos *pixels* das imagens referentes aos pontos amostrados no mesmo dia. Para a imagem do dia 12 de abril de 2017, nenhum *pixel* apresentou influência de nuvens ou de aerossóis, portanto as informações de todos os pontos amostrais puderam ser utilizadas.

5.4 Calibração e validação do modelo

A fim de avaliar a relação entre os dados de transparência e reflectância espectral, foram calculados os coeficientes de correlação entre a profundidade do Disco de Secchi (Z_{DS}) (variável independente) e as respostas espectrais (Rs) para cada uma das bandas do sensor OLI (variáveis dependentes). O uso do coeficiente de correlação demonstra se duas variáveis podem ser diretamente proporcionais ($r > 0$) ou inversamente proporcionais ($r < 0$), e a distância do 0 indica a força da correlação entre elas.

As bandas que possuíram boa correlação com a transparência foram escolhidas para o cálculo de regressão simples uni-variada. As regressões foram obtidas a partir de modelagem simples e potencial. As Equações 7 e 8 apresentam a configuração da equação de regressão para os modelos do tipo linear:

$$Y = a.X + b , \quad (7)$$

$$Z_{DS} = a.Rs + b , \quad (8)$$

onde a e b são os coeficientes da função linear, Z_{DS} é a profundidade do DS e Rs é a reflectância superficial.

Já as Equações 9, 10 e 11 apresentam a configuração da equação de regressão do tipo potencial:

$$Y = a.X^b , \quad (9)$$

$$Z_{DS} = a.Rs^b , \quad (10)$$

$$\ln(Z_{DS}) = \ln(a) + b.\ln(Rs) , \quad (11)$$

onde a e b são os coeficientes da função potencial, Z_{DS} é a profundidade do DS e Rs é a reflectância superficial.

Para a avaliação do modelo calibrado, foi calculado o coeficiente de determinação R^2 o qual indica a adequabilidade de um modelo em relação ao ajuste de uma regressão (JOHNSON e WICHERN, 2007) e indica o quanto que de uma variável pode ser explicada por outra. Ainda para avaliar a confiabilidade do modelo gerado foi realizada análise de variância (ANOVA).

A validação do modelo ainda abrange a avaliação da acurácia do modelo de predição a partir de uma análise de erros. Essa análise é uma comparação entre os dados obtidos pelo modelo e dados reais observados, calculando a diferença entre valores estimados e medidos. Entre as medidas para calcular essa diferença está o percentual da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE), apresentado pela Equação 12:

$$\text{RMSE}(\%) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - x_{med})^2}{n}} \times \frac{100.n}{\sum_{i=1}^n (x_{med})}, \quad (12)$$

onde x_i e x_{med} são os valores estimados e observados em campo, respectivamente, e n é o número de amostras.

Para realizar a análise de erros, foram utilizados dados de campanhas amostrais na Lagoa da Conceição realizados pela equipe do Laboratório de Hidráulica Marítima (LAHIMAR) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) nos dias 29 de março de 2015 e 27 de agosto de 2015.

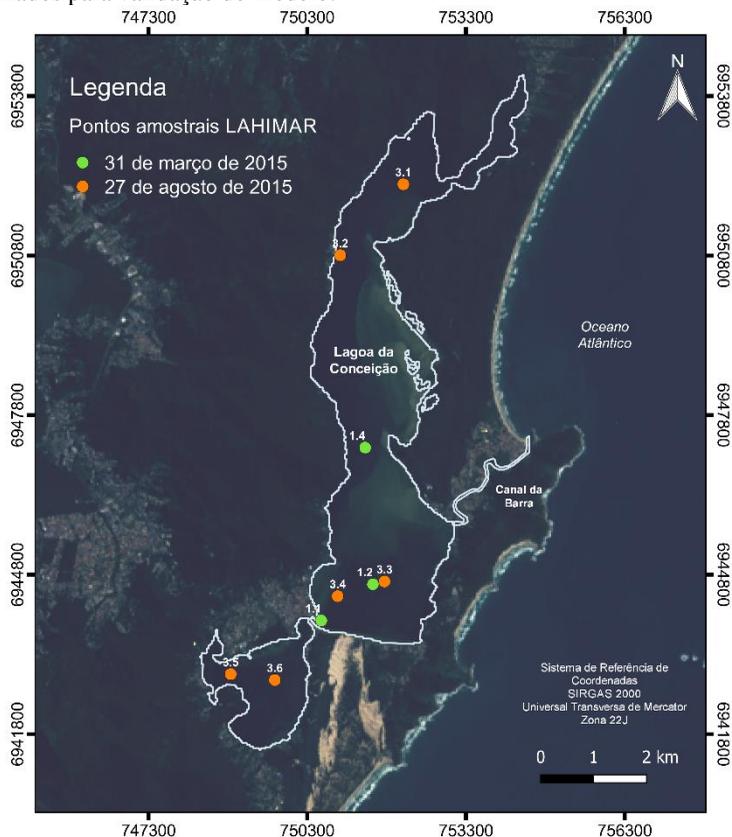
Os dados amostrais de transparência do DS foram comparados com as imagens multiespectrais do sensor OLI das datas mais próximas às campanhas. As imagens escolhidas dos dias 31 de março de 2015 e 29 de agosto de 2015 foram escolhidas para a comparação devido a maior proximidade com as datas da amostragem de campo (4 e 2 dias, respectivamente).

O modelo de previsão com maior coeficiente de determinação R^2 e cuja confiabilidade foi avaliada pela análise de variância (ANOVA), foi aplicado para as imagens multiespectrais das datas de amostragem. Com as imagens obtidas pelo modelo, inseriram-se as coordenadas dos pontos amostrados pelas campanhas do LAHIMAR e extraíram-se os valores de Z_{DS} dos *pixels* com as mesmas coordenadas.

