



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Leonardo Ruschel Horn

**Caracterização do comportamento da concentração de clorofila-a em uma laguna
costeira, com o uso de modelos bio-ópticos de sensoriamento remoto**

Florianópolis
2021

Leonardo Ruschel Horn

Caracterização do comportamento da concentração de clorofila-a em uma laguna costeira, com o uso de modelos bio-ópticos de sensoriamento remoto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Davide Franco Dr.

Coorientadora: Profa. Patrícia Kazue Uda Dra.

Florianópolis

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

Horn, Leonardo Ruschel
Caracterização do comportamento da concentração de
clorofila-a em uma laguna costeira, com o uso de modelos
bio-ópticos de sensoriamento remoto / Leonardo Ruschel Horn
; orientador, Dr. Davide Franco, coorientador, Dra.
Patrícia Kazue Uda, 2021.
140 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, , Programa de Pós-Graduação em , Florianópolis,
2021.

Inclui referências.

1. . 2. Sentinel-2 MSI. 3. Landsat-5 TM. 4. Clorofila
a. 5. Lagoa da Conceição. I. Franco, Dr. Davide. II. Uda,
Dra. Patrícia Kazue. III. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em . IV. Título.

Leonardo Ruschel Horn

Caracterização do comportamento da concentração de clorofila-a em uma laguna costeira, com o uso de modelos bio-ópticos de sensoriamento remoto

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Leonardo Hoinaski, Dr.

Instituição UFSC

Prof. Marcelo Predoso Curtarelli, Dr.

Instituição Fundação CERTI

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Davide Franco, Dr.

Orientador

Florianópolis, 2021.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que se dispuseram e cooperaram de alguma forma com o desenvolvimento desta pesquisa.

Em especial, agradeço ao prof. Davide Franco e à profa. Patrícia Kazue Uda pelos ensinamentos e paciência durante a caminhada.

Agradeço à Priscilla e ao Gui, por toda a parceria nos cafés, RUs, campos, laboratórios e risadas.

À Vitória, por se aventurar, literalmente, em campos pesados, pelo companheirismo e vontade de ajudar.

Aos meus pais, pelo apoio incondicional.

Ao pessoal do LIMA, Aline e Rafaela, por toda a ajuda nas análises laboratoriais.

Ao pessoal do Táxi Náutico, em especial ao Higor, por realizar a maior parte dos campos do trabalho, tornando a jornada muito agradável – e rápida.

Ao Lucas, por me ajudar no primeiro e mais difícil campo.

E aos meus amigos, vocês valem tudo valer a pena.

RESUMO

Atualmente, o monitoramento de qualidade da água na laguna se dá por meio de coletas *in situ* e posterior análise em laboratório – processo altamente custoso e trabalhoso. Neste cenário, o sensoriamento surge como uma técnica alternativa para o monitoramento da qualidade da água do corpo hídrico, que permite a análise espacial dos resultados. A Lagoa da Conceição (LdC), maior corpo lagunar da Ilha de Santa Catarina, é um ambiente estuarino e estrangulado por um canal que o liga ao oceano. Compreender o comportamento sazonal e espacial dos principais parâmetros hidrológicos e nutrientes da Lagoa da Conceição é fundamental para compreensão dos processos físicos e qualitativos do local. Com o uso de imagens dos satélites Landsat-5 TM e Sentinel-2 MSI e de dados batimétricos, foram analisadas áreas homogêneas de comportamento espectral com relação a profundidade, o que resultou na separação da laguna em três regiões distintas: Rasa, Transição e Profunda. Com base nas regiões definidas, novos pontos de amostragem foram selecionados e quatro campanhas realizadas levantaram 240 dados de concentração de clorofila-a. Diferentes modelos bio-ópticos foram testados, calibrados e validados para dois períodos: por meio do uso de dados de 2001-2011 e imagens Landsat-5 TM e dados da nova campanha e imagens Sentinel-2 MSI. Para o período de aquisição de imagens do Landsat-5 TM, foi possível calibrar um modelo bio-óptico para a região Profunda do Subsistema Sul ($R^2=0,86$) e para o período do Sentinel-2 MSI, foi calibrado/validado um modelo para o mesmo local ($R^2_c = 0,67$, $R^2_v = 0,51$). Para o primeiro período, a espacialização do modelo calibrado demonstrou um comportamento homogêneo espacialmente, com pequenas variações (0 a 20 $\mu\text{g/L}$), mas sem padrão sazonal definido. Para o segundo período, a espacialização do modelo demonstrou a predominância de valores mais elevados de concentração de clorofila a e evidente sazonalidade no ano de 2020. O presente trabalho corrobora a necessidade de estudos avançados de sensoriamento remoto em áreas de transição, como lagunas costeiras. Apesar da influência das forçantes climáticas, foi possível desenvolver um modelo para o monitoramento da concentração da clorofila-a em uma área da LdC.

Palavras-chave: Landsat-5 TM. Sentinel-2 MSI. Lagoa da Conceição. Clorofila-a. Modelos bio-ópticos.

ABSTRACT

Currently, the monitoring of water quality in the lagoon takes place through in situ collections and subsequent analysis in the laboratory – a highly costly and laborious process. In this scenario, sensing emerges as an alternative technique for monitoring the water quality of the water body, which allows for the spatial analysis of the results. Lagoa da Conceição (LdC), the largest lagoon body on the island of Santa Catarina, is an estuarine environment and strangled by a channel that connects it to the ocean. Understanding the seasonal and spatial behavior of the main hydrological and nutrient parameters of Lagoa da Conceição is essential for understanding the physical and qualitative processes of the site. Using images from the Landsat-5 TM and Sentinel-2 MSI satellites and bathymetric data, homogeneous areas of spectral behavior were analyzed in relation to depth, which resulted in the separation of the lagoon into three distinct regions: Shallow, Transition and Deep. Based on the defined regions, new sampling points were selected and four campaigns carried out raised 240 chlorophyll-a concentration data. Different bio-optical models were tested, calibrated and validated for two periods: using 2001-2011 data and Landsat-5 TM images and data from the new campaign and Sentinel-2 MSI images. For the Landsat-5 TM image acquisition period, it was possible to calibrate a bio-optical model for the Deep South Subsystem region ($R^2=0.86$) and for the Sentinel-2 MSI period, a calibrated/validated model for the same location ($R^2c = 0.67$, $R^2v = 0.51$). For the first period, the spatialization of the calibrated model showed a spatially homogeneous behavior, with small variations (0 to 20 $\mu\text{g/L}$), but without a defined seasonal pattern. For the second period, the spatialization of the model demonstrated the predominance of higher values of chlorophyll a concentration and evident seasonality in the year 2020. The present work supports the need for advanced studies of remote sensing in transition areas, such as coastal lagoons. Despite the influence of climatic forcings, it was possible to develop a model to monitor the concentration of chlorophyll-a in an area of LdC.

Keywords: Landsat-5 TM. Sentinel-2 MSI. Lagoa da Conceição. Chlorophyll-a. Bio-optic models.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Geometria usada na definição das propriedades ópticas inerentes.....	8
Figura 2 - Resposta espectral de águas claras e águas contendo algas.....	12
Figura 3- Coeficientes de absorção total da água (α).....	13
Figura 4 - Localização da área de estudo.	21
Figura 5 – Precipitação acumulada média mensal entre 1997-2020.	22
Figura 6 – Precipitação acumulada média anual entre 1997-2020.....	23
Figura 7 – Temperatura média, máxima e mínima mensal entre 2002-2020.....	23
Figura 8 – Temperatura média, máxima e mínima anual entre 2002-2020.	24
Figura 9 - Uso e ocupação do solo da Bacia da Lagoa da Conceição.....	26
Figura 10 - Afloramento de algas no subsistema sul da Lagoa da Conceição.	27
Figura 11 - Topobatimetria da Lagoa da Conceição.	28
Figura 12 – Batimetria, redes hidrográficas e Subsistemas da Lagoa da Conceição.	29
Figura 13 - Sub-bacias e padrões de circulação da Lagoa da Conceição.....	31
Figura 14 - Mapa de distribuição das fácies texturais de fundo da Lagoa da Conceição.	32
Figura 15 - Níveis de água medidos na Lagoa da Conceição (A) e na Praia da Armação (B).....	33
Figura 16 - Fluxograma metodológico.....	35
Figura 17 – Características das imagens Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI e Sentinel-2 MSI.....	39
Figura 18 - Filtragem a vácuo das amostras coletadas.....	42
Figura 19 - Fluxograma da análise geoestatística.	43
Figura 20 – Calibração/validação dos dados com auxílio da análise combinatória...54	
Figura 21 - <i>Scatterplot</i> das profundidades e reflectâncias das bandas Landsat-5 TM. Onde: (A) banda do azul; (B) banda do verde; (C) banda do vermelho; (D) banda do infravermelho próximo.	56
Figura 22 - As 3 classes definidas para a Lagoa da Conceição.....	57
Figura 23 - <i>Scatterplot</i> das reflectância das bandas selecionadas do Landsat-5 TM em diferentes regiões da laguna em relação à profundidade. Onde: (A) banda do azul; (B) banda do verde; (C) banda do vermelho; (D) banda do infravermelho próximo.....	58

Figura 24 - <i>Box-plot</i> da reflectância das bandas selecionadas do Landsat-5 TM em diferentes regiões da laguna. Onde: (A) é a banda do azul, (B) a banda do verde, (C) a banda do vermelho e (D) a banda do infravermelho próximo.	59
Figura 25 – Espacialização dos nós das médias das classificações de cada grupo do teste de Dunn. Sendo: Sub. ranks médios a subtração entre a média dos ranqueamentos; Desv. Pad. Sub. Ranks médios o desvio padrão da subtração dos ranqueamentos médios; P a região Profunda; T a região Transição; R a região Rasa.	60
Figura 26 - <i>Scatterplot</i> da profundidade com relação à reflectância de diferentes bandas selecionadas do Sentinel-2.....	62
Figura 27 - <i>Box-plot</i> da reflectância das bandas selecionadas em cada região.	63
Figura 28 – Banda resultado dos agrupamentos gerados para as imagens de desvio padrão médio de cada banda selecionada.	65
Figura 29 - Amostragem da Lagoa da Conceição.	66
Figura 30 - Amostragem para a Lagoa da Conceição e os <i>clusters</i> da banda resultado.	67
Figura 31 – Resultados das campanhas de coleta de concentração de clorofila-a.	69
Figura 32 – <i>Box-plot</i> das concentrações de clorofila-a em regiões.	70
Figura 33 – <i>Box-plot</i> das concentrações de clorofila-a em regiões, separadas por data.	71
Figura 34 – <i>Box-plot</i> da concentração de clorofila-a das datas em diferentes setores.	72
Figura 35 – <i>Box-plot</i> da concentração de clorofila-a dos setores em diferentes datas.	72
Figura 36 – Valores de concentração de clorofila-a para as zonas oeste e leste para toda a laguna. Onde O é a zona Oeste e L a zona Leste.....	73
Figura 37 – Valores de concentração de clorofila-a para as zonas leste e oeste e para diferentes setores da laguna.	74
Figura 38 – Precipitações acumuladas em 3 (A) e 5 (B) dias em relação à média do nível do mar diária. Sendo os pontos cinzas: séries de dados de jan/2020-jun/2021 de precipitação acumulada e nível do mar médio.	75
Figura 39 - Dispersão média da velocidade no Cenário base (m/s).	79

Figura 40 – Melhor modelo de calibração para imagens do Landsat-5 TM.	80
Figura 41 – Comparação entre clorofila-a observada e estimada.	81
Figura 42 – Modelo SLOPE calibrado/validado para a LdC. Sendo y o melhor modelo, y_{max} o melhor modelo somado ao desvio padrão de cada coeficiente e y_{min} o melhor modelo diminuído ao desvio padrão de cada coeficiente.	83
Figura 43 – Relação entre concentração de clorofila-a estimada e observada para o período de 2020-2021.	83
Figura 44 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 26/01/2001 a 20/02/2004. Sendo T_m : a temperatura média diária.	85
Figura 45 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 07/03/2004 a 19/03/2005. Sendo T_m : a temperatura média diária.	86
Figura 46 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 27/04/2005 a 21/09/2006. Sendo T_m : a temperatura média diária.	87
Figura 47 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 08/11/2006 a 18/04/2010. Sendo T_m : a temperatura média diária.	88
Figura 48 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 27/05/2010 a 03/11/2010. Sendo T_m : a temperatura média diária.	89
Figura 49 – Estimativa de concentração de clorofila-a média nas datas espacializadas, separadas por mês para o período do Landsat-5 TM.	91
Figura 50 - Relação entre precipitação acumulada de 5 dias com a média do nível do mar entre 2001 e 2010 para os dados espacializados. Onde os pontos em cinza representam a média do nível do mar e a precipitação acumulada de 5 dias para outros dias do período.	92
Figura 51 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a incorreta do modelo NDCI – MSI6/MSI4 entre 09/06/2018 a 15/04/2019.	93
Figura 52 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 09/06/2018 a 15/04/2019. Sendo T_m : a temperatura média diária.	95
Figura 53 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 05/05/2019 a 10/03/2020. Sendo T_m : a temperatura média diária.	96
Figura 54 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 04/04/2020 a 20/11/2020. Sendo T_m : a temperatura média diária.	97

Figura 55 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 30/12/2020 a 02/08/2021. Sendo T_m : a temperatura média diária.....	98
Figura 56 – Estimativa de concentração de clorofila-a média nas datas espacializadas, separadas por mês para o período do Sentinel-2 TM.	99
Figura 57 – Relação entre precipitação acumulada de 5 dias com a média do nível do mar entre 2018 a junho de 2021 para os dados espacializados. Onde os pontos em cinza representam a média do nível do mar e a precipitação acumulada de 5 dias para outros dias do período.....	100
Figura 58 – Frequência de ocorrência no intervalo definido.....	120
Figura 59 – Frequência de ocorrência do coeficiente a do ajuste polinomial ($y = ax^2 + bx + c$).....	121
Figura 60 - Frequência de ocorrência do coeficiente b do ajuste polinomial ($y = ax^2 + bx + c$).....	121
Figura 61 - Frequência de ocorrência do coeficiente c do ajuste polinomial ($y = ax^2 + bx + c$).....	122
Figura 62 – <i>Scatterplot</i> dos coeficientes a e coeficientes b.....	122
Figura 63 - <i>Scatterplot</i> dos coeficientes a e coeficientes c.....	123
Figura 64 - <i>Scatterplot</i> dos coeficientes b e coeficientes c.	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estudos de modelos bio-ópticos para a estimativa de concentração de clorofila-a.....	19
Tabela 2 - Resolução espectral das bandas do Landsat-5 TM.	40
Tabela 3 - Características das imagens Sentinel-2 MSI.	40
Tabela 4 - Comparação de emparelhamento pelo teste de Dunn para a imagem mediana do período e imagens Landsat-5 TM.....	61
Tabela 5 - Comparação de emparelhamento pelo teste de Dunn para a imagem mediana do período e imagens Sentinel-2 MSI.	64
Tabela 6 – Estatísticas básicas das amostras de concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição, em $\mu\text{g/L}$	68
Tabela 7 – Resumo dos subconjuntos de dados, região, número de observações, inclinações (p) e interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a estimada e observada, com seus coeficientes de determinação (R^2) e erro quadrático médio (RMSE)..	76
Tabela 8 - Resumo dos resultados das regressões para Região Profunda e subsistemas, número de observações (Obs.), com as inclinações (p) e interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a estimada e observada, com seus coeficientes de determinação (R^2) e erro quadrático médio (RMSE).	77
Tabela 9 – Resumo dos resultados para regressões lineares para a o período de 2020-2021 e imagens Sentinel-2 MSI.	78
Tabela 10 – Resumo dos resultados para as regressões lineares para a combinação entre Subsistemas e região Profunda.	78
Tabela 11 – Calibração e Validação dos modelos selecionados no teste de ajuste....	82
Tabela 12 – Banco de dados de concentração de clorofila-a de 2001-2011.	111
Tabela 13 – Teste de ajuste de modelos para as regiões geradas para a Lagoa da Conceição para imagens Landsat-5 TM e período de 2001-2011.....	115
Tabela 14 – Teste de ajuste de modelos, combinando regiões geradas para a Lagoa da Conceição e subsistemas, para imagens Landsat-5 TM e período de 2001-2011.....	116
Tabela 15 – Teste de ajuste de modelos para as regiões geradas para a Lagoa da Conceição para imagens Sentinel-2 MSI e período de 2020-2021.	117

Tabela 16 - Teste de ajuste de modelos, combinando regiões geradas para a Lagoa da Conceição e subsistemas, para imagens Sentinel-2 MSI e período de 2020-2021.....	118
---	-----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	OBJETIVOS	3
1.1.1	Objetivo Geral.....	3
1.1.2	Objetivos Específicos	3
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1	FITOPLÂNCTON E A EUTROFIZAÇÃO	4
2.2	SENSORIAMENTO REMOTO DE CORPOS AQUÁTICOS.....	7
2.2.1	Comportamento espectral da água e seus componentes	10
2.2.2	Modelos bio-ópticos para estimativa de clorofila-a	14
2.3	TÉCNICAS ESTATÍSTICAS PARA A DETECÇÃO DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA CLOROFILA-A	15
2.3.1	Análise exploratória de Autocorrelação espacial.....	15
2.4	SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMATIVA DE CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A	16
3	ÁREA DE ESTUDO	21
3.1	CLIMATOLOGIA.....	22
3.2	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	25
3.3	TOPOBATIMETRIA E GEOLOGIA	28
3.4	HIDRODINÂMICA	30
3.5	SEDIMENTOLOGIA.....	32
3.6	NÍVEIS DE ÁGUA	33
4	METODOLOGIA.....	35
4.1	FLUXOGRAMA METODOLÓGICO	35
4.2	MATERIAIS.....	38
4.2.1	Imagens de Satélite	38
4.2.2	Landsat-5 TM	39

4.2.3	Sentinel-2 MSI.....	40
4.2.4	Dados de concentração de clorofila-a <i>in-situ</i>.....	41
	<i>Dados de 2001 a 2011</i>	<i>41</i>
	<i>Dados de 2020 e 2021</i>	<i>41</i>
4.3	ANÁLISE GEOESTATÍSTICA PARA DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE REFLECTÂNCIA HOMOGÊNEAS EM DIFERENTES INTERVALOS DE BATIMETRIA	43
4.4	DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA NA LAGOA DA CONCEIÇÃO.....	47
4.5	ANÁLISE DOS DADOS ATUAIS DE CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A	48
4.6	TESTE DE AJUSTE DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A	49
	<i>Modelo NIR-Red de duas bandas</i>	<i>49</i>
	<i>Modelo de duas bandas blue-green.....</i>	<i>49</i>
	<i>Modelo de duas bandas red-blue</i>	<i>49</i>
	<i>Modelo SLOPE.....</i>	<i>50</i>
	<i>Modelo NDCI</i>	<i>50</i>
4.6.1	Teste de ajuste de modelos para o período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar	51
4.6.2	Teste de ajuste de modelos para o período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a.....	51
4.7	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO	53
4.7.1	Período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar	53

4.7.2	Período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a	53
4.8	AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO.....	55
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1	ANÁLISE GEOESTATÍSTICA PARA DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE REFLECTÂNCIA HOMOGÊNEAS EM DIFERENTES INTERVALOS DE BATIMETRIA	56
5.2	DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA NA LAGOA DA CONCEIÇÃO.....	64
5.3	ANÁLISE DOS DADOS ATUAIS DE CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A	68
5.4	TESTE DE AJUSTE DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO	76
5.4.1	Teste de ajuste de modelos para o período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e Banco de dados do LaHiMar	76
5.4.2	Teste de ajuste de modelos para o período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a	78
5.5	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO	80
5.5.1	Período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar	80
5.5.2	Período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a	81
5.6	AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO.....	84

5.6.1	Período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar	84
5.6.2	Período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a	92
6	CONCLUSÃO	101
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
	APÊNDICE A – concentração de clorofila-a de 2001-2011	111
	APÊNDICE b – TESTE DE AJUSTE DE MODELOS PARA IMAGENS LANDSAT-5 TM E PERÍODO DE 2001-2011	115
	APÊNDICE C – HISTOGRAMAS E SCATTERPLOT DO MELHOR AJUSTE POLINOMIAL PARA O MODELO SLOPE	120

1 INTRODUÇÃO

As lagunas costeiras são economicamente importantes devido ao seu papel ecológico, à sua alta produtividade e seu uso intensivo para a aquicultura, instalações de pesca e lazer. A alta produtividade deriva, em parte, da retenção de material orgânico nesses sistemas. Infelizmente, esta capacidade retentiva e as pressões típicas do crescimento urbano desordenado nas bacias costeiras resultam em altas concentrações de poluentes em suas lagunas, que, normalmente, possuem elevado tempo de retenção hidráulica (ARCARI et al., 2019; MONTAÑO LEY; PÁEZ OSUNA, 2014; SIERRA DE LEDO; SORIANO-SIERRA, 1999; SPAULDING, 1994).

A Lagoa da Conceição é uma laguna natural costeira, localizada no leste da ilha de Santa Catarina. A laguna é o maior ambiente lagunar da Ilha e o quinto maior do estado, tendo papel ecológico importante, sendo ambiente de abrigo e reprodução para diversas espécies de organismos marinhos. Além da importância turística e ecológica, é um patrimônio paisagístico, arqueológico e econômico (BORGIO et al., 2015; SIERRA DE LEDO; GRÉ; SORIANO-SIERRA, 1999).

Nas últimas décadas a Lagoa da Conceição foi afetada pelo crescimento urbano desordenado e por uma mudança notável no uso e ocupação do solo de sua bacia hidrográfica (SILVA et al., 2017a). Um estudo levantado pelo programa Floripa Se Liga na Rede (2017), indicou nas inspeções realizadas em imóveis na Lagoa da Conceição, 36,7% estavam com ligações de esgoto irregulares. Portanto, possuir o conhecimento sobre o comportamento sazonal e espacial dos principais parâmetros hidrológicos e nutrientes da Lagoa da Conceição é fundamental para compreensão dos processos que físicos e qualitativos do sistema estuarino (KERN, 2019).

Os métodos tradicionais de monitoramento de corpos hídricos são determinados por meio de coletas *in situ* dos indicadores de qualidade da água e da análise em laboratório. Embora a análise de coletas *in situ* forneça dados de grande acurácia, ela é um processo trabalhoso, demorado e custoso, além disso, não fornece um banco de dados de qualidade da água em escala regional (DUAN et al., 2013; GIARDINO et al., 2001; LE et al., 2011; LIU; ISLAM; GAO, 2003; SPYRAKOS et al., 2018; WATANABE et al., 2015). A concentração de clorofila-a, pigmento presente no fitoplâncton, é o parâmetro mais utilizado no sensoriamento remoto da qualidade da água, atuando como medida indireta para a concentração de fitoplâncton. Portanto, é uma componente

importante na determinação da produção primária de corpos hídricos (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MATTHEWS, 2011).

Com os avanços da ciência espacial e da computação nas últimas décadas, as técnicas de sensoriamento remoto tornaram-se ferramentas úteis para a estimativa dos componentes opticamente ativos. As técnicas de sensoriamento remoto possibilitam monitorar e identificar problemas qualitativos em escala espacial de maneira mais eficaz e eficiente quando comparadas aos métodos tradicionais (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; RITCHIE; ZIMBA; EVERITT, 2013). Diversos modelos bio-ópticos já foram criados para o monitoramento da concentração de clorofila-a, apresentando bons resultados (BREZONIK; MENKEN; BAUER, 2005; GIARDINO et al., 2001; LINS, 2017; MISHRA; MISHRA, 2012; YADAV et al., 2019). A técnica permite não só o monitoramento do corpo hídrico de forma gratuita, como permite a espacialização dos dados. Porém, há carência nas pesquisas nacionais e internacionais por meio de sensoriamento remoto em áreas de transição, como zonas estuarinas, locais com comportamento espectral singular, decorrente das características físico-químicas e biológicas particulares (LINS, 2017).

Os satélites da missão Sentinel-2 MSI surgem como esperança para os corpos hídricos de comportamento complexo, com alta resolução temporal, resolução espacial de 10 metros e uma banda localizada no pico de reflectância do infravermelho próximo, fornecem o potencial para o monitoramento por meio de sensoriamento remoto desses locais (CHEN et al., 2017).

Devido à alta complexidade de comportamento hidrológico e hidrodinâmico da Lagoa da Conceição, a laguna costeira necessita de investigações mais profundas quanto ao comportamento da reflectância para sua modelagem bio-óptica, e este trabalho visa preencher a lacuna de estudos nas áreas de transição, podendo ser base para estudos em outras lagunas costeiras de clima subtropical. A Lagoa da Conceição foi estudada anteriormente por diversos autores (ANDRADE, 2001; ARCARI, 2018; BIER, 2013, 2018; GODOY, 2009; KERN, 2019; ODRISKI, 2012; SILVA, 2016; SILVA et al., 2017a). Apesar do amplo conhecimento já obtido do comportamento da Lagoa da Conceição em diferentes áreas, nenhum estudo buscou criar um modelo bio-óptico de sensoriamento remoto que abrangesse todas as áreas da laguna e que fosse estatisticamente confiável.

Assim, o presente estudo pretende avaliar o comportamento espacial e temporal da concentração da clorofila-a na Lagoa da Conceição por meio de modelos bio-ópticos de sensoriamento remoto para dois períodos. O primeiro período (2001-2011) pretende testar modelos consagrados pela bibliografia utilizando dados de 2001-2011 e imagens do satélite Landsat-5 TM, aplicando uma segmentação realizada para o local. O segundo período, (2020-2021), utiliza-se de novas amostragens, obtidas por meio de quatro campanhas de coleta de amostras de clorofila-a entre 2020-2021, e imagens do sensor MSI, a bordo dos satélites da missão Sentinel-2. Para este período pretende-se calibrar e validar um novo modelo bio-óptico, utilizando as segmentações realizadas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Caracterizar do comportamento da concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição, com o uso de modelos bio-ópticos derivados a partir de imagens de sensoriamento remoto.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Realizar uma análise geostatística de imagens de sensoriamento remoto, identificando áreas de reflectância homogênea em diferentes intervalos de profundidade, na Lagoa da Conceição;
- Realizar teste de ajustes de modelos bio-ópticos de estimativa da concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição, utilizando modelos bio-ópticos consagrados em bibliografia para os períodos 2001 a 2011 e 2020 a 2021;
- Calibrar e validar um modelo bio-óptico para a estimativa de concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição para os dois períodos definidos;
- Analisar espacial e temporalmente a concentração de clorofila-a estimada na Lagoa da Conceição para os dois períodos definidos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 FITOPLÂNCTON E A EUTROFIZAÇÃO

Os sistemas aquáticos contêm um grande número de componentes particulados, dissolvidas, orgânicas e inorgânicas que se diferem em composição química, forma e tamanho (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Junto a esses componentes, encontram-se os plânctons, que compreendem organismos que variam em tamanho, desde o dos vírus (algumas dezenas de nanômetros) até os das grandes águas-vivas (um metro ou mais). Organismos representativos incluem bactérias, protistas, fungos e metazoários (REYNOLDS, 2006).

Entre os plânctons, encontra-se o fitoplâncton, que compreende o conjunto de algas microscópicas fotossintetizantes e unicelulares que habitam os ecossistemas aquáticos e que não dispõem de movimentos próprios de locomoção suficientes para vencer o movimento natural das águas (ESTEVES, 2011; FERNANDES et al., 2005). Em sua distribuição no espaço, o fitoplâncton apresenta grande variabilidade, tanto no plano horizontal, como ao longo da coluna d'água, e sua concentração depende da disponibilidade de luz, temperatura, nutrientes inorgânicos disponíveis na água, concentração de gases oxigênio e carbônico, predação e competição (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; CURTARELLI et al., 2015; ESTEVES, 2011; REYNOLDS, 2006).

As células do fitoplâncton, por serem fortes absorvedoras da luz visível, desempenham um importante papel nas propriedades de absorção dos corpos d'água naturais. A parcela de luz absorvida depende não só da concentração total dos pigmentos, mas do tamanho, número e forma das células algais (NOVO; PONZONI, 2001).

A concentração de clorofila-a, pigmento presente no fitoplâncton, é um parâmetro muito utilizado no sensoriamento remoto da qualidade da água, atuando como medida indireta para a concentração de fitoplâncton (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MATTHEWS, 2011).

O fitoplâncton tem papel importante em corpos d'água lênticos, pois representa a base da teia trófica planctônica, transferindo o carbono inorgânico para níveis tróficos superiores (FERNANDES et al., 2011). Assim, variações nas comunidades de fitoplâncton resultam em efeitos em toda a teia trófica.

O aumento de nutrientes na água, de forma natural ou por fonte antrópica, causa o aumento da comunidade fitoplanctônica, e, conseqüentemente, da concentração da

clorofila-a. O aumento excessivo dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (fosfato, nitrato e amônio) induz a multiplicação exagerada do fitoplâncton, especialmente nas regiões superficiais do corpo hídrico. Esse processo, nomeado de eutrofização, tem diversos impactos na qualidade dos recursos hídricos e em sua biota (LINS, 2017; WATANABE et al., 2015). A alta produtividade fitoplanctônica nas camadas superficiais promove uma redução da taxa fotossintética, aumento da concentração de matéria orgânica nas camadas mais profundas, resultando na redução de concentração de oxigênio dissolvido. A baixa concentração de oxigênio pode ser insuficiente para atender à demanda dos organismos aeróbios (CALLISTO; MOLOZZI; BARBOSA, 2014; NOVO; PONZONI, 2001). Além dos efeitos à biota local, a eutrofização pode tornar as águas inadequadas às atividades de turismo e lazer, causando reflexos à economia local (MARTINI et al., 2006).

Algumas espécies de fitoplâncton do grupo das cianobactérias produzem toxinas. Estas toxinas podem causar a morte de outras espécies aquáticas. Moluscos e crustáceos acumulam toxinas quando consomem o fitoplâncton, causando risco ao consumo humano. Caso ingeridas, as toxinas podem causar problemas gástricos e dermatites (no contato), e podem, também, causar problemas neurológicos, podendo ocasionar na falência de órgãos e o colapso do sistema nervoso (HELENO, 2009).

Entre outros problemas gerados pela eutrofização, é possível citar: crescimento de biomassa de algas bentônicas e epifíticas; alterações na composição de espécies de macrófitas; aumento da mortalidade de peixes; diminuição da diversidade de espécies; redução da transparência da água; gosto, odor e redução do valor estético do corpo d'água (SIDAGIS GALLI; ABE, 2010; SMITH; SCHINDLER, 2009).

Grandes aportes de matéria orgânica e poluentes em corpos hídricos têm sido relacionados como principais responsáveis pela eutrofização em ambientes aquáticos, gerando preocupação crescente com alto grau de poluição em que se encontram hoje os corpos hídricos (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; CALLISTO; MOLOZZI; BARBOSA, 2014; MARTINI et al., 2006; TUNDISI, 2008).

Os corpos hídricos podem ser classificados em diferentes níveis de trofia, com base na concentração de nutrientes e da produtividade biológica (CARLSON R.E, 1977; LAMPARELLI, 2004):

- Ultraoligotrófico: corpos aquáticos limpos, com produtividade biológica muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água;

- Oligotrófico: corpos aquáticos limpos, de baixa produtividade biológica e de baixa concentração de nutrientes, não ocasionando prejuízos aos usos da água;
- Mesotrófico: corpos aquáticos com produtividade intermediária, podendo implicar sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;
- Eutrófico: corpos aquáticos com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral, afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água, e interferindo nos múltiplos usos do corpo hídrico;
- Hipereutrófico: corpos aquáticos afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado dos seus usos, podendo, inclusive, estarem associados a episódios de florações de algas e de mortandade de peixes e causar consequências indesejáveis sobre os múltiplos usos da água.

Smith & Schindler (2009) destacam a eutrofização como o maior problema da atualidade em corpos hídricos superficiais, sendo considerada como um dos exemplos mais visíveis das alterações antrópicas à biosfera.

Diante desse risco, é necessário o monitoramento constante dos recursos hídricos, visando o bem-estar animal e humano (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Por muito tempo, o conhecimento sobre a estrutura das comunidades fitoplanctônica foi desenvolvido por observações microscópicas. Essa técnica, por ser difícil e demorada, foi substituída pelo uso de análises quantitativas dos pigmentos presentes nas células, como a cromatografia. Certos pigmentos em uma amostra de água permitem a sua marcação com produtos químicos, distinguindo os diferentes grupos de fitoplâncton. A clorofila-a, por exemplo, presente nas células do fitoplâncton, são utilizadas na captação de energia para o processo de fotossíntese (CIOTTI, 2005).

Os métodos tradicionais de monitoramento de corpos hídricos são determinados através de coletas *in situ* dos indicadores de qualidade da água e da análise em laboratório. Embora a análise de coletas *in situ* forneça dados de grande acurácia, ela é um processo trabalhoso, demorado e custoso, além disso, não fornece um banco de dados de qualidade da água em escala regional (CAIRO et al., 2020; DUAN et al., 2013; GIARDINO et al., 2001; LE et al., 2011; LIU; ISLAM; GAO, 2003; SPYRAKOS et al., 2018; WATANABE et al., 2015).

Com os avanços da ciência espacial e da computação nas últimas décadas, as técnicas de sensoriamento remoto tornaram-se ferramentas úteis para a estimativa dos componentes opticamente ativos. As técnicas de sensoriamento remoto possibilitam monitorar e identificar regiões e corpos d'água de grande escala que sofrem com problemas qualitativos, de maneira mais eficaz e eficiente quando comparadas aos métodos tradicionais. A coleta de dados detectados remotamente ocorre em formato digital e, portanto, é processada no computador. As técnicas de sensoriamento remoto estão em uso desde a década de 1970 e continuam sendo amplamente utilizadas na avaliação da qualidade da água (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; RITCHIE; ZIMBA; EVERITT, 2013).

2.2 SENSORIAMENTO REMOTO DE CORPOS AQUÁTICOS

A interação da luz com a coluna d'água é governada por dois processos: absorção e espalhamento. Então, as medidas radiométricas do quanto as massas de água absorvem e espalham a luz podem ser utilizadas tanto para quantificar as mudanças causadas pela coluna d'água, como para determinar as propriedades ópticas do meio aquático (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

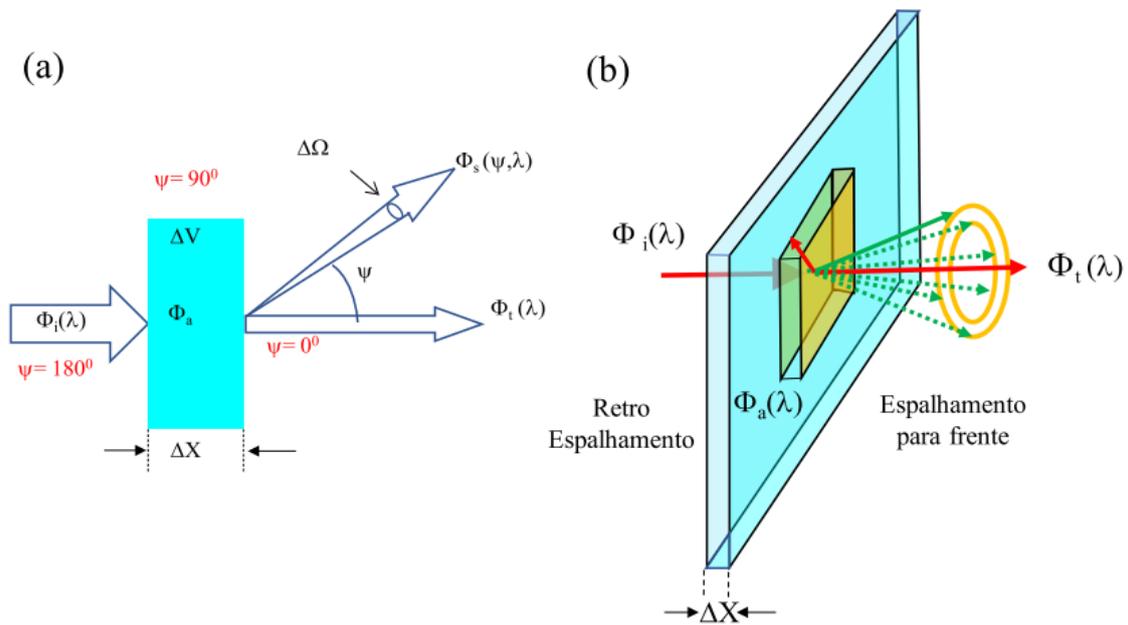
O sensoriamento de águas naturais se dá através da radiação do sol, que atinge a superfície da água, e por um sinal emergente da água, efeito de um conjunto de processos de absorção e espalhamento da luz que ocorrem no interior da coluna d'água (KAMPEL; NOVO, 2019). Assim, para analisar as informações extraídas das de dados de sensoriamento remoto aquático, é fundamental conhecer as propriedades características da água e de cada um de seus constituintes e dos processos que ocorrem na penetração da luz em um corpo hídrico (BARBOSA, 2005).

Estas análises são baseadas nas propriedades ópticas inerentes (POI) e aparentes (POA) da água, e no comportamento espectral da própria água e dos constituintes opticamente ativos presentes na coluna d'água.

As POIs dependem somente da composição e da concentração das substâncias particuladas e dissolvidas presentes na água, além da própria água. Elas são definidas em termos do coeficiente de absorção, do coeficiente de espalhamento e da função de espalhamento de volume. A Figura 1a apresenta o processo de forma esquemática, onde considera-se uma camada imaginária de água de espessura ΔX e volume ΔV , iluminada por um feixe perpendicular de luz colimado monocromático, de fluxo $\Phi_i(\lambda)$. Ao

propagar-se na camada de água, uma parte do fluxo incidente será absorvida $\Phi_a(\lambda)$, outra parte será espalhada em diferentes direções $\Phi_s(\lambda)$. O fluxo restante $\Phi_t(\lambda)$, formado por fótons que não foram absorvidos nem espalhados, são transmitidos para a próxima camada de coluna d'água. O espalhamento de um feixe colimado de luz passando por uma fina camada do meio é radialmente simétrica em torno da direção original do feixe. Então, a luz espalha no formato de um cone, como ilustrado na Figura 1b (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Figura 1 - Geometria usada na definição das propriedades ópticas inerentes



Sendo: (a) frações resultantes do fluxo incidente ao interagir com a água e intervalo do ângulo ψ de espalhamento ($0 < \psi \leq 180^\circ$); (b) distribuição angular do espalhamento por partículas Fonte: Barbosa, Novo, Martins (2019).