A influência de nuvens e aerossóis foi analisada a partir do arquivo com a qualidade dos *pixels*. A imagem do dia 29 de agosto não apresentou problemas em relação aos fenômenos atmosféricos. Já a imagem do dia 31 de março apresentou a influência de nuvens sobre alguns pontos amostrais. Por essa razão alguns pontos amostrais 3 dos 12 pontos amostrados nas duas datas não foram considerados para a realização da análise de erros, resultando em 9 pontos amostrais para realização da análise de erros.

A Figura 11 apresenta a localização dos pontos amostrais das campanhas realizadas pelo LAHIMAR utilizados para a validação do modelo.

Figura 11 – Localização dos pontos amostrais das campanhas do LAHIMAR utilizados para validação do modelo.



Fonte: O autor.

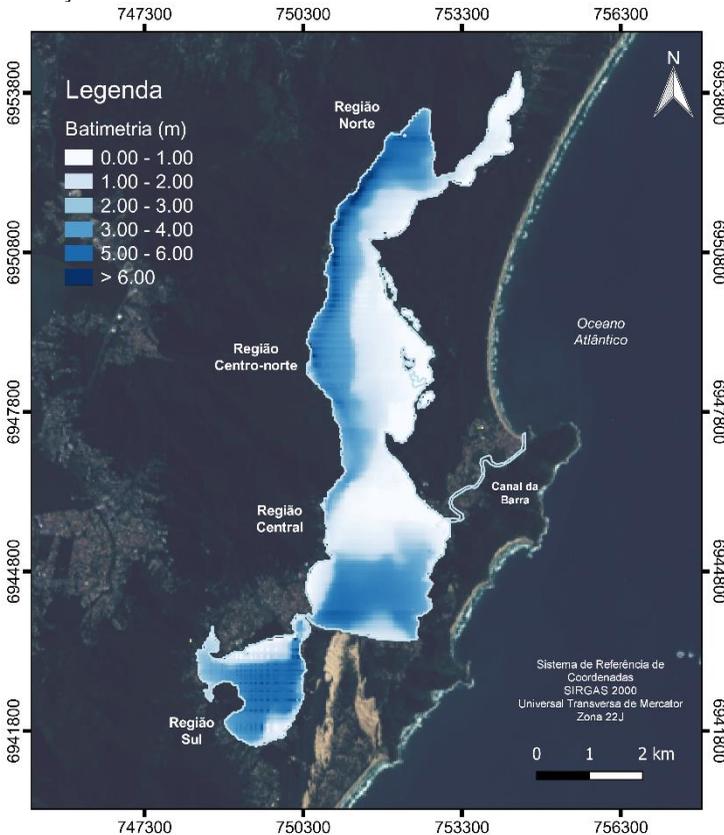
A visualização dos dados, processamento das imagens e as análises estatísticas supracitadas foram realizadas a partir das ferramentas computacionais Microsoft Excel, STATISTICA® e QGIS Essen.

5.5 Aplicação do modelo e análise da série de imagens

O modelo bio-óptico empírico escolhido foi aplicado para as imagens multiespectrais entre 2015 e 2017, cujas datas são apresentadas na Tabela 3. Obteve-se assim uma série de imagens que demonstram a distribuição espaço-temporal da transparência de Secchi para a Lagoa da Conceição.

A primeira análise feita em cima da série de imagens de transparência de Secchi foi a comparação com a batimetria da região da Lagoa. Eventualmente, em regiões mais rasas, onde é possível observar o fundo do corpo hídrico, a profundidade de Secchi assume o valor da profundidade local. O arquivo com as coordenadas dos pontos com levantamento de batimetria (realizado e disponibilizado pelo LAHIMAR) foi transformado em formato *Raster (.tiff)* para comparação com a série de imagens. A Figura 12 apresenta os resultados do levantamento batimétrico (2001) juntamente com a divisão regional da Lagoa da Conceição.

Figura 12 - Levantamento batimétrico (LAHIMAR) e divisão regional da Lagoa da Conceição



Fonte: O autor.

Para avaliar a distribuição temporal da transparência na laguna, foram calculados os gráficos de frequência e frequência acumulada dos valores de profundidade de Secchi dos *pixels* da Lagoa. Com os gráficos de frequência é possível identificar quais os valores de transparência mais frequentes, identificar mudanças entre as imagens de períodos diferentes e tentar associar essas mudanças a alguma variação sazonal e/ou climática. Além de verificar a frequência dos valores de transparência, foi calculada a média das imagens do período entre 2015 e 2017, a partir da média dos valores das diversas imagens para cada *pixel* da área da laguna, avaliando assim o comportamento médio da laguna.

Outra análise feita com a série de imagens foi o cálculo do Índice de Estado Trófico (TSI) com base no Disco de Secchi (DS), segundo Carlson (1977). O índice é simples e utiliza três variáveis: concentração de clorofila, fósforo total e profundidade de Secchi, independentemente para estimar a biomassa de algas. A Equação 12 apresenta a fórmula do cálculo do índice TSI considerando o Disco de Secchi (DS):

$$TSI(DS) = 60 - 14,41 \cdot \ln(DS), \quad (12)$$

O índice foi interpretado a partir dos dados de clorofila e fósforo total de Silva (2016) e pela Tabela 4 que apresenta as classificações de oligotrofia a hipereutrofia de Carlson e Simpson (1996).

Tabela 4 - Classificação do Índice de Estado Trófico (TSI).

TSI	Profundidade de Secchi	Clorofila (µg/L)	Fósforo total (µg/L)	Classificação
< 30	> 4,0	< 2,6	< 12,0	Oligotrófico
20 – 50	4,0 – 2,0	2,6 – 7,3	12,0 – 24,0	Mesotrófico
50 – 70	2,0 – 0,5	7,3 – 56,0	24,0 – 96,0	Eutrófico
>70	< 0,5	> 56,0	> 192,0	Hipereutrófico

Fonte: Carlson e Simpson (1996).

Por fim, foram verificadas possíveis influências de precipitação na distribuição da transparência da água da laguna para cada imagem da série. Para isso, foram utilizados os dados da taxa de precipitação sobre a bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição no período de até 48h antes do registro das imagens de satélite do sensor OLI. Esses dados foram obtidos a partir do satélite TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*), disponibilizados e visualizados pelo aplicativo online GIOVANNI pelo website: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> (NASA, 2017).

6.RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Correlação entre transparência e os dados do OLI/Landsat-8

A estatística descritiva dos valores de profundidade do Disco de Secchi para os 11 pontos amostrais do dia 12 de abril de 2017 são apresentadas na Tabela 5

Tabela 5 – Estatística descritiva da amostragem do dia 12 de abril de 2017.

Medida Estatística	Profundidade do DS (m)
Média	1,79
Mediana	2,00
Mínimo	1,23
Máximo	2,12
Desvio Padrão	0,30

Fonte: O autor.

A partir da amostragem do dia 12 de abril de 2017 observaram-se valores de transparência do Disco de Secchi (DS) variando entre 1,23m e 2,12m. Os valores mais baixos foram registrados na região sul da laguna (“Lagoa de Baixo”) e na região próxima ao Canal da Barra. Já os maiores valores foram observados nas partes mais profundas da região central.

A distribuição dos valores de transparência observados no dia 12 de abril se aproximam da distribuição dos valores observados pelas amostragens dos dias 27 de agosto e 29 de março de 2015, onde a parte sul da laguna apresenta valores menores de transparência em relação à região central.

A transparência de Secchi mais baixa nas regiões da “Lagoa de Baixo” deve-se possivelmente ao lançamento de cargas orgânicas domésticas e sedimentares oriundas da região urbanizada ao seu redor e pela sua hidrodinâmica da região sul da laguna. A “Lagoa de dentro” apresenta um sistema quase que fechado devido à sua conexão estrangulada com a “Lagoa de dentro”. Essa estrangulação tende a dificultar o transporte de sólidos entre os subsistemas, concentrando os despejos no sistema. O fato de que boa parte da área urbanizada da Lagoa da Conceição está localizada as margens da “Lagoa de dentro”, o qual é um subsistema estrangulado de menor dimensão possivelmente contribui para os menores valores de transparência de Secchi observados nas amostragens *in situ*.

A Tabela 6 apresenta os resultados da correlação entre os dados de transparência de Secchi do dia 12 de abril de 2017 e os dados de reflectância superficial (Rs) para cada uma das bandas do sensor OLI.

Tabela 6 - Coeficiente de correlação de Pearson entre a Rs das bandas do sensor OLI e da profundidade do DS.

Banda do sensor OLI	Faixa de comprimento de onda λ (nm)	Coeficiente de correlação de Pearson
B1	430 - 450	-0,71
B2	450 – 510	-0,81
B3	530 – 590	-0,83
B4	640 – 670	-0,84
B5	850 – 880	-0,60
B6	1.570 – 1.650	-0,60
B7	2.110 – 2.290	-0,31

Fonte: O autor.

Observa-se que os valores de reflectância possuem correlação inversa com a profundidade de Secchi. Essa correlação inversa já é esperada tendo em vista que redução da transparência está relacionado a maior presença de sólidos suspensos, os quais aumentam o espalhamento da radiação incidente, incluindo o espalhamento de volta para o sensor, aumentando assim a reflectância (GHOLIZADEH et. al., 2016). As melhores correlações foram observadas entre as bandas B4 (vermelho), B3 (verde) e B2 (azul).

6.2 Calibração e validação do modelo

A Tabela 7 apresenta os resultados estatísticos dos modelos ajustados com as bandas B2, B3 e B4.

Tabela 7 – Estatísticas dos modelos de estimativa da profundidade do DS.

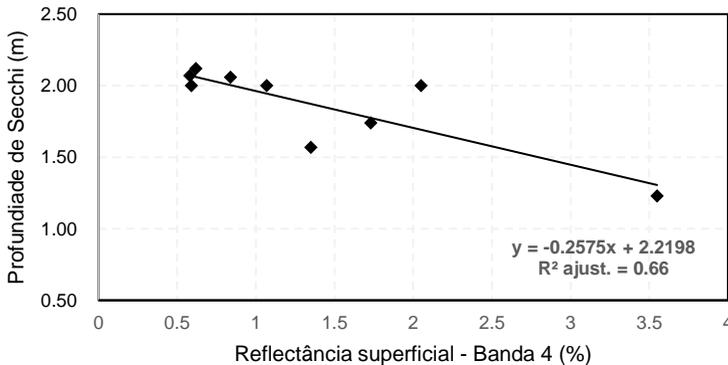
Banda do sensor OLI	Modelo	R² ajust.	Erro padrão (m)	Teste F (p-valor)	Observações
B2	linear	0,61	0,186	< 0,01	10
	potencial	0,28	0,152	0,082	10
B3	linear	0,64	0,179	< 0,01	10
	potencial	0,59	0,114	< 0,01	10
B4	linear	0,66	0,172	< 0,01	10
	potencial	0,57	0,117	< 0,01	10

Fonte: O autor.

Observa-se que os modelos de regressão lineares ajustados obtiveram melhores coeficientes de determinação que os modelo potenciais. O modelo que obteve maior coeficiente de determinação foi o modelo linear entre a R_s da banda B4 com a transparência da água, alcançando um poder explicação de 66%. Por obter os melhores resultados entre as regressões o modelo empírico linear com a banda B4 foi escolhido para a etapa de aplicação do modelo. A análise de erros entre os dados observados e os resultantes do modelo resultou em um RMSE% de 18,8%. Os resultados observados no desenvolvimento do modelo empírico vão de encontro aos de estudos como de Andrade (2016) e Chen. et al. (2016), onde a transparência, relacionada com sólidos suspensos, possui correlação inversa com a reflectância da banda do vermelho. Comparativamente, o RMSE% de 18,8% obtido pelo modelo empírico escolhido é aceitável, considerando que o valor é relativamente baixo se comparado a erros obtidos por outros modelos bio-ópticos de trabalhos como de Bernardo (2015) e Chen. et al. (2016).