O coeficiente de absorção $a(\lambda)$ é definido pela seguinte equação:

$$a(\lambda) = \lim_{\Delta X \rightarrow 0} \frac{\left(\frac{\Phi_a(\lambda)}{\Phi_i(\lambda)} \right)}{\Delta X} = \frac{1}{\Phi_i(\lambda)} \frac{d\Phi_a(\lambda)}{dX} \quad (1)$$

Já o coeficiente de espalhamento $b(\lambda)$ é definido pela equação:

$$b(\lambda) = \lim_{\Delta X \rightarrow 0} \frac{\left(\frac{\Phi_s(\lambda)}{\Phi_i(\lambda)} \right)}{\Delta X} = \frac{1}{\Phi_i(\lambda)} \frac{d\Phi_s(\lambda)}{dX} \quad (2)$$

A soma dos coeficientes de absorção e espalhamento é definido como o coeficiente de atenuação $c(\lambda)$:

$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda) \quad (3)$$

Os fótons são espalhados em qualquer direção e cada corpo d'água tem a sua forma angular característica de espalhamento, em função dos tipos e concentrações dos constituintes. O atributo que descreve essa POI é a função de espalhamento de volume $\beta(\psi, \lambda)$. Ela determina a fração do volume incidente que é espalhado dentro de um determinado ângulo sólido $\Delta\Omega$, centrado na direção do ângulo ψ . O ângulo ψ é tomado em relação a direção original de propagação do fluxo incidente $\Phi_i(\lambda)$ (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019):

$$\beta(\psi, \lambda) = \lim_{\Delta X \rightarrow 0} \lim_{\Delta\Omega \rightarrow 0} \frac{(\Phi_s(\psi, \lambda) / \Phi_i(\lambda))}{\Delta X \Delta\Omega} = \frac{1}{\Phi_i(\lambda)} \frac{d\Phi_s(\psi, \lambda)}{dX d\Omega} \quad (4)$$

A luz solar não pode ser controlada em termos de geometria e intensidade, e por esse motivo, o sensoriamento remoto da água não permite a estimativa de POIs diretamente. Desta forma, um segundo conjunto de propriedades é definido, as propriedades ópticas aparentes (POAs). A interpretação de dados do sensoriamento remoto de corpos hídricos depende fortemente das relações que ligam as POIs e as POAs. As POAs registram as mudanças no campo luminoso devido à sua interação com o meio aquático e seus constituintes biológicos, químicos e geológicos (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

As POAs, diferentemente das POIs, são definidas sob condições de iluminação natural, onde o fluxo de luz incide sobre uma estrutura geométrica, direcional e espectral qualquer. Assim, as POAs dependem tanto da composição do corpo d'água (das POIs) quanto das condições ambientais (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

As principais POAs são: razões de irradiância e razões de radiâncias por irradiâncias, denominadas de reflectâncias, e os coeficientes de atenuação difusos – taxas de extinção de radiâncias e irradiância com a profundidade (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MOBLEY, 1994).

A razão de irradiâncias ou reflectância de irradiância espectral $R(z, \lambda)$ é a razão da irradiância espectral ascendente $E_u(z, \lambda)$ pela irradiância espectral descendente $E_d(z, \lambda)$, definidas pela Equação 5 (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

$$R(z, \lambda) = \frac{E_u(z, \lambda)}{E_d(z, \lambda)} \quad (5)$$

Onde z representa a profundidade onde as $E_u(z, \lambda)$ e $E_d(z, \lambda)$ foram medidas e λ o comprimento de onda.

A reflectância de radiância, ou reflectância do sensoriamento remoto $R_{rs}(\theta, \phi, \lambda)$ é a razão da radiância emergente da coluna d'água $L_w(\theta, \phi, \lambda)$, na direção (θ, ϕ) , pela irradiância incidente $E_s(\lambda)$:

$$R_{rs}(\theta, \phi, \lambda) = \frac{L_w(\theta, \phi, \lambda)}{E_s(\lambda)} \quad (6)$$

O coeficiente de atenuação difuso designa a taxa de decaimento $k_d(z, \lambda)$ da luz com a profundidade da coluna d'água:

$$K_d(z, \lambda) = -\frac{1}{E_d(z, \lambda)} \frac{dE_d(z, \lambda)}{dz} \quad (7)$$

Onde $E_d(z, \lambda)$ é a irradiância descendente em uma dada profundidade z .

Ao contrário das POIs, as POAs não podem ser medidas em amostras d'água, já que dependem da distribuição da radiação ambiente encontrado no próprio corpo hídrico (MOBLEY, 1994).

Assim, é necessário conhecer o comportamento óptico da água e de seus constituintes para que possa se interpretar dados de sensoriamento remoto de águas naturais.

2.2.1 Comportamento espectral da água e seus componentes

Em águas naturais, apenas algumas substâncias interagem com a radiação solar, os componentes opticamente ativos (COAs), que são responsáveis pelos processos de absorção e espalhamento da luz. São esses os componentes: a água pura, a matéria orgânica dissolvida colorida e os sólidos suspensos totais. Cada um dos COAs têm propriedades específicas de absorção e espalhamento da radiação solar e interferem nos efeitos e na observação de outros COAs (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Para a água pura, sem qualquer constituinte, a absorção da luz ocorre de forma seletiva em relação ao comprimento de onda, sendo muito baixa nas regiões do azul e do verde, um pouco mais significativa a partir de 550 nm e com altos valores de absorção no fim da região do vermelho, e no infravermelho próximo. Já o espalhamento da água pura não ocorre individualmente em cada molécula de água, mas por flutuações microscópicas na densidade da água. O espalhamento, ao contrário da absorção, tem elevados valores na região do azul e do verde, decrescendo em comprimentos de onda maiores (Figura 3). Por isso, locais de águas limpas, com baixa concentrações de particulados, apresentam

coloração azulada (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; JENSEN; EPIPHANIO, 2011; NOVO; PONZONI, 2001).

A matéria orgânica dissolvida constitui a forma mais abundante de matéria orgânica nos sistemas aquáticos (BILICH; LACERDA, 2005). A sua principal fonte é a decomposição da fauna e da flora terrestre, carregada para os corpos hídricos ou gerada através da atividade biológica na coluna d'água. Durante o processo de decomposição por organismo microscópicos, há a formação de substâncias húmicas. Por absorver a componente azul da radiação incidente já nos primeiros centímetros d'água, as substâncias húmicas fornecem uma cor amarelada aos corpos hídricos, e por isso, também são conhecidas como substâncias amarelas ou CDOM (*Colored Dissolved Organic Matter*) e podem ser quantificadas através do Carbono Orgânico Dissolvido (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; GEGER, 2017; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; MATTHEWS, 2011; SPYRAKOS et al., 2018).

A absorção do CDOM, como visto na Figura 3, referenciada em 440 nm, decrescendo exponencialmente no sentido dos comprimentos de onda mais longos, e se tornando insignificantes em torno de 550 nm (MATTHEWS, 2011).

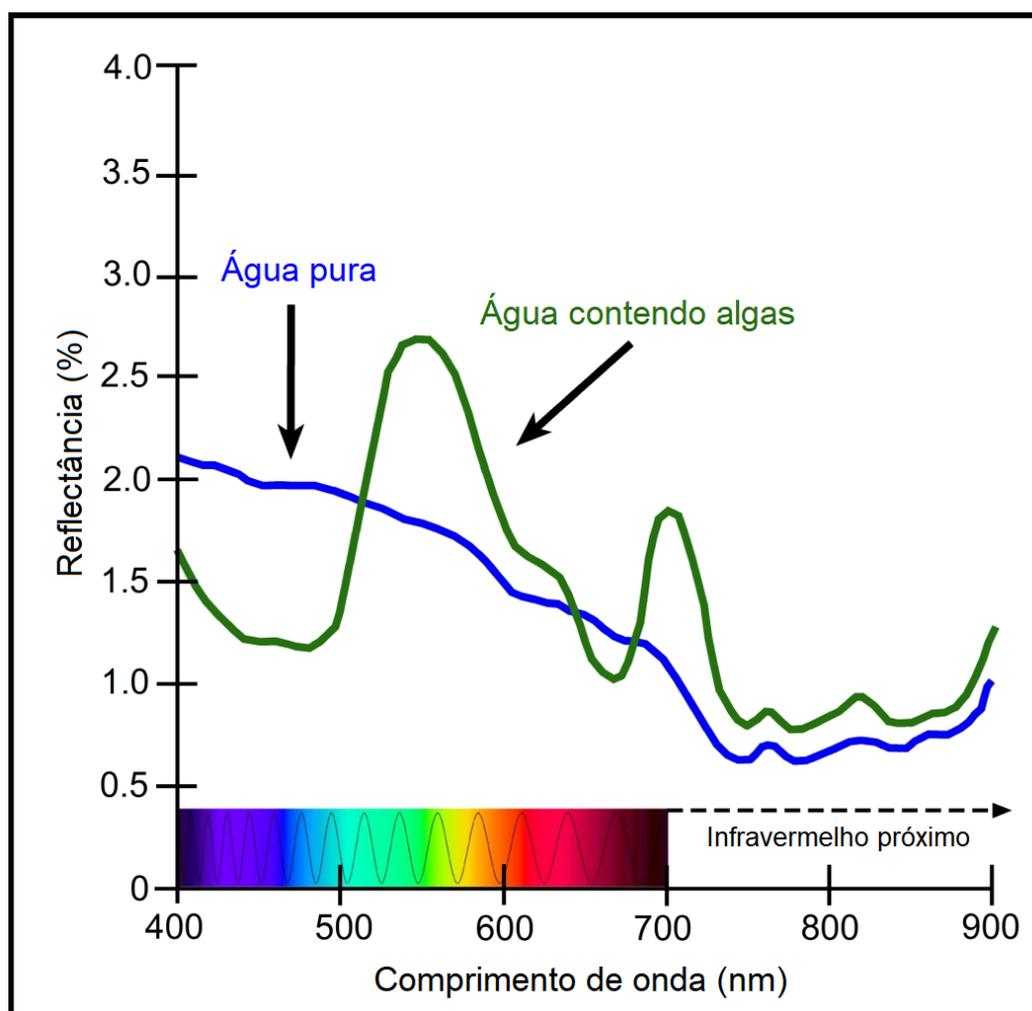
Entre as substâncias que constituem a água natural, os sólidos suspensos totais são os que têm comportamento óptico mais expressivo (MOBLEY, 1994). Os sólidos suspensos totais podem ser divididos em partículas não algais e organismos clorofilados microscópicos – o fitoplâncton (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; GIARDINO et al., 2017).

A presença de organismos não algais em suspensão (*NAP*) inorgânicos é resultado do processo de erosão, transporte e deposição da bacia hidrográfica ao seu entorno. Já a fração orgânica, vem de células fitoplanctônicas mortas e de subprodutos de plantas. Atividades antropogênicas contribuem através de práticas agrícolas e industriais. A absorção por NAP tem maiores valores na região do ultravioleta e do azul, decrescendo exponencialmente em direção de comprimentos de onda maiores, chegando a valores nulos ou quase nulos no fim do vermelho e início do infravermelho próximo (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Já o espalhamento dos NAP tem pico em, aproximadamente, 450 nm, decaindo linearmente com o aumento do comprimento de onda (SUN et al., 2010).

A clorofila-a está presente em todas as espécies de fitoplâncton, sendo o principal modelador da forma do espectro de absorção pelo fitoplâncton. Tem forte

absorção nas bandas do azul (~430nm) e no vermelho (~665nm), gerando a coloração verde das comunidades fitoplanctônicas (NOVO; PONZONI, 2001; WATANABE et al., 2015). A Figura 2 apresenta os picos de reflectância para corpos hídricos de águas claras e contendo algas. Para corpos d'água interiores e costeiros, é difícil separar as informações sobre a clorofila-a dos efeitos de materiais inorgânicos e do CDOM (JENSEN; EPIPHANIO, 2011).

Figura 2 - Resposta espectral de águas claras e águas contendo algas.



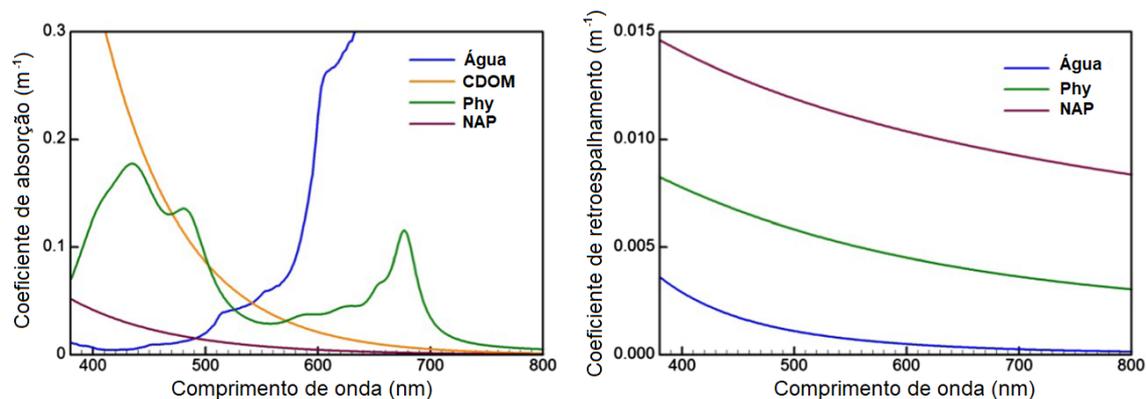
Fonte: Adaptado de Pollution, [s.d.].

Segundo Heleno (2009), diferentemente do que ocorre em águas oceânicas abertas, onde a variação da resposta óptica da água é quase exclusivamente dependente da biomassa fitoplanctônica, para ambientes aquáticos continentais e costeiros, outras fontes de matéria em suspensão particulada orgânica e inorgânica, além da matéria orgânica dissolvida, também afetam sua resposta óptica. Sendo assim, diferenciar qual

sinal captado pelo sensor corresponde somente ao pigmento clorofila-a para estimar a biomassa fitoplanctônica torna-se um processo mais complexo.

A Figura 3 apresenta as diferentes respostas espectrais de componentes opticamente ativos.

Figura 3- Coeficientes de absorção total da água (α).



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

Coefficientes de absorção e retroespalhamento da água pura, dos pigmentos do fitoplâncton (Phy), do material particulado não-algal em suspensão (NAP), da matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM). Fonte: Adaptado de Giardino et al. (2019).

Como já descrito anteriormente, é visto um decaimento das curvas dos coeficientes de absorção da CDOM e NAP com o aumento do comprimento de onda. Já a curva de absorção da água pura aumenta com o comprimento de onda. O comportamento da curva de absorção dos organismos fitoplanctônicos apresentam dois picos, e a curva de absorção total da água apresenta um decaimento até aproximadamente 580 nm, quando volta a crescer, atingindo seu pico em 980 nm.

Finalmente, para estimar-se concentrações de comunidade fitoplanctônicas em corpos hídricos, é necessário desenvolver algoritmos com grande sensibilidade à clorofila-a e mínima sensibilidade à concentração de outros COAs.

Em ambientes lênticos, a profundidade altera a maior parte dos processos ecológicos devido às modificações no fluxo de água, nutrientes, sedimentos e biota. Estes efeitos são percebidos na alteração de diferentes parâmetros da qualidade da água. Pois, em ambientes rasos, ocorre a diminuição da velocidade da água, aumento da turbulência e reaeração, aumento da retenção de sedimentos e nutrientes e alteração das características físicas, propriedades e biológicas do sistema.

Por isso, ambientes rasos são mais suscetíveis ao desequilíbrio da produção primária, crescimento de vegetação e algas (processo de eutrofização), elevação pelo aporte externo de nutrientes. Efeito do nível de desequilíbrio atingido, pode haver comprometimento dos usos múltiplos a que este corpo hídrico é destinado (CETESB, 2014a).

De maneira semelhante, há influência da profundidade da água no sinal recebido pelo sensor de um satélite, e isso é traduzido em diferentes valores de refletância. A concentração de diferentes constituintes da água pode ser determinada por sensoriamento remoto óptico usando a forma espectral da luz solar refletida. Em águas profundas, apenas a camada eufótica do corpo d'água contribui para o sinal refletido (ALBERT; MOBLEY, 2003). No caso de águas rasas, a contribuição do fundo para a radiância de saída também é relevante (GIARDINO et al., 2012). Nesses casos, a profundidade do fundo deve ser considerada na análise (ALBERT; MOBLEY, 2003). Caso contrário, o efeito da refletância do fundo irá interferir na recuperação da concentração de constituintes da água de observações de sensoriamento remoto hiperespectral e multiespectral (ARABI et al., 2020).

2.2.2 Modelos bio-ópticos para estimativa de clorofila-a

Um modelo ou algoritmo bio-óptico pode ser definido pelo menos em duas maneiras diferentes. Na primeira, e mais utilizada definição, refere-se a várias maneiras de descrever e prever o “estado bio-óptico” do sistema aquático (MOREL, 2001). Isso significa que as propriedades ópticas são consideradas apenas uma função da atividade biológica no corpo d'água. Já segundo Mobley (2001), a definição de modelos bio-ópticos refere-se ao uso da teoria de transferência radiativa para derivar propriedades ópticas de materiais biológicos na coluna de água.

Diversos termos já foram utilizados pela literatura para classificar modelos bio-ópticos de acordo com suas características. No entanto, não há uma definição conhecida de termos de modelagem bio-óptica e seu uso ainda é muito subjetivo. A dificuldade causada pela subjetividade dos termos e classificações utilizadas por cada autor foi abordada por Ogashawara (2015), que definiu uma classificação dos modelos existentes. Para a clorofila-a e outras atividades biológicas, os principais algoritmos bio-ópticos utilizados são os empíricos e os semi-empíricos (BARBOSA et al., 2015; OGASHAWARA, 2015).

Os modelos empíricos e semi-empíricos são desenvolvidos por meio de relações estatísticas entre constituintes da água e medidas espectro-radiométricas, permitindo descrever, analisar e caracterizar a composição espectral das massas de água. Entretanto, os modelos citados não têm abrangência temporal, demandando a realização de campanhas de campo para calibração, uma vez que são válidos somente para o conjunto de dados para os quais foram desenvolvidos (BARBOSA et al., 2015).

Segundo Lins (2017), há carência nas pesquisas nacionais e internacionais em áreas de transição, como zonas estuarinas tropicais, onde é necessária uma modelagem própria, por apresentar comportamento espectral singular, decorrente das características físico-químicas e biológicas particulares.

Atualmente, modelos empíricos para estimativa da qualidade da água, como os de razão de bandas espectrais são comumente usados para análise de qualidade da água em diversas regiões. Embora sejam fáceis de implementar, as suposições de comportamento espectral homogêneo da água geralmente causam falta de precisão para aplicações em águas interiores. Isso pode causar erros significativos na estimativa das concentrações dos constituintes da água (SAGAN et al., 2020).

2.3 TÉCNICAS ESTATÍSTICAS PARA A DETECÇÃO DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA CLOROFILA-A

Para analisar a dinâmica da proliferação de fitoplâncton em uma região de estudo, muitas vezes é necessário dividi-lo primeiro em sub-regiões (IOCCG, 2009). Algumas técnicas estatísticas objetivam a divisão de variáveis em grupos homogêneos.

Em geral, os principais objetivos das técnicas estatísticas multivariadas são: (a) reduzir a dimensão de interpretação de uma matriz de dados, reduzindo ao máximo as variáveis envolvidas, porém conservando ao máximo as informações contidas nos dados originais; (b) investigar o comportamento espacial e temporal das variáveis consideradas e (c) obter grupos homogêneos das variáveis (LINS, 2017).

2.3.1 Análise exploratória de Autocorrelação espacial

A análise de autocorrelação espacial, estatística I de Moran (Morans' I), é um coeficiente de autocorrelação ponderado, utilizado para determinar se áreas próximas são mais similares do que seria esperado por uma distribuição aleatória, ou seja, estimar a magnitude da autocorrelação espacial entre áreas (CÂMARA et al., 2004).

O índice global de Moran I é apresentado pela equação 8.

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2} \quad (8)$$

Na equação acima, n é o número de áreas, z_i o valor do atributo considerado na área i, \bar{z} é o valor médio do atributo na região de estudo e w_{ij} os elementos da matriz normalizada de proximidade espacial.

O índice de Moran é um teste cuja hipótese nula é a de independência espacial, ou seja, para valores iguais a zero, não há correlação espacial. Para valores positivos, entre 0 e 1, indicam correlações diretas ou positivas, já valores entre 0 e -1 indicam correlação inversa (CÂMARA et al., 2004).

2.4 SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMATIVA DE CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A

Entre os estudos de qualidade da água através de sensoriamento remoto, a concentração de clorofila-a é a mais estimada, por ser um componente opticamente ativo e por ser uma resposta do estado trófico do corpo hídrico (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; MATTHEWS, 2011).

O sensor mais utilizado até hoje para a estimativa de clorofila-a é o TM, do satélite Landsat-5, que esteve em funcionamento de 1984 a 2013, sendo reconhecido como o satélite de imageamento terrestre com o maior período de operação (SUN et al., 2010). O vasto uso do sensor Landsat para a estimativa de clorofila-a pode se dar por sua grande cobertura temporal, sua média resolução espacial de 30 m (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016) e sua gratuidade no fornecimento das imagens.

O estudo de Giardino et al. (2001) apresentou uma boa correlação depois de aplicar uma regressão com diferentes modelos, usando-se das bandas 1 e 3 (azul e vermelho) para modelar a concentração de clorofila-a em uma lagoa italiana, com R^2 de 0,99.

Martini et al. (2006) estimaram as concentrações de clorofila-a na Lagoa da Conceição por meio de uma imagem Landsat-5 TM e 5 pontos amostrais. Após o georreferenciamento da imagem, correção atmosférica e radiométrica, foi realizada uma regressão múltipla, além de outras técnicas estatísticas, para determinar o modelo mais adequado para a laguna. O melhor resultado utilizou as bandas 1 e 2 (azul e verde) do Landsat-5 TM, obtendo um R^2 de 0,96. Apesar do aparente bom resultado, para se obter

um resultado estatisticamente confiável para a Lagoa da Conceição, há a necessidade de obtenção e utilização de mais pontos de monitoramento da clorofila-a em campo e de mais imagens para se realizar a correlação entre a concentração de clorofila-a e os dados das imagens.

Lins (2017) utilizou a espectrorradiometria obtida em campo, amostragem *in-situ*, de dois produtos do sensor MODIS (Plataforma Terra e Aqua) e técnicas de estatísticas multivariadas para a geração de uma série temporal de concentração de clorofila-a, em um corpo estuarino-lagunar no nordeste do Brasil. Com dados hiperespectrais obtidos utilizando um conjunto de radiômetros TriOs RAMSES, operando entre na faixa entre 350-950 nm, Lins (2017) realizou um agrupamento *k-means*, gerando grupos homogêneos com comportamento espectral. Por meio dos grupos gerados, testou modelos de correlação entre concentração de clorofila-a e reflectância de diversos sensores remotos. O modelo que apresentou melhor resultado entre os utilizados foi o NIR-Red de três bandas. Através do sensor MODIS, o autor conseguiu estender a série de 2000 a 2016. Finalmente, foi concluído que os modelos semi-empíricos têm forte potencial para determinação de concentração de clorofila-a.

Watanabe et al. (2018) testaram a performance de modelos bio-ópticos na estimativa de clorofila-a a partir das imagens dos satélites Landsat-8 OLI e Sentinel-2A MSI, para o reservatório de Barra Bonita/SP (310 km²). Relações de bandas criadas para os sensores Landsat-5 TM e MERIS Envisat, foram adaptadas para os sensores em estudo. Os algoritmos gerados foram calibrados e validados utilizando medidas obtidas *in situ*. Para calibração do modelo, foram utilizadas combinações de modelos consagrados de duas e três bandas para o Landsat-5 TM e MERIS. Foi constatado que o modelo *slope* de duas bandas (vermelho e infravermelho) apresentaram a melhor correlação com imagens do Sentinel-2 MSI, apresentando coeficiente de determinação (r^2) de 0,819. O sensor OLI apresentou um pior resultado, com o melhor ajuste de 0,603, também com o modelo *slope*. Watanabe et al. (2018) encontraram melhores resultados para as imagens do satélite Sentinel-2, podendo ser explicado pela inserção da banda 5 no modelo, visto que a banda 5 contém o pico de reflectância em 705 nm, que representa um pico de espalhamento da radiação, para a clorofila-a, e cria um contraste com a máxima absorção na região do vermelho, em 665 nm.

Xu et al. (2018) propuseram um método para combinar múltiplos algoritmos empíricos para melhorar a estimativa de clorofila-a, para a Lagoa Harsha, de 10,6 km²,

em Ohio/EUA. O método apresentado combina diferentes modelos bio-ópticos para formar uma árvore de decisão, explorando as vantagens de cada modelo individual para maximizar a precisão geral da estimativa de concentração de clorofila-a. Por meio de imagens do Sentinel-2A e dados de qualidade da água *in situ*, foram construídos dois modelos híbridos para três tipos de modelos empíricos: de duas bandas, três bandas e NDCI (Índice de Clorofila-a por Diferença Normalizada). Foi concluído que os dois modelos híbridos apresentaram desempenhos significativamente melhores que três modelos bio-ópticos individuais, destacando-se a separação guiada por faixa espectral, onde os valores de reflectância da banda de um *pixel* são guiados a um modelo específico, com base na resposta espectral de todas as bandas.

Yadav et al. (2019) estimaram a concentração de clorofila-a em um lago e em águas costeiras do Japão por meio de imagens dos satélites Landsat-8 OLI e Sentinel-2 MSI. Para ambos ambientes, os modelos de estimativa de concentração de clorofila-a para o Sentinel-2 MSI tiveram resultados mais satisfatórios quando comparados ao Landsat-8 OLI – que subestimou os valores estimados. Os autores explicam que isso pode ser causado pela pior resolução espacial das imagens Landsat-8 OLI quando comparado às imagens Sentinel-2 MSI.

Tabela 1 - Estudos de modelos bio-ópticos para a estimativa de concentração de clorofila-a.

Autor	Área de Estudo			Período analisado	Imagens utilizadas	Número de imagens utilizadas	Número de pontos de amostragem		Resultado (R ²)
	Corpo hídrico	Área	Local				Calibração	Validação	
Giardino et al. (2001)	Lago Iseo	4 km ²	Lombardia, Itália	1997	Landsat-5 TM	1	4	-	0,99
Brivio, Giardino & Zilioli (2001)	Lago Garda	368 km ²	Norte da Itália	1992	Landsat-5 TM	1	5	-	0,82
				1993		1	5	-	0,67
Brezonik (2005)	15 Lagos de Minessota	-	EUA	2000	Landsat-5 TM	1	15	-	0,88
Martini et al. (2006)	Lagoa da Conceição	20,1 km ²	Florianópolis, SC	2003	Landsat-5 TM	1	5	-	0,96
Mishra e Mishra (2012)	Baía de Chesapeake e Delaware	11.601 km ² e 2.030 km ²	EUA	2007-2008	MERIS Envisat	3	35*	-	0,72
	Delta do Rio Mississippi	12.000 km ²				3	-	6*	0,94
	Baía de Mobile	1.070 km ²				-	8*		
Lins (2017)	Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM)	69 km ²	Maceió, AL	2015	MODIS Terra/Aqua	-	72	-	0,83
Watanabe et al. (2018)	Reservatório de Barra Bonita	310 km ²	São Paulo, SP	2014/2015	Sentinel-2 MSI	3	40	20	0,82 para a calibração e 0,76 para a validação
Xu et al. (2018)	Lago Harsha	10.6 km ²	Ohio, EUA	2016	Sentinel-2 MSI	1	28	28	-

Autor	Área de Estudo			Período analisado	Imagens utilizadas	Número de imagens utilizadas	Número de pontos de amostragem		Resultado (R ²)
	Corpo hídrico	Área	Local				Calibração	Validação	
Erena et al. (2019)	Laguna costeira Mar Menor	135km ²	Espanha	2015-2017	Landsat-8 OLI/SPOT-7	53	-	-	0,89
Yadav et al. (2019)	Lago Biwa	670 km ²	Japão	2018	Landsat-8 OLI	1	18	-	0,65
					Sentinel-2 MSI	1	18	-	0,76
	Baía de Wakasa	N.A.			Landsat-8 OLI	1	21	-	0,81
					Sentinel-2 MSI	1	21	-	0,83

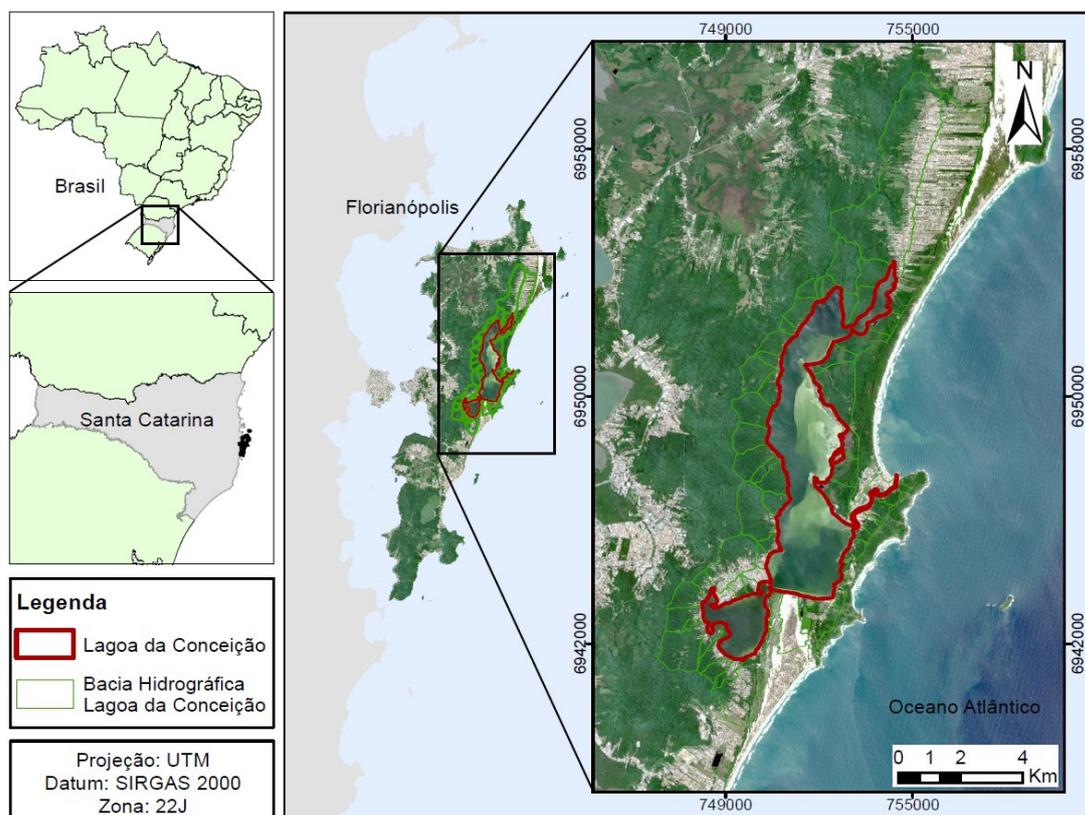
- * Os dados foram obtidos a partir de estimativas do SeaBASS.

3 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a Lagoa da Conceição (20,1 km²), situada na bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição. Esta, por sua vez, está localizada na parte leste da ilha de Florianópolis, no estado de Santa Catarina. Sua localização geográfica fica entre os paralelos 27° 27' 17'' e 27° 38' 36'' de Latitude Sul, e entre os meridianos de 48° 22' 30'' e 48° 29' 54'' de Longitude Oeste, como mostra a Figura 4.

A região da Lagoa da Conceição representa um dos maiores atrativos turísticos da Ilha de Santa Catarina, ambiente propício para a prática de esportes aquáticos e ao ar livre, sendo também utilizada para pesca comercial e de subsistência. Esses fatores levam a Lagoa da Conceição a ser uma grande fonte de incentivos para vários setores do comércio local e também para o município. No entanto, esse ambiente tem sido afetado, nas últimas décadas, pelo aumento do crescimento urbano desordenado e por uma mudança perceptível no uso e ocupação de sua bacia hidrográfica (SILVA et al., 2017a). A população no entorno da laguna teve um crescimento de 93,2% entre 2001 e 2015, a um fator de 6,3% ao ano, que é quatro vezes maior que o crescimento do estado de Santa Catarina, no mesmo período (CAMPANARIO, 2007).

Figura 4 - Localização da área de estudo.



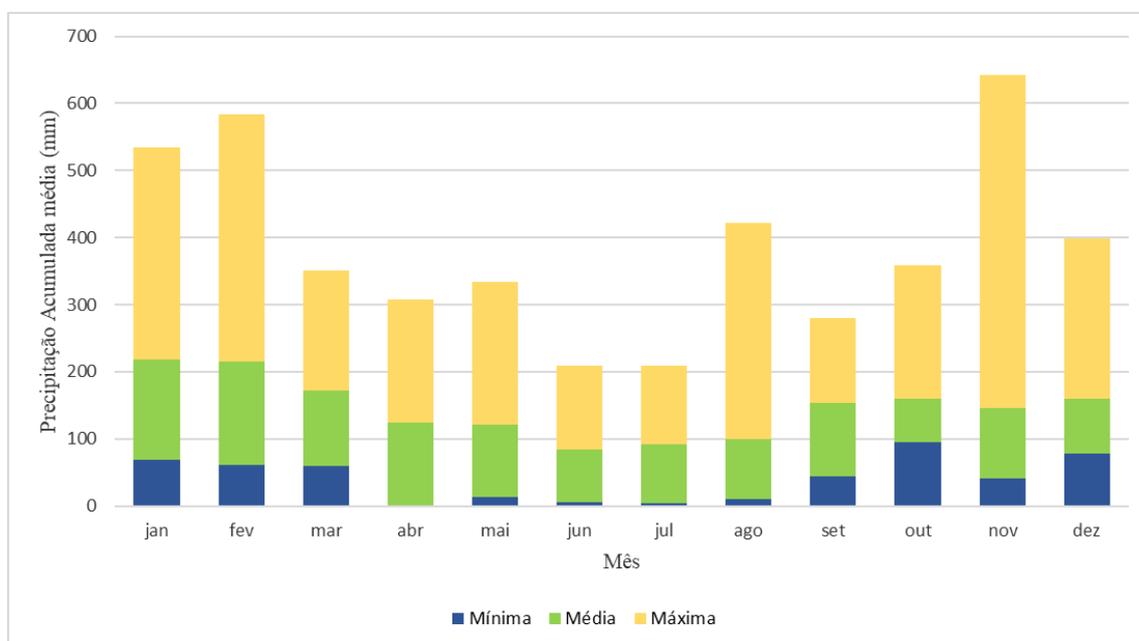
A Lagoa da Conceição, é caracterizada como uma laguna sufocada, com uma única conexão com o oceano, que ocorre através do canal da Barra da Lagoa, e possui 2,8km de extensão (ANDRADE, 2001; GODOY, 2009). A laguna está localizada pouco abaixo do Trópico de Capricórnio e se estende em sentido Norte-Sul, atrás de depósitos arenosos, com um comprimento total de 13,5 km, largura entre 2,5 e 0,15 km e área total de aproximadamente 20 km² (JUNIOR & MUEBE, 1989).

3.1 CLIMATOLOGIA

O clima da região é subtropical úmido, subquente e sem estação seca definida. A região apresenta grande uniformidade no clima, com estações bem caracterizadas, onde outono e primavera possuem comportamentos semelhantes, com verão e inverno bem definidos. O local, assim como toda região sul brasileira, é bem regada de chuva, com precipitações significativas e bem distribuídas ao longo do ano, não apresentando estação seca (BACK, 2020).

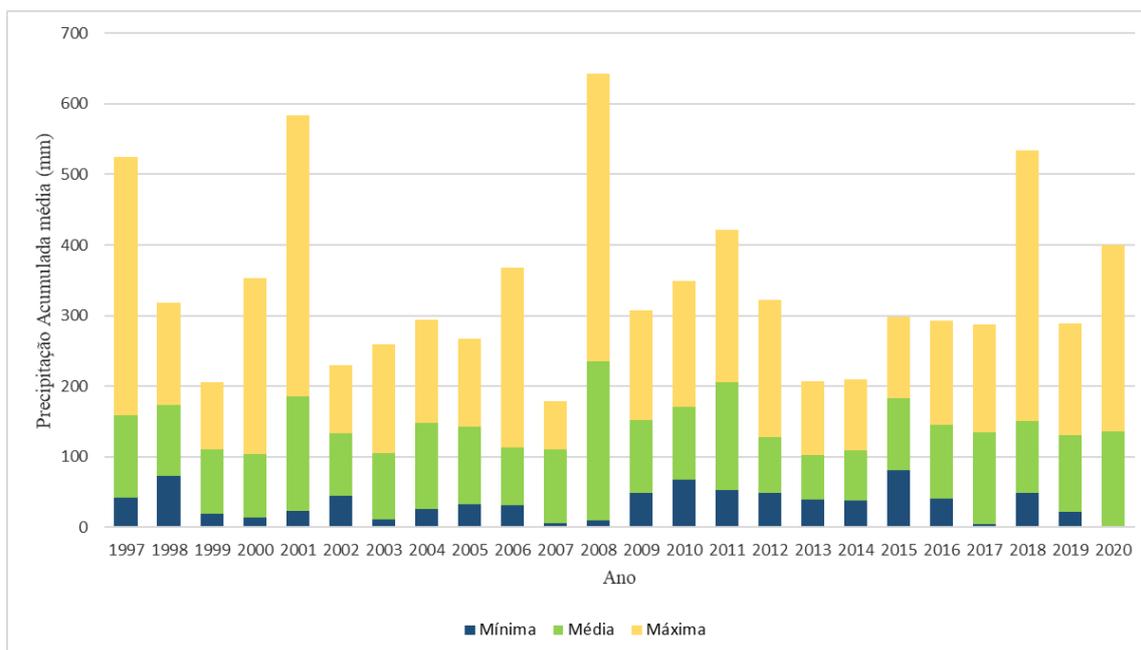
As Figura 5 e Figura 6 mostram as precipitações acumuladas médias mensais e anuais entre 1997 e 2020, respectivamente.

Figura 5 – Precipitação acumulada média mensal entre 1997-2020.



Fonte: Elaborado através de dados da Epagri (2020).

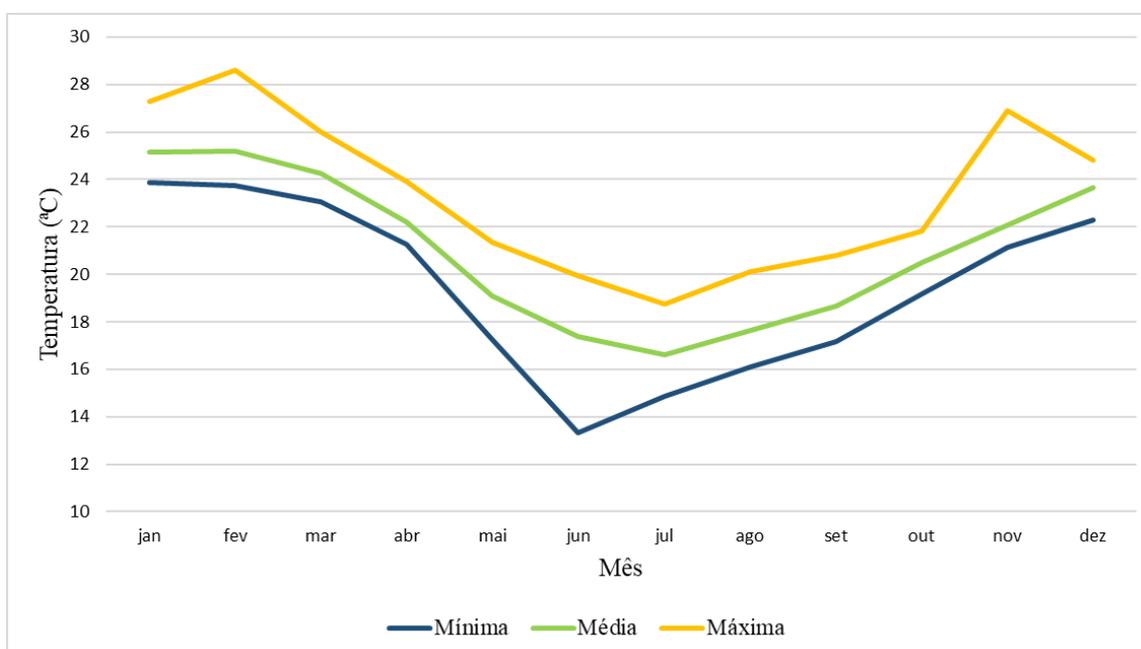
Figura 6 – Precipitação acumulada média anual entre 1997-2020.



Fonte: Elaborado através de dados da Epagri (2020).

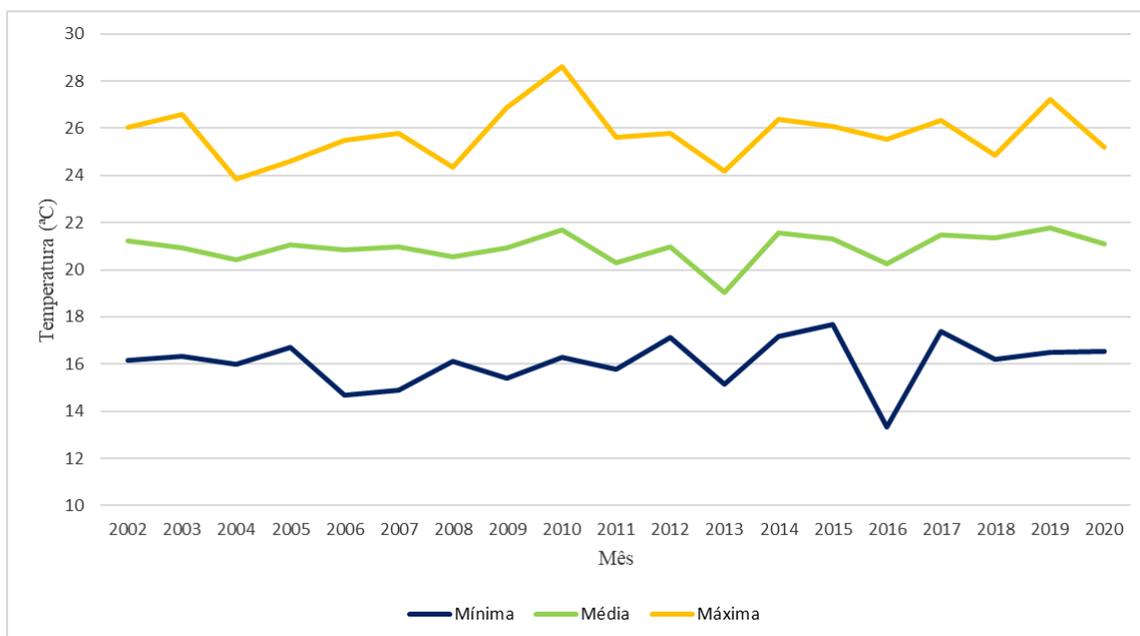
As Figura 7 e Figura 8 mostram as temperaturas médias mensais e anuais entre 2002 e 2020, respectivamente.

Figura 7 – Temperatura média, máxima e mínima mensal entre 2002-2020.



Fonte: Elaborado através de dados da Epagri (2020).

Figura 8 – Temperatura média, máxima e mínima anual entre 2002-2020.



Fonte: Elaborado através de dados da Epagri (2020).

Na região de estudo, os meses de inverno apresentam-se menos chuvosos, com junho, julho e agosto apresentando chuva acumulada média mensal de aproximadamente 87, 88 e 95 mm, respectivamente. De setembro a abril, a precipitação acumulada média é superior a 140 mm, sendo os meses de janeiro e fevereiro os mais chuvosos, com máxima de 230 mm em janeiro.

Anualmente, é visto as influências na climática local, a atuação dos fenômenos que causam interferência na circulação da atmosfera global, como o El Niño, que em sua fase positiva causa um aumento significativo da precipitação pluviométrica, e, em sua fase negativa (La Niña) registra chuvas abaixo da média climatológica (AGUIAR; MENDONÇA, 2004).

A temperatura média anual é de 24,5°C, tendo o verão quente com dezembro, janeiro e fevereiro de temperaturas médias de 27,0, 28,1 e 27,9°C, respectivamente, e inverno frio, com junho, julho e agosto com temperaturas médias de 21,3, 20,8 e 22,4°C, respectivamente. Anualmente a temperatura média variou entre 19,0 (2013) e 21,8°C (2019). Com máxima média mensal no ano de 2010 (28,6°C) e mínima média mensal em 2016 (13,3°C).

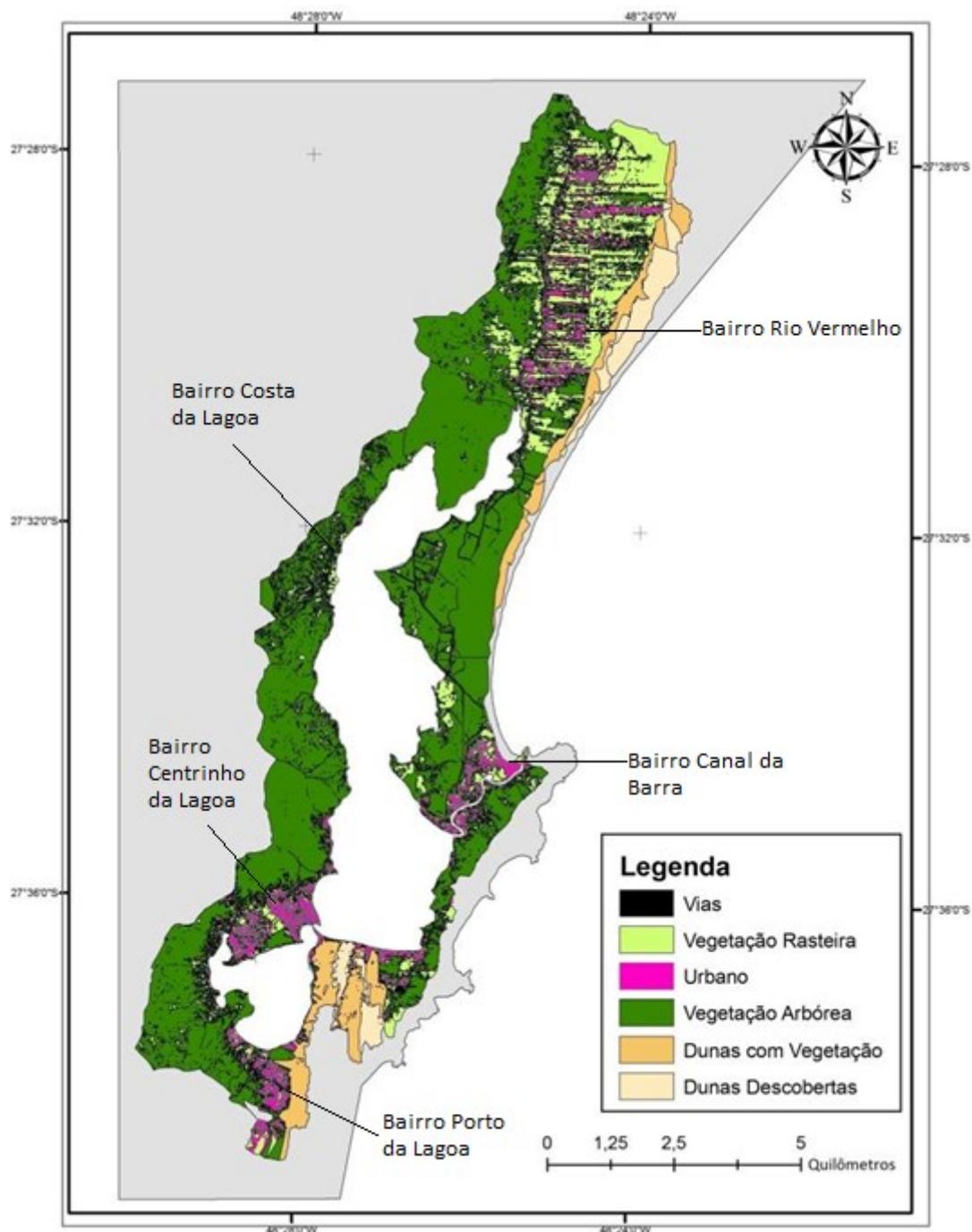
3.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A Bacia da Lagoa da Conceição é limitada por morros de 400 a 500 metros a oeste e, a leste, por restingas e um morro rochoso com altura de 200 metros. Já ao sul, encontram-se áreas de dunas descobertas e cobertas por vegetação. Ao Norte, é visto um bairro com intensa urbanização em áreas de vegetações rasteiras.

A bacia é dominada por vegetação arbórea, que abrange a restinga arbustiva e arbórea, presentes principalmente no leste da laguna. Já no noroeste da Bacia, há predominância de floresta ombrófila densa – floresta com fisionomia e estrutura peculiar, com grande variedade de formas de vida e elevado contingente de espécies endêmicas, também conhecida como Mata Atlântica (THOMÉ et al., 1999). Finalmente, a oeste da Bacia, restinga herbácea de áreas úmidas (HEBERLE, 2011). Ao sul da Bacia da Lagoa da Conceição, são encontradas as dunas descobertas e dunas com vegetação herbáceo-subarbustivas, arbustivas e arbóreas (BIER et al., 2017; KERN, 2019).

A bacia da Lagoa da Conceição possui 8,6% da sua área coberta por urbanização. A área urbanizada concentra-se, principalmente, na região Centro-Sul da bacia, abrangendo o Centrinho, o Canto e o Porto da Lagoa, na região Leste, no canal da Barra da Lagoa, e na região Norte, nas sub-bacias do João Gualberto e Rio Vermelho. A Figura 9 apresenta o uso e ocupação do solo em 2010.

Figura 9 - Uso e ocupação do solo da Bacia da Lagoa da Conceição.



Fonte: Adaptado de Odreski (2010).

Pode-se destacar, também, 4 zonas de aglomeração urbana: na região norte da laguna, no bairro Rio vermelho, que corresponde a aproximadamente 35% da área total da Bacia (BIER, 2013); à centro-leste, no entorno do Canal da Barra da Lagoa; no sul da Lagoa, englobando a região do Porto da Lagoa; no centro-oeste, e principal zona urbana, o Centrinho da Lagoa.

A Lagoa da Conceição sofre diversos problemas decorrentes das urbanizações ao seu entorno. isto, vem ocasionando desequilíbrios na qualidade da água da laguna, principalmente devido ao lançamento de dejetos urbanos sem ou com tratamento inadequado, ao escoamento de águas pluviais captadas nas áreas urbanas e ao aporte de sedimentos oriundos da ocupação das encostas e de obras de construção civil (MARTINI et al., 2006).

O problema ambiental é agravado pela falta de rede coletora em diversos bairros, principalmente no Rio Vermelho e no Porto da Lagoa. Segundo (PMF, 2017), nestas localidades, não há rede coletora e estação de tratamento de efluentes domésticos, e o tratamento deve ser feito de maneira individual – que dificulta a fiscalização de possíveis irregularidades. Já o Centrinho da Lagoa, Barra da Lagoa e Costa da Lagoa são atendidos parcialmente por rede coletora e estação de tratamento, onde são encontradas ligações inadequadas em 36,7, 32,5 e 34,4%, respectivamente.

Em janeiro de 2020, foram vistos grandes conjuntos de afloramento nas regiões do subsistema sul da laguna, evento resultante de um processo de eutrofização da Lagoa da Conceição, que aconteceu devido ao excesso lançamento de esgoto sem tratamento ou não adequadamente tratado – como é visto na Figura 10. Tanto as altas temperaturas na época, como o alto tempo de residência da água no subsistema sul tornam o evento propício (LAFIC, 2020).

Figura 10 - Afloramento de algas no subsistema sul da Lagoa da Conceição.

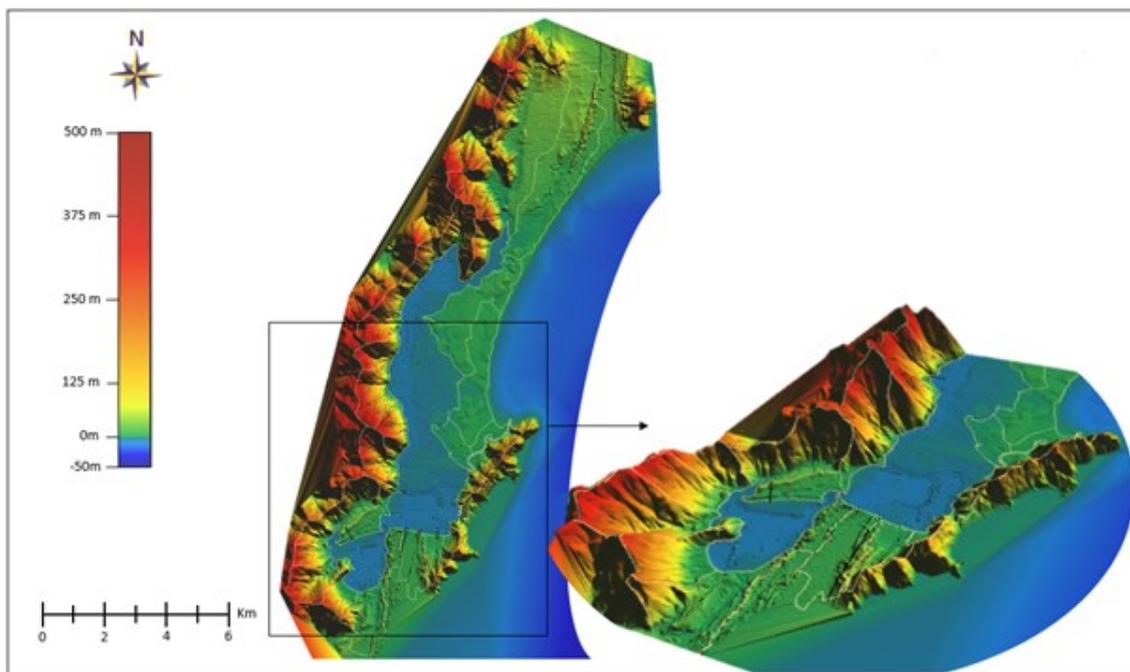


Fonte: Sell (2020).

3.3 TOPOBATIMETRIA E GEOLOGIA

A porção oeste da Bacia da Lagoa da Conceição é constituída por altas e íngremes encostas, atingindo quase 500 metros de altura. Já na porção oeste, uma composição de terrenos planos, também chamados de planícies costeiras (Figura 11).

Figura 11 - Topobatimetria da Lagoa da Conceição.

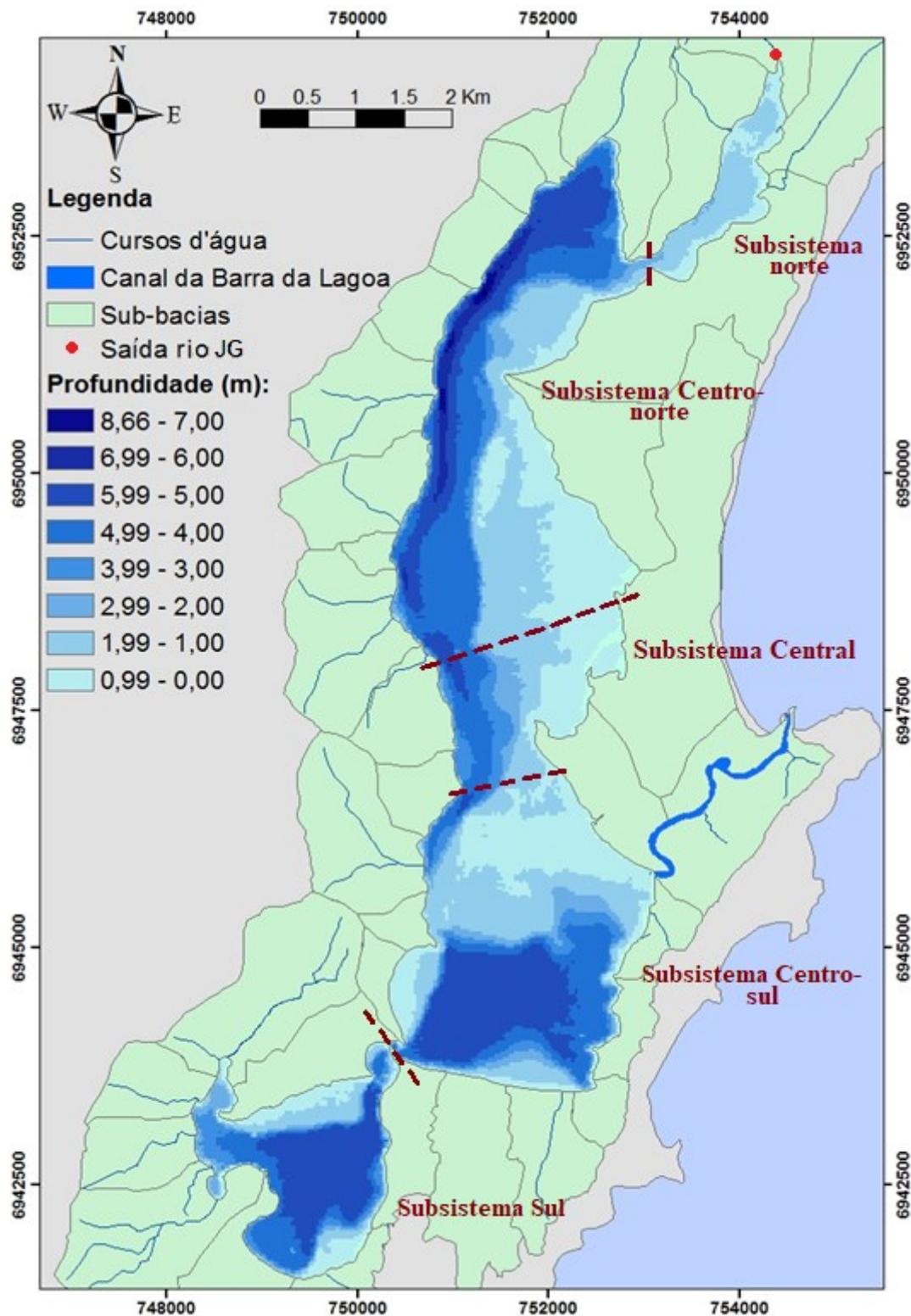


Fonte: Adaptado de Kern (2019), utilizando dados do IPUF e Godoy (2009).

A bacia da Lagoa da Conceição é formada por altos morros fortemente dissecados, com encostas constituídas de granito, onde são fortes os declínios. Nesse local afloram, principalmente, vegetações de médio e grande porte, como ocorre no morro que separa a Lagoa da Conceição do bairro Itacorubi e no morro da Costa da Lagoa. Ao lado leste, se tem a predominância de planícies formadas basicamente por dunas e com grande permeabilidade, com áreas descobertas e cobertas com vegetação de restinga (ODRESKI, 2012). Os afloramentos mais extensos de granito, contudo, ocorrem nas encostas junto ao mar e nos topos de morros (SILVA, 2002).

A batimetria, as redes hidrográficas, rio principal e Subsistemas da laguna são apresentados na Figura 12.

Figura 12 – Batimetria, redes hidrográficas e Subsistemas da Lagoa da Conceição.



O relevo batimétrico da laguna apresenta um perfil assimétrico, devido às inclinações das margens leste e oeste, que delimitam o corpo lagunar. Na margem oeste,

são visíveis as maiores profundidades, atingindo até 8,67 metros. Na margem leste, bancos de areia são visíveis nos subsistemas norte e central.

A profundidade média da laguna é de 1,70 metros, sendo que 46,9% da área da laguna possui profundidade superior a 3,00 metros e 53,1% em regiões de profundidade menores que 3,00 metros.

O subsistema norte é estreito e com seu fundo influenciado pela desembocadura do rio João Gualberto (JG), com profundidades baixas em sua desembocadura de, no máximo, 2,00 metros de profundidade, sendo uma área deposicional. A oeste, encontra-se a região de maiores profundidades, variando entre 4,00 e 8,66 metros e, a leste, são observadas profundidades inferiores a 0,50 metros. O subsistema centro-sul apresenta perfis de fundo aproximadamente simétricos, com profundidades atingindo 6,00 metros. Na margem sul, os sedimentos provenientes das dunas formam um esporão submerso na metade leste (SILVA, 2013). O subsistema sul apresenta profundidades de até 5,0 metros. Na margem noroeste, há formação de bancos de areia, também afetadas pelas dunas.

3.4 HIDRODINÂMICA

A Lagoa da Conceição é uma laguna estrangulada, ligada ao mar pelo Canal da Barra da Lagoa, que forma um sistema estuarino. Nesse sistema, há importantes processos de mistura da água continental e marinha. A complexidade de sistemas estuarinos se soma aos ecossistemas localizados na interface oceano/terra, tornando-o altamente produtivo. As zonas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, fluviais e marinhos estão sujeitos às transformações nas mais diversas escalas temporais e espaciais e são altamente sensíveis a ações antropogênicas (KRUG; NOERNBERG, 2005).

A Lagoa da Conceição tem sua principal fonte de água doce em sua extremidade norte, no rio João Gualberto, sendo responsável por cerca de 24% da contribuição hidrológica descarregada na laguna, após um evento de chuva (BIER, 2013).

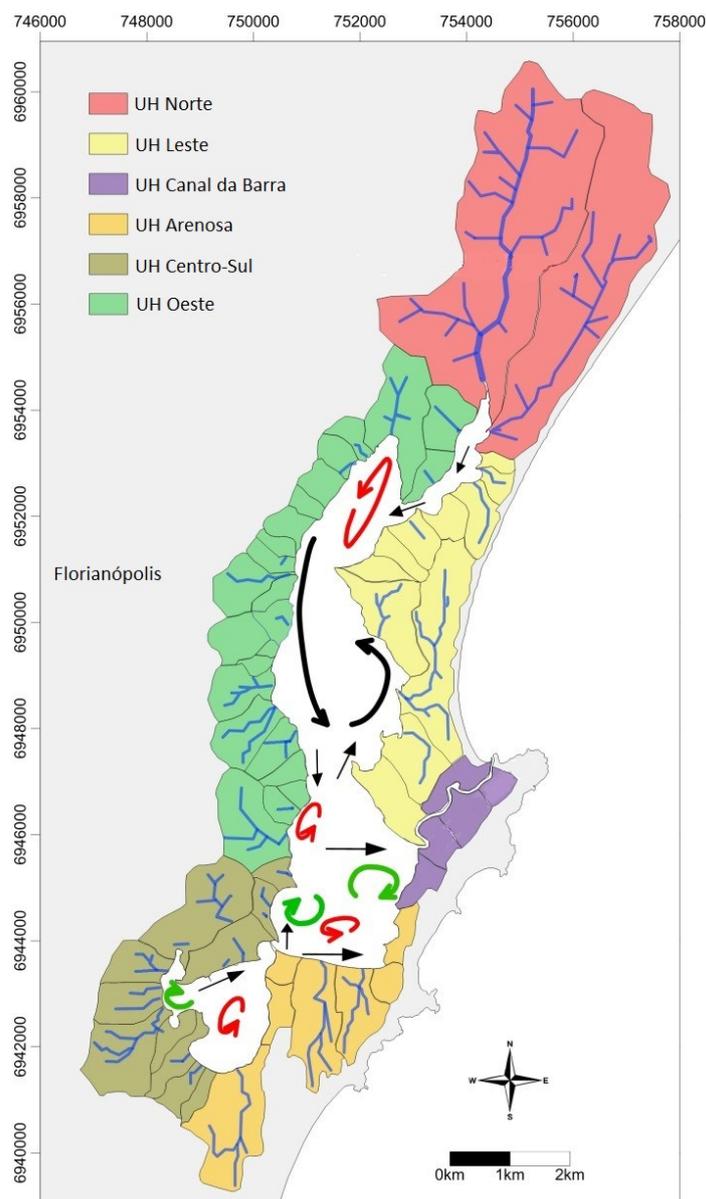
Os fluxos gerados pelos rios ao norte da laguna, juntamente com as descargas geradas pela região oeste no subsistema central e pelo subsistema sul, conseguem superar a força maregráfica, ocasionando a saída de água da laguna, em direção ao oceano.

Os padrões de circulação da Lagoa da Conceição são fortemente influenciados pela ação do vento, com destaque para os subsistemas norte e sul, com fluxos de sul para norte e norte a sul, respectivamente. Grandes velocidades no escoamento são observadas no Canal da Barra da Lagoa, com brusca redução de intensidade na saída do mesmo e no

interior da laguna (ANDRADE, 2001). Os padrões de circulação na Lagoa da Conceição indicam que o transporte residual se dá no sentido norte para o centro e do sul para o centro, além de um escoamento resultante para fora do estuário, em direção ao oceano (Silva, 2013). A

Figura 13 mostra os padrões hidrodinâmicos da água da Lagoa da Conceição.

Figura 13 - Sub-bacias e padrões de circulação da Lagoa da Conceição.



Fonte: Adaptado de (SILVA et al., 2017a)

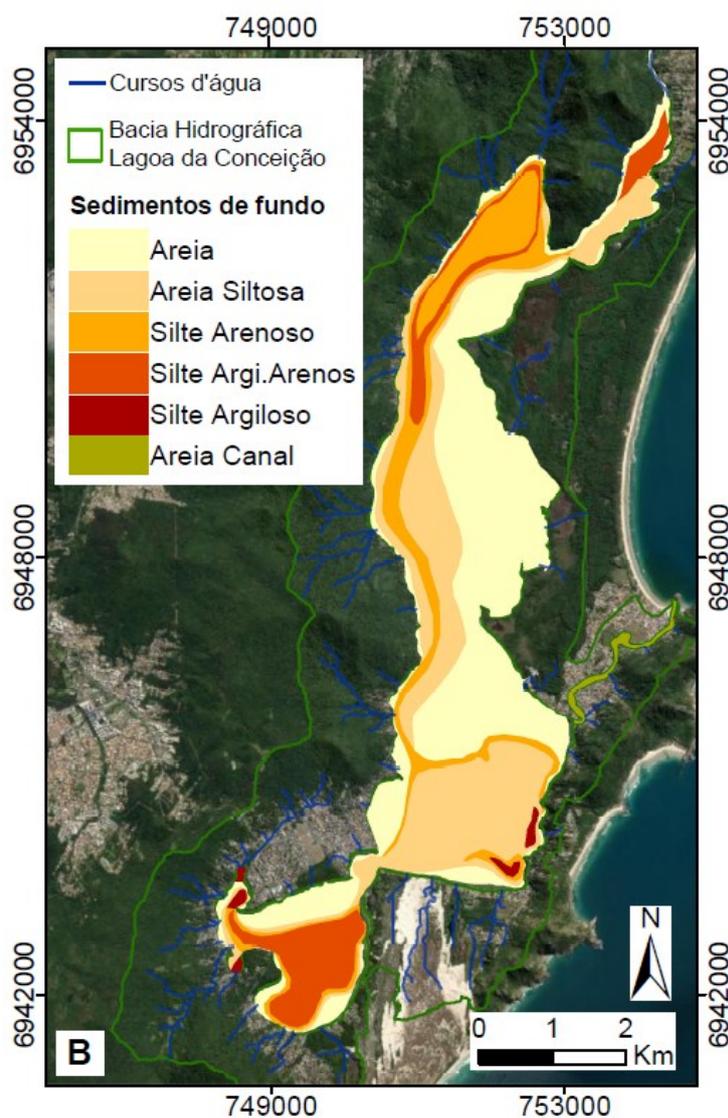
As setas verdes indicam a presença de vórtices ciclônicos e, as vermelhas, anticiclônicos. Os giros anticiclônicos são favoráveis ao acúmulo de partículas nas regiões centro-sul e aumento da concentração de nutrientes e partículas no fundo da laguna. Os giros ciclônicos causam a ressuspensão de nutrientes dissolvidos no fundo para a

superfície, onde é esperado o aumento de produtividade primária (GÓMEZ; GÓMEZ; BULGAKOV, 2008).

3.5 SEDIMENTOLOGIA

Quanto à distribuição dos sedimentos de fundo, a laguna apresenta predominância de sedimentos arenosos nas partes marginais, e siltosas, nas partes centrais e profundas. Já em partes transicionais, são visíveis regiões areno-siltosas e silto-arenosas, que ocupam profundidades intermediárias do corpo lagunar, como apresenta a Figura 14.

Figura 14 - Mapa de distribuição das fácies texturais de fundo da Lagoa da Conceição.



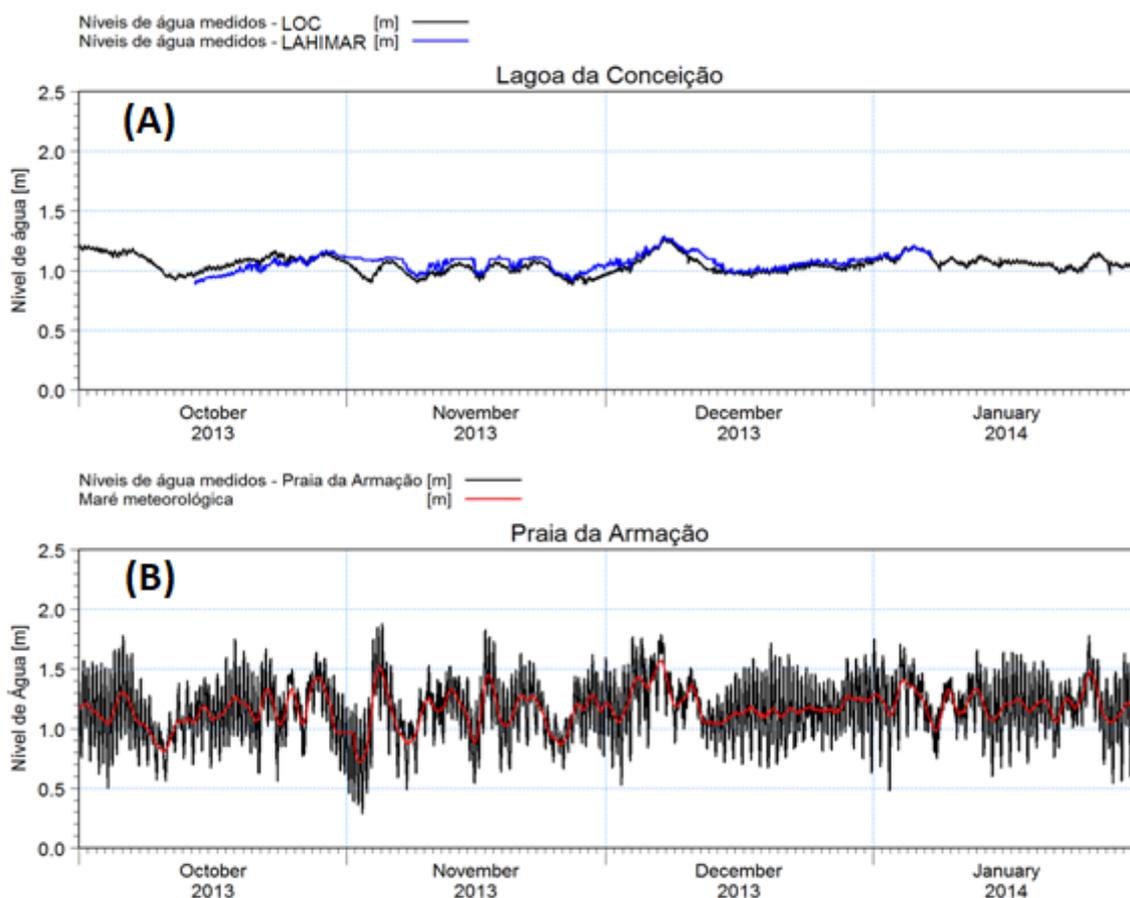
Fonte: Adaptado de Arcari (2018).

As fácies arenosas situadas na margem oeste da laguna, provenientes das encostas, apresentam imaturidade textural e mineralógica, já as areias provenientes da barreira arenosa, na margem leste, se apresentam maduras sendo provavelmente areias retrabalhadas na plataforma continental adjacente. As fácies texturais totais da laguna são distribuídas em 45% de silte arenoso, 40% de areia, 10% de areia siltosa, 5% de silte e 3% de silte argiloso (JÚNIOR; MUEBE, 1989).

3.6 NÍVEIS DE ÁGUA

Segundo Godoy (2009), a área de estudo está sujeita a um regime de micro-marés, com amplitudes de 0 a 2 metros, sendo classificada como mista com predominância semi-diurna.

Figura 15 - Níveis de água medidos na Lagoa da Conceição (A) e na Praia da Armação (B).



Fonte: Bier (2018)

Na Figura 15a, é visto o nível de água medido tanto pelo marégrafo do Laboratório de Hidráulica Marítima (LAHIMAR), em azul, quanto pela estação

maregráfica do Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC), em preto. Ambas localizadas próxima à embocadura interna do canal da Lagoa da Conceição (BIER, 2018).

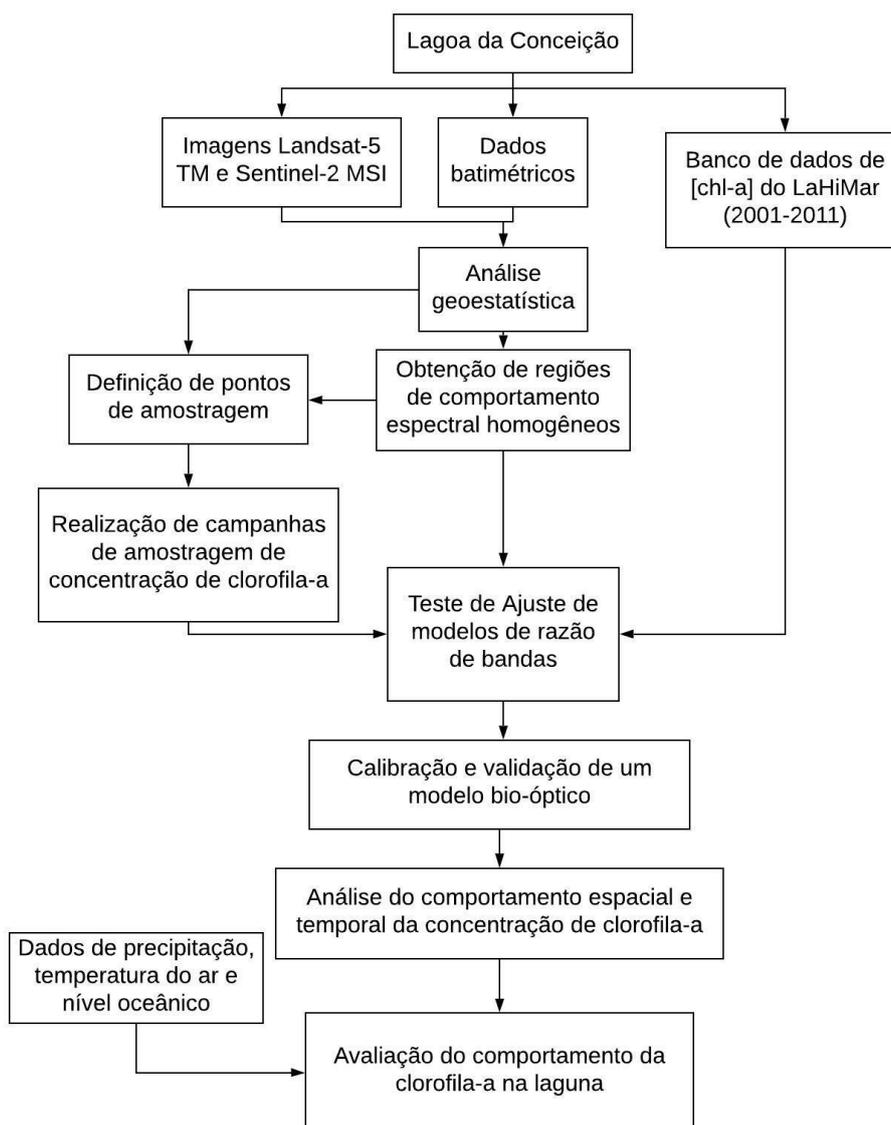
Na Figura 15b, são vistas as variações de água medidas pelo LOC no píer da praia da Armação – linha preta, e a variação da componente meteorológica – linha vermelha, extraída por meio da aplicação de filtro de média móvel de 25h, na qual foram removidas as variações de níveis de alta frequência provocadas pela maré astronômica. O nível da Lagoa da Conceição esteve entre 1,0 e 1,2 metros na maior parte do tempo, e tem variação de aproximadamente 0,50 metros. Já o oceano tem sua predominância de nível entre 1,0 e 1,5 metros, tendo variação de aproximadamente 1,50 metros. Considerando que a amplitude dos níveis de água é maior no oceano que na laguna, há variação de entrada e saída de águas pelo Canal da Barra da Lagoa. O principal fator regente dessas ações são o nível oceânico e as descargas hidrológicas. No entanto, não é o único fenômeno que governa os fluxos no canal. Ações do vento, por exemplo, podem ocasionar “empilhamento” de água na costa, podendo aumentar os níveis da laguna e entrada de água salina na mesma (BIER, 2018).

4 METODOLOGIA

4.1 FLUXOGRAMA METODOLÓGICO

A Figura 16 apresenta o fluxograma metodológico geral do trabalho.

Figura 16 - Fluxograma metodológico.



O trabalho proposto tem como objetivo principal caracterizar o comportamento da concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição, com o uso de modelos bio-ópticos de sensoriamento remoto, para dois períodos: de 1985-2011, por meio de imagens Landsat-5 TM, permitindo um reconhecimento do histórico de comportamento da concentração de clorofila-a na laguna, utilizando-se dados antigos de concentração de clorofila-a, e a partir de 2018, por meio de imagens coletadas da missão Sentinel-2 MSI,

realizando-se novas amostragens de água no corpo lagunar e utilizando-se de uma segmentação e de análises combinatórias.

Neste trabalho, é proposto uma divisão espacial, separando-se locais com diferentes respostas do fundo da laguna, em grupos. A proposição é feita por dois motivos: pelo o corpo lagunar não apresentar as grandes amplitudes de concentração de clorofila-a, quando comparados a outros trabalhos, e pelo baixo número de estações amostrais.

Para isso, utilizaram-se como dados de entrada: os dados batimétricos, os dados de concentração de clorofila-a obtidos de análises laboratoriais de amostras coletadas em campo, de 2001 a 2011, imagens dos satélites Landsat-5 TM e Sentinel-2 MSI e dados pluviométricos, de temperatura do ar, radiação solar, e nível da Lagoa da Conceição.

Primeiramente, foi feita a seleção das imagens Landsat-5 TM para a área de estudo. Foram selecionadas apenas as imagens sem nuvens sobre a laguna. Para uma primeira análise geoestatística, foi utilizada a imagem adquirida em data mais próxima à data de levantamento batimétrico realizado na laguna, em 2001. Assim, analisou-se a resposta espectral da laguna em diferentes profundidades e identificou-se padrões de comportamento espectral na Lagoa da Conceição.

Com a análise anterior, visualizou-se que a Lagoa da Conceição tem comportamento distinto da reflectância em diferentes profundidades. Assim, um único modelo para a estimativa da concentração de clorofila-a dificilmente representaria adequadamente a laguna como um todo. Almejando definir regiões de comportamento espectral homogêneo, separou-se a Lagoa da Conceição em 3 classes de reflectância homogênea dentro de três intervalos de profundidades (regiões de profundidade): Rasa, Transição e Profunda.

Visando, especificamente, a geração de modelos bio-ópticos para a estimativa da concentração de clorofila-a para período antigo, foram utilizadas 63 imagens do satélite Landsat-5 TM do período de 2001 a 2011 e técnicas estatísticas, para analisar se a reflectância das 3 regiões de profundidade geradas para a Lagoa da Conceição, eram estatisticamente distintas, também, nestas imagens.

A etapa seguinte foi testar se modelos usando sensoriamento remoto para a estimativa da concentração de clorofila-a, consagrados em bibliografia, eram adequados à área de estudo. Foram selecionados e testados diferentes modelos de estimativa de concentração de clorofila-a consagrados pela bibliografia para o Landsat-5 TM. Para isso,

comparou-se os valores gerados pelos modelos consagrados com os valores de concentração de clorofila-a obtidos *in situ*, entre 2001 e 2011.

Visando à aquisição de dados atuais de concentração de clorofila-a *in situ* e a calibração de modelos para estudos futuros, foi, primeiramente, analisado, por meio da análise geoestatística e das classes homogêneas de reflectância nas regiões previamente definidas como Rasa, Transição e Profunda, se as regiões são estatisticamente diferentes para o período atual, usando imagens Sentinel-2 MSI, de 2018 a 2020.

Após verificação das áreas homogêneas de reflectância usando imagens Sentinel-2, em função da batimetria da laguna, foram definidos pontos de amostragem de água para a Lagoa da Conceição, para posterior análise laboratorial da concentração de clorofila-a. Realizou-se uma análise de agrupamento da imagem média de desvio padrão da reflectância, para as diferentes bandas no período de 2018 a 2020. Assim, foram definidos 60 pontos para coleta de amostras de água, predominantemente, nas regiões de maior variação de reflectância no corpo lagunar. Os pontos foram definidos dessa forma, por representarem os locais onde deve-se esperar uma maior variação da concentração de clorofila-a, tendo como consequência, uma melhor representatividade do modelo ajustado. Foram realizadas 4 saídas de campo para coleta de amostras de água no corpo lagunar.