As Figuras 13 e 14 apresentam os resultados gráficos da regressão linear entre a Profundidade de Secchi e a Reflectância da banda 4.

Figura 13 - Gráfico entre profundidade de Secchi e a reflectância superficial da banda 4 e modelo linear obtido.

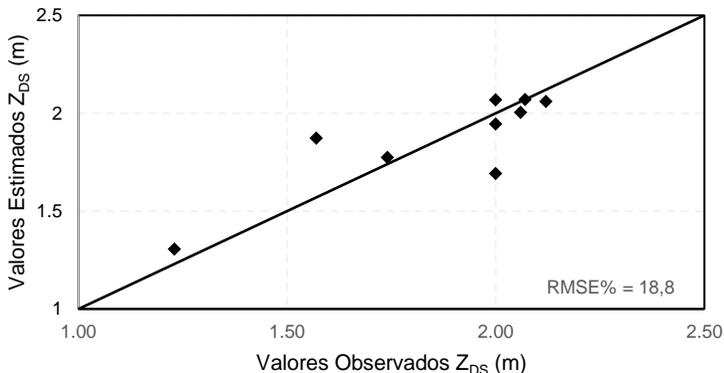


Fonte: O autor.

A Equação 13 apresenta o modelo bio-óptico para estimar a profundidade de Secchi.

$$Z_{DS}(m) = -0.257 \cdot R_s(\%) + 2.219 \quad (13)$$

Figura 14 – Gráfico entre valores observados e estimados de profundidade de Secchi.

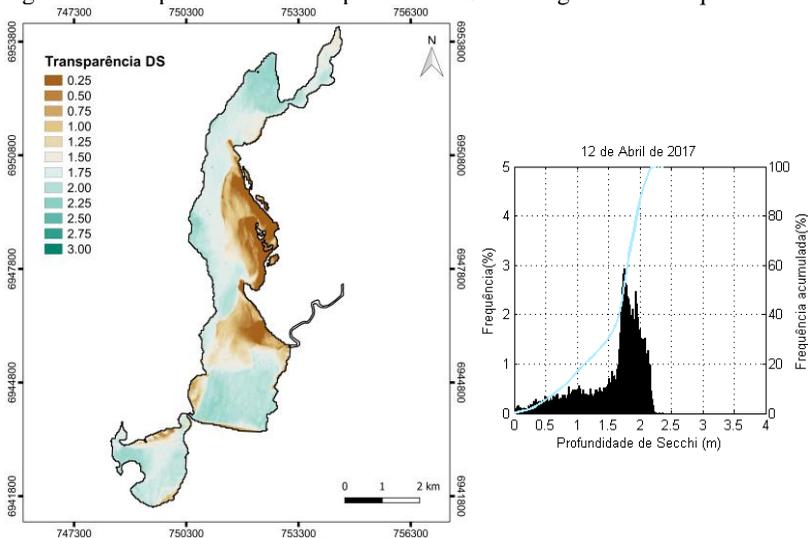


Fonte: O autor.

6.3 Aplicação do modelo na série de imagens

A Figura 15 apresenta o mapa da transparência de Secchi para o dia 12 de abril de 2017 e seu gráfico de frequência.

Figura 15 – Mapeamento da transparência de Secchi e gráfico de frequência.



Fonte: O autor.

Ao analisar a imagem produzida pelo modelo para o dia 12 de abril de 2017, é possível notar que a Lagoa apresentou uma transparência heterogênea. Em comparação com a batimetria da laguna, nota-se que em regiões com menor profundidade, localizadas majoritariamente na parte centro-leste do corpo hídrico e em algumas regiões costeiras do subsistema sul, região central e região norte, apresentam profundidade de Secchi menor em relação ao restante da laguna. Em algumas partes isso ocorre, pois, a profundidade de Secchi atinge o fundo da Lagoa, assumindo o valor da profundidade do local. Em outras regiões a transparência chega a ser inferior que a profundidade do local, devido a resuspensão de material do fundo do corpo hídrico, possivelmente devido a agitação das ondas.

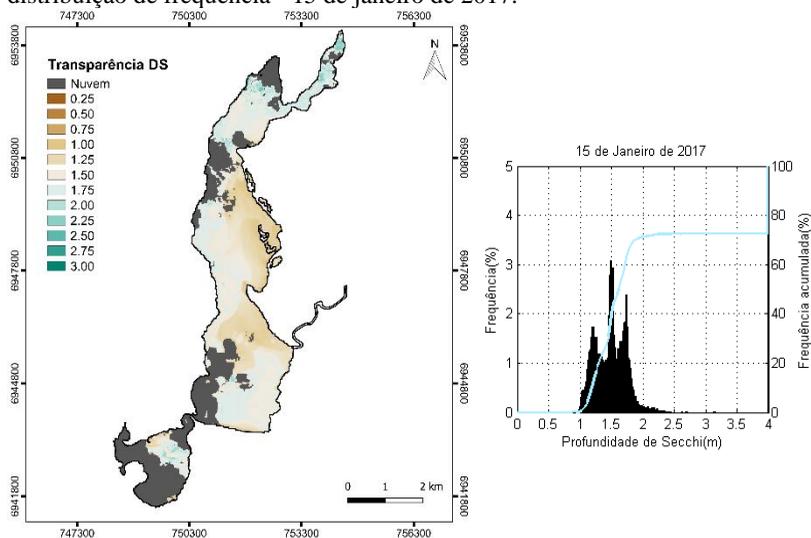
Observando o gráfico de frequência, percebe-se que as profundidades de Secchi mais frequentes estão entre 1,5 e 2m, ainda que sejam observadas transparências entre 0,0 e 1,5m em menor frequência, devido a influência das regiões rasas. Não foram estimadas profundidades de Secchi maiores que 2,5m para o dia 12 de abril de 2017.

Desconsiderando os efeitos causados pela influência de fundo, o mapa com a distribuição da transparência a água indica uma transparência ligeiramente menor na região sul da laguna quando comparada com a região central. Essa característica de menor transparência na região da “Lagoa de Dentro” deve-se possivelmente ao lançamento de descargas orgânicas domésticas e sedimentares oriundas da região urbanizada periféricas, suas menores dimensões e seu isolamento do resto do sistema devido a um estreitamento terrestre. Esses resultados entram em concordância com resultados encontrados por Silva (2016), onde a região sul da Lagoa apresenta maiores valores de índice trófico, devido ao adensamento populacional e a presença de macroalgas.

Segundo os dados da taxa de precipitação obtidas pelo satélite TRMM das 48h anteriores ao dia 12 de abril de 2017, foi registrada uma taxa de precipitação de 0,87mm/h na região da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição no dia 10/04/2017 entre 19:30 e 22:30. Apesar do registro de precipitação, a distância temporal de 27 horas e a baixa taxa de precipitação impedem grandes conclusões a respeito da influência da precipitação sobre a laguna para essa data.

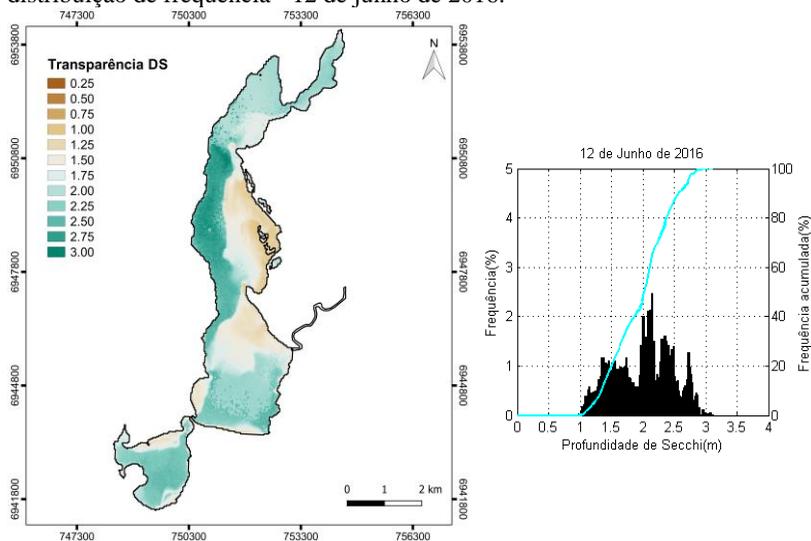
O modelo bio-óptico empírico foi aplicado às imagens multiespectrais entre 2015 e 2017. As Figuras 16, 17, 18, 19, 20 e 21 apresentam o mapeamento da transparência de Secchi para as datas contempladas na Tabela 3 e seus respectivos gráficos de frequência.

Figura 16 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 15 de janeiro de 2017.



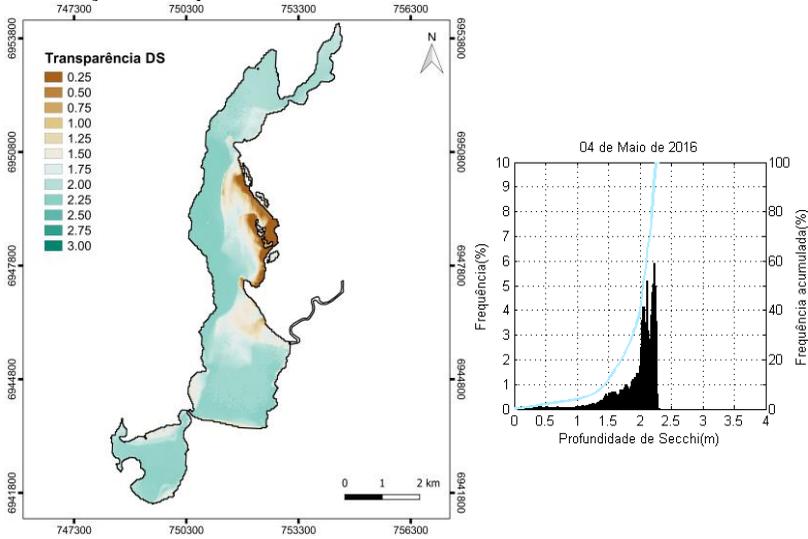
Fonte: O autor.

Figura 17 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 12 de junho de 2016.



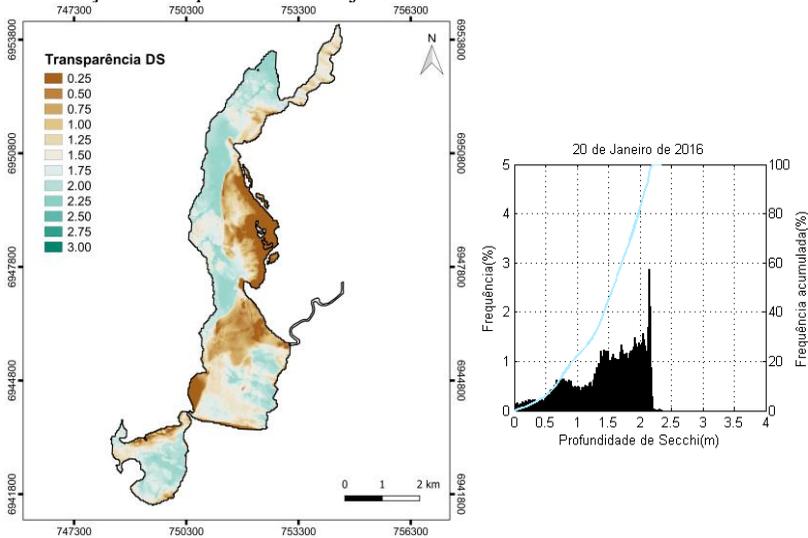
Fonte: O autor.