Com os valores atuais de concentração de clorofila-a e 3 imagens do satélite Sentinel-2 MSI, foi realizado o teste de ajuste de modelos de estimativa da concentração de clorofila-a considerando-se as separações entre as regiões geradas, assim como para os Subsistemas Norte, Centro-Norte, Central, Centro-Sul e Sul, já definidos anteriormente a este estudo.

Os modelos filtrados pelo teste de ajustes foram calibrados/validados. Para o período do Landsat-5 TM apenas um modelo foi aprovado no teste de ajustes, para a região Profunda do Subsistema Sul, e por haverem poucos dados amostrais (N=11), o mesmo foi apenas calibrado. Para o período do Sentinel-2 MSI, três modelos foram selecionados no teste de ajustes, onde pode-se realizar uma etapa de calibração/validação mais robusta.

Os dados de concentração de clorofila-a e imagens Sentinel-2 MSI foram utilizados para uma análise combinatória em uma rotina de programação em *python*, onde foi possível visualizar o comportamento de diferentes regressões com combinações diferentes de dados. Por meio do intervalo de maior observação do Erro Percentual

Absoluto Médio, análise do coeficiente de correlação e histograma e *scatterplot* dos coeficientes de ajuste, um modelo foi calibrado e validado para a região Profunda do Subsistema Sul.

Os modelos obtidos foram utilizados para a espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a na laguna, onde, juntamente com dados de temperatura, precipitação acumulada de 5 dias e média diária do nível do mar, foram analisados temporal e espacialmente.

4.2 MATERIAIS

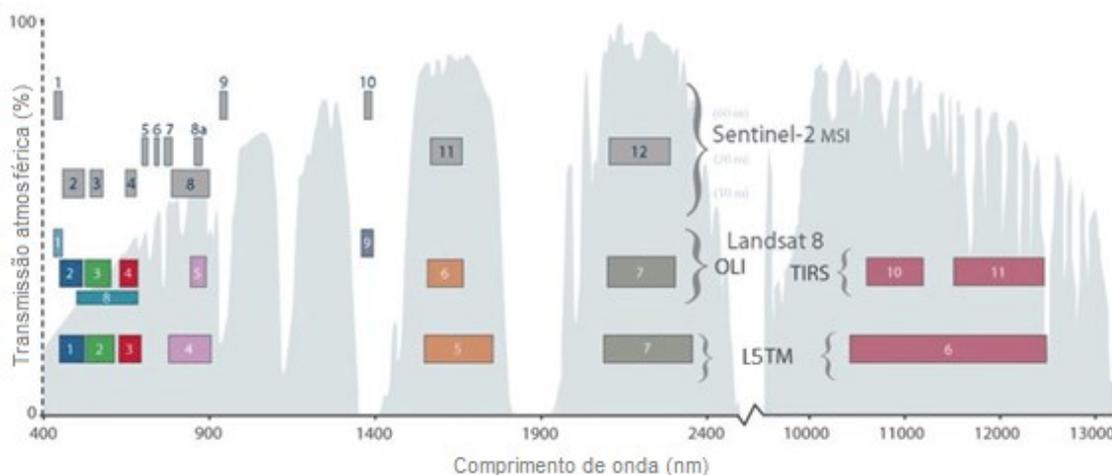
4.2.1 Imagens de Satélite

A escolha das imagens levou em consideração a disponibilidade gratuita das mesmas, o período de imageamento do satélite e as resoluções espaciais, espectrais, radiométricas e temporais. O satélite Landsat-5 TM foi escolhido para análise do período de 2001 a 2011, visto ser o que fornece imagens gratuitas mais utilizado para o sensoriamento remoto da concentração de clorofila-a, devido ao seu longo período de análise, sua resolução temporal e sua média resolução espacial (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016).

Para o período atual (2018-2021), foram utilizadas imagens do satélite Sentinel-2 MSI. Em função de a Lagoa da Conceição se tratar de um corpo hídrico complexo e de relativas pequenas dimensões (20,1 km²), optou-se pelas imagens Sentinel-2, por terem maior resolução temporal (2 a 3 dias) e espacial (10 e 20 metros), quando comparadas às imagens do Landsat-8. Além disso, possuem uma banda na região do infravermelho próximo (banda 5), que abrange o pico de reflectância da clorofila-a. As características das imagens acima discorridas são apresentadas pela

Figura 17.

Figura 17 – Características das imagens Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI e Sentinel-2 MSI.



Fonte: adaptado de PONTE LIRA et al. (2016).

O Landsat-5 TM apresenta um total de sete bandas, com apenas uma banda para o infravermelho próximo (banda 4). Finalmente, o Sentinel-2 MSI apresenta 13 bandas, com 5 bandas para o infravermelho próximo, com a banda 5 absorvendo as radiações entre 690 e 710 nm.

4.2.2 Landsat-5 TM

Para realização do trabalho, foram utilizadas 27 imagens do sensor Thematic Mapper (TM), do satélite Landsat-5, adquiridas entre 200 e 2011. As imagens foram baixadas do banco de dados *Earth Explorer* do Serviço Geológico dos Estados Unidos, o USGS (*United States Geological Survey*) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), com nível 2 de processamento, que são imagens de reflectância da superfície, com as correções atmosféricas e geométricas já realizadas. Os critérios para seleção das imagens a serem utilizadas neste estudo foram: não haver nuvens, cirrus ou sombras sobre o corpo lagunar, proximidade entre as datas de amostragem e de passagem do satélite.

Desenvolvido pela NASA e lançado em 1984, e funcional até o ano de 2012, o Landsat-5 TM orbitou o planeta mais de 150.000 vezes, transmitindo mais de 2,5 milhões de imagens das condições da superfície terrestre ao redor do mundo (NASA, 2020).

As bandas multiespectrais do Landsat-5 TM tem resolução espacial de 30 metros, enquanto a banda termal (TM6) tem resolução espacial de 120 metros. A resolução radiométrica é de 8 bits e a resolução temporal é de 16 dias (USGS, [s.d.]). As características de cada banda são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Resolução espectral das bandas do Landsat-5 TM.

Nome da Banda	Resolução espectral (μm)
TM1 – Azul	0,45 – 0,52
TM2 – Verde	0,50 – 0,60
TM3 – Vermelho	0,63 – 0,69
TM4 – Infravermelho próximo	0,76 – 0,90
TM5 – Infravermelho médio	1,55 – 1,75
TM6 – Infravermelho termal	10,4 – 12,5
TM7 – Infravermelho médio	2,08 – 2,35

Fonte: adaptado de USGS ([s.d.])

4.2.3 Sentinel-2 MSI

A missão Sentinel-2, administrada pela Agência Espacial Europeia (ESA), conta com dois satélites em operação, denominados 2A e 2B. O primeiro foi lançado em junho de 2015 e, o segundo, em março de 2017.

Os satélites dispõem do sensor MSI (*MultiSpectral Instrument*), o qual apresenta 13 bandas espectrais com 3 resoluções espaciais diferentes (10 m, 20m e 60m). A resolução radiométrica dos *pixels* é de 12 bits e a resolução temporal é de 5 dias. As resoluções espectrais das bandas são apresentadas pela Tabela 3.

Tabela 3 - Características das imagens Sentinel-2 MSI.

Nome da Banda	Resolução espectral (μm)	Resolução espacial (m)
MSI 1 - Aerossol	0,43 – 0,45	60
MSI 2 – Azul	0,45 – 0,52	10
MSI 3 – Verde	0,54 – 0,57	10
MSI 4 – Vermelho	0,65 – 0,68	10
MSI 5 – Red Edge 1	0,69 – 0,71	20
MSI 6 – Red Edge 2	0,73 – 0,74	20
MSI 7 – Red Edge 3	0,77 – 0,79	20
MSI 8 – Infravermelho próximo (NIR)	0,78 – 0,90	10
MSI 8A – Red Edge 4	0,85 – 0,87	20
MSI 9 – Vapor d'água	0,93 – 0,95	60

Nome da Banda	Resolução espectral (μm)	Resolução espacial (m)
MSI 10 – Cirrus	1,36 – 1,39	60
MSI 11 – SWIR 1 (<i>Short-Wave Infrared 1</i>)	1,56 – 1,65	20
MSI 12 – SWIR 2	2,10 – 2,28	20

Para a análise geoestatística, foram utilizadas imagens já corrigidas atmosféricamente pela própria ESA entre os anos de 2018 e 2020. Para o teste de modelo bio-ópticos para o período de 2020-2021 foram utilizadas imagens de nível 1C, sem correção atmosférica. Para essas imagens, a correção atmosférica foi realizada pelo Py6S.

4.2.4 Dados de concentração de clorofila-a *in-situ*

Dados de 2001 a 2011

Para se testar modelos bio-ópticos consagrados pela bibliografia, utilizaram-se 127 dados de concentração de clorofila-a obtidos *in situ*, através de campanhas realizadas entre 2001 e 2011, reunidas por (SILVA et al., 2017b). Estas campanhas tinham finalidades diferentes do monitoramento da laguna por sensoriamento remoto. O apêndice I apresenta os dados de concentração de clorofila-a, a data de amostragem, da imagem mais próxima e a defasagem.

Dados de 2020 e 2021

Para a análise atual da estimativa de concentração de clorofila-a, foi necessária a realização de campanhas de amostragem e determinação em análises laboratoriais.

As campanhas seguiram o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (BRANDÃO et al., 2011). As amostras de água foram coletadas a uma profundidade de 0,20 metros da superfície do corpo lagunar, em recipientes de 500 ml, devidamente esterilizados.

Os recipientes foram ambientados em cada local de amostragem, onde foram enchidos completamente e esvaziados por três vezes, antes de se coletar a amostra. As amostras foram mantidas em caixa térmica com gelo e levadas para posterior análise em laboratório.

As análises em laboratório seguiram a Norma Técnica da CETESB para determinação de clorofila-a, evitando-se luminosidade sobre a amostra (CETESB,

2014b). As amostras foram filtradas em um sistema de bomba a vácuo, através de membranas filtrantes de fibra de vidro borosilicato de 47 mm de diâmetro e com porosidade de 0,40 mm. Então, os filtros foram levados a frascos e armazenados no freezer em temperaturas de -20°C a -30°C. As amostras foram mantidas congeladas por, no máximo, um mês. A Figura 18 mostra a execução da filtração no dia 12/03/2020.

Figura 18 - Filtração a vácuo das amostras coletadas.



Por fim, para todas as amostras, foram realizadas as análises no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA/UFSC). Primeiramente, foi realizada a extração da clorofila-a, por meio do acréscimo de 5 ml de acetona 90% em um tubo, inserção do filtro, maceração, adição de mais 5 ml de acetona 90%. Os tubos eram mantidos refrigerados entre 2 e 24 horas, onde, então, eram colocados em uma centrífuga à 3000 rpm, durante 20 minutos.

Finalmente, as amostras foram encaminhadas para a leitura no espectrofotômetro DR3900 da marca Hach. Foi realizada a leitura nos comprimentos de 664 e 750 nm, então realizada a acidificação pela adição de 50 µL de ácido clorídrico 0,1 M, e a segunda leitura a 665 e 750 nm, após 90 segundos.

A concentração de clorofila-a foi obtida pela equação 9.

$$\text{Clorofila} - a \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right) = 26,73 * ([D664 - D750] - [D665a - D750a]) * \left(\frac{v}{V * L} \right) \quad (9)$$

onde:

V = Volume, em litros, da amostra filtrada;

v = volume, em mL, de acetona 90% usada para extração;

L = Caminho óptico, em cm, da cubeta espectrofotométrica;

D664 e D750 = Densidades ópticas a 664 e 750 nm, antes da acidificação;

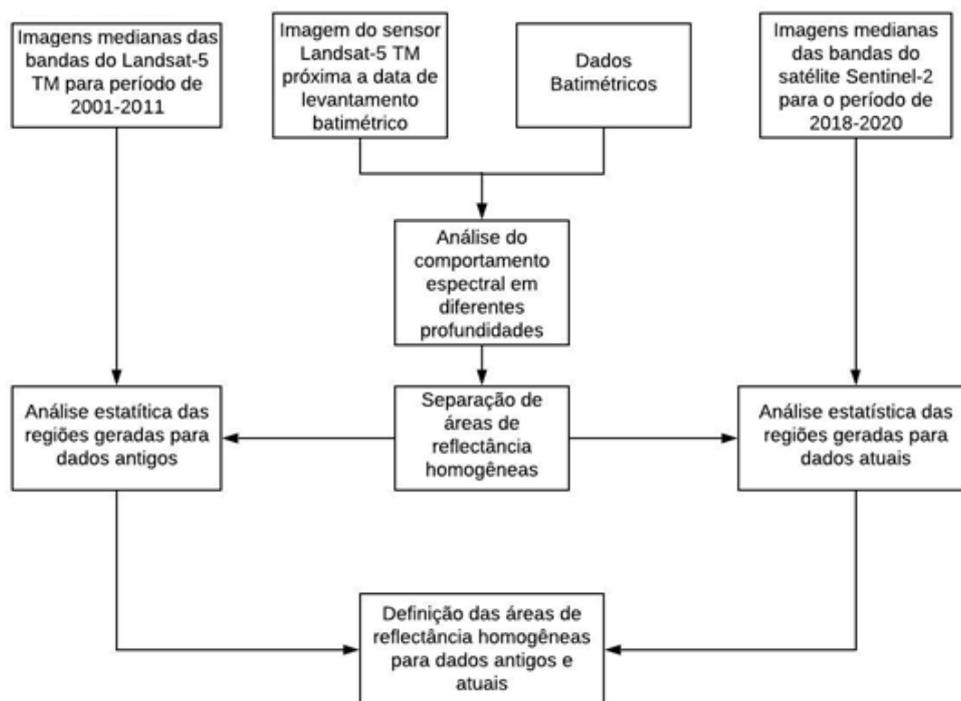
D665a e D750a = Densidades ópticas a 665 e 750 nm, após a acidificação.

4.3 ANÁLISE GEOESTATÍSTICA PARA DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE REFLECTÂNCIA HOMOGÊNEAS EM DIFERENTES INTERVALOS DE BATIMETRIA

A análise geoestatística teve como finalidade definir áreas com comportamento homogêneo da reflectância, no corpo lagunar. A análise foi utilizada para a definição de regiões de comportamento de reflectância homogênea, para a definição dos pontos de amostragem para o período de 2020-2021 e para a aplicação de modelos bio-ópticos em cada região, para os dois períodos (2001 a 2011 e 2020 a 2021). Para tanto, foi feita uma análise do comportamento da reflectância do corpo lagunar da Lagoa da Conceição e foi verificada sua relação com a batimetria.

A Figura 19 apresenta o fluxograma da análise estatística feita para definição das áreas homogêneas na Lagoa da Conceição.

Figura 19 - Fluxograma da análise geoestatística.



Separação de áreas de reflectância homogêneas no corpo lagunar, usando imagem Landsat-5 TM de data próxima ao levantamento batimétrico

Primeiramente, foi feita uma análise usando uma imagem do Satélite Landsat-5 TM, datada de 09 de dezembro de 2000. Utilizou-se esta imagem por ter sido adquirida em data mais próxima à data da realização do levantamento batimétrico da Lagoa da Conceição, que foi no início de 2001.

A imagem foi recortada para que se pudesse analisar somente os *pixels* que abrangessem o corpo da laguna. Já os dados batimétricos foram interpolados em uma rede triangular irregular (TIN, do inglês *Triangulated Irregular Network*). Para que se pudesse comparar os dados de batimetria com os de reflectância, converteu-se os dados TIN para um *Raster* com a mesma resolução espacial das imagens do satélite utilizado para a análise. Na primeira análise, foi convertido para a resolução espacial de 30 metros.

Finalmente, os dados de batimetria e de reflectância das bandas do azul (TM 1), verde (TM 2), vermelho (TM 3) e infravermelho próximo (TM 4) foram tabulados e manipulados no *Software* STATISTICA 8.0. Foram gerados gráficos *scatterplot* para verificar como se comporta a dispersão dos valores de reflectância das bandas com relação às diferentes profundidades.

O passo posterior foi desenvolvido para identificar as regiões na laguna com comportamento espectral homogêneo, a partir da batimetria. Com base nos gráficos *scatterplot* gerados, foi possível identificar que o comportamento da reflectância é influenciado pela profundidade. Assim, o corpo lagunar foi dividido em 3 classes, por meio do *Software* ArcGIS, usando os dados de batimetria, juntamente com os de reflectância. Primeiramente, o corpo lagunar foi dividido em duas regiões: Rasa e Profunda. A primeira, com profundidades iguais ou menores que 3 metros, e, a segunda, com profundidades maiores que 3 metros. Foi visto, através do *scatterplot*, que as regiões rasas assumiram grandes variações nos valores de reflectância. Criou-se, então, duas máscaras por meio da banda do verde, separando as regiões rasas pela reflectância. Mantiveram-se, nomeados como região Rasa, os *pixels* com valores de reflectância maiores que 0,10, e, os *pixels* com valores de reflectância menores que 0,10 foram classificados como Transição. Esta divisão foi realizada usando a banda do verde, por ser a banda que mais sofre influência dos constituintes opticamente ativos da água, bem como, do leito da laguna, juntamente com a banda do azul, mas que teve uma menor dispersão da reflectância em relação às profundidades mais elevadas.

Após aplicação das máscaras, mantiveram-se nomeados como região Rasa, os *pixels* com valores de reflectância maiores que 0,10 e profundidade menor que 3 metros. Já os *pixels* com valores de reflectância menores que 0,10 e profundidade menor que 3 metros, foram classificados como Transição. A região Transição é uma área cuja resposta espectral é influenciada por diferentes fatores, como pela deposição de sedimentos e sombras.

Análise da representatividade das regiões homogêneas Rasa, Transição e Profunda, para demais imagens Landsat-5 TM

Com o intuito de analisar a representatividade das 3 classes geradas para a Lagoa da Conceição para as imagens Landsat-5 TM posteriormente utilizadas para a estimativa da concentração de clorofila-a usando modelos bio-ópticos consolidados, foram gerados gráficos *scatterplots* dos dados de reflectância de cada uma das bandas, em cada uma das regiões (Rasa, Transição e Profunda), em relação à batimetria. Para esta análise, foi gerada uma imagem mediana de 61 imagens entre o período 2001-2011 do Landsat-5 TM. A imagem mediana do período possibilita visualizar o comportamento geral do corpo hídrico na laguna, permitindo analisar as regiões homogêneas geradas.

A partir da imagem mediana, foram aplicadas máscaras das regiões Rasa, Transição e Profunda, obtendo-se dados de reflectância para as bandas do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo. Estes dados foram tabulados e analisados no STATISTICA, através de gráficos *scatterplot*, relacionando profundidade da laguna com reflectância dos *pixels*, para cada uma das bandas Landsat-5 TM citadas.

Para analisar a resposta da reflectância com relação à profundidade, gerou-se, também, um *box-plot* da reflectância de diferentes bandas para as 3 classes homogêneas definidas para a Lagoa da Conceição. Regiões com medianas e caixas deslocadas entre si mostram visualmente que a distribuição de reflectância em cada uma das regiões é diferente. Mas, ainda é necessário que haja confirmação estatística de que os grupos gerados são diferentes.

Para confirmação estatística sobre a diferenciação dos grupos gerados, foi utilizada a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis com post hoc de Dunn, análise análoga ao teste T utilizado na ANOVA, mas sem a necessidade de atender aos pressupostos da mesma (OSTERTAGOVÁ; OSTERTAG; KOVÁČ, 2014). Esta análise foi selecionada em função da verificação de não-normalidade e da heterocedasticidade

dos dados de cada um dos 3 grupos de reflectância homogênea: Rasa, Transição e Profunda. O teste de Kruskal-Wallis com post hoc de Dunn foi aplicado a cada uma das quatro bandas selecionadas do Landsat-5 TM para as regiões definidas para a laguna, usando-se a imagem mais próxima ao levantamento batimétrico (09/12/2000), e, também, utilizando uma imagem mediana entre o período de 2000 a 2011.

O teste de Kruskal-Wallis (KRUSKAL; WALLIS, 1952) utiliza a probabilidade de uma observação aleatória de um grupo ser maior do que uma outra observação aleatória de outro grupo (DINNO, 2015). A hipótese nula é de que as diferenças medianas dentro dos grupos não são significativas. Caso rejeitada a hipótese nula, no mínimo um dos grupos é diferente dos outros, mas não há indicação de qual. O intervalo de confiança utilizado foi de 95%.

O teste de Dunn foi utilizado por ser o procedimento mais apropriado após o teste de Kruskal-Wallis. O post hoc de Dunn utiliza-se das mesmas classificações médias dos grupos (*ranked sum*) usados no teste de Kruskal-Wallis, além da variância combinada implicada pela hipótese nula do teste de Kruskal-Wallis para combinar pares de amostras (DUNN, 1964). Caso o p-valor do pareamento seja menor que o nível de significância adotado, rejeita-se a hipótese nula, de que as medianas dos grupos são iguais. O intervalo de confiança foi mantido para esse teste.

Análise estatística da representatividade das regiões homogêneas Rasa, Transição e Profunda, para imagens Sentinel-2

Para verificar a representatividade das classes anteriormente definidas (Rasa, Transição e Profunda) para imagens Sentinel-2, primeiramente, foi gerada uma nova batimetria com resolução espacial de 10 metros, compatibilizando com a resolução espacial das imagens Sentinel-2. Então, foram relacionadas, por meio de 4 gráficos *scatterplot*, a batimetria das 3 classes Rasa, Transição e Profunda com as reflectâncias das bandas do azul (MSI 2), verde (MSI 3), vermelho (MSI 4) e infravermelho próximo (MSI 5). A análise permitiu avaliar se a separação realizada para as imagens do satélite Landsat-5 TM, geradas para o período de 2001 a 2011 tem validade para as imagens do satélite Sentinel-2 e para o período atual. Gerou-se, também, gráficos *box-plot* das reflectâncias das bandas para cada uma das regiões, para analisar a variação do comportamento de cada uma das regiões de profundidade. Por fim, para confirmação estatística de que os três grupos de reflectância homogênea são diferentes entre si, foram

aplicados o teste de Kruskal-Wallis com post hoc de Dunn, conforme descrito anteriormente.

4.4 DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

Para posterior estimativa de concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição, a seleção dos pontos de amostragem levou em consideração a análise do desvio padrão da reflectância para as bandas 2, 3, 4 e 5 do Sentinel-2, de imagens adquiridas de janeiro de 2018 a dezembro de 2020. Primeiramente, por meio do *Google Earth Engine*, foi utilizada uma função para mascarar nuvens e cirrus, usando a banda de qualidade (QA60), fornecida junto ao catálogo do Sentinel-2. As máscaras excluíram apenas a parcela da imagem onde havia nuvens, cirrus ou sombras, permitindo utilizar o restante da mesma para a análise. Foi criada, também, uma máscara para a região da laguna, excluindo as regiões de não interesse da análise.

Então, foi calculada uma imagem do desvio padrão médio para cada uma das 4 bandas de 150 imagens registradas no período. As imagens de desvio padrão foram importadas e manipuladas no *software* ArcGIS. Com a ferramenta *Cluster and Outlier Analysis (Anselin Local Morans I)*, foi realizada uma análise de agrupamento para as reflectâncias das bandas do azul (MSI 2), verde (MSI 3), vermelho (MSI 4) e infravermelho próximo (MSI 5). Essa estatística espacial local foi desenvolvida com o objetivo de quantificar o grau de associação que cada *pixel* está submetido, com base em um modelo de vizinhança escolhido.

Para aplicação dessa ferramenta, foi necessária a transformação dos dados decimais em *rasters* para polígonos de valores inteiros. Então, com a ferramenta *Cluster and Outlier Analysis (Anselin Local Morans I)*, e com a relação espacial de *Contiguity Edges Corners*, que considera todos os polígonos ao redor de determinado aspecto para a análise da mesma, incluindo aqueles que compartilham apenas uma borda.

O resultado do agrupamento gerado foi: regiões de baixa significância estatística – *Not significant* (NS), agrupamentos estatisticamente significativos e com valores altos – *high-high* (HH); agrupamentos estatisticamente significativos e com valores baixos – *low-low* (LL); agrupamentos espaciais de valor alto, mas com valores de reflectância nos *pixels* vizinhos de valores baixos – *high-low* (HL); agrupamento espacial de baixo valor

com relação à reflectância, mas valores altos nos *pixels* circunvizinhos – *low-high* (LH) (SOUZA; SILVA, 2010).

Através do *software* ERDAS IMAGINE, foi gerada uma imagem a partir da tabulação cruzada das 4 imagens contendo o *cluster* do desvio padrão da reflectância de cada banda. As regiões de maior variabilidade nas 4 imagens (HH) foram interseccionadas, assim como as regiões de menor variabilidade (LL). Já para as regiões em que 3 imagens apresentavam alta ou baixa variabilidade, criou-se uma nova categoria, *Near High-high* (NHH), ou seja, uma alta correlação espacial de altos valores entre pelo menos 3 bandas, e *Near Low-low* (NLL), com alta correlação espacial de baixos valores entre pelo menos 3 bandas.

Os pontos de maior significância para a amostragem foram os pontos de maior variabilidade no tempo, ou seja, as regiões HH e NHH, pois um modelo que não prevê as alterações nas regiões, é um modelo que não representará a laguna em toda sua complexidade. Assim, foi determinado, para a amostragem, que a maior parte dos pontos de coleta seria nas regiões HH e NHH.

A escolha dos pontos amostrados em campo foi realizada por meio do ArcGIS, onde levou-se em consideração as áreas das 3 regiões geradas para a disposição dos pontos. Foram selecionados 30 pontos de amostragem para a região Profunda, 20 pontos para a região Rasa e 10 pontos para a região Transição. Ainda, foram dispostos pontos nas regiões NS e LL, mas em menor quantidade quando comparados ao HH.

4.5 ANÁLISE DOS DADOS ATUAIS DE CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A

Após a obtenção dos dados atuais de concentração de clorofila-a nas amostragens, foram analisados o comportamento dos mesmos. Além da análise das estatísticas básicas dos dados, foram gerados *box-plots* para verificar o comportamento sazonal da comunidade fitoplanctônica nas diferentes regiões geradas para a laguna.

Visando uma análise ainda mais completa sobre o comportamento lagunar, que abrangesse não só o comportamento espectral homogêneo das regiões, mas também a hidrodinâmica local, setorizou-se a laguna em diferentes Subsistemas (Figura 12). Foram realizados *box-plots* para as diferentes datas de amostragem nos Subsistemas da laguna (Norte, Centro-norte, Central, Centro-sul e Sul), e, também, se havia relação entre valores de concentração de clorofila-a nas zonas oeste e leste da laguna e dos subsistemas.

4.6 TESTE DE AJUSTE DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A

Esta etapa consistiu na aplicação de modelos de sensoriamento remoto, consagrados em bibliografia, para a estimativa da concentração de clorofila-a, e posterior verificação da adequabilidade para a Lagoa da Conceição. Para tanto, o teste de ajuste de modelos seguiu a mesma metodologia para ambos períodos, utilizando-se basicamente dos mesmos modelos e da mesma escala de análise.

Dentre modelos bio-ópticos consagrados de estimativa de concentração de clorofila-a por meio da reflectância das bandas, foram selecionados os modelos a seguir:

Modelo NIR-Red de duas bandas

O modelo *NIR-Red* de duas bandas é apresentado pela equação 10.

$$[Chl - a] \propto R(\lambda_{NIR})/R(\lambda_{Red}) \quad (10)$$

Onde $R(\lambda_{NIR})$ é a banda do infravermelho próximo, região onde a absorção total é dominada pela água, assumindo-se que a absorção da clorofila-a, das partículas não algais e da matéria orgânica dissolvida são iguais a zero. Já o $R(\lambda_{Red})$ representa a banda do vermelho, onde há máxima absorção da clorofila-a (STUMPF; TYLER, 1988).

Modelo de duas bandas blue-green

O modelo *blue-green*, utiliza-se das bandas do azul $R(\lambda_{Blue})$ (~440 nm), onde ocorre alta absorção da luz pela clorofila, e da banda do verde $R(\lambda_{Green})$ (~550 nm), região onde há pico de retroespalhamento pelos pigmentos fitoplanctônicos. Os modelos apresentam melhores resultados em concentrações de clorofila-a menores que 20 µg/L (MATTHEWS, 2011). A equação é descrita a seguir:

$$[Chl - a] \propto R(\lambda_{Blue})/R(\lambda_{Green}) \quad (11)$$

Modelo de duas bandas red-blue

O modelo *red-blue* é uma relação usando a reflectância na banda do vermelho (banda 3 da TM) e do azul (banda 1 da TM) pode trazer resultados satisfatórios em muitos casos, pois a clorofila-a é diretamente proporcional à magnitude da reflectância na banda 3 devido à influência do pico de reflectância no vermelho (MATTHEWS, 2011).

$$[Chl - a] \propto R(\lambda_{Red})/R(\lambda_{Blue}) \quad (12)$$

Modelo SLOPE

O modelo SLOPE foi um algoritmo de diferença de bandas espectrais desenvolvido para estimativa de concentração de clorofila-a em um lago nos EUA. O algoritmo explorou a relação entre as mudanças no SLOPE usando a reflectância das bandas do verde e vermelho com as mudanças da concentração da clorofila-a nas águas do lago estudado (MISHRA; MISHRA, 2010):

$$[Chl - a] \propto \frac{R(\lambda_{Red}) - R(\lambda_{Green})}{\lambda_{Red} - \lambda_{Green}} \quad (13)$$

Modelo NDCI

O modelo NDCI (Índice de Clorofila-a por Diferença Normalizada – do inglês *Normalized Difference Chlorophyll Index*) é um modelo proposto por Mishra e Mishra (2012) que utiliza as bandas do infravermelho próximo e vermelho:

$$[Chl - a] \propto \frac{R(\lambda_{N-Red}) - R(\lambda_{Red})}{R(\lambda_{N-Red}) + R(\lambda_{Red})} \quad (14)$$

A escala de análise utilizada abrangeu a laguna como um todo e as diferentes regiões geradas para a Lagoa da Conceição (Rasa, Transição e Profunda). Analisou-se também, o teste de modelos bio-ópticos para os Subsistemas da Lagoa da Conceição (Figura 12) na região Profunda, onde não há influência da reflectância do fundo da laguna na análise.

Para todas as outras combinações de regiões e subsistemas, analisou-se também, nos três subconjuntos de defasagem - total, menor que 30 dias e menor que 15 dias.

Mas, não se analisou subconjuntos e subsistemas com número de amostras menores que 10, garantindo mínima qualidade estatística.

O teste de ajuste de modelos utilizou apenas os ajustes em forma de reta, de forma a ser apenas uma filtragem à etapa de calibração/validação dos modelos.

Os três melhores modelos bio-ópticos, em valor de R^2 , foram levados para etapa de calibração, de forma a possibilitar o ajuste de modelos que apresentaram um mínimo de aproximação em outras formações de ajuste, como polinomial e exponencial. Também se utilizou a métrica Raiz Quadrada do Erro Médio (RMSE) para avaliação dos modelos utilizados nos testes de ajuste, apresentada pela equação 15.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (15)$$

4.6.1 Teste de ajuste de modelos para o período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar

Para o período de 2001-2011, foram utilizadas imagens do Landsat-5 TM já corrigidas pela USGS.

Os modelos foram separando-se o conjunto de dados em três: o subconjunto total de dados (127 amostras), o subconjunto com defasagem menor que 30 dias (84 amostras) e o subconjunto com defasagem menor que 15 dias (53 amostras).

4.6.2 Teste de ajuste de modelos para o período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a

Anteriormente ao teste de ajuste de modelos bio-ópticos, foram aplicadas correções atmosféricas às imagens das datas de coleta, visto que as correções atmosféricas já realizadas pela ESA não tem enfoque em corpos hídricos

Primeiramente, foi realizada por meio do 6S (*Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum*), que consiste na solução da equação da transferência radiativa para a situação em que a atmosfera se encontrava quando a imagem foi obtida. Esta, é utilizada para obter o fluxo de radiação solar que entra e sai da superfície em análise, de acordo com a radiância obtida pelo sensor. Para tal, foi utilizada a interface Py6S, em linguagem *python*, desenvolvida por Wilson (2013). A obtenção dos parâmetros seguiu as recomendações de Murphy (2020), onde: os valores de ozônio foram estimados a partir dos equipamentos Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) e Ozone Monitoring Instrument (OMI) incorporados em satélites da NASA; a umidade foi obtida do NCEP/NCAR 40-Year Reanalysis Project; os aerossóis foram estimados por dados do sensor MODIS.

Realizou-se também, a correção atmosférica pelo ACOLITE, desenvolvida para águas costeiras e interiores pelo *Royal Belgian Institute for Natural Sciences* (VANHELLEMONT; RUDDICK, 2016). O mesmo apresentou valores negativos para a reflectância em certos pontos e foi descartado.

Durante a correção atmosférica das imagens, foi verificada a falta de qualidade das imagens geradas por ambos satélites da missão Sentinel-2 para as imagens da órbita 138, onde a laguna se encontra ao canto da imagem. Devido a esse fator, os campos realizados em dias em que a órbita 138 eram imageadas foram removidas da análise. Para o primeiro e segundo campo, 12/03/2020 e 28/10/2020, as imagens utilizadas foram dos dias 10/03/2020 e 21/10/2020, respectivamente.

Verificou-se, também, grandes manchas ao longo da Lagoa da Conceição na imagem do dia 08/02/2021, campo realizado após duas semanas ao rompimento da Lagoa de Evapoinfiltração da Casan, devido às fortes chuvas na região (ECOANDO SUSTENTABILIDADE, LAFIC, LOQUI, NEMAR, VELEIRO ECO, 2021). Acredita-se que as manchas vistas nas imagens eram devidas a alta turbidez no local após o evento.

Devido à grande influência das manchas na imagem, a mesma foi descartada da análise.

Assim, foram utilizadas 175 amostras de clorofila-a, de três datas distintas, em três estações diferentes, verão, primavera e inverno. A metodologia foi semelhante à realizada para o período de 2001-2011 e imagens Landsat-5 TM, realizando-se os testes para as regiões geradas para a laguna (Rasa, Transição e Profunda), e também, separando-se a região Profunda nos subsistemas Norte, Centro-Norte, Central, Centro-Sul e Sul.

As equações utilizadas foram as mesmas, e também adicionou-se uma equação de 3 bandas, que utiliza duas bandas do infravermelho próximo e a banda do vermelho, identificado como um dos melhores modelos para a regressão em imagens da missão Sentinel-2 MSI, juntamente com o NDCI e NIR/Red (BECK et al., 2016). A equação é apresentada a seguir:

$$[Chl - a]_{\alpha} (MSI4^{-1} - MSI5^{-1}) * MSI6 \quad (16)$$

Testou-se também, uma combinação maior nas bandas do infravermelho próximo. Ou seja, para as equações 2 e 6, foram realizados testes de ajustes com as bandas MSI 5 e MSI 6.

4.7 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

4.7.1 Período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar

Para o modelo selecionado no teste de ajuste no período de 2001-2011 e imagens Landsat-5 TM, pela baixa quantidade de pontos de amostragem ($N = 11$), o modelo foi apenas calibrado. A calibração foi realizada pelos ajustes lineares, exponenciais e polinomiais. A qualidade do modelo calibrado foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2) e pelo RMSE.

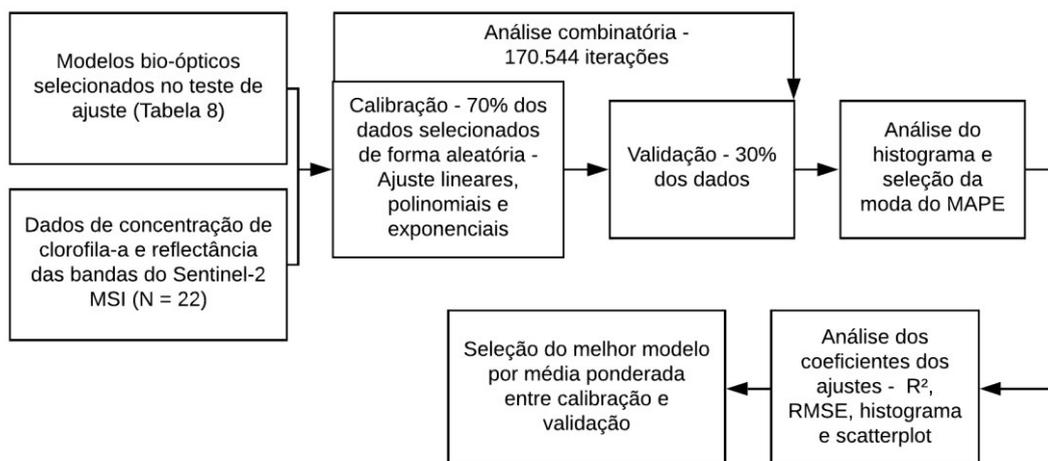
4.7.2 Período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a

Já para o período de 2020-2021 e imagens Sentinel-2 MSI, os modelos selecionados no teste de ajuste foram calibrados e validados. Primeiramente, foram separados os dados de forma aleatória: 70% para a calibração e 30% para a validação. Então, foram realizados novos ajustes lineares, exponenciais e polinomiais, adotando-se os modelos com maior R^2 e menor RMSE, respectivamente.

A metodologia de calibração e validação realizada foi similar às utilizadas por outros autores com baixo número de pontos de amostragem, que usaram simulações de Monte Carlo (AUGUSTO-SILVA et al., 2014; CAIRO et al., 2020; MACIEL et al., 2019).

Ao invés de utilizar as simulações de Monte Carlo para a geração de combinações aleatórias de ordenamento dos dados, desenvolveu-se uma rotina (na linguagem de programação Python) de análise combinatória de todas as possibilidades para a população (22 amostras). A metodologia é apresentada pela Figura 20.

Figura 20 – Calibração/validação dos dados com auxílio da análise combinatória.



Para cada etapa da iteração da análise combinatória, foram selecionados de forma randômica: 70% dos dados para a calibração e 30% para a validação, sendo as mesmas regredidas nas formas lineares, polinomiais e exponenciais. Todas as regressões geradas nas iterações foram gravadas e utilizadas na etapa de validação, com os 30% restante das amostras.

O critério de seleção dos modelos bio-ópticos mais representativos da calibração de cada forma de ajuste foi baseado no intervalo de frequência de maior ocorrência no histograma do Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE - Equação 17) que fornece erros percentuais absolutos que permitem a comparação entre diferentes modelos, independentemente do conjunto de dados utilizado e faixas de concentração (MAKRIDAKIS, 1993).

$$MAPE = 100 \times \frac{\sum_{i=1}^n \left| \frac{(y - \hat{y})}{y} \right|}{N} \quad (17)$$

onde y representa os valores observados de concentração de clorofila-a e \hat{y} os valores estimados de concentração de clorofila-a.

Os dados selecionados pelo MAPE foram validados, gerando-se as métricas para os mesmos. Os modelos que não atingiram R^2 mínimo de 0,5 para a calibração e validação foram removidos. Então, analisou-se os coeficientes das regressões, com base nas métricas, histogramas e *scatterplots*, selecionando uma lista de coeficientes de maior número de ocorrências, maior R^2 e menor RMSE.

Por fim, o melhor modelo foi selecionado com base na média ponderada entre o R^2 da calibração e o da validação.

Para comparação, foram calculados os desvios padrões da lista dos melhores coeficientes e geradas regressões do melhor ajuste somado e diminuído o desvio padrão.

No Apêndice C são apresentados os histogramas do MAPE, dos coeficientes de ajustes, assim como seus *scatterplots*.