Figura 18 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 04 de maio de 2016.



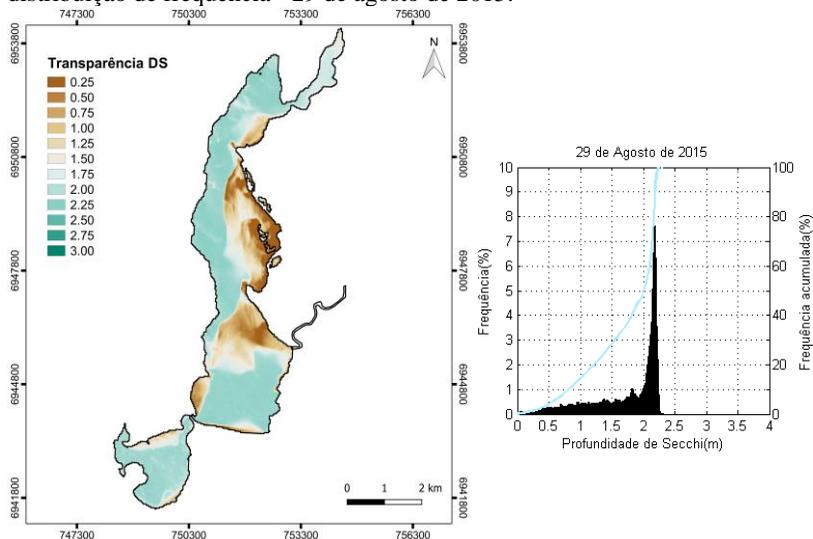
Fonte: O autor.

Figura 19 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 20 de janeiro de 2016.



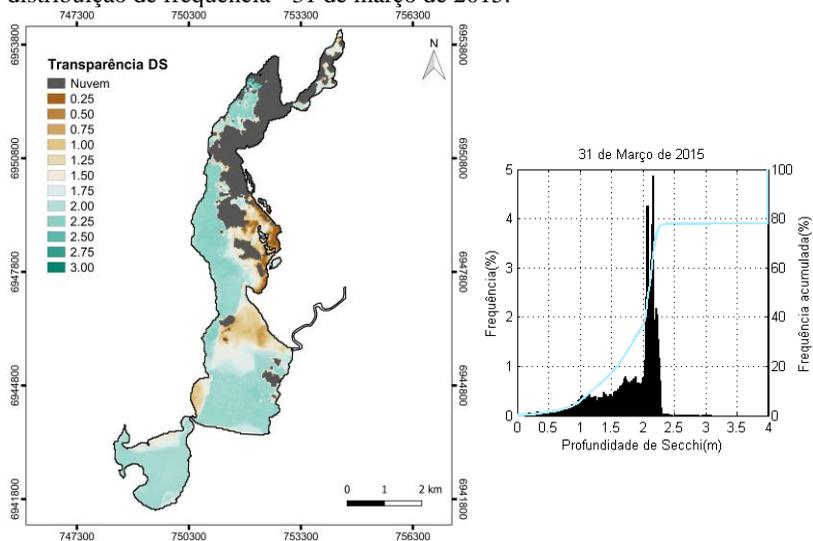
Fonte: O autor.

Figura 20 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 29 de agosto de 2015.



Fonte: O autor.

Figura 21 – Mapeamento da transparência de Secchi na Lagoa da Conceição e distribuição de frequência - 31 de março de 2015.



Fonte: O autor.

As imagens do dia 15 de janeiro de 2017 e 31 de março de 2015 apresentaram influência de nuvens, impedindo a visualização de algumas regiões da laguna. As mesmas imagens apresentaram aproximadamente 25% e 20% de cobertura de nuvens, respectivamente.

Analisando a série de imagens produzidas pelo modelo e seus respectivos gráficos de distribuição observa-se uma maior variação da transparência em regiões rasas e pouca variação nas regiões profundas. A distribuição espacial e os gráficos de frequência são similares entre os períodos, apresentando profundidades de Secchi mais frequentes entre 1,75 e 2,25m, com exceção da imagem do dia 15 de janeiro de 2017, devido a influência de nuvens sobre regiões profundas.

A transparência das regiões mais rasas do centro-leste e algumas regiões costeiras, sofrem maior variação temporal. Esse comportamento pode ser possivelmente explicado devido a resuspensão de sólidos do fundo causado pela agitação das ondas.

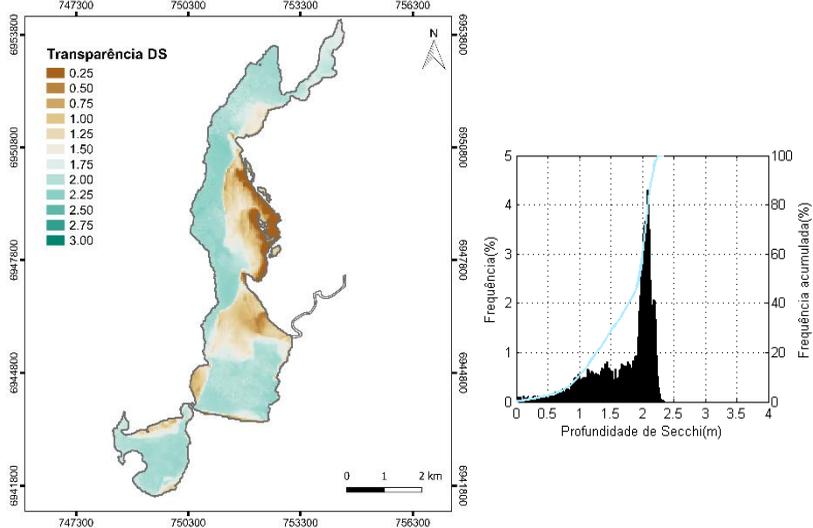
Considerando uma análise sazonal, percebe-se que a imagem de janeiro de 2016 apresenta menor transparência em áreas costeiras urbanizadas das regiões sul, central e norte, em relação às imagens de outros períodos do ano. Esse comportamento pode ser explicado possivelmente pelas maiores contribuições de cargas orgânicas domésticas e sedimentares oriundas da população flutuante (turistas) na região, tendo em vista que os meses de dezembro, janeiro e fevereiro são meses de alta temporada (Silva 2016). A imagem de janeiro de 2017 não permitiu contribuir com a análise devido à influência de nuvens nas regiões urbanizadas.

Segundo os dados da taxa de precipitação na região da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição do satélite TRMM, os únicos dias que registraram precipitação nas 48h anteriores à captura da imagem, foram os dias 12 de abril de 2017 e 31 de março de 2015. Para o dia 31 de março de 2015, foi registrada uma taxa de precipitação média de 1,31mm/h no dia 29/03/2015 entre 13:30 e 22:30 e 0,18mm/h no dia 30/03/2015 entre 7:30 e 13:30.

É possível perceber que tanto no dia 12 de abril de 2017 quanto no dia 31 de março de 2015, os valores de transparência para a região sul da Lagoa foram menores que na região central. No dia 31 de março, a média dos valores de transparência nas áreas profundas da região sul foi 10cm inferior que nas áreas profundas da região central, que por sua vez foi 10cm inferior que a média da transparência nas áreas profundas da região centro-norte. Verifica-se uma influência da precipitação na distribuição da transparência na Lagoa em regiões de adensamento urbano, devido, possivelmente, aos lançamentos oriundos da drenagem urbana e pluvial.

A imagem de junho de 2016 apresentou as maiores transparências na Lagoa da Conceição do período analisado, especialmente nas regiões profundas da região centro-norte. Entre os possíveis motivos para essa maior da transparência na Lagoa estão: o período de baixa temporada; a ausência de precipitação nas últimas 48h; e a falta de influência da resuspensão de fundo. A Figura 22 apresenta o comportamento médio dos valores de transparência da laguna obtidos para cada *pixel* das imagens da série.

Figura 22 - Média das imagens de mapeamento de transparência de Secchi entre 2015 – 2017 e distribuição de frequência.



Fonte: O autor.

O gráfico de frequência da imagem média do período mostra que as profundidades de Secchi mais frequentes estão entre 1,90 e 2,20m. Calculando o Índice de Estado Trófico (TSI) com base nesses valores de profundidade de Secchi, segundo Equação 12, obtém-se um TSI que varia entre 49 – 51. De acordo com a Tabela 4, esses valores são limites entre classificação de ambiente mesotrófico e eutrófico. Ainda que seja essencial avaliar a concentração de fósforo e clorofila para calcular o Índice de Estado Trófico (TSI) total, a classificação obtida somente com o cálculo da transparência de Secchi entrou em concordância com os resultados obtidos por Silva (2016), onde o estado trófico da Lagoa da Conceição passou a variar entre mesotrófico e eutrófico a partir de 2007.

7.CONCLUSÃO

O trabalho mostrou o potencial de utilização de dados do sensor OLI a bordo do satélite Landsat-8 para estimar remotamente a transparência da água da Lagoa da Conceição. Foi desenvolvido um modelo bio-óptico empírico para estimar a profundidade de Secchi na Lagoa da Conceição a partir de imagens multiespectrais da banda B4(vermelho) do sensor OLI/Landsat8. O modelo desenvolvido a partir de regressão linear simples apresentou bons resultados quando comparado com a literatura ($R^2=0,66$; $RMSE=18,8\%$; resolução espacial de 30m).

A aplicação do modelo para a série de imagens da laguna permitiu identificar uma distribuição espacial heterogênea da transparência na Lagoa, onde regiões próximas ao adensamento urbano possuem menores valores de transparência. Valores médios entre 1,75 e 2,25m foram observados mais frequentemente ao longo da Lagoa. Os resultados sugerem que a região sul, apresenta maior influência do aporte de cargas domésticas e sedimentares oriundas da região urbana em relação às demais regiões. O monitoramento da transparência na região sul, em especial, deve permanecer a fim de evitar possíveis danos à comunidade bentônica, crescimento de algas e comprometimento da qualidade da água. Fatores como: proximidade de regiões urbanas; precipitação; contribuições de drenagem; presença de população flutuante na região (turistas); e resuspensão de materiais do fundo foram apontados como prováveis influenciadores da transparência na Lagoa.

Recomenda-se a utilização do modelo em imagens de outros períodos e estudar a influência de outros fatores como: vento, sazonalidade climática, navegação e hidrodinâmica na Lagoa e no Canal da Barra. Possíveis recalibrações do modelo a partir de novas amostragens de transparência no sistema também podem ser realizadas.

Considerando os resultados obtidos, conclui-se que os dados multiespectrais do sensor OLI possuem alto potencial para estimar e monitorar a transparência da água na Lagoa. Certamente o modelo bio-óptico desenvolvido serve como uma ferramenta alternativa ou complementar de baixo custo para avaliar a distribuição espaço-temporal da transparência na laguna e assim ajudar a compreender, gerenciar e a proteger o sistema aquático da Lagoa da Conceição.

8.REFERÊNCIAS

ALLAN, Mathew G.; HICKS, Brendan J.; BRABYN, Lars. **Remote sensing of water quality in the Rotorua lakes**. Hamilton: The University Of Waikato, 2007.

ANDRADE, Alice César Fassoni de. **Dados MODIS e Landsat-8 aplicados para análise da água da Lagoa dos Patos, RS**. 2016. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

BERNARDO, Nariane Marselhe Ribeiro. **Análise do Potencial do Sensor OLI (Operational Land Imager) a bordo do Landsat-8 em estimar a concentração de Sólidos Totais em Suspensão no Reservatório de Barra Bonita**. 2015. 119 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Cartográficas, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2015.