4.8 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

Com os modelos calibrados/validados, foi realizada a espacialização da concentração de clorofila-a estimada na laguna, onde foi avaliada: as variações temporais, como sazonalidade, variações ao longo do tempo e perspectivas futuras; em suas variações espaciais, definindo os locais de alta variação de concentração de clorofila-a, o impacto da hidrodinâmica na concentração de clorofila-a e sua visualização via sensoriamento remoto.

Finalmente, serão avaliados os resultados da estimativa de concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição por meio de imagens de satélite, avaliando seus erros de estimativa, suas limitações e trazendo recomendações para estudos futuros na laguna envolvendo sensoriamento remoto.

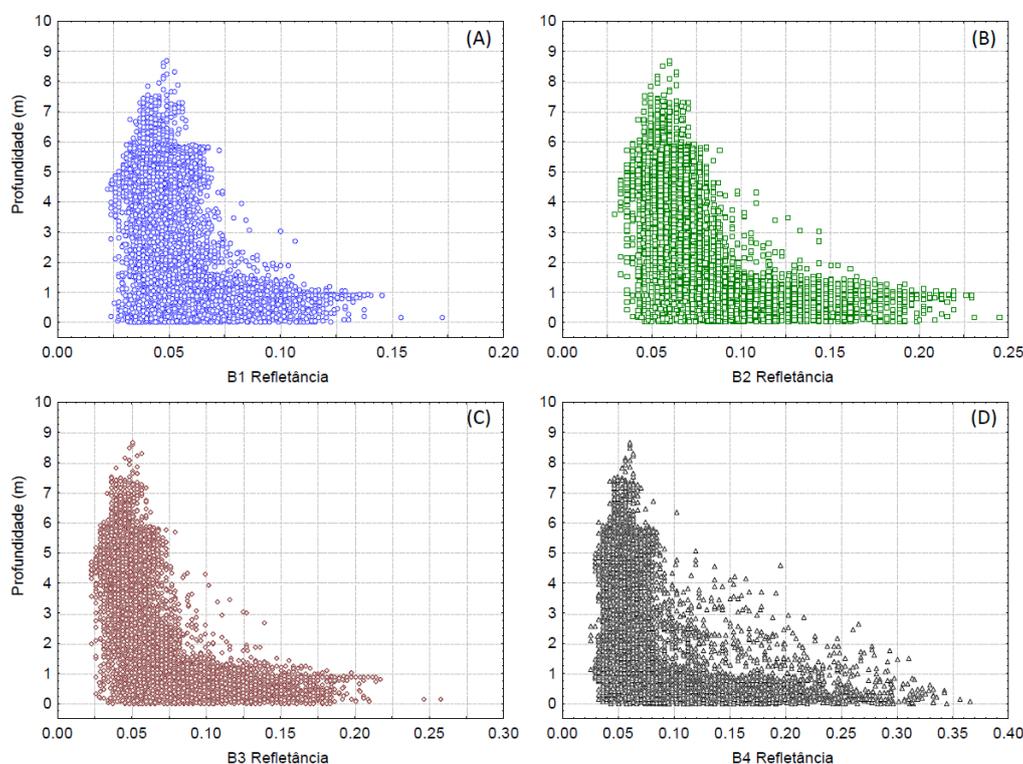
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE GEOESTATÍSTICA PARA DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE REFLECTÂNCIA HOMOGÊNEAS EM DIFERENTES INTERVALOS DE BATIMETRIA

A Figura 21 apresenta um *scatterplot* da reflectância das bandas do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo da imagem de 09 de dezembro de 2000, com relação à profundidade. A análise feita contou com 21.456 *pixels* da Lagoa da Conceição.

Figura 21 - *Scatterplot* das profundidades e reflectâncias das bandas Landsat-5 TM.

Onde: (A) banda do azul; (B) banda do verde; (C) banda do vermelho; (D) banda do infravermelho próximo.

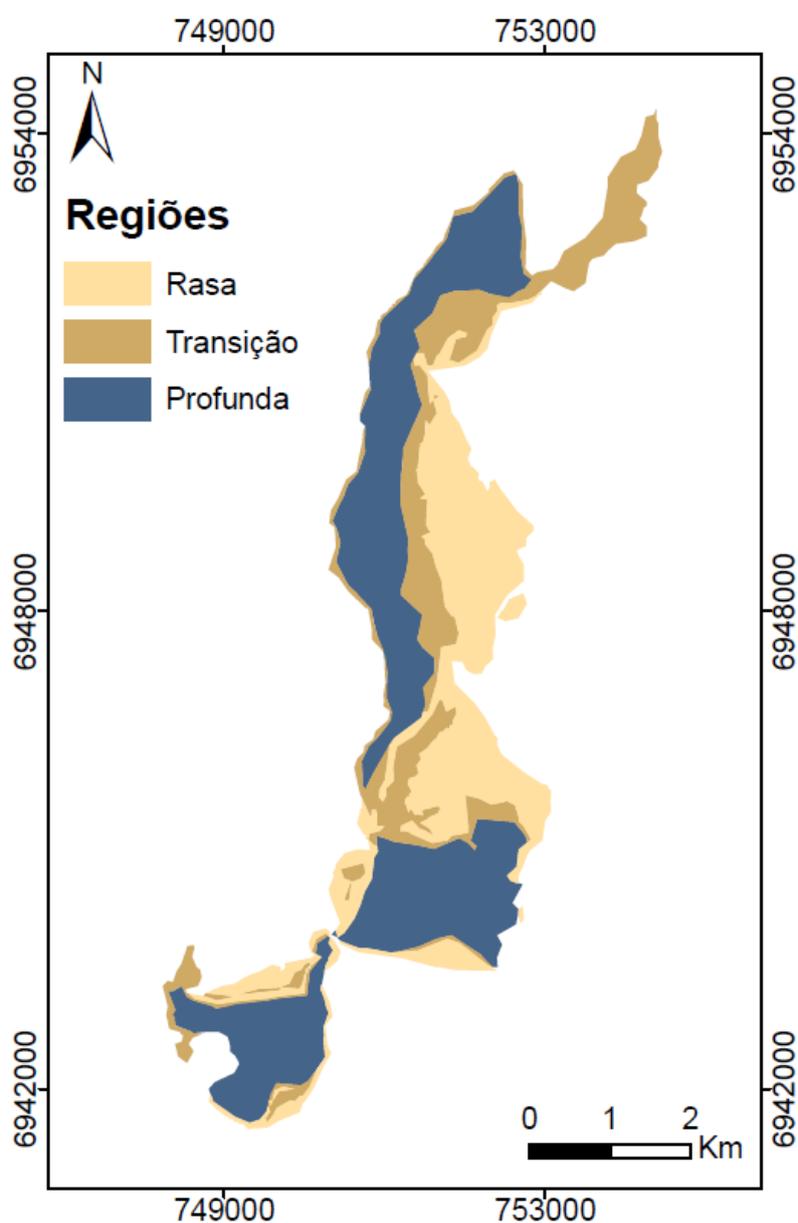


Para os valores de reflectância do azul (TM 1), os valores variaram de 0,02 a 0,18. A banda do azul é a de maior penetração nos corpos hídricos, podendo ser influenciada pela resposta de fundo das diferentes profundidades da laguna. Para a reflectância da banda do verde (TM 2), os valores variaram entre 0,03 e 0,25. Os valores além de refletirem os organismos clorofilados, têm grande variação nas profundidades menores, podendo ser influenciados pela resposta espectral do fundo da laguna. Os valores da reflectância do vermelho (TM 3) variaram entre 0,02 e 0,26, tendo uma dispersão parecida com a banda do verde. Finalmente, a reflectância do infravermelho próximo (TM 4) teve a maior dispersão entre os *scatterplots*, assumindo valores de 0,02 até 0,37. Para as

profundidades entre 2 e 5 metros, foi vista uma maior dispersão da reflectância quando comparada aos outros gráficos gerados. Uma possível explicação para o resultado é a reflexão de clorofila-a e de outros componentes na água. Para as regiões mais rasas o resultado é somado ao efeito de fundo da laguna e de borda.

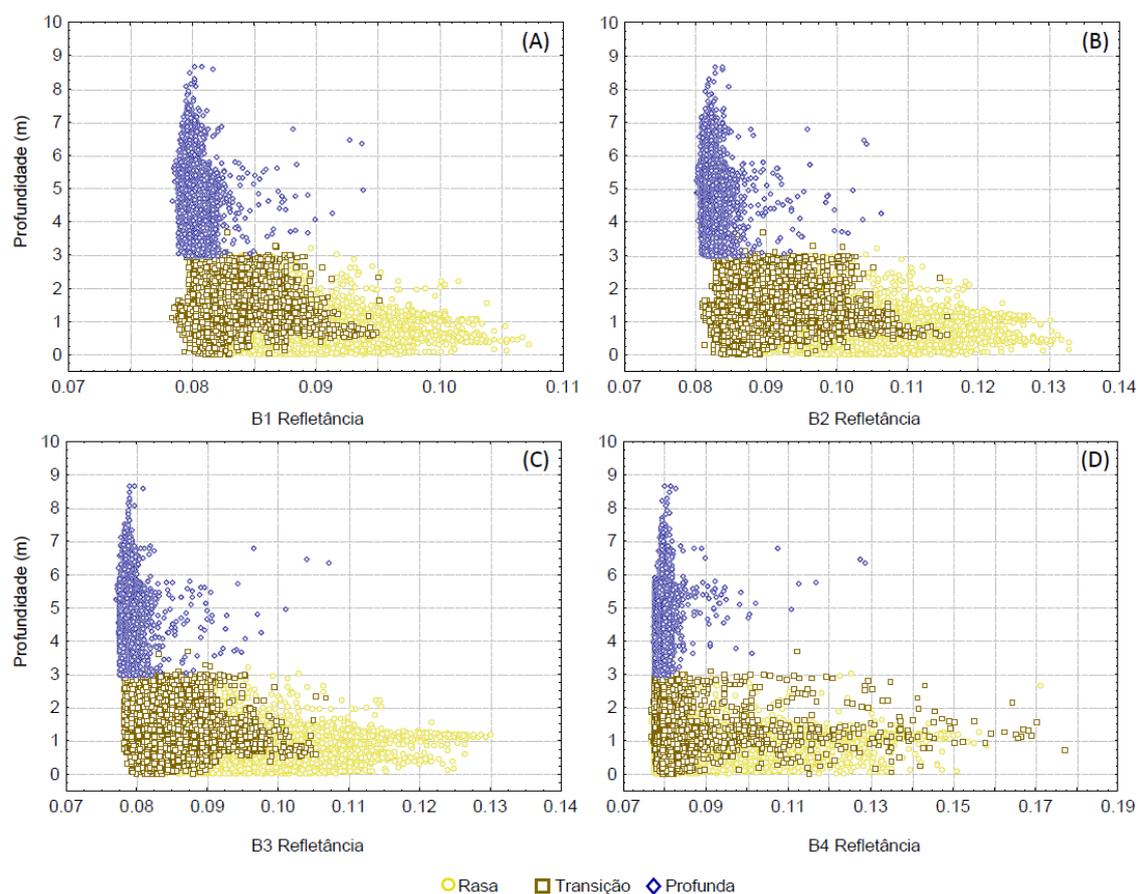
De modo geral, é visto em todas as bandas: maiores variações nas reflectâncias nas profundidades de até 3 metros, e valores de reflectância menos dispersos e mais baixos em profundidades maiores que 3 metros. Foi possível identificar que o comportamento da reflectância de todas as bandas é influenciado pela batimetria. A Figura 22 apresenta as 3 classes geradas para a Lagoa da Conceição.

Figura 22 - As 3 classes definidas para a Lagoa da Conceição.



A profundidade média da região Rasa é de aproximadamente 0,88 metros, e possui um total de 6.593 *pixels*, correspondendo a 30,7% da área total da Lagoa da Conceição. A região Transição tem profundidade média de 1,50 metros, e é a região de menor área, tendo 4.794 *pixels*, que ocupam 22,3% da área total da laguna. Finalmente, a região Profunda, com média de aproximadamente 4,84 metros, possui a maior porcentagem dos *pixels*: 10.069, correspondendo a 46,9% da laguna. A Figura 23 apresenta o resultado do *scatterplot* da reflectância separada por classe de profundidade.

Figura 23 - *Scatterplot* das reflectância das bandas selecionadas do Landsat-5 TM em diferentes regiões da laguna em relação à profundidade. Onde: (A) banda do azul; (B) banda do verde; (C) banda do vermelho; (D) banda do infravermelho próximo.



Os gráficos da Figura 23 têm comportamento similar à Figura 21, assumindo valores de reflectância: baixos na banda do azul, de 0,01 até 0,10; de aproximadamente 0,03 a 0,16 na banda do verde; variando entre 0,01 e 0,14 na banda do vermelho; maiores valores na banda do infravermelho próximo, de aproximadamente 0,01 a 0,25.

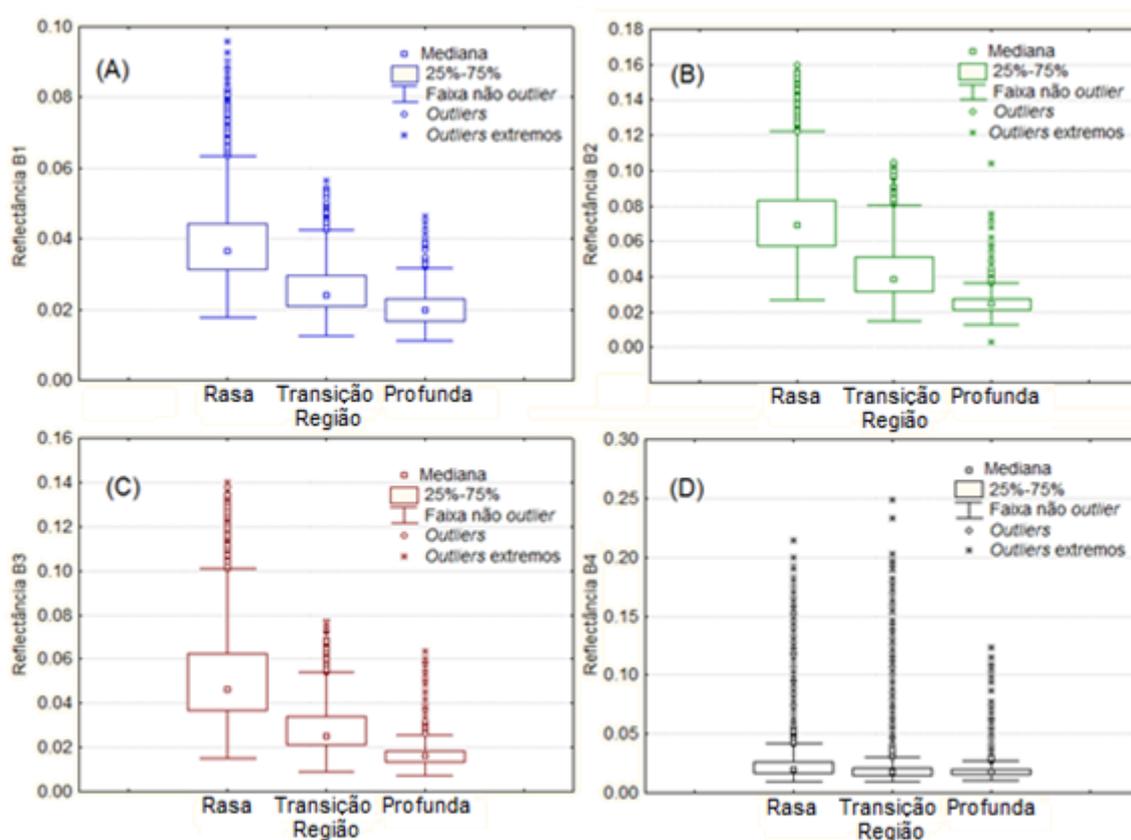
Na Figura 23, é visível que as três regiões definidas têm comportamentos espectrais específicos. A região de Transição, com resposta espectral e profundidade

baixas, a classe Rasa, com valores de reflectância com grande variação. A região Profunda, mesmo possuindo a maior porcentagem de área dentro da laguna, apresentou menor dispersão dos valores de reflectância, com valores mais baixos quando comparados aos das outras regiões. Apenas na banda do infravermelho próximo é visível uma maior variação nos valores de reflectância, tanto na classe Rasa, como na de Transição.

É visto também, valores de reflectância muito baixos na região Rasa, o que pode estar relacionado à sombra de bancos de areia no fundo da laguna, alterações na sedimentologia no período e má separação das regiões Rasa e Transição.

Foram gerados os gráficos *box-plot* das reflectâncias nas diferentes regiões, como apresenta a Figura 24.

Figura 24 - *Box-plot* da reflectância das bandas selecionadas do Landsat-5 TM em diferentes regiões da laguna. Onde: (A) é a banda do azul, (B) a banda do verde, (C) a banda do vermelho e (D) a banda do infravermelho próximo.

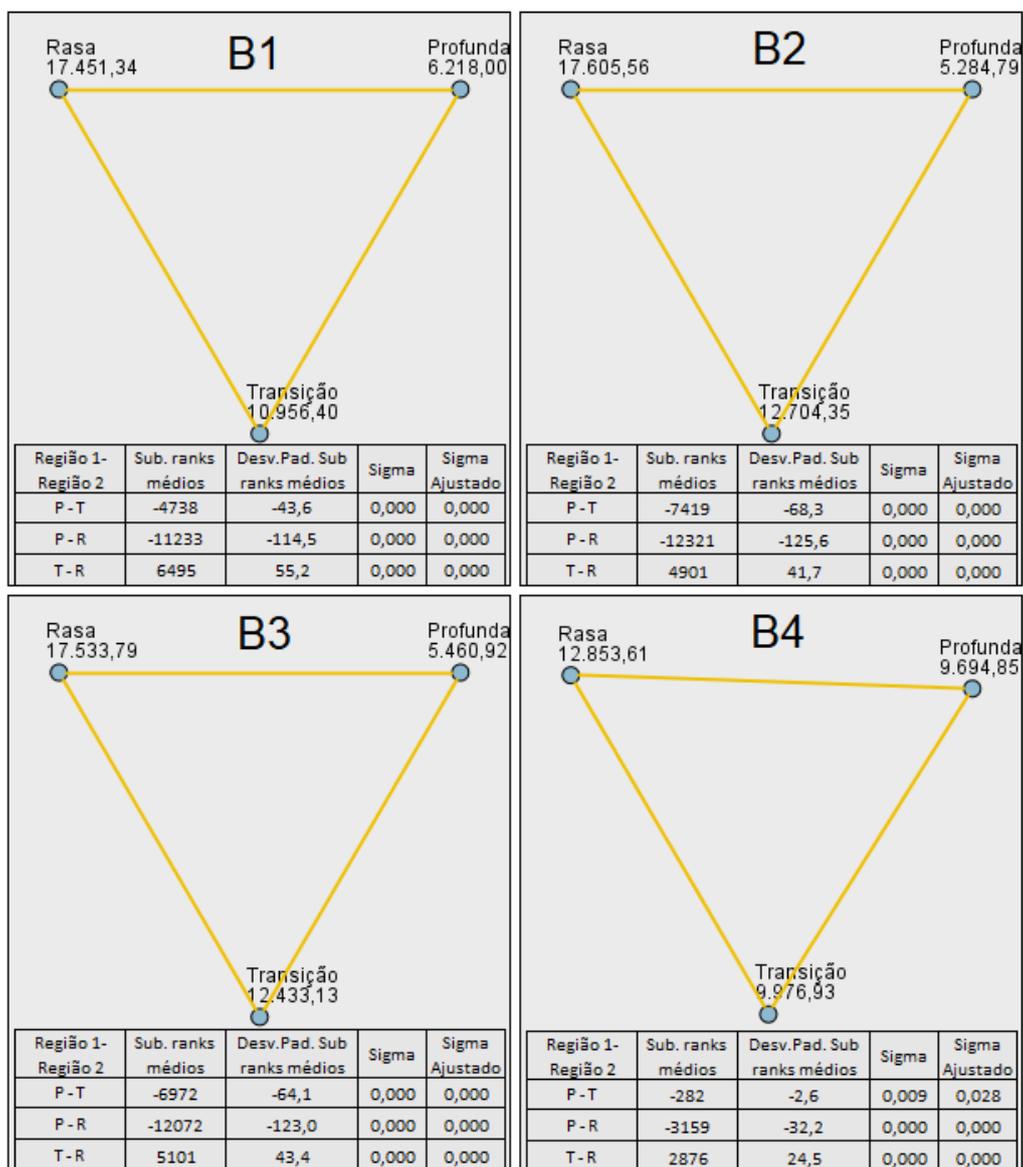


A Figura 24 exalta o que já foi mostrado pelos *scatterplots* realizados. Para as bandas 1, 2 e 3 é visível que as caixas estão definidas em 3 regiões espectrais. Já na banda do infravermelho próximo, não é visível a mesma diferença que nos outros gráficos, pois todas as regiões apresentam um grande número de *outliers* e *outliers* extremos. A

explicação pode ser a influência dos compostos orgânicos opticamente ativos que se distribuem heterogeneamente pela laguna, além da alta absorção da água na região do infravermelho e menor influência da profundidade na banda.

No teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, todas as bandas selecionadas do Landsat-5 TM da imagem mais próxima ao levantamento batimétrico apresentaram $\sigma < 0,000$, rejeitando-se a hipótese nula. Os nós das médias das classificações de cada grupo comparação por pareamento de Dunn são apresentados abaixo.

Figura 25 – Espacialização dos nós das médias das classificações de cada grupo do teste de Dunn. Sendo: Sub. ranks médios a subtração entre a média dos ranqueamentos; Desv. Pad. Sub. Ranks médios o desvio padrão da subtração dos ranqueamentos médios; P a região Profunda; T a região Transição; R a região Rasa.



O teste de pareamento de Dunn demonstrou a diferença entre os grupos gerados para a laguna na imagem de data mais próxima a batimetria, por também rejeitar a hipótese nula, apresentando valor menor que 0,000 em todos os pareamentos, com exceção da comparação Profunda-Transição, que apresentou sigma e sigma ajustado de 0,009 e 0,028 respectivamente, ainda menores que o intervalo de confiança definido. Os valores dos nós espacializados e as subtrações dos ranqueamentos demonstram a grande diferença de cada grupo. Assim, confirma-se que as regiões geradas para a laguna são estatisticamente diferentes para a imagem de comparação.

Finalmente, para as bandas da imagem mediana do período de 2000-2011, o comportamento foi semelhante, com $\sigma < 0,000$ para todas as bandas no teste de Kruskal-Wallis. O comportamento também foi mantido para o post hoc de Dunn, como visto na Tabela 4.

Tabela 4 - Comparação de emparelhamento pelo teste de Dunn para a imagem mediana do período e imagens Landsat-5 TM.

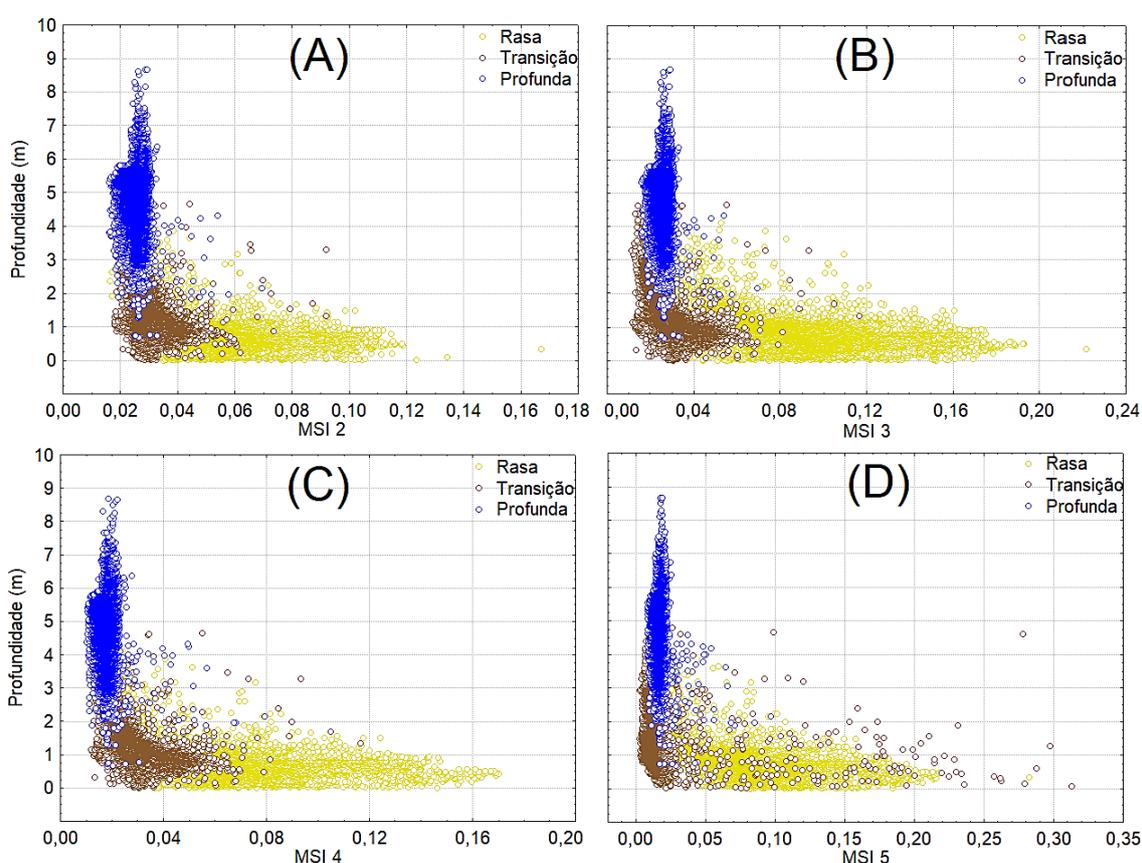
Banda	Amostra 1- Amostra 2	Rank médio	Desvio Padrão Rank Médio	Sigma	Sigma Ajustado
B1	Profunda - Transição	-4738	-43,6	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-1123	-114,5	0,000	0,000
	Transição - Rasa	6495	55,2	0,000	0,000
B2	Profunda - Transição	-7419	-68,3	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-12320	-125,6	0,000	0,000
	Transição - Rasa	4901	41,7	0,000	0,000
B3	Profunda - Transição	-6971	-64,1	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-12072	-123,0	0,000	0,000
	Transição - Rasa	5101	43,4	0,000	0,000
B4	Profunda - Transição	-279	-2,6	0,010	0,031
	Profunda - Rasa	-3155	-32,2	0,000	0,000
	Transição - Rasa	2877	24,5	0,000	0,000

Foram observados sigma e sigma ajustados menores que 0,000 em todos os pareamentos das bandas, exceto para o pareamento profunda – transição da banda do infravermelho próximo, onde sigma e sigma ajustados assumiram 0,010 e 0,031, respectivamente, ainda rejeitando a hipótese nula ($\sigma < 0,050$).

Pode-se assumir assim, que as regiões geradas para a laguna são estatisticamente diferentes para todo o período de estudo do Landsat-5 TM. A confirmação dessa hipótese abre portas para análises de componentes opticamente ativos nas diferentes regiões geradas.

Para verificar se o comportamento da distribuição da reflectância com relação à batimetria permanece de acordo com a classificação gerada no período atual (2020-2021), foram gerados *scatterplots* da batimetria com relação a diferentes profundidades nas 3 regiões da laguna. Foram utilizadas as bandas do visível e a banda 5 do Sentinel-2 para a análise. Todas as bandas foram convertidas para a resolução espacial de 30 metros. A Figura 26 apresenta os gráficos gerados.

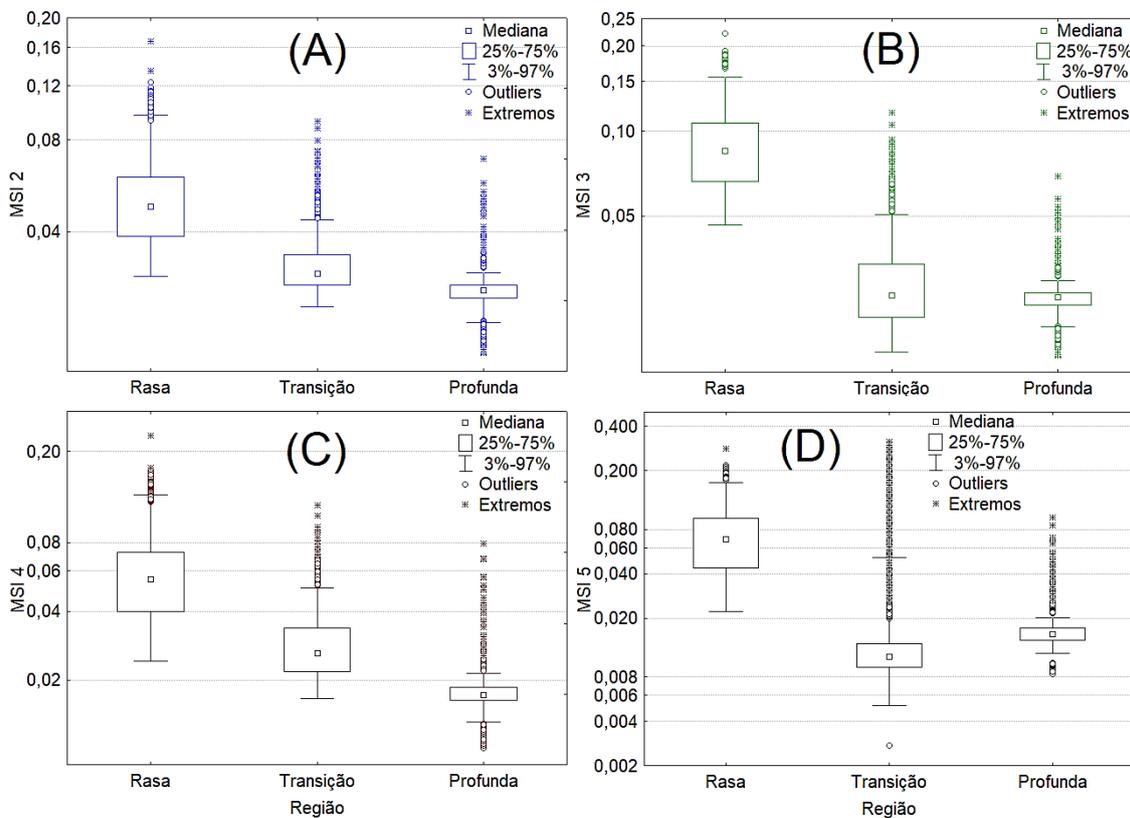
Figura 26 - *Scatterplot* da profundidade com relação à reflectância de diferentes bandas selecionadas do Sentinel-2. Onde: (A) banda do azul; (B) banda do verde; (C) banda do vermelho; (D) banda do infravermelho próximo.



É visível, por meio dos *scatterplot*, que a região profunda continua apresentando menor dispersão quando comparada às outras regiões. É visto, também, que as reflectâncias da região Transição permanecem com reflectâncias abaixo de 0,10, assim como na banda verde do Landsat-5 TM, banda utilizada para realizar a divisão das classes. Já a região Rasa tem dispersão entre valores muito baixo de reflectâncias, chegando a quase 0,35 na banda 5. A variação da região Rasa pode ser relacionada a sombras geradas pelo próprio fundo da laguna, além de uma diferenciação na sedimentologia entre os períodos, mas também, má separação entre as regiões Rasa e Transição.

A Figura 27 apresenta o *box-plot* da reflectância das diferentes bandas nas regiões criadas.

Figura 27 - *Box-plot* da reflectância das bandas selecionadas em cada região.



Box-plot da reflectância das bandas: do azul (A), verde (B), vermelho (C) e infravermelho próximo (D), separados por região na laguna.

Assim como no *box-plot* gerado para a imagem média do Landsat-5 TM, as bandas do azul, verde e vermelho apresentaram grande diferenciação visual entre as regiões, assim como menor variação na banda do infravermelho próximo e um grande número de *outliers* e *outliers* extremos. Mas, diferentemente das imagens Landsat-5 TM, a região Profunda apresentou maiores valores de reflectância quando comparada a região Transição, que pode estar relacionado a efeitos naturais do corpo hídrico na região, como maior proximidade às redes de drenagem a oeste, maior velocidade no corpo hídrico nos Subsistemas Centro-norte e Central, e maior concentração de clorofila-a e outros componentes opticamente ativos na região.

Para o período do Sentinel-2 MSI e a imagem mediana do período, o teste de Kruskal Wallis apresentou $\sigma < 0,000$ para todas as bandas. O teste post hoc de Dunn é apresentado pela Tabela 5.

Tabela 5 - Comparação de emparelhamento pelo teste de Dunn para a imagem mediana do período e imagens Sentinel-2 MSI.

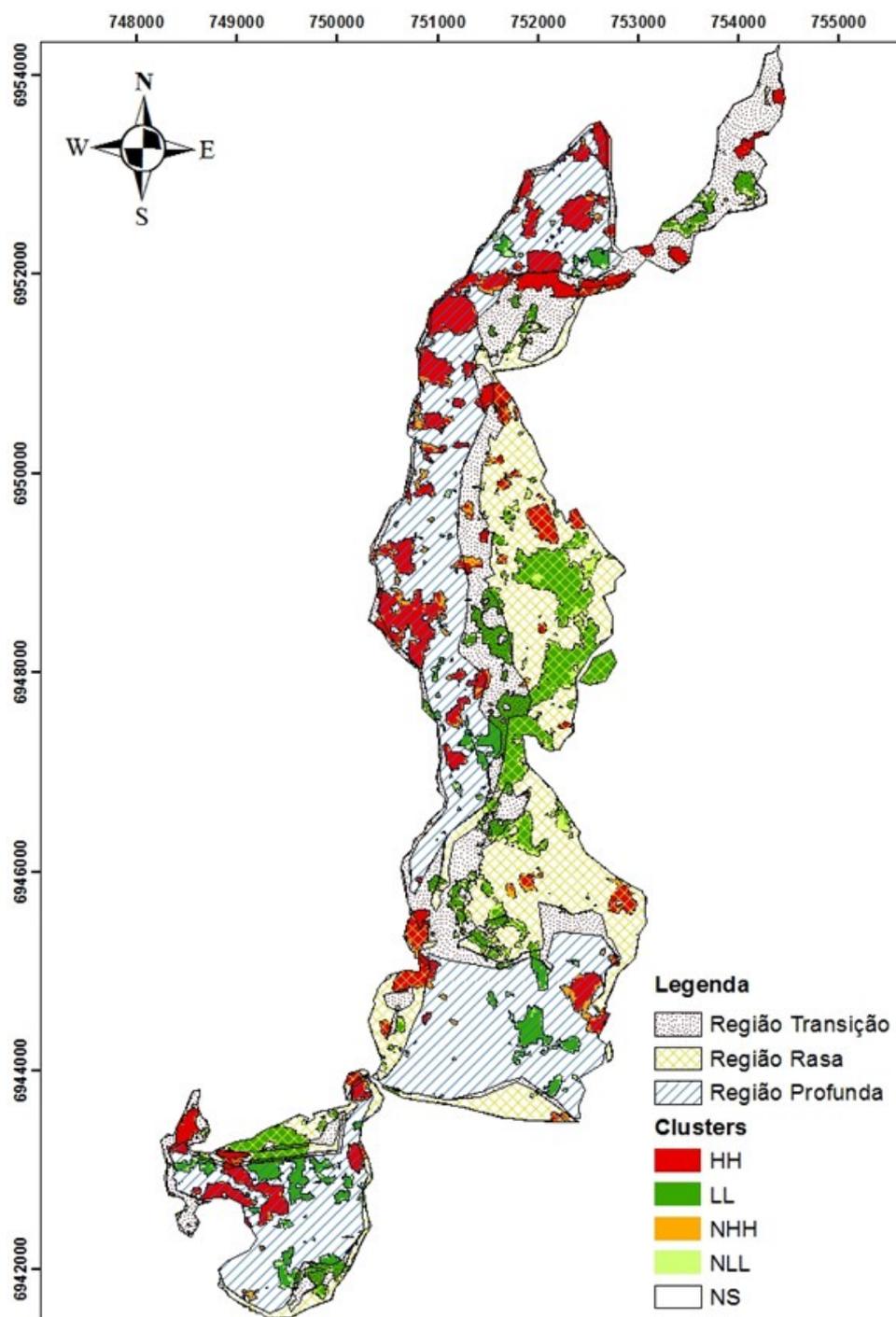
Banda	Amostra 1- Amostra 2	Rank médio	Desvio Padrão Rank Médio	Sigma	Sigma Ajustado
MSI2	Profunda - Transição	-5571	-50,5	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-11994	-119,1	0,000	0,000
	Transição - Rasa	6423	54,0	0,000	0,000
MSI3	Profunda - Transição	-7496	-68,0	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-13005	-129,1	0,000	0,000
	Transição - Rasa	5509	46,3	0,000	0,000
MSI4	Profunda - Transição	-7460	-67,6	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-12661	-125,7	0,000	0,000
	Transição - Rasa	5201	43,7	0,000	0,000
MSI5	Profunda - Transição	-7567	-68,6	0,000	0,000
	Profunda - Rasa	-12526	-124,4	0,000	0,000
	Transição - Rasa	4959	41,7	0,000	0,000

Como visto, para as comparações de ranqueamento no teste de Dunn, o valor de sigma e sigma ajustado apresentaram valor menor a 0,000, confirmando a hipótese de que os grupos gerados são diferentes também para as imagens Sentinel-2 MSI no período.

5.2 DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

A Figura 28 apresenta a imagem resultado, gerada através das imagens de desvio padrão médio das bandas do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo.

Figura 28 – Banda resultado dos agrupamentos gerados para as imagens de desvio padrão médio de cada banda selecionada.

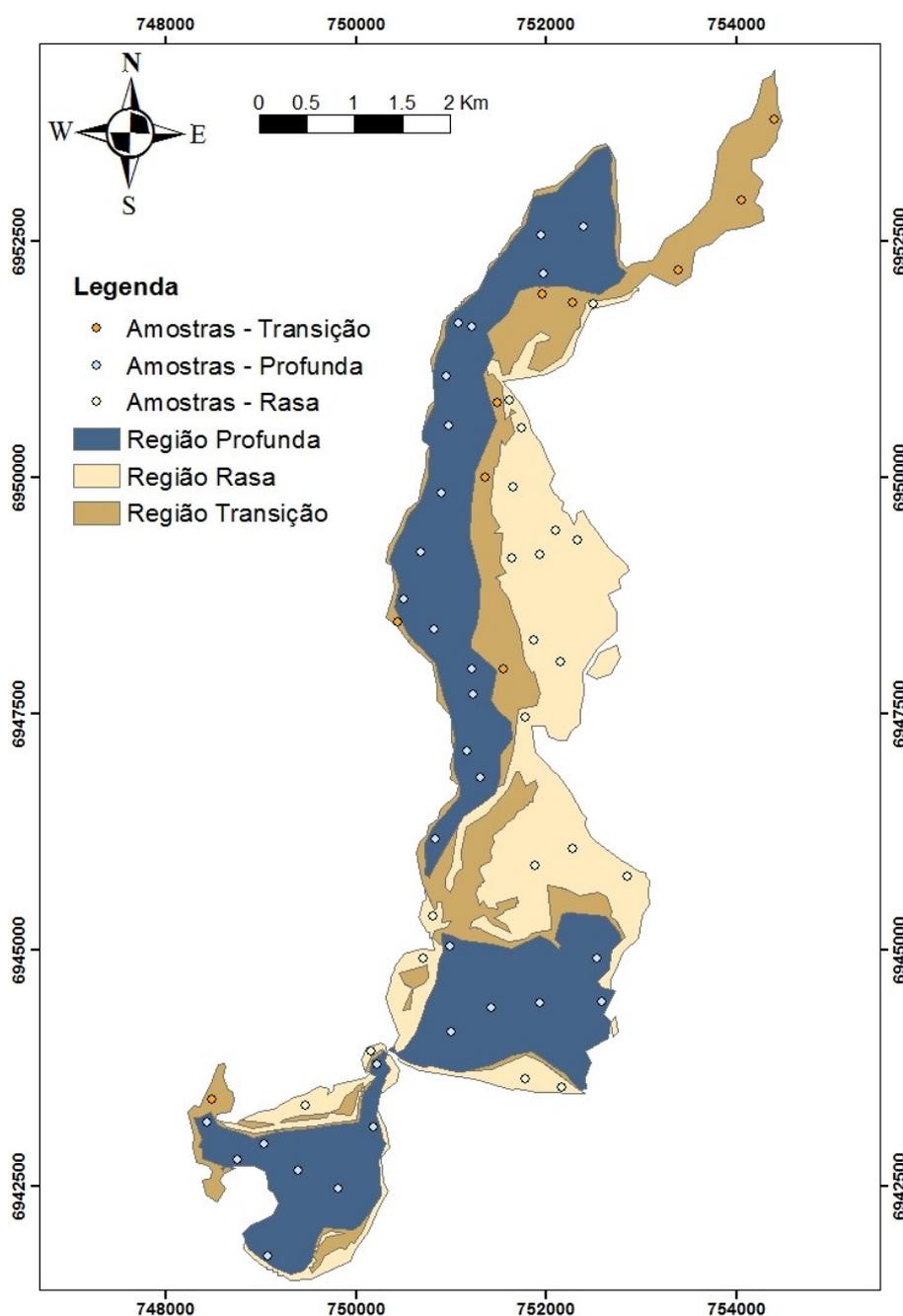


A imagem resultado apresenta as diferentes regiões da lagoa, através das áreas hachuradas, além dos diferentes agrupamentos gerados para a Lagoa da Conceição.