BIER, Felipe Bublitz. **Caracterização morfométrica e hidrologia da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição, Florianópolis - SC**. 2013. 115 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

BIGTRAP. **Equipamentos de Captura e Pesquisa de Fauna**. 2017. Disponível em: <<http://bigtrapequipamentos.blogspot.com.br/>>. Acesso em: 22 abr. 2017.

BILOTTA, G.S.; BRAZIER, R.E.. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research**, v. 42, n. 12, p.2849-2861, jun. 2008. Elsevier BV.

BUKATA, Robert P. et al. **Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters**. Boca Raton: Crc Press, 1995.

CAMPBELL, James B.; WYNNE, Randolph H.. **Introduction to Remote Sensing**. 5. ed. Nova Iorque: The Guilford Press, 2011.

CARLSON, Robert E.. A trophic state index for lakes. **Limnology And Oceanography**, Minneapolis, v. 22, n. 2, p.361-369, mar. 1977.

CARLSON, Robert E.; SIMPSON, Jonathan. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Method**. North American Lake Management Society, 1996. 96 p.

CHEN, Fangyuan et al. A MODIS-Based Retrieval Model of Suspended Particulate Matter Concentration for the Two Largest Freshwater Lakes in China. **Sustainability**, v. 8, n. 8, p.832-846, 22 ago. 2016. MDPI AG.

ESTEVEES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 226 p.

FIELD, Chris B. et al. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. **Science**, Standfort, v. 5374, n. 281, p.237-240, jul. 1998.

GARMIN. **ETrex®20**. 2017. Disponível em:
<<https://buy.garmin.com/en-US/US/p/87771>>. Acesso em: 22 abr. 2017.

GEOAMBIENTE Sensoriamento Remoto Ltda. Projeto de Proteção DA Mata Atlântica em Santa Catarina (PPMA / SC). **Relatório Técnico do Mapeamento Temático Geral do Estado de SC**. São José dos Campos. Agosto 2008. 90 p.

GHOLIZADEH, Mohammad; MELESSE, Assefa; REDDI, Lakshmi. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. **Sensors**, Miami, v. 16, n. 8, p.1298-1341, 16 ago. 2016. MDPI AG.

INTERNATIONAL OCEAN COLOUR COORDENATING GROUP (IOCCG). **Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters**. Dartmouth: Reports Of The International Ocean-colour Coordinating Group, No. 3, Ioccg, 2000.

JENSEN, John R.. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em Recursos Terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 598 p.

JOHNSON, Richard A.; WICHERN, Dean W.. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. 6. ed. Pearson Higher Ed, 2007. 800 p.

KIRK, John T. O.. **Light and Photosynthesis**: in Aquatic Ecosystems. 3. ed. Nova Iorque: Cambridge University Press, 2011. 638 p.

LANGLAND, Michael; CRONIN, Thomas. **A Summary Report of Sediment Processes in Chesapeake Bay and Watershed**. Nova Cumberland: United States Geological Survey, 2003. (Water-Resources Investigations Report 03-4123).

MADRID, Yolanda; ZAYAS, Zoyne Pedrero. Water sampling: Traditional methods and new approaches in water sampling strategy. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, Madrid, v. 26, n. 4, p.293-299, abr. 2007. Elsevier BV.

MCDONALD, Thomas A.; KOMULAINEN, Hannu. Carcinogenicity of the Chlorination Disinfection By-Product MX. **Journal Of Environmental Science and Health, Part C**, v. 23, n. 2, p.163-214, jul. 2005. Informa UK Limited.

MISHRA, Deepak R.; OGASHAWARA, Igor; GITELSON, Anatoly A.. **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**. Cambridge: Elsevier, 2017.

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

MORAES, Danielle Serra de Lima; JORDÃO, Berenice Quinzani. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, Corumbá, v. 36, n. 3, p.370-374, jun. 2002. FapUNIFESP (SciELO).

MOREL, A.. Bio-optical Models. **Encyclopedia Of Ocean Sciences**, p.317-326, 2001. Academic Press Elsevier.

MOSES, Wesley J. et al. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. **Water Research**, v. 46, n. 4, p.993-1004, mar. 2012. Elsevier BV.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION - NASA. **Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM)**. 2017. Disponível em: <<https://trmm.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 22 abr. 2017.

SILVA, Victor Eduardo Cury. **Análise espaço temporal do estado trófico de uma laguna costeira subtropical: Lagoa da conceição**. 2016. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

SMITH, Raymond C.; BAKER, Karen S.. Optical classification of natural waters 1. **Limnology And Oceanography**, v. 23, n. 2, p.260-267, mar. 1978. Wiley-Blackwell.

SOIL & WATER CONSERVATION SOCIETY OF METRO HALIFAX - SWCSMH. **Secchi Disk**. 2017. Disponível em: <<http://lakes.chebucto.org/DATA/PARAMETERS/SD/sd.html>>. Acesso em: 22 abr. 2017.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. United States Geological Survey, 2016.

_____. **Product Guide: Landsat 8 Surface Reflectance Code (LASRC) Product**. 4. ed.: United States Geological Survey, 2017.

VON SPERLING, Marcus; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Biological Wastewater treatment in warm climate regions**. Londres: Iwa, 2005. 810 p.

WETZEL, Robert G.. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press Elsevier, 2001. 1006 p.

9.APÊNDICE A

Figura 23 - Lagoa da Conceição (subsistema sul) no dia da amostragem - 12 de abril de 2017.



Fonte: O Autor.

Figura 24 - Lagoa da Conceição (subsistema central à esquerda e subsistema sul à direita) no dia amostragem - 12 de abril de 2017.



Fonte: O Autor.

Figura 25 - Lagoa da Conceição (noroeste do subsistema central) no dia da amostragem - 12 de abril de 2017.



Fonte: O Autor.

Figura 26 - Medição da profundidade de Secchi no subsistema sul da Lagoa a Conceição - 12 de abril de 2017.



Fonte: O Autor.

Figura 27 - Medição da profundidade de Secchi no subsistema sul da Lagoa da Conceição - 12 de abril de 2017.



Fonte: O Autor.