De maneira geral, os agrupamentos HH, de alta correlação de *pixels* de altos valores, estão mais concentrados no subsistema norte, o que pode estar relacionado à desembocadura do maior rio afluente ao corpo lagunar, o rio João Gualberto e à formação

de vórtices anticiclônicos na região, que resultam na ressuspensão de sedimentos. A região Profunda apresentou diversos agrupamentos HH, o que se deve às alterações dos componentes opticamente ativos durante o tempo. Os agrupamentos LL estão localizados, principalmente, nos bancos de areia a leste da laguna, como no oeste e sudeste do subsistema sul. A região Rasa apresentou a maior parte dos agrupamentos LL, devido à forte influência do fundo da laguna na região e por não receber aporte de rios. Os agrupamentos NHH e NLL se apresentaram espacialmente próximos às regiões HH e LL, respectivamente. A seleção dos pontos de amostragem é apresentada pela Figura 29.

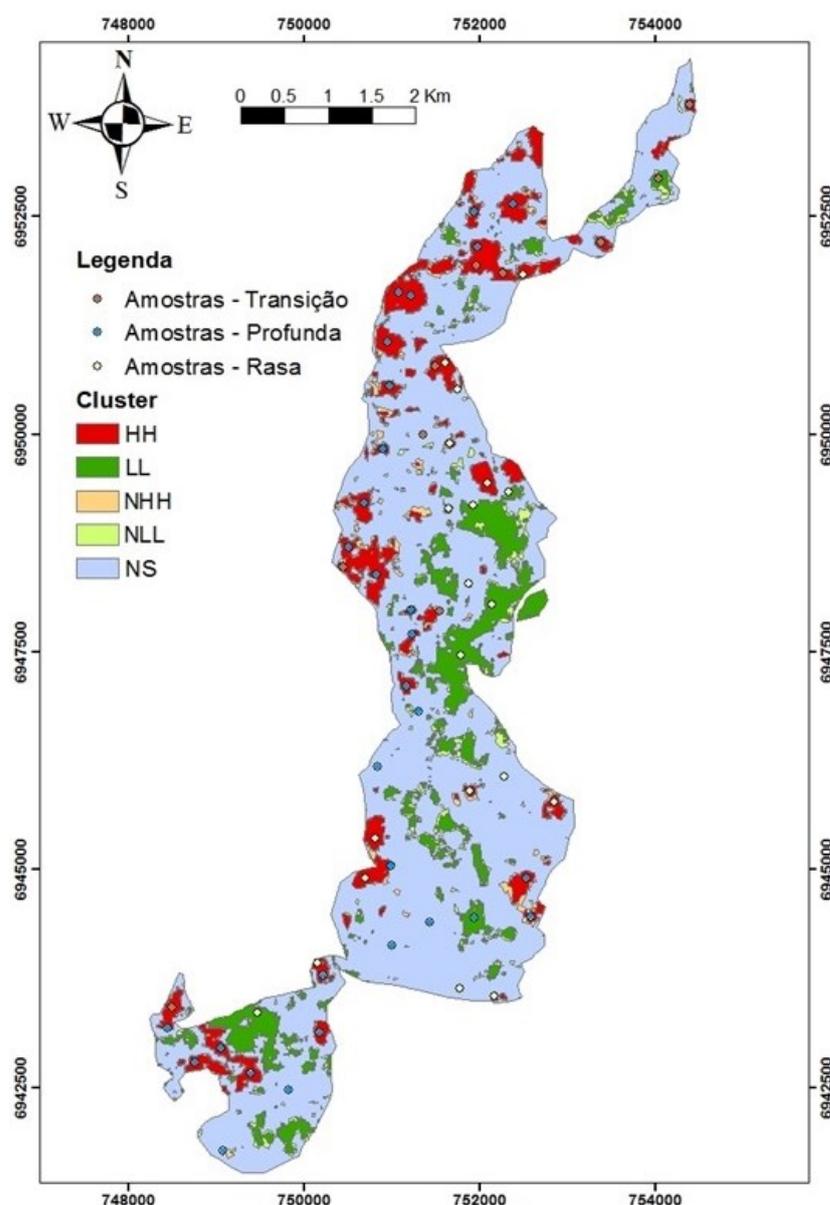
Figura 29 - Amostragem da Lagoa da Conceição.



No total, encontram-se 30 pontos na região Profunda, por ser a de maior área e com a menor influência do fundo da laguna. Já nas regiões Rasa e Transição, levou-se em consideração apenas a área das regiões, assim, dispuseram-se 20 e 10 pontos, respectivamente.

A localização de cada ponto de amostragem foi influenciada pela análise de agrupamento realizada. A Figura 30 apresenta a amostragem feita para a Lagoa da Conceição, utilizando-se da análise estatística para a seleção dos pontos.

Figura 30 - Amostragem para a Lagoa da Conceição e os *clusters* da banda resultado.



Os pontos de amostragem se encontram principalmente nas regiões de alta correlência estatística de altos valores (HH), como é visto na figura acima. Na disposição

ainda se encontram pontos em regiões sem correlação estatística entre os *pixels* (NS) e das regiões de alta correlação estatística de baixos valores (LL). Os pontos abrangem toda a região da laguna, inclusive as regiões de baixas profundidades, como as de 0,30 metros no banco de areia da região centro-leste da laguna. As amostras foram coletadas também no extremo norte, na desembocadura do rio João Gualberto, para verificar a influência de uma região deposicional e turbida na comunidade fitoplanctônica. Amostrou-se, também, regiões próximas ao Canal da Barra da Lagoa, para visualizar a influência da maré na concentração de clorofila-a.

5.3 ANÁLISE DOS DADOS ATUAIS DE CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A

As 4 campanhas de coleta de amostras de água da Lagoa da Conceição, realizadas nos dias 12/03/2020, 28/10/2020, 08/02/2021 e 13/06/2021, resultaram em 240 amostras de concentração de clorofila-a, em 60 pontos da laguna.

A Tabela 6 mostra as estatísticas básicas dos valores de concentração de clorofila-a.

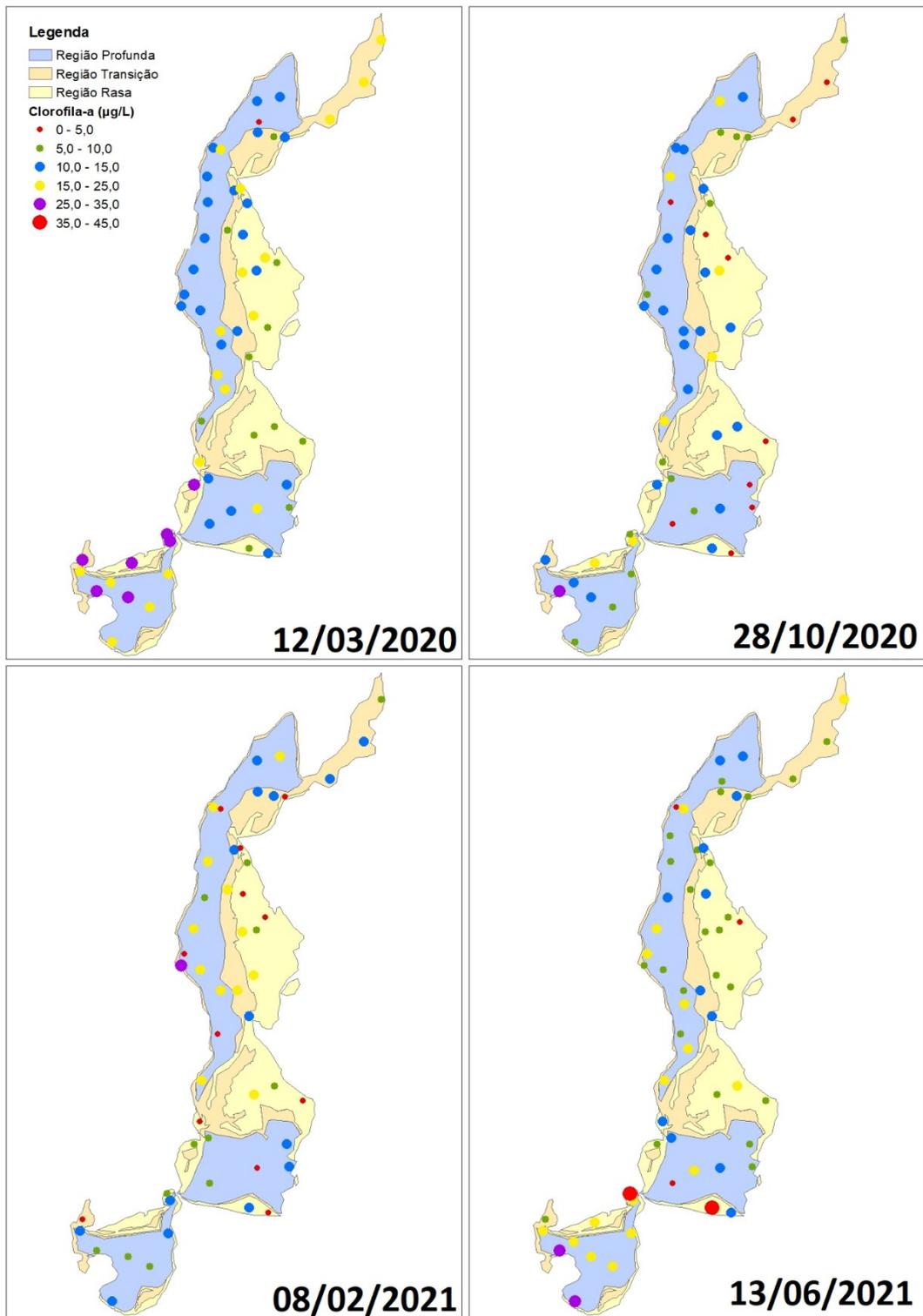
Tabela 6 – Estatísticas básicas das amostras de concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição, em $\mu\text{g/L}$.

Data	Nº de amostras	Média	Variância	Mín.	Máx.	Percentil				
						3%	25%	50%	75%	97%
12/03/2020	60	15,4	43,8	4,5	31,4	5,8	10,7	13,7	18,9	30,9
28/10/2020	55	10,4	26,7	1,3	29,4	2,0	5,6	10,7	13,8	18,5
08/02/2021	51	11,5	50,7	2,0	31,6	2,2	5,3	10,2	17,6	24,5
13/06/2021	60	13,1	60,4	1,6	41,7	2,7	7,2	11,4	17,7	36,1
TOTAL	226	12,7	48,6	1,3	41,7	2,7	7,8	12,0	15,8	29,4

O maior valor médio e mediano foi obtido no mês de março, já o menor valor médio foi obtido em outubro e a menor mediana em fevereiro. Os valores obtidos variaram entre 1,3 e 41,7 $\mu\text{g/L}$, obtidos em outubro e junho, respectivamente. Diversas amostras de concentração de clorofila-a demonstraram valores incoerentes e foram descartados. Os valores observados no novo período são muito maiores que os valores observados no período de 2001 a 2011, onde os valores de média e mediana de todo o período (2,8 e 2,2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente) ficam próximos ao percentil de 3% do novo período e não atingem o valor mínimo observado no campo de março de 2020.

O resultado das amostragens de concentração de clorofila-a estão apresentadas na Figura 31.

Figura 31 – Resultados das campanhas de coleta de concentração de clorofila-a.



Visualmente, os padrões de comportamento de concentração de clorofila-a na Lagoa da Conceição comportam-se de maneiras semelhantes no primeiro e último campo, onde há maiores concentrações de clorofila-a no subsistema sul da laguna, com valores menores distribuídos ao longo do resto do corpo hídrico. No segundo campo, de 28/10/2020, há predominância de valores mais baixos de concentração de clorofila-a, e no terceiro (08/02/2021), maiores concentrações na porção centro-norte da laguna.

Em relação às regiões geradas para a laguna, são apresentados os *box-plots* das concentrações de clorofila-a para todo o período e separadas por datas, nas

Figura 32 e

Figura 33, respectivamente.

Figura 32 – *Box-plot* das concentrações de clorofila-a em regiões.

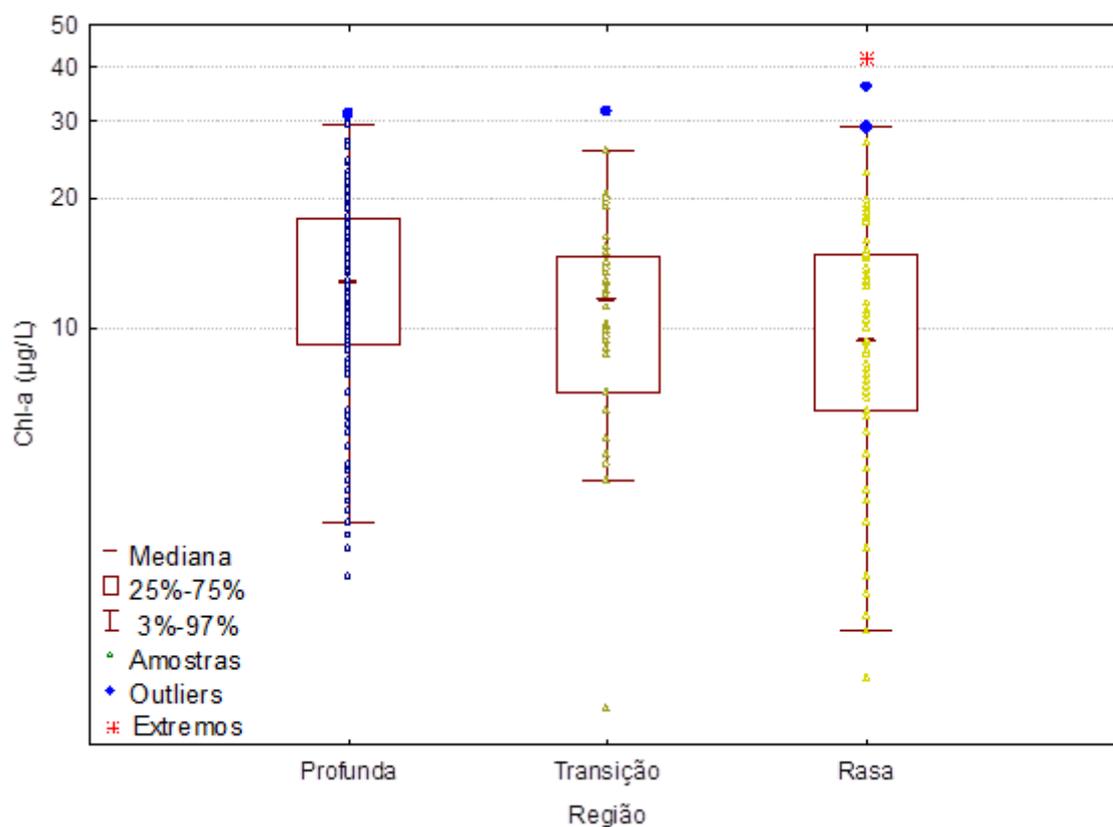
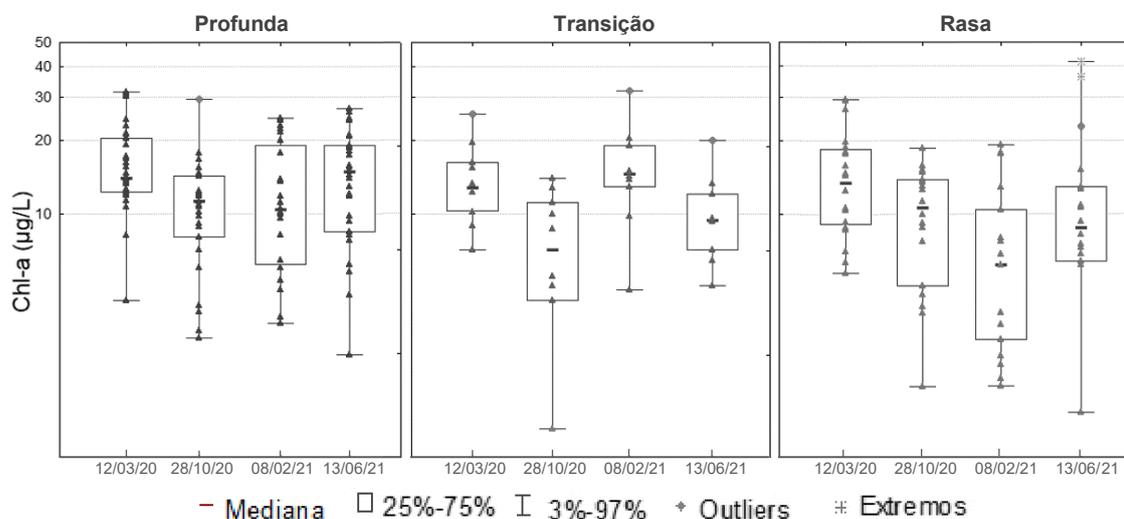


Figura 33 – *Box-plot* das concentrações de clorofila-a em regiões, separadas por data.



A região Profunda obteve maiores valores da mediana de concentração de clorofila-a em relação às outras regiões em todas as datas, com exceção de 08/02/2021, obtido na região Transição. A região Profunda também apresentou a menor variação nos valores medianos ao longo das quatro datas. Já a região Rasa obteve o menor valor em mediana, mas obteve alta dispersão. O valor máximo mediano da região Profunda foi obtido em junho, enquanto na região de Transição, em fevereiro e na região Rasa, em março. O comportamento médio foi semelhante nas três regiões no dia 12/03/2020, A alta amplitude da região Rasa obtida na

Figura 32 deve-se principalmente ao último campo realizado, em junho, como observado na

Figura 33.

As Figura 34 e Figura 35 apresentam os *box-plots* da concentração de clorofila-a nas datas em diferentes setores e nos setores em diferentes datas, respectivamente.

Figura 34 – *Box-plot* da concentração de clorofila-a das datas em diferentes setores.

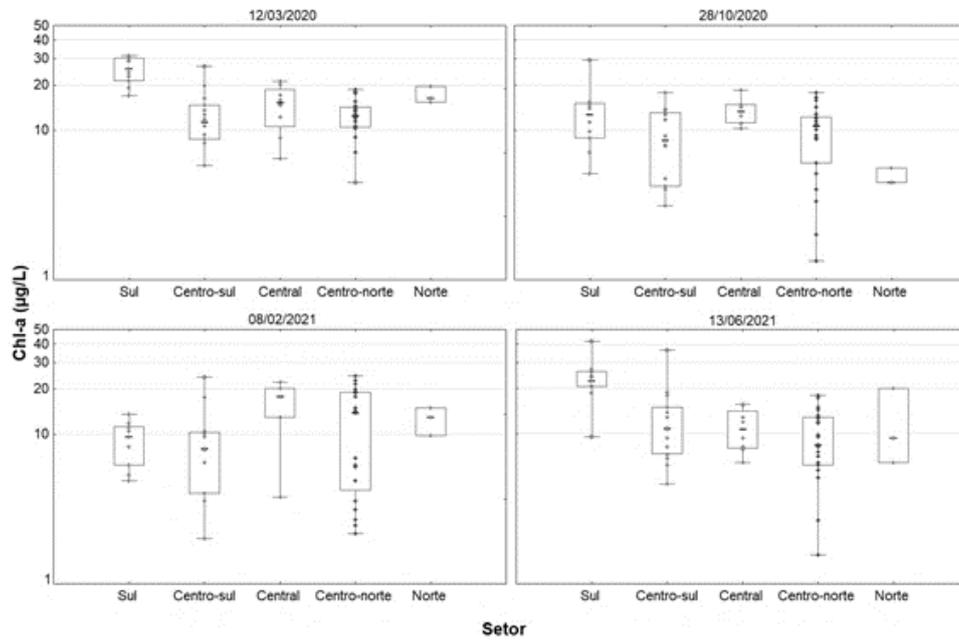
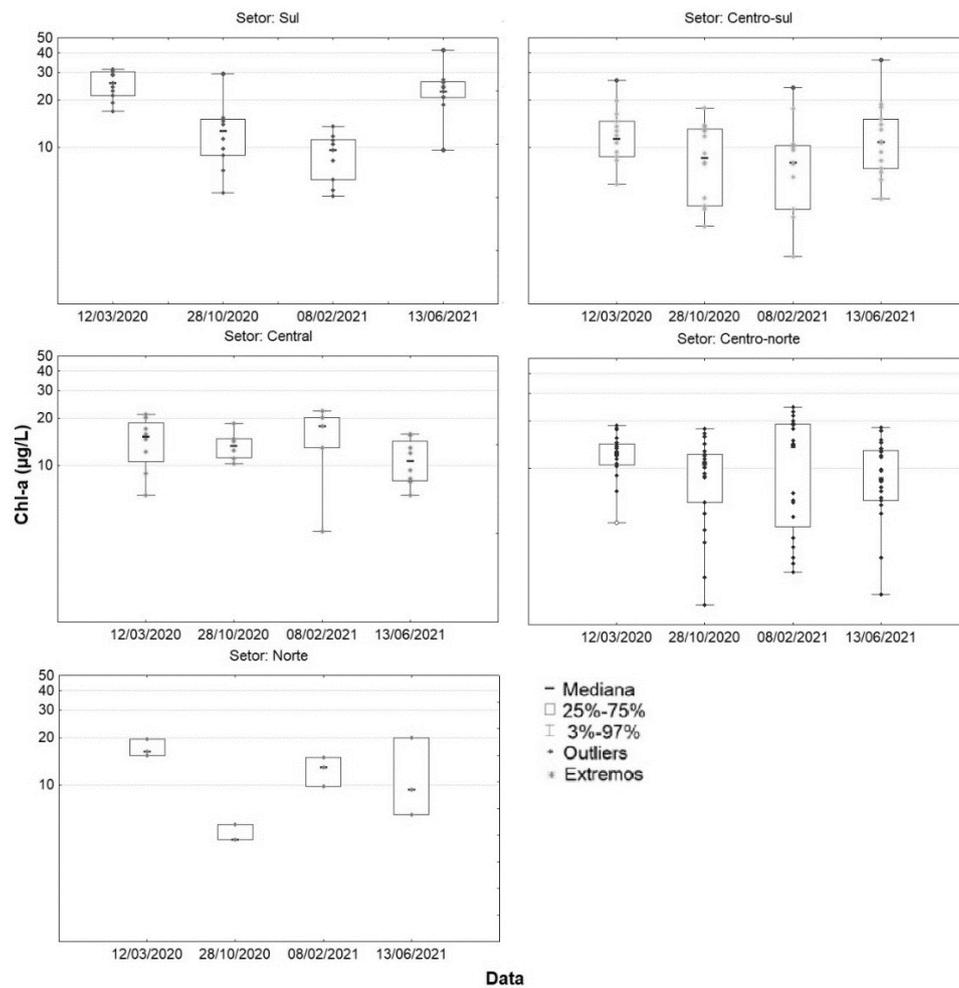


Figura 35 – *Box-plot* da concentração de clorofila-a dos setores em diferentes datas.



São verificadas maiores concentrações de clorofila-a principalmente no dia 12/03/2020, também com baixa amplitude dos valores. Já no segundo campo, de 28/10/2020 houve grande variação nos valores observados para as regiões sul, centro-sul e centro-norte. Também são verificadas, alta variação no terceiro campo para o setor centro-norte e pequena variação em todos os setores para a o último campo.

O setor central apresentou maior estabilidade no tempo, com redução no tempo, os setores centro-sul e centro-norte também apresentaram tendência de redução. No setor sul, houve alta variação na resposta da concentração de clorofila-a, com máximos no segundo e último campo, mas com média maior no primeiro e último campo. Finalmente, o setor norte apresentou valores estáveis, com exceção do segundo campo.

As Figura 36 e Figura 37 apresentam os *box-plots* da concentração de clorofila-a em toda a laguna e para as diferentes zonas, respectivamente.

Figura 36 – Valores de concentração de clorofila-a para as zonas oeste e leste para toda a laguna. Onde O é a zona Oeste e L a zona Leste

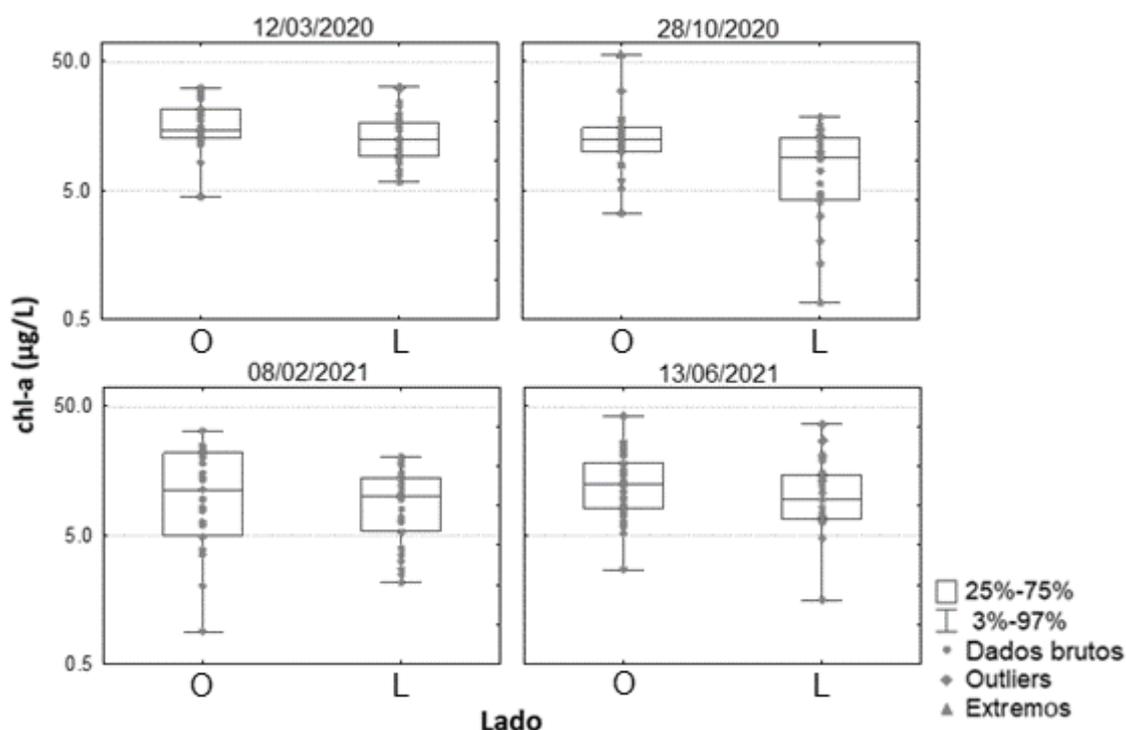
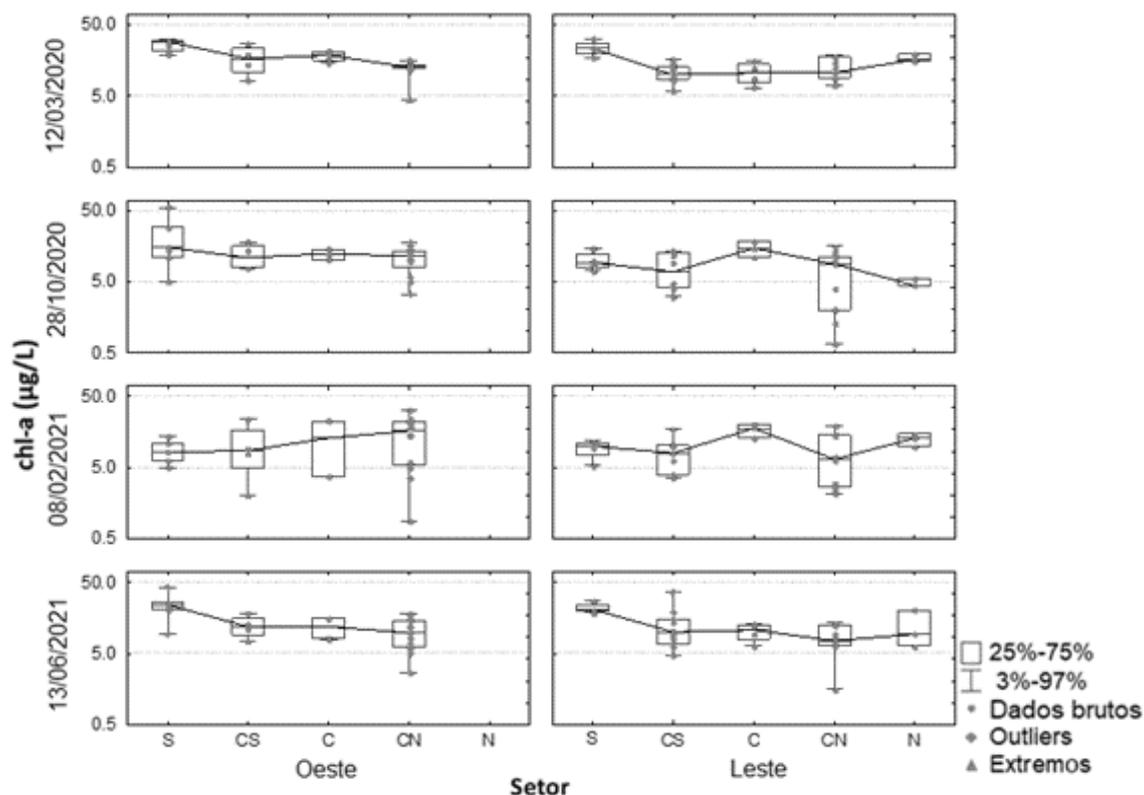


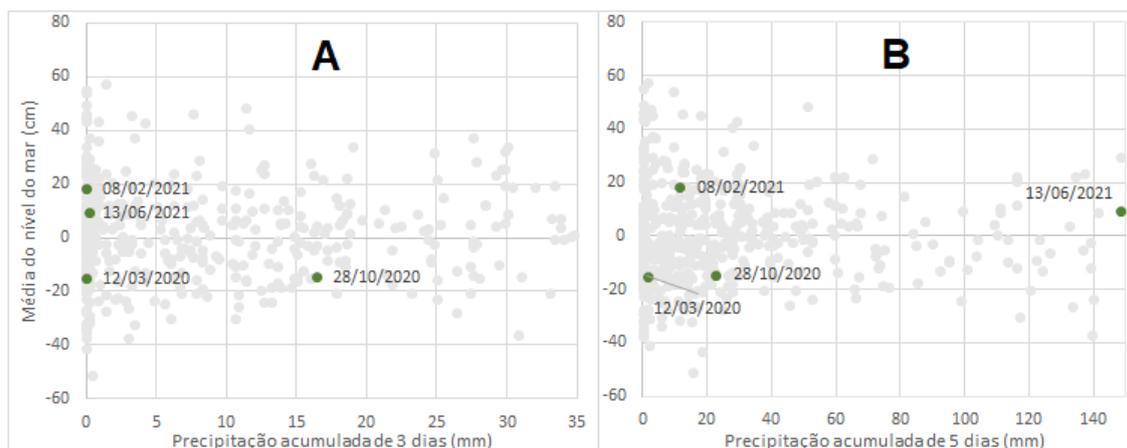
Figura 37 – Valores de concentração de clorofila-a para as zonas leste e oeste e para diferentes setores da laguna.



Em todas as datas, em toda a laguna, os valores de concentração de clorofila-a sempre apresentaram maiores valores em média parte oeste. Olhando-se apenas para esta zona, também se verificou maiores valores em média no setor sul, com outros três setores de comportamento similar em todas as datas, com exceção do dia 08/02/2021, onde foi visto menor valor em média para a região sul, grande dispersão nos outros setores, e, maior valor em média para o setor centro-norte. Já para a zona leste da laguna, verificou-se uma distribuição mais irregular ao longo do tempo, com maiores valores em média para o setor central nas datas de 28/10/2020 e 08/02/2021 e para o setor central em 12/03/2020 e 13/06/2021. Verificou-se também maior dispersão nos *box-plots* da concentração de clorofila-a nos setores centro-sul e centro-norte.

Com relação as forçantes climáticas nas datas de coleta, foram avaliadas as precipitações acumuladas de 3 e 5 dias com relação as médias diárias de nível do mar, apresentadas pela Figura 38.

Figura 38 – Precipitações acumuladas em 3 (A) e 5 (B) dias em relação à média do nível do mar diária. Sendo os pontos cinzas: séries de dados de jan/2020-jun/2021 de precipitação acumulada e nível do mar médio.



Como visto, os campos de março e outubro de 2020 se aproximaram muito nas condições de maré, com média de nível do mar de aproximadamente -20cm, mas com variação na precipitação, de 0mm em março e aproximadamente 20mm em outubro. As condições para essas datas são de água vazante da laguna para o oceano. Os resultados das campanhas de concentração de clorofila apresentaram, visualmente, um padrão espacial semelhante para essas datas, com valores semelhantes em todos os subsistemas, com exceção do Subsistema Sul, mais estacionário, e com maiores valores em média no campo de março de 2020, explicado pela maior temperatura média no dia (25,71°C) e na estação, quando comparado a temperatura média do dia 28/10/2020, de (22,65°C) e da estação de outono.

A data de fevereiro de 2021 apresentou pequeno aumento na precipitação acumulada de 5 dias, comparada à de 3 dias, mas mantendo as condições hidrodinâmicas de entrada de água do oceano na laguna. Quando somado a temperatura mínima de 18,64°C obtidas no dia da coleta e as baixas temperaturas nos 3 dias precedentes - apesar da estação de verão – possibilitou na visualização de menores populações fitoplanctônicas na laguna.

Finalmente, no último campo realizado (13/06/2021), foram visualizadas grandes diferenças entre a Figura 38a e Figura 38b, com precipitações acumuladas de 0,2 e 148,2 mm respectivamente. Em campo, foram observadas altas concentrações de clorofila-a, apesar da baixa temperatura sazonal e média diária (13,88°C), o que enquadraria o

comportamento mais próximo a Figura 38b, com condições de altas precipitações nos dias precedentes ao campo.

5.4 TESTE DE AJUSTE DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

5.4.1 Teste de ajuste de modelos para o período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e Banco de dados do LaHiMar

O resumo dos resultados do teste de ajuste de modelos testados estão na Tabela 7. O teste completo é apresentado no Apêndice B.

Tabela 7 – Resumo dos subconjuntos de dados, região, número de observações, inclinações (p) e interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a estimada e observada, com seus coeficientes de determinação (R^2) e erro quadrático médio (RMSE).

Subconjunto	Região	Observações	Modelo	p	q	R^2	RMSE ($\mu\text{g/L}$)
Total	Geral	N = 127	Blue/Green	-1,711	4,192	0,05	1,955
	Profunda	N = 93	Blue/Green	-2,144	4,682	0,07	2,056
	Transição	N = 23	NIR/Red	2,010	0,996	0,18	1,302
	Rasa	N = 11	Blue/Green	-14,794	10,725	0,42	1,430
Defasagem < 30 dias	Geral	N = 84	Blue/Green	-1,773	4,201	0,08	1,792
	Profunda	N = 58	SLOPE	-14,339	1,618	0,10	1,897
	Transição	N = 17	NIR/Red	2,169	0,856	0,17	1,472
	Rasa	N = 9	Blue/Green	-	-	-	-
Defasagem < 15 dias	Geral	N = 53	Blue/Green	-1,320	3,685	0,06	1,556
	Profunda	N = 41	Blue/Green	-1,152	3,484	0,05	1,506
	Transição	N = 7	NDCI	-	-	-	-
	Rasa	N = 5	SLOPE	-	-	-	-

A Tabela 7 mostra que as correlações obtidas por meio de regressões lineares não tiveram bons resultados para a estimativa de clorofila-a na Lagoa da Conceição. Para todos os subconjuntos e para todos os modelos testados, nenhum coeficiente de determinação obtido foi satisfatório. Nas regiões Rasa e Transição, o R^2 teve máximo valor de 0,42 para o subconjunto total e modelo *Blue/Green*. Para a região Profunda, o valor máximo de R^2 foi obtido para o subconjunto com defasagem menor que 30 dias para o modelo SLOPE. Também não foi observado uma melhora do desempenho dos modelos testados com a diminuição da defasagem.

Já a Tabela 8 apresenta o resumo dos resultados do teste de ajuste dos modelos para os Subsistemas Centro-norte, Centro-sul e Sul na região Profunda.

Tabela 8 - Resumo dos resultados das regressões para Região Profunda e subsistemas, número de observações (Obs.), com as inclinações (p) e interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a estimada e observada, com seus coeficientes de determinação (R^2) e erro quadrático médio (RMSE).

Subconjunto	Região	Subsistema	Obs.	Modelo	p	q	R^2	RMSE ($\mu\text{g/L}$)
Total	Profunda	Centro-norte	N = 30	Red/Blue	-0,816	2,518	0,07	0,650
		Centro-sul	N = 38	Blue/Green	-1,267	3,459	0,06	1,250
		Sul	N = 17	Blue/Green	-9,293	13,459	0,41	2,437
Defasagem < 30 dias	Profunda	Centro-norte	N = 14	Red/Blue	-1,124	2,633	0,10	0,734
		Centro-sul	N = 27	Blue/Green	-1,546	3,677	0,10	1,327
		Sul	N = 11	Blue/Green	-8,141	11,793	0,64	1,573
Defasagem < 15 dias	Profunda	Centro-norte	N = 12	Blue/Green	0,922	0,959	0,10	0,791
		Centro-sul	N = 19	SLOPE	-13,161	1,331	0,14	1,474
		Sul	N = 7	-	-	-	-	-

Dentre os subsistemas testados na região Profunda, o modelo *Blue/Green* para o Subsistema Sul apresentou valores satisfatórios na regressão linear, apresentando um coeficiente de determinação de 0,41 e erro quadrático médio de 2,437 $\mu\text{g/L}$ para o subconjunto Total. O mesmo subsistema apresentou valores ainda melhores com a diminuição da defasagem, apresentando R^2 de 0,64 e erro quadrático médio de 1,57 $\mu\text{g/L}$. Assim, o modelo foi utilizado para a calibração.

Já os outros subsistemas não apresentaram bons resultados, mas apresentaram maior relação com a diminuição da defasagem.

Os resultados dos modelos podem ser explicados pelo rápido tempo de resposta do corpo lagunar em eventos de precipitação, com exceção do subsistema sul, que apresenta um estrangulamento na ligação com o restante da laguna. Possivelmente por este motivo, a regressão linear apresentou melhores resultados para o local.

O resultado do teste de modelos também teve grande influência da defasagem entre dias de amostragem e de imageamento, com melhora do R^2 para todas as regiões com a diminuição da defasagem. Para o corpo lagunar da Lagoa da Conceição, com hidrodinâmica de alta variação, causada pelas forçantes vento, precipitação e maré oceânica, as amostras e imagens podem não corresponder a mesma resposta do corpo hídrico.

Finalmente, outros vieses podem ter influenciado negativamente o teste de modelos bio-ópticos, como na coleta e análise das amostras de clorofila-a e na correção atmosférica, a pouca disponibilidade de pontos amostrais por data, e a distância temporal entre a data de coleta e da imagem.

5.4.2 Teste de ajuste de modelos para o período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a

O resumo dos resultados do teste de ajuste de modelos testados estão na Tabela 9. O teste completo é apresentado no Apêndice B.

Tabela 9 – Resumo dos resultados para regressões lineares para a o período de 2020-2021 e imagens Sentinel-2 MSI.

Região	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/L)
Geral	N = 175	SLOPE	10,18	12,26	0,01	6,76
Profunda	N = 83	SLOPE	5,25	21,32	0,17	5,70
Transição	N = 30	MSI2/MSI3	-7,95	16,21	0,07	4,97
Rasa	N = 58	MSI5/MSI4	7,22	2,92	0,02	7,69

Para todos os resultados do teste de ajuste de modelos bio-ópticos para as regiões geradas para a laguna, nenhum apresentou uma boa correlação. Apesar disso, houve melhora na aproximação da área Profunda, que apresentou R² de 0,17 para o modelo SLOPE. As regiões Rasas e Transição não apresentaram grande melhora na aproximação quando comparadas a toda a laguna.

Tabela 10 – Resumo dos resultados para as regressões lineares para a combinação entre Subsistemas e região Profunda.

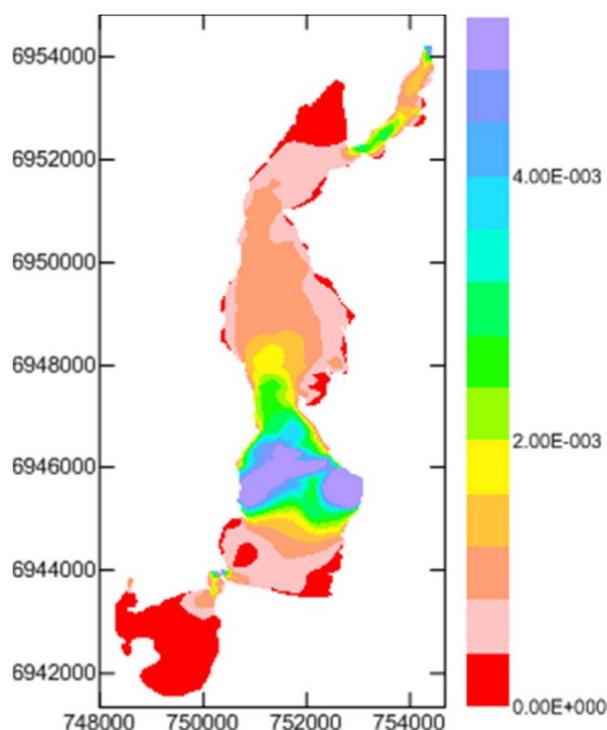
Região	Subsistema	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/L)
Profunda	Centro-norte	N = 27	NDCI – MSI5/MSI4	-6,67	12,88	0,01	3,01
			MSI6/MSI4	-6,79	14,88	0,21	4,16
	Centro-sul	N = 25	SLOPE	5,39	20,04	0,23	4,10
			NDCI - MSI6/MSI4	-6,89	8,75	0,21	4,15
	Sul	N = 23	MSI6/MSI4	-20,15	30,66	0,49	3,03
			SLOPE	9,25	30,63	0,60	3,03
NDCI - MSI6/MSI4			-21,14	12,86	0,39	3,03	

Para a Tabela 10, alguns resultados apresentaram grande melhora quando comparadas a Tabela 9. A região Profunda do Subsistema Centro-norte não apresentou nenhuma correlação, com R^2 de 0,01 e RMSE de $3,01\mu\text{g/L}$ para o seu melhor modelo. Já na região Profunda do Subsistema Centro-sul apresentou certa melhora na regressão linear, mas ainda não apresentando correlação com a concentração de clorofila-a na laguna. Finalmente, a região Profunda do Subsistema-Sul apresentou boas aproximações para os modelos MSI6/MSI4, SLOPE e NDCI – MSI6/MSI4, sendo o SLOPE o de melhor ajuste, com R^2 de 0,60. Os três modelos foram explorados na etapa de calibração.

Os resultados obtidos para o período de 2020-2021 e imagens Sentinel-2 MSI apenas corroboram os resultados obtidos para o período de 2001-2011 e imagens Landsat-5 TM. As regiões Norte, Centro-norte, Central e Centro-sul, apresentam uma resposta maior as forçantes maregráficas e a vazões do Rio João Gualberto quando comparadas ao subsistema sul, devido ao estrangulamento no encontro deste subsistema com o restante da laguna. O subsistema Sul apresenta maiores variações no seu fluxo médio apenas em condições de vazões hidrológicas causadas por precipitações em corpos drenantes ao leste do subsistema (ODRESKI, 2012).

As condições predominantemente estacionárias do subsistema sul em relação a dispersão média da laguna favorecem o monitoramento via sensoriamento remoto.

Figura 39 - Dispersão média da velocidade no Cenário base (m/s).



Fonte: Odreski (2012).

5.5 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE MODELOS BIO-ÓPTICOS PARA A ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

5.5.1 Período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar

Um único modelo passou pela filtragem no teste de ajuste de modelos bio-ópticos para a estimativa de concentração de clorofila-a na LdC para o período - o modelo Blue/Green para o Subsistema Sul da região Profunda, apresentada pela Figura 40. A relação entre clorofila-a estimada e observada é vista na Figura 41.

Figura 40 – Melhor modelo de calibração para imagens do Landsat-5 TM.

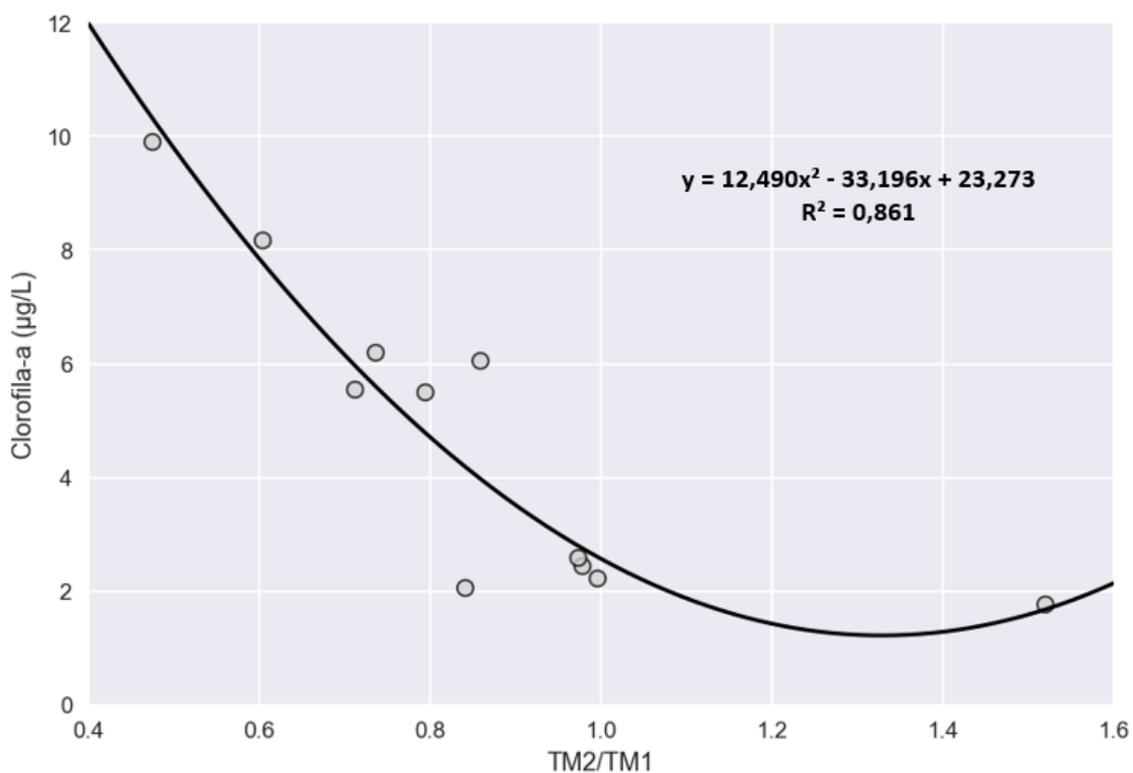
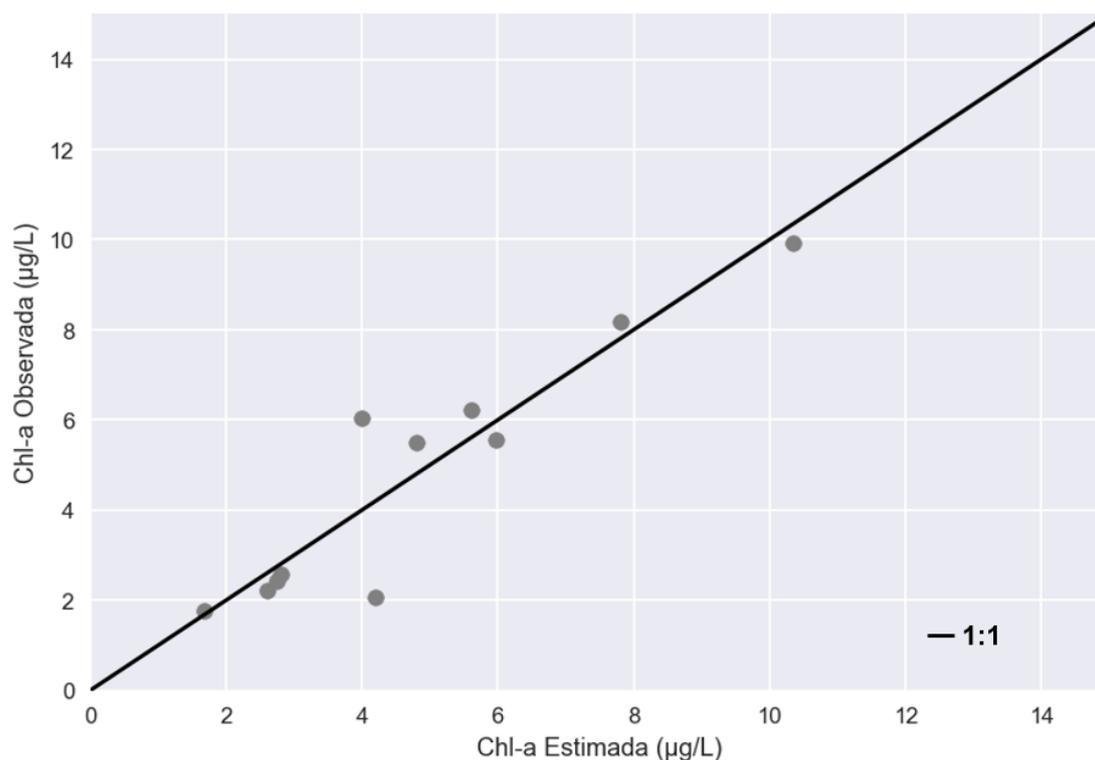


Figura 41 – Comparação entre clorofila-a observada e estimada.



Além de apresentar um bom valor para o coeficiente de determinação (0,861), o modelo calibrado para o período apresentou RSME de 0,997 µg/L e MAPE de 20,01%, considerados bons valores, considerando a defasagem entre datas de coleta em campo e imagens de satélite. A concentração clorofila-a estimada apresentou boa correlação com a observada, mas apresentou limitação de amostragem em concentrações maiores que 10 µg/L. Por ser um período abrangente de coleta de clorofila-a (2001-2011), acredita-se que os valores poucas vezes ultrapassavam a faixa observada.

O modelo calibrado permite a visualização espacial da estimativa de concentração de clorofila-a no período.

5.5.2 Período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a

Os resultados análise de combinação das 22 amostras da calibração/validação dos três modelos selecionados no teste de ajuste (MSI6/MSI4, SLOPE e NDCI – MSI6/MSI4) são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Calibração e Validação dos modelos selecionados no teste de ajuste.

Modelo	Ajuste	Equação	Calibração			Validação		
			MAPE (%)	R ²	RMSE (µg/L)	MAPE (%)	R ²	RMSE (µg/L)
MSI6/MSI4	Linear	$y = -20,459x + 30,756$	19,66	0,54	4,32	27,84	0,41	4,32
	Pol.	$y = -68,086x^2 + 56,4888x + 13,252$	14,68	0,79	2,91	25,70	0,56	5,54
	Exp.	$y = 31,375^{-0,905x}$	21,05	0,50	4,31	28,49	0,32	5,86
SLOPE	Linear	$y = 8,391x + 29,517$	17,67	0,66	3,47	29,19	0,52	6,01
	Pol.	$y = -0,186x^2 + 7,907x + 29,741$	16,78	0,67	3,45	27,40	0,51	5,50
	Exp.	$y = 35,8840^{0,542x}$	18,26	0,61	4,25	24,85	0,52	5,02
NDCI - MSI6/MSI4	Linear	$y = -21,235x + 12,960$	21,08	0,46	4,60	28,97	0,30	5,74
	Pol.	$y = -100,501x^2 - 89,684x + 5,597$	13,39	0,82	2,64	23,01	0,57	4,66
	Exp.	$y = 14,899^{-0,882x}$	27,38	0,34	5,53	29,79	0,31	5,86

Sendo: Pol. o ajuste polinomial e Exp. o ajuste exponencial.

Conforme visto na Tabela 11, os ajustes polinomiais apresentaram melhores valores em todas as métricas para os modelos calibrados e validados. Dentre os modelos, o que apresentou melhores métricas foi o modelo NDCI – MSI6/MSI4, seguido por MSI6/MSI4 e SLOPE – MSI4/MSI3.

Os dois melhores modelos bio-ópticos ajustados para o Subsistema Sul da região Profunda foram usados para a geração de mapas de clorofila-a no período. Mas, conforme apresentado e discutido no subitem 5.6.2, os modelos não apresentaram bom resultado sazonal, sendo descartados.

Assim, o modelo SLOPE foi utilizado na análise temporal e espacial da clorofila-a na região Profunda do Subsistema Sul da LdC. A Figura 42 apresenta o modelo SLOPE calibrado/validado e a Figura 43 a relação da concentração de clorofila-a estimada e observada. Os histogramas da seleção de moda do MAPE, histogramas e *scatterplots* dos coeficientes de ajustes da obtenção do melhor ajuste polinomial para o modelo SLOPE são apresentados no Apêndice C.

Figura 42 – Modelo SLOPE calibrado/validado para a LdC. Sendo y o melhor modelo, y_{max} o melhor modelo somado ao desvio padrão de cada coeficiente e y_{min} o melhor modelo diminuído ao desvio padrão de cada coeficiente.

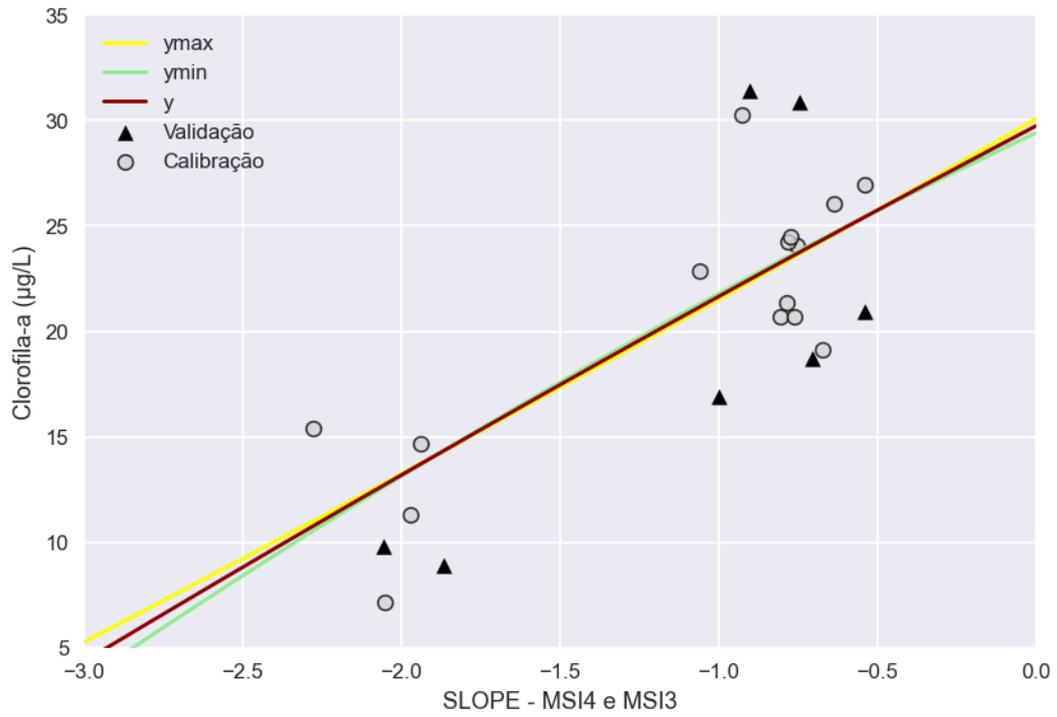
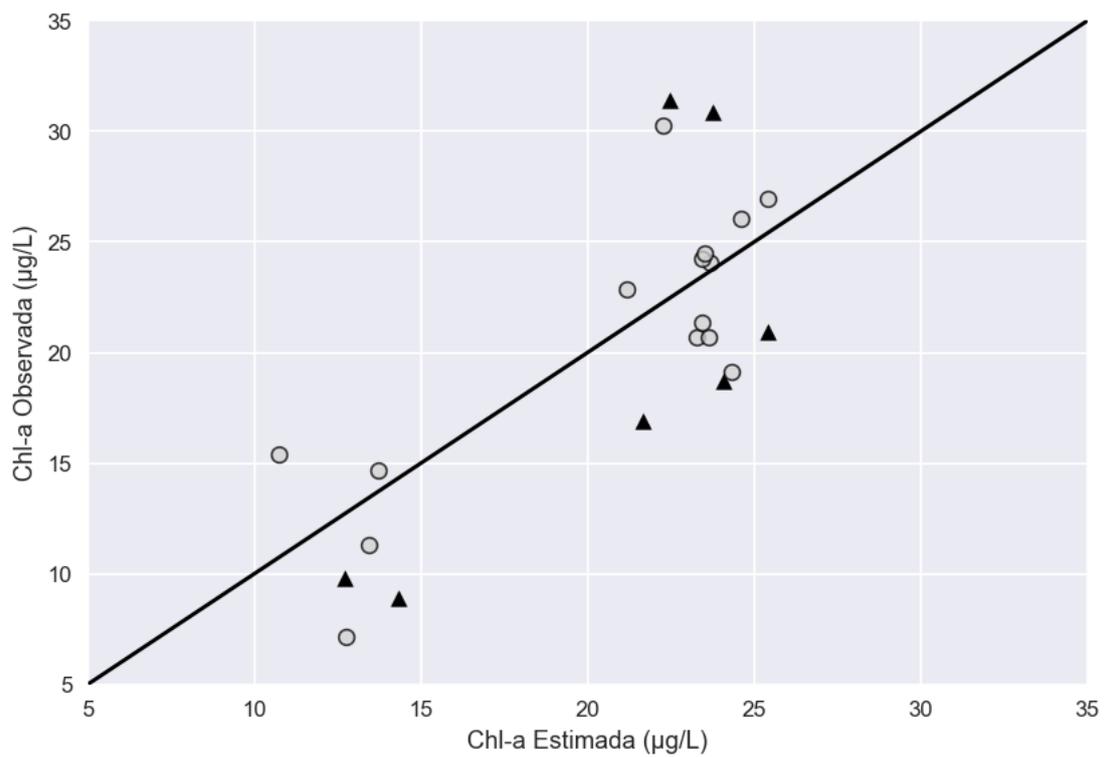


Figura 43 – Relação entre concentração de clorofila-a estimada e observada para o período de 2020-2021.



O modelo SLOPE calibrado e validado teve resultados razoáveis nas métricas, mas com um grande conjunto de coeficientes de calibração/validação próximos na análise combinatória realizada. Com moda do MAPE e histograma dos coeficientes centradas com base na baixa variação dos parâmetros de ajuste. Como resultado, são vistas curvas de y_{max} e y_{min} muito próximas à curva calibrada/validada.

Algumas outras estatísticas demonstraram a boa estimativa da concentração de clorofila-a pelo modelo gerado. A relação entre a média a clorofila-a estimada e média de clorofila-a observada foi de 1,015, a relação entre as variâncias estimadas e observadas de 0,499 e índice de correlação de 0,776.

5.6 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NA LAGOA DA CONCEIÇÃO

5.6.1 Período de 2001-2011 para imagens Landsat-5 TM e banco de dados do LaHiMar

As Figura 44 aFigura 48 apresentam a espacialização da estimativa de concentração para o Subsistema Sul da região Profunda.

Figura 44 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 26/01/2001 a 20/02/2004. Sendo Tm: a temperatura média diária.

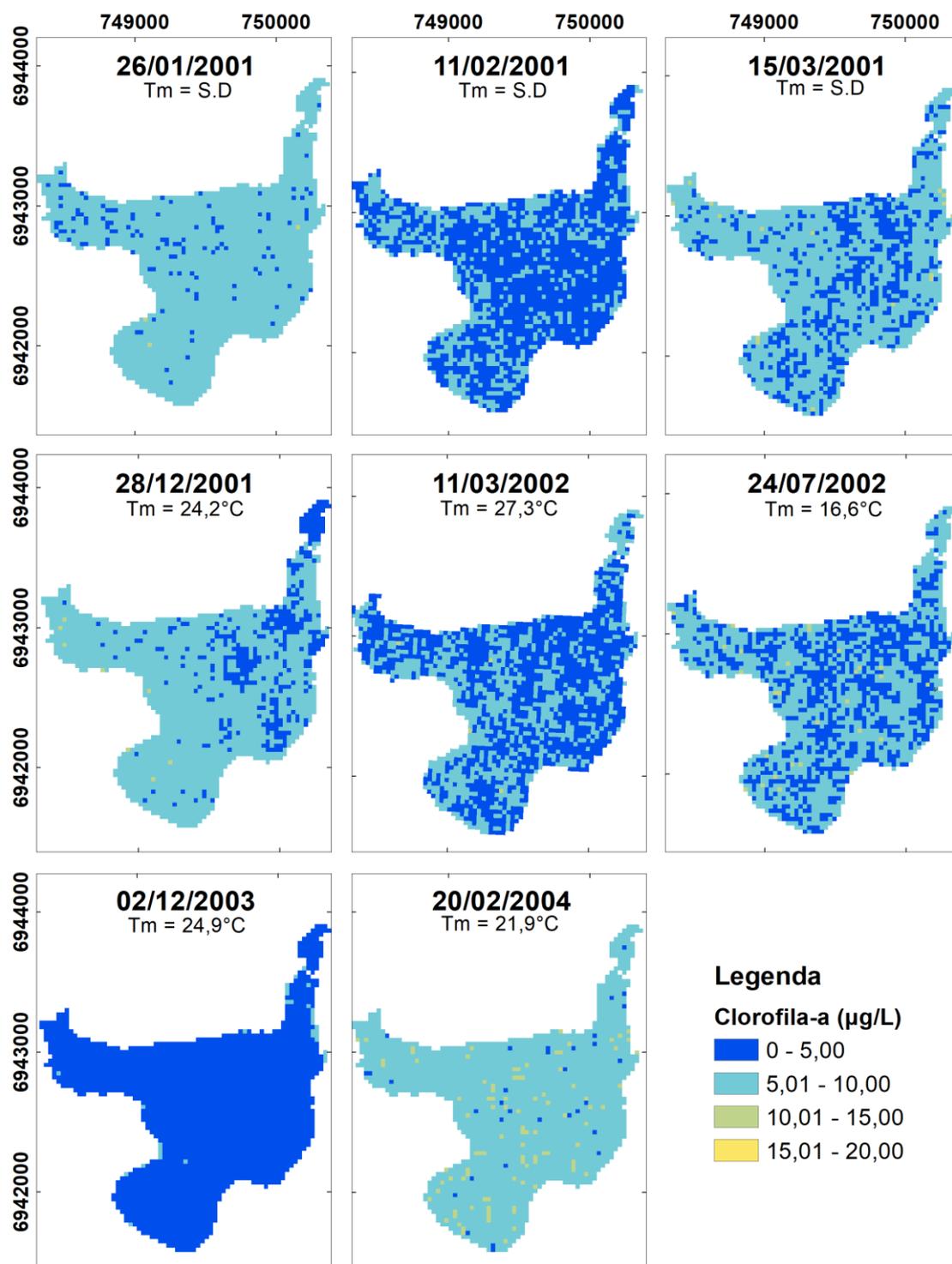


Figura 45 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 07/03/2004 a 19/03/2005. Sendo Tm: a temperatura média diária.

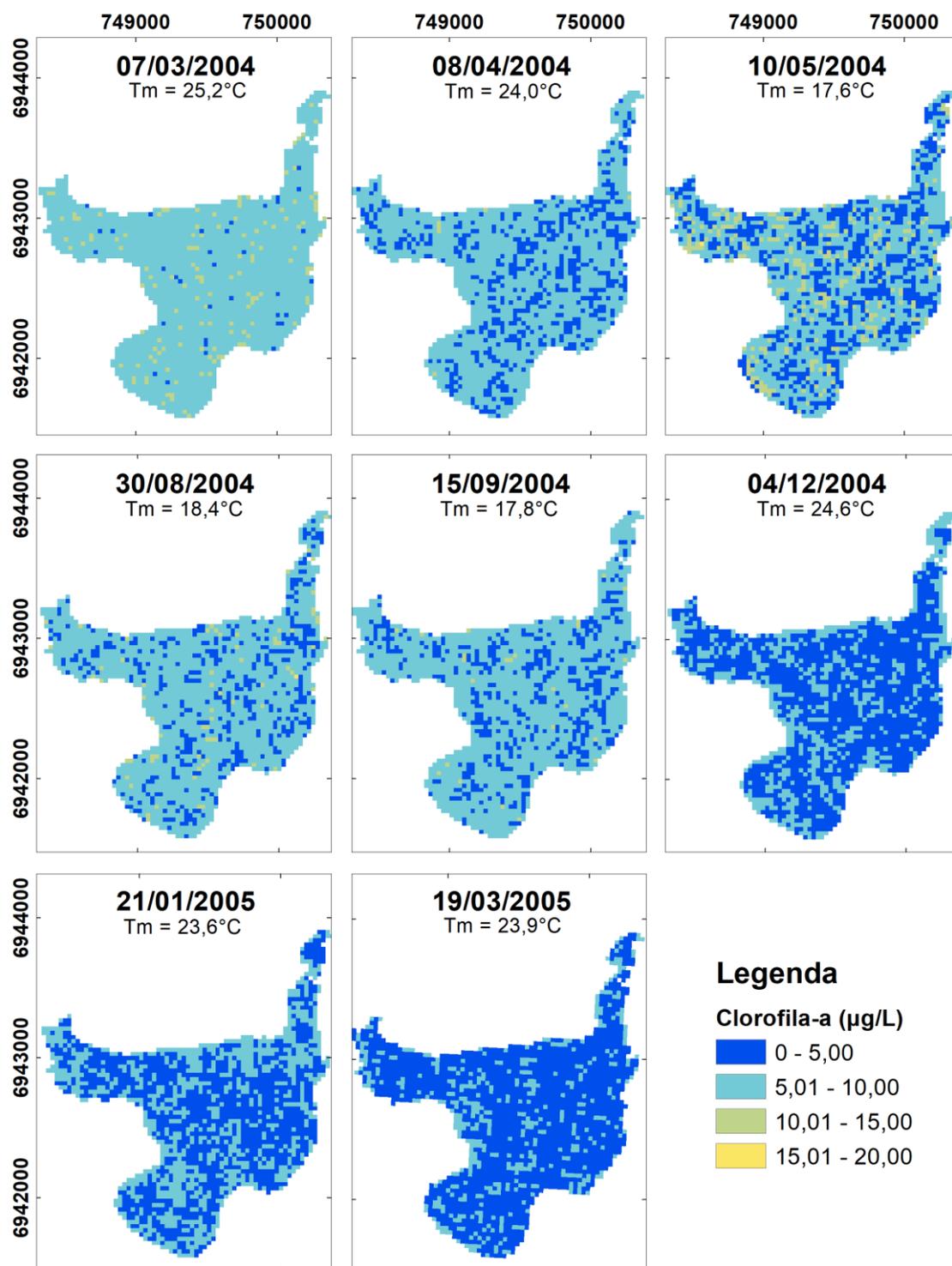


Figura 46 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 27/04/2005 a 21/09/2006. Sendo Tm: a temperatura média diária.

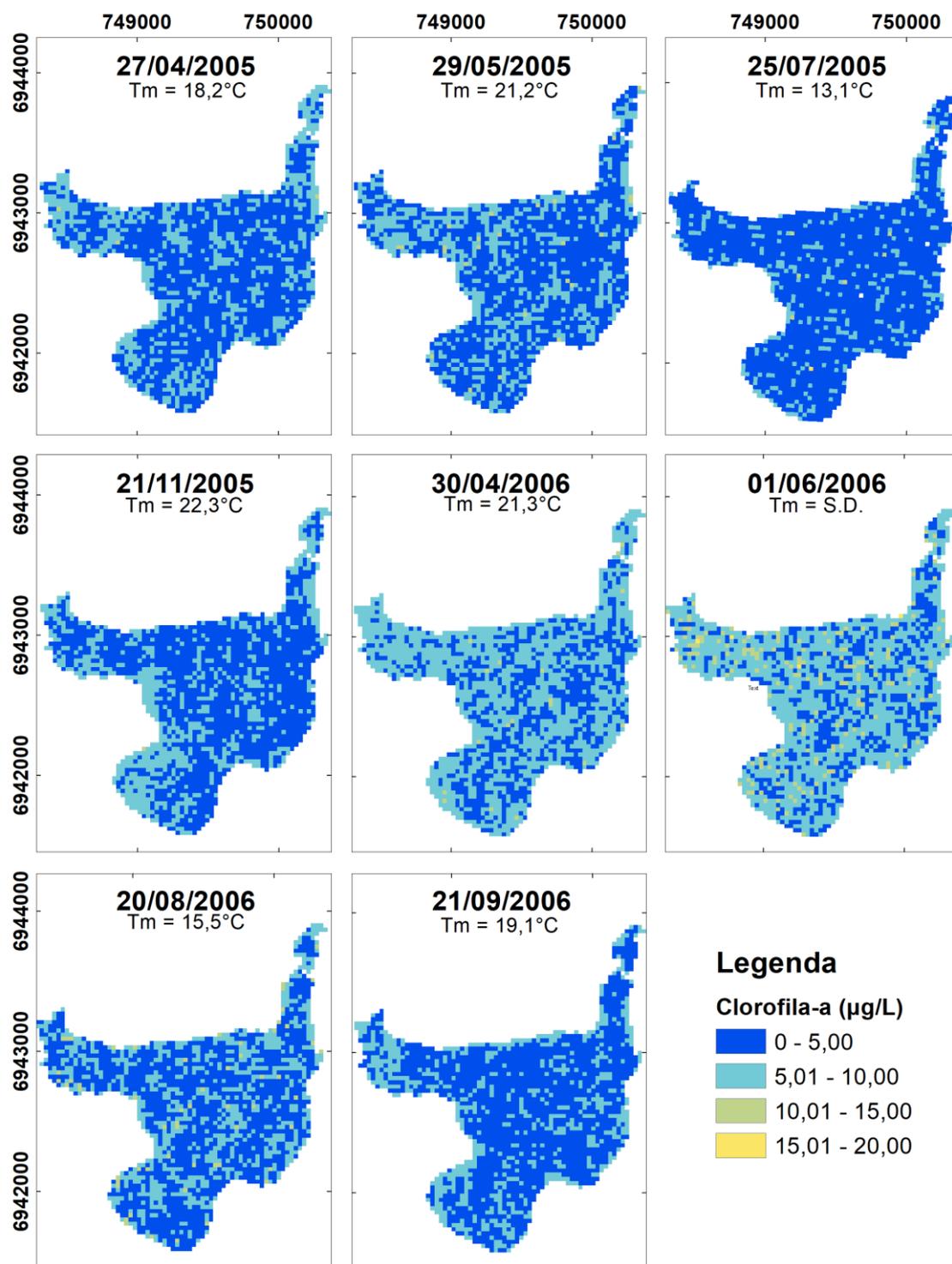


Figura 47 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 08/11/2006 a 18/04/2010. Sendo Tm: a temperatura média diária.

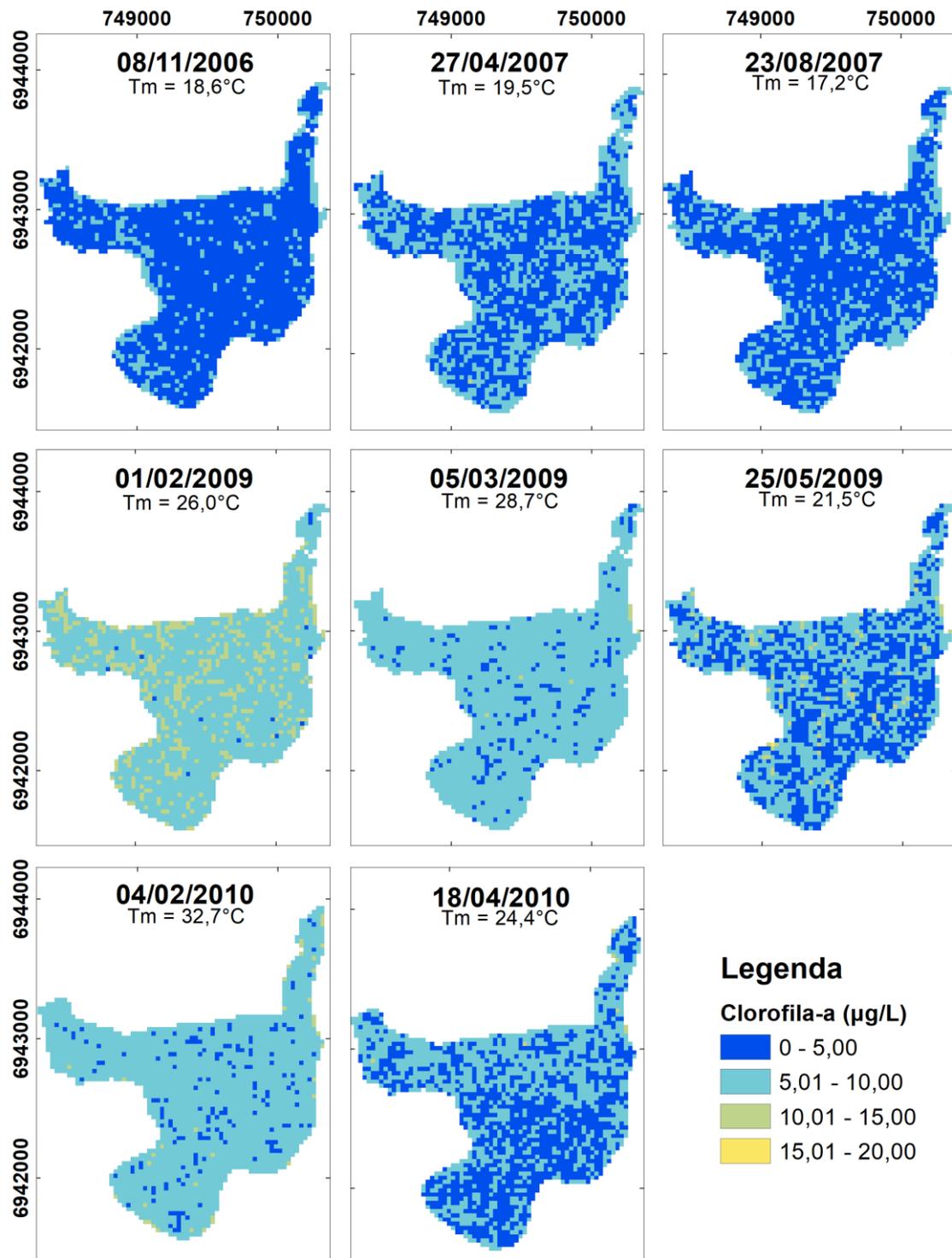
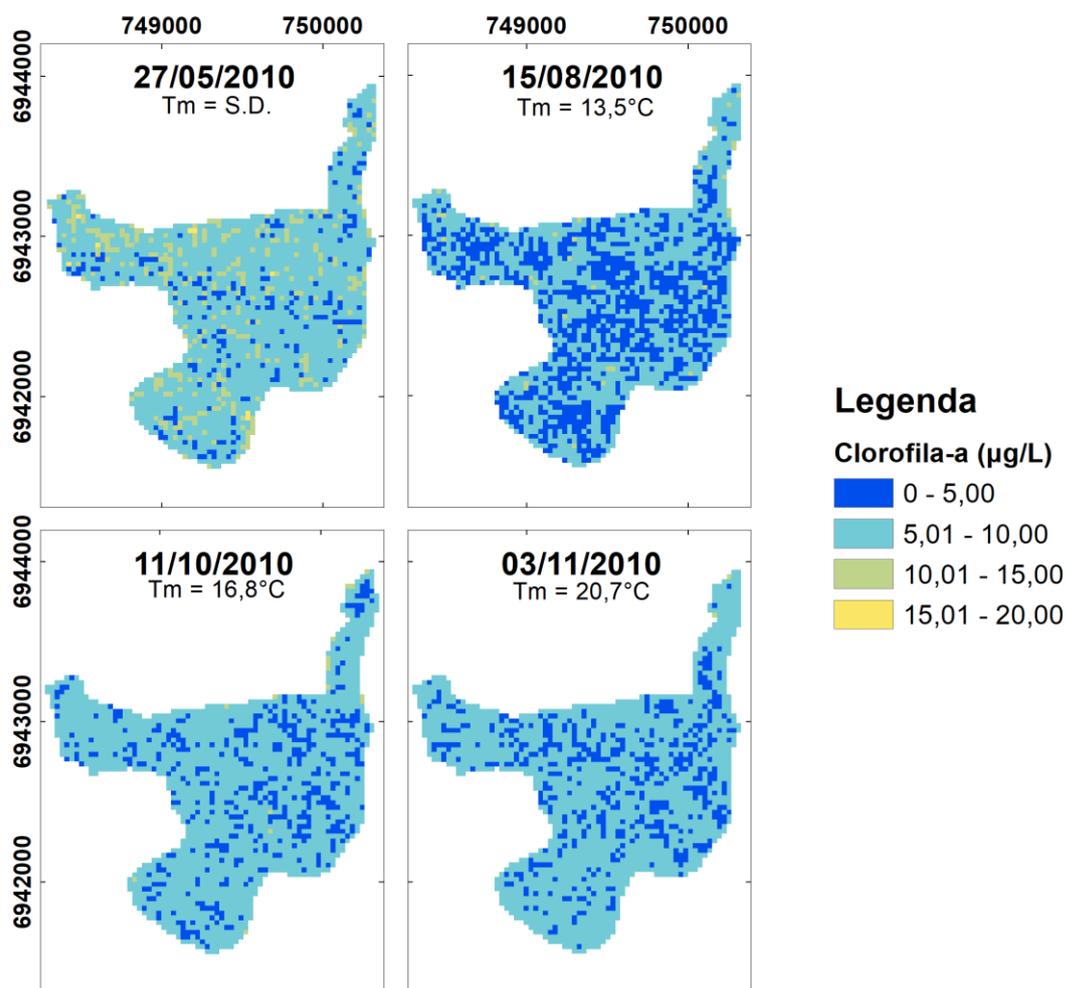


Figura 48 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 27/05/2010 a 03/11/2010. Sendo Tm: a temperatura média diária.



Em todo o período analisado com a espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a no Subsistema Sul da região Profunda da LdC, não foram verificados valores maiores que 19,28 µg/L, com média de 5,63 µg/L no período e valores mínimos em torno de 1 µg/L. Não houveram grandes variações espaciais no período.

O ano de 2001, o mês de fevereiro apresentou os menores valores de concentração de clorofila-a estimada no ano. Em dezembro de 2003, a espacialização retornou a imagem com menor concentração estimada no período, em um dia sem chuva nos três dias anteriores e de temperatura média diária de aproximadamente 25°C. Os baixos valores espacializados podem se dar por alta influência das forçantes climáticas, como a maré do oceano, juntamente com a ação do vento, fazendo a troca de águas interiores por águas mais salinas no Subsistema Sul.

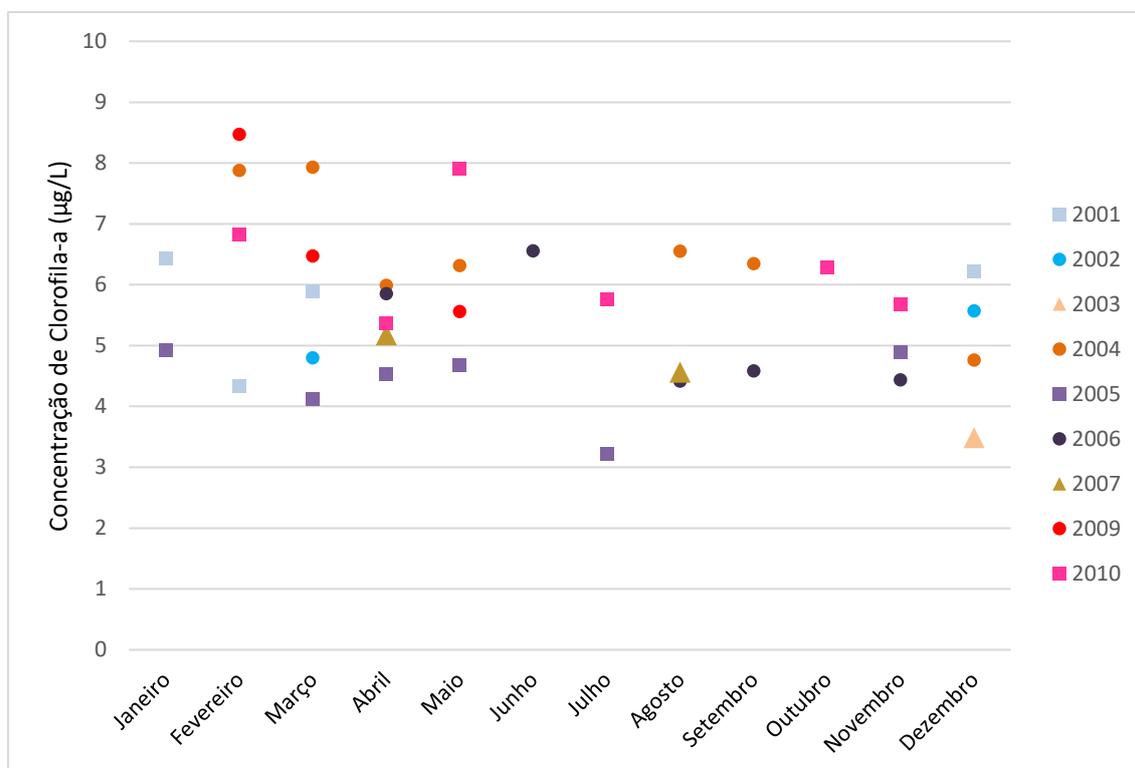
Em 2004 houve comportamento esperado, com valores um pouco mais elevados nos meses de fevereiro e março, com diminuição no inverno e início de primavera. De dezembro de 2004 a novembro de 2005, não houve grandes variações na comunidade fitoplanctônica estimada, apresentando um padrão espacial em torno de 0 a 5,00 $\mu\text{g/L}$.

No inverno de 2006, houve um pequeno aumento na estimativa, que pode ser explicada a períodos de estiagem, sem troca de águas do corpo estrangulado do subsistema sul com o resto da laguna. No mesmo ano, a primavera apresentou baixos valores espacializados, que se repete nos meses de abril e agosto de 2007, ano em que foram visualizados em campo, maiores concentrações de clorofila-a por Silva et al. (2017a). Os comportamentos sazonais dos anos de 2009 e 2010 foram acentuados, com maiores valores em média durante o verão, e redução da comunidade fitoplanctônica no inverno, com exceção da imagem de maio de 2010. No final de 2010 os valores estimados apresentaram-se entre 5 e 10 $\mu\text{g/L}$.

Infelizmente, a baixa resolução temporal do satélite Landsat-5 TM não permitiu maior espacialização do fitoplâncton no subsistema sul, tendo apenas uma imagem no ano de 2003, no início de 2011 e nenhuma imagem no ano de 2008.

A Figura 49 traz os valores médios das imagens espacializadas em cada mês, separados por ano.

Figura 49 – Estimativa de concentração de clorofila-a média nas datas espacializadas, separadas por mês para o período do Landsat-5 TM.



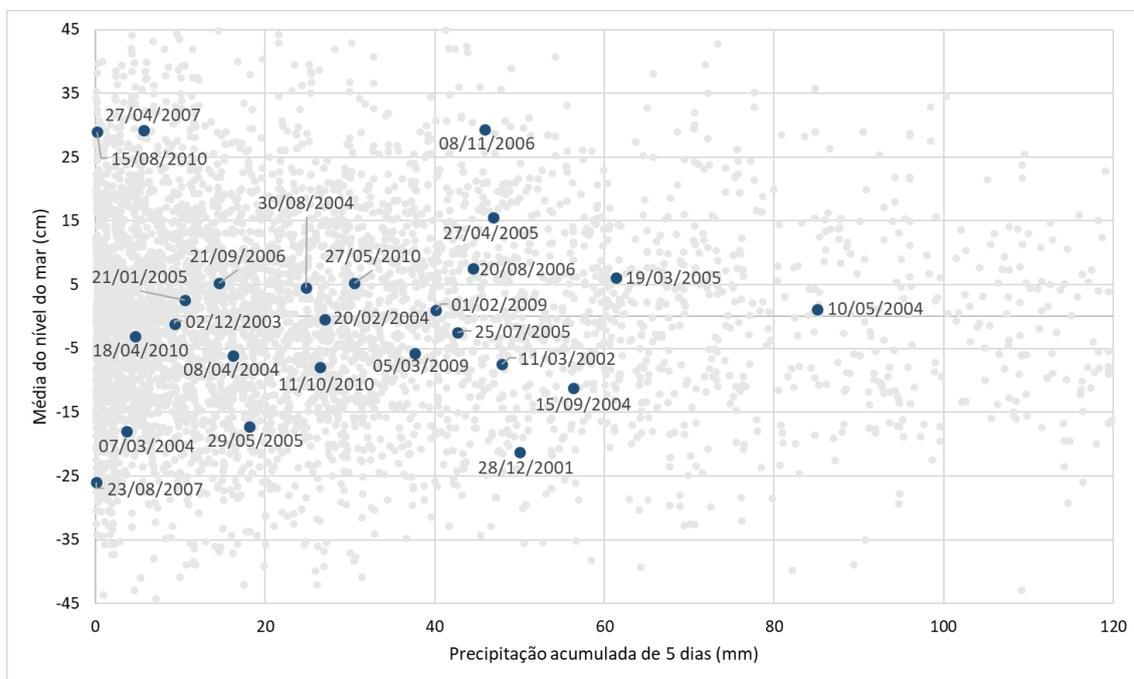
Houve boa uniformidade entre os períodos, sem grande influência sazonal, mas com maiores valores de concentração de clorofila-a em média no verão, mas também com valores extremamente baixos no período, como na data de 02/12/2003, com valores abaixo de 5 µg/L em praticamente todos os pixels.

Pode-se visualizar um pequeno aumento da concentração de clorofila-a médio em 2009 e 2010 e baixos valores em geral em 2005.

As variáveis climatológicas são importantes para a variação da concentração de fitoplâncton na água. As precipitações pluviométricas são grandes responsáveis pelo transporte de detritos para o corpo hídrico, provocando o aumento da carga de sólidos suspensos e, conseqüentemente, o aumento de nutrientes presentes na água – propiciando o aumento das comunidades fitoplanctônicas (HADLICH; SCHEIBE, 2007). As variações de temperatura também influenciam diretamente no comportamento do fitoplâncton. Temperaturas menores causam menor atividade celular destes organismos e o aumento da temperatura causa o aumento da atividade celular e, conseqüentemente, crescimento da comunidade fitoplanctônica (GRIMAUD et al., 2015).

A Figura 50 apresenta a relação entre precipitação acumulada de 5 dias e média do nível do mar diário para os dados espacializados.

Figura 50 - Relação entre precipitação acumulada de 5 dias com a média do nível do mar entre 2001 e 2010 para os dados espacializados. Onde os pontos em cinza representam a média do nível do mar e a precipitação acumulada de 5 dias para outros dias do período.

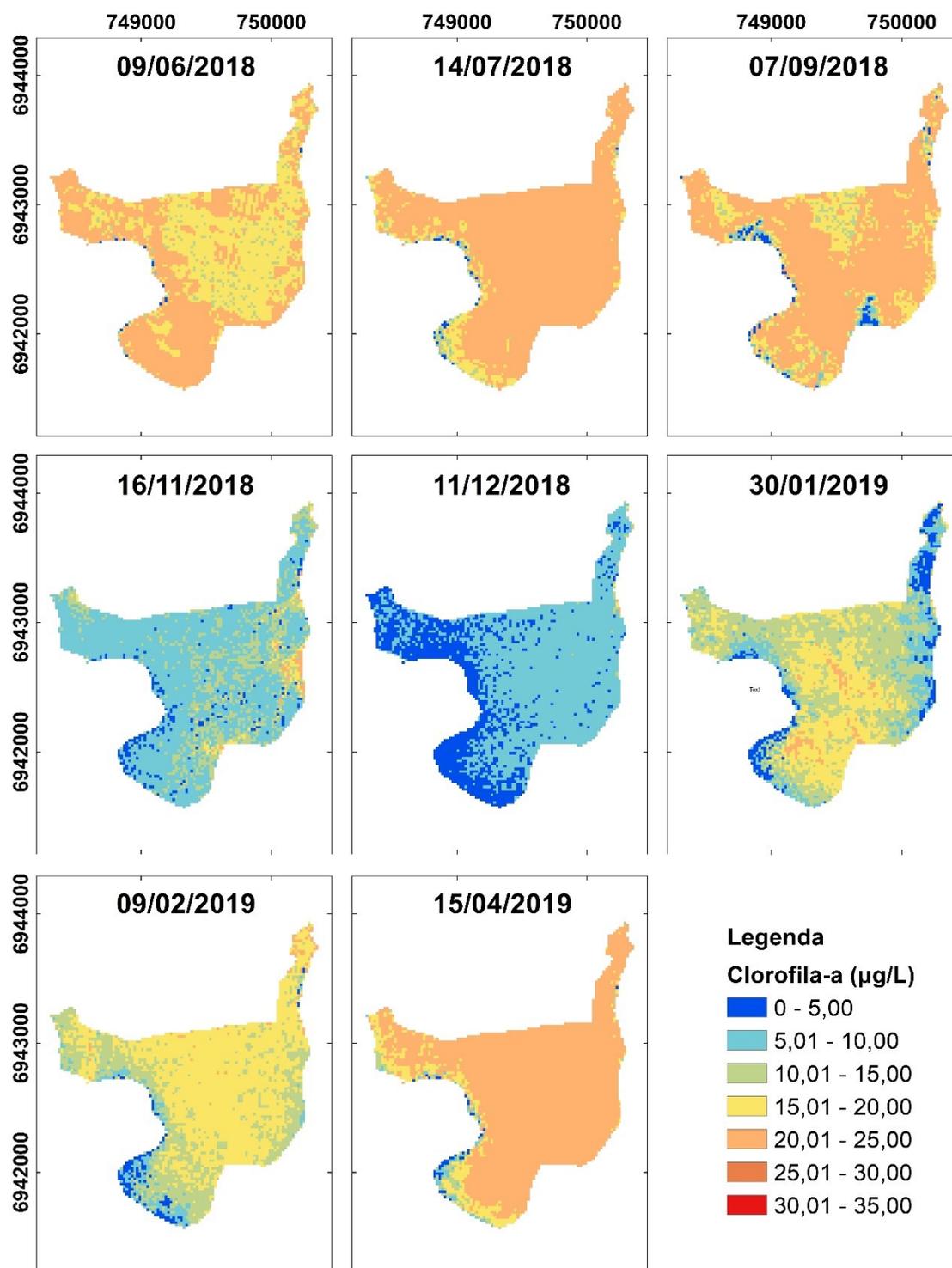


Para todo o período analisado, não foi visto nenhuma relação entre o nível do mar e a precipitação na concentração de clorofila-a estimada na espacialização. Níveis de maré baixos e altos, combinadas a dias de muita ou pouca precipitação não resultaram em padrões de comportamento na comunidade fitoplanctônica. Deve-se ressaltar que os valores de concentração de clorofila-a obtidos são considerados baixos, e as variações obtidas podem ser causadas por outros fatores ambientais e antropogênicos, como vento, hidrodinâmica e ligações irregulares.

5.6.2 Período de 2020-2021 para imagens Sentinel-2 MSI e novos dados de concentração de clorofila-a

O modelo NDCI – MSI6/MSI4 e o modelo de divisão de duas bandas MSI6/MSI4 apresentaram as melhores métricas entre os modelos selecionados no teste de ajustes. No entanto, a espacialização da concentração de clorofila-a na LdC não apresentou resultados esperados em função da sazonalidade. A Figura 51 demonstra uma parte do período de espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a do modelo NDCI – MSI6/MSI4 na região profunda do Subsistema Sul.

Figura 51 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a incorreta do modelo NDCI – MSI6/MSI4 entre 09/06/2018 a 15/04/2019.



Como visto na figura acima, os valores estimados de concentração de clorofila-a apresentam valores medianos nas datas de inverno (15-25 µg/L), mas diminuindo consideravelmente durante o verão. O padrão de comportamento sazonal do modelo é

repetido para todo o período, com valores médios para o inverno e baixos para o verão, incluindo para o verão de 2020, onde ocorreu a eutrofização do Subsistema Sul da LdC.

Além da limitação de detecção da comunidade fitoplanctônica no verão, o modelo NDCI – MSI6/MSI4 também apresentava limitação na estimativa da concentração de clorofila-a. Valores acima de aproximadamente 25 $\mu\text{g/L}$ não eram detectadas devido a limitação da curva de ajuste polinomial. De forma semelhante, o modelo de divisão de bandas MSI6/MSI4 também apresentou resultados ruins durante a espacialização dos dados.

Diversos motivos podem ter desencadeado a calibração/validação de um falso melhor modelo (conforme métricas): correlação de outro COA com a banda 6 do Sentinel-2 MSI, dominante em épocas de valores médios de concentração de clorofila-a no período, como CDOM, turbidez, entre outros, e, em verões, onde a comunidade fitoplanctônica volta a ser o COA dominante, há valores baixos na estimativa dos modelos e vice versa; falta de amostragem em dias de verão com altas temperaturas/maiores valores de concentração de clorofila-a in situ, que complementar a curva calibrada para concentrações acima de 25 $\mu\text{g/L}$.

Assim, com um modelo bio-óptico mais seguro, mas com piores métricas, as concentrações de clorofila-a estimadas foram especializadas. As Figuras de Figura 52 a Figura 55 apresentam a espacialização da estimativa de concentração para o Subsistema Sul da região Profunda.

Figura 52 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 09/06/2018 a 15/04/2019. Sendo Tm: a temperatura média diária.

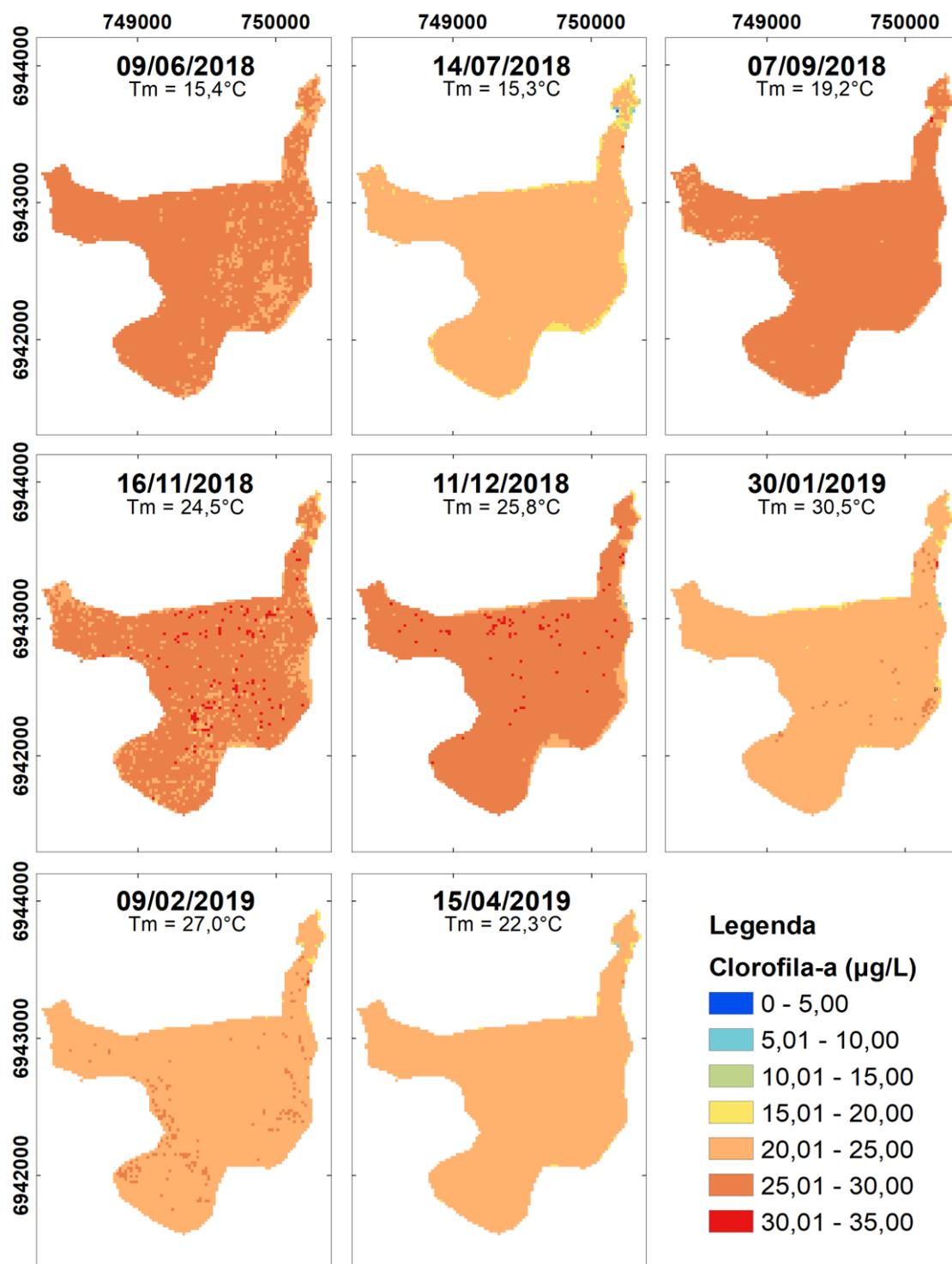


Figura 53 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 05/05/2019 a 10/03/2020. Sendo Tm: a temperatura média diária.

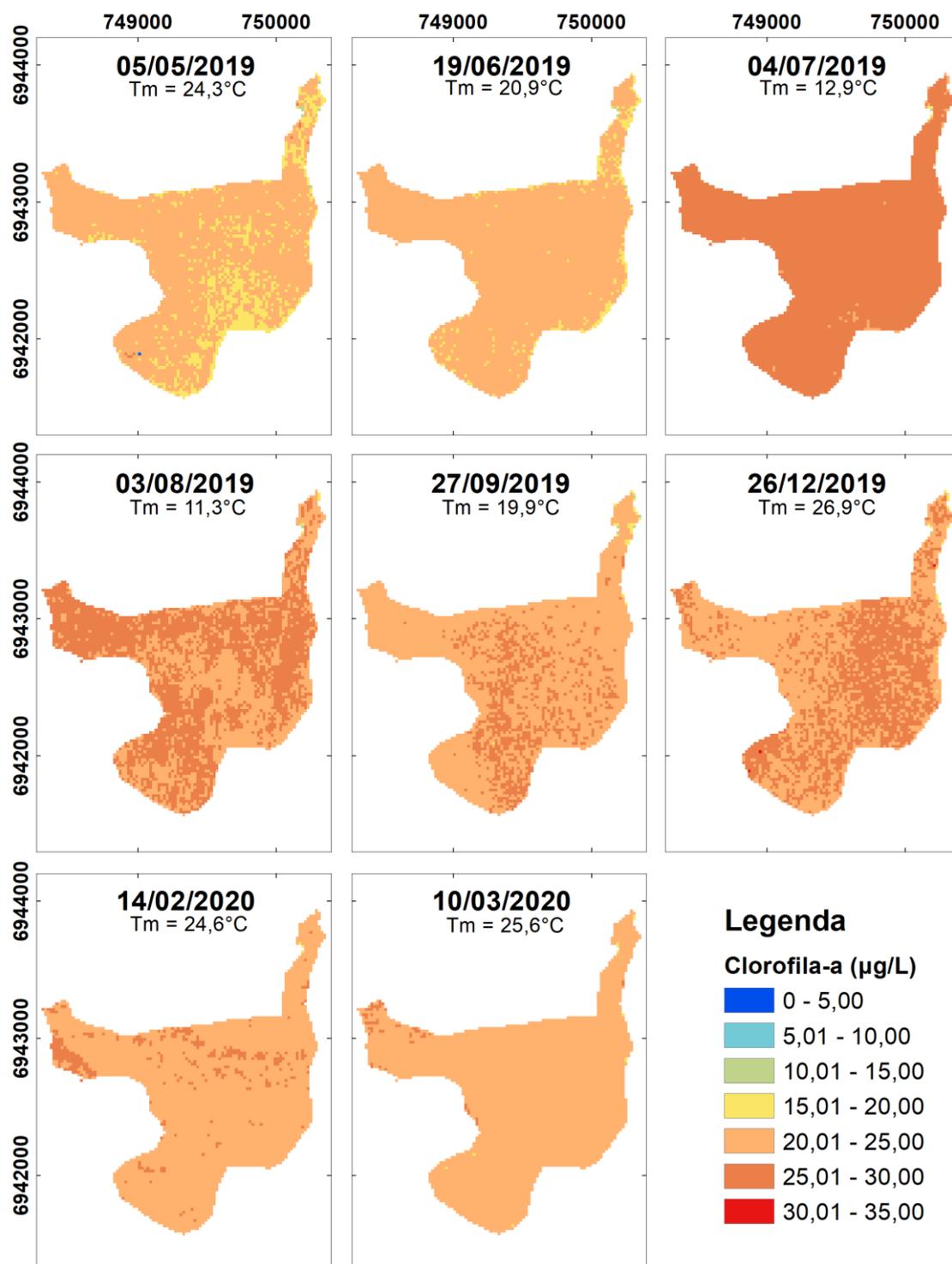


Figura 54 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 04/04/2020 a 20/11/2020. Sendo Tm: a temperatura média diária.

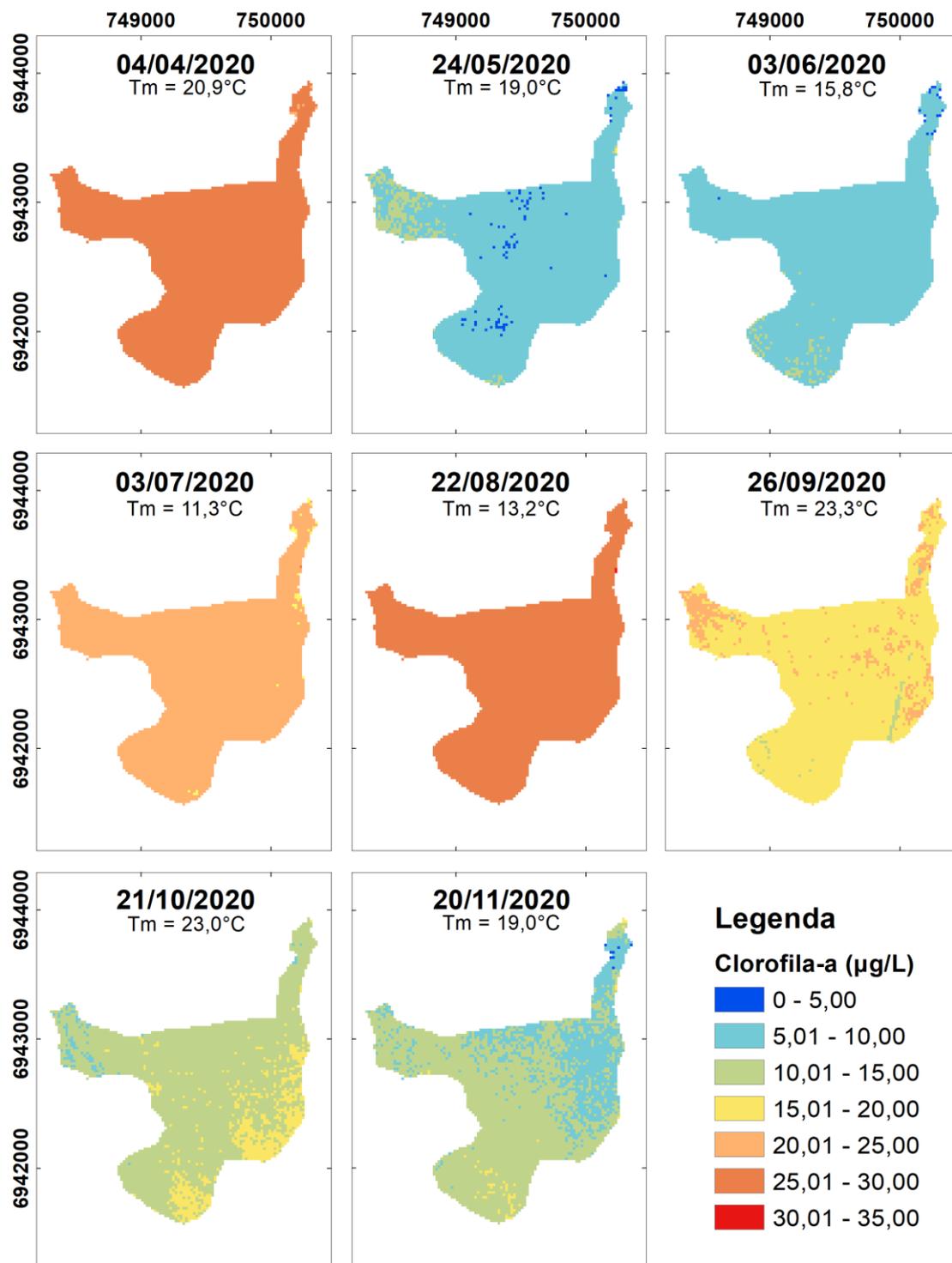
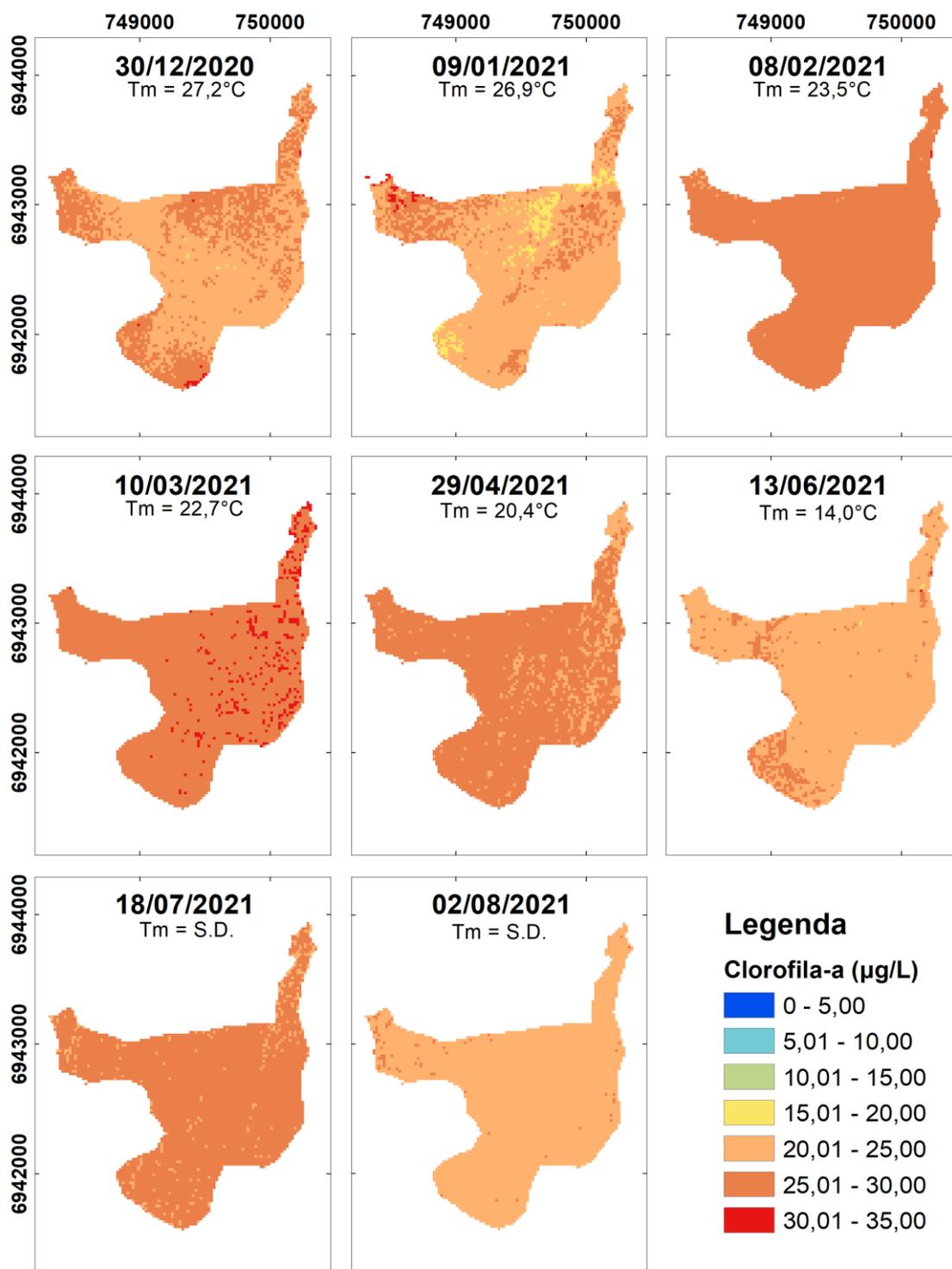


Figura 55 – Espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a entre 30/12/2020 a 02/08/2021. Sendo Tm: a temperatura média diária.



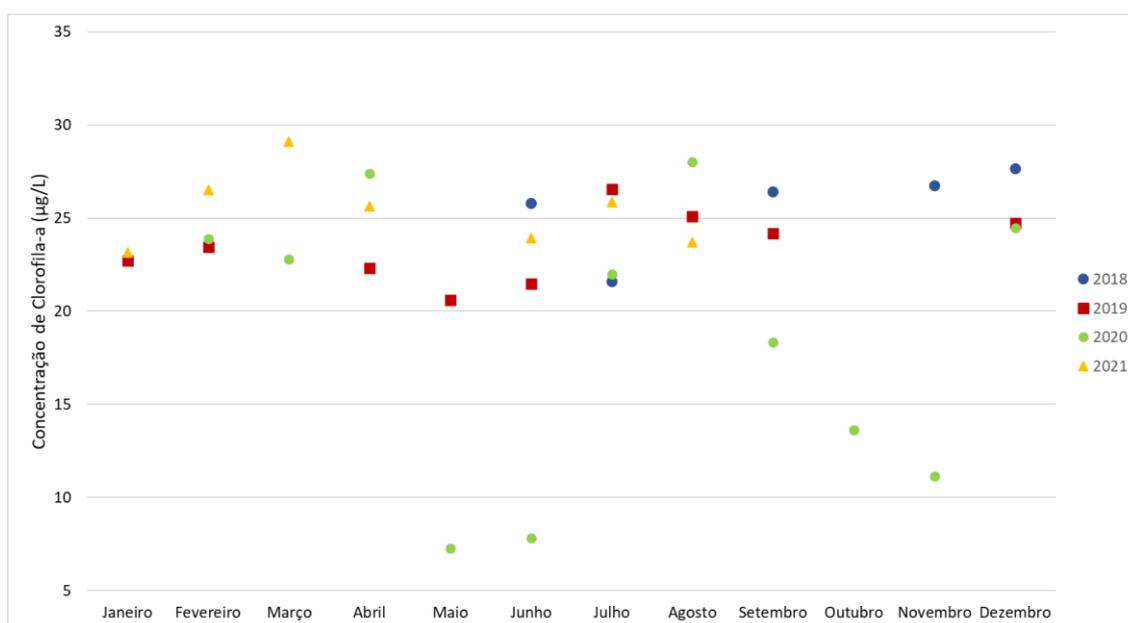
No período analisado, apesar da utilização de apenas um número de órbita (38) da passagem dos satélites da missão Sentinel-2 MSI, pode-se especializar grande número de imagens. No geral, a espacialização demonstrou a grande complexidade da análise

temporal na laguna, com o imageamento de imagens sequenciais com grande diferença, como nas imagens de abril e maio de 2020, que podem-se dar por diversos fatores climáticos, e, possivelmente, pela quarentena imposta frente à pandemia do Covid-19, e pela diminuição da utilização da laguna para pesca e lazer.

Em 2018, a espacialização da estimativa de concentração de clorofila-a apresentou redução entre os meses de junho e julho, e com novo aumento em novembro e dezembro. Já no início de 2019 houve nova redução da concentração, padrão mantido até o mês de julho. No final de 2020, a espacialização trouxe valores médios altos, entre 20 e 30 $\mu\text{g/L}$, mas não houve o aumento esperado, que causou a eutrofização do subsistema sul no período. Em 2020 houveram grandes variações na comunidade de fitoplâncton estimada, com fevereiro, março e abril entre 20 e 25 $\mu\text{g/L}$, mas com grande redução em maio e junho, novo aumento em julho e agosto, e nova redução em setembro, outubro e novembro. O final do ano de 2020 e início de 2021 apresentou valores médios para o período, mas com aumento em fevereiro e março, datas após o rompimento de uma lagoa de evapoinfiltração na LdC e eutrofização no subsistema norte da mesma.

Sazonalmente, já é possível ver um pequeno aumento no verão e diminuição no inverno, como mostra a Figura 56.

Figura 56 – Estimativa de concentração de clorofila-a média nas datas espacializadas, separadas por mês para o período do Sentinel-2 TM.



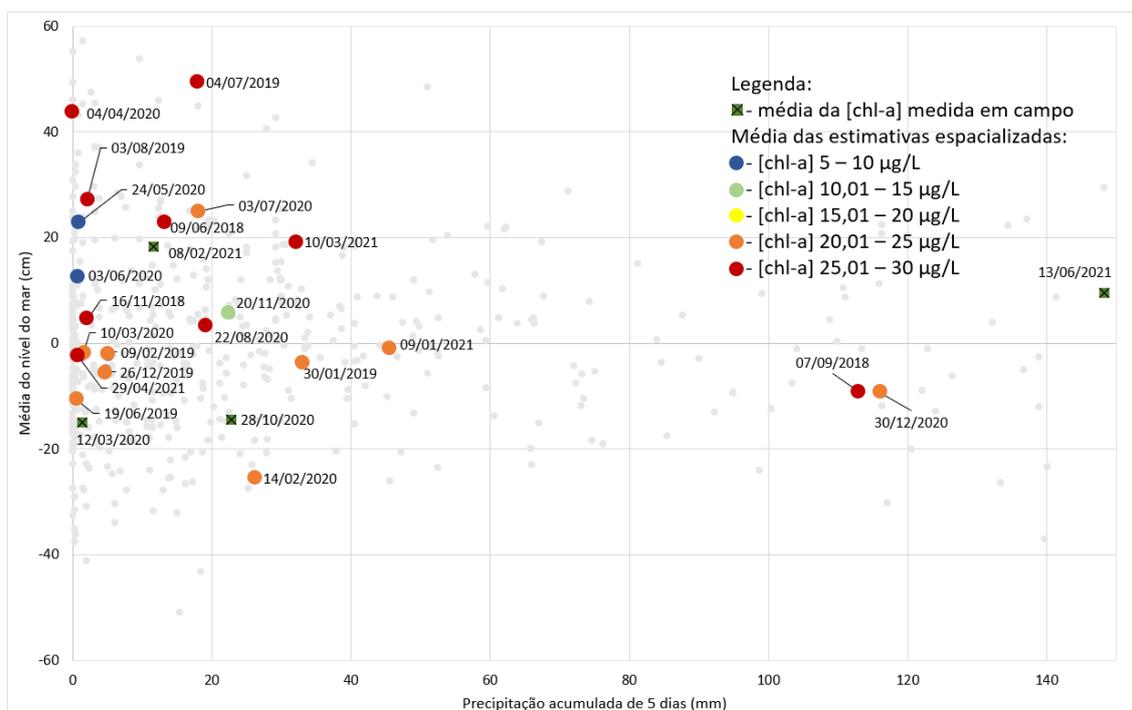
De forma geral, a sazonalidade é melhor vista no período de análise. Com valores das médias altos no verão, devidas as altas temperaturas, precipitação e influência do

turismo, com alta redução no início do inverno, e novo aumento ao longo do tempo, que se pode dar pelo período de estiagem e de baixas trocas de águas entre o subsistema sul e resto da laguna. Em setembro, com o início do período chuvoso, novamente há queda na concentração de clorofila-a estimada, que pode ser causada pelo aumento de água vazante do subsistema e pelas temperaturas amenas. A partir de outubro, há nova crescente do fitoplâncton estimado, que se mantém constante no verão.

Ao longo do tempo, não se pode visualizar um aumento/diminuição da concentração de clorofila-a estimada, apenas com variações pontuais, principalmente, no ano de 2020. Também, observou-se um valor máximo no período de 37,07 $\mu\text{g/L}$ em fevereiro de 2021 e mínimo de 0,96 $\mu\text{g/L}$ em novembro de 2020.

Para o período de 2018 a junho de 2021, relacionou-se a precipitação acumulada em 5 dias e a média diária do nível do mar para os dados espacializados no período, como apresenta a Figura 57.

Figura 57 – Relação entre precipitação acumulada de 5 dias com a média do nível do mar entre 2018 a junho de 2021 para os dados espacializados. Onde os pontos em cinza representam a média do nível do mar e a precipitação acumulada de 5 dias para outros dias do período.



É visto que há grande variação no comportamento da clorofila-a no período em relação a maré e precipitação acumulada de 5 dias. Diversos valores de 20-30 $\mu\text{g/L}$ em torno da maré e precipitação acumulada de zero, onde podem ser explicadas pela

temperatura no período (verão e primavera). Os menores valores observados apresentaram nível de maré em torno de 20cm, que pode resultar na entrada de água do oceano na laguna, e juntamente com as temperaturas do inverno, causaram os baixos valores observados. Com maiores níveis de maré e de precipitação são encontrados altos valores (20-30 $\mu\text{g/L}$), que podem ser explicados pela alta maré e o represamento da água no subsistema sul. As altas precipitações acumuladas encontradas em setembro de 2018 e dezembro de 2020 também representaram valores entre 20-30 $\mu\text{g/L}$, onde esperavam-se valores ainda maiores.

De maneira geral, diferentemente das amostragens em campo, não se pode visualizar nenhuma relação clara entre a precipitação acumulada de 5 dias e a média do nível do mar no dia. É reforçada a complexidade do corpo lagunar estudado e os fatores que também podem alterar, assim como no período de 2001-2010, o comportamento da comunidade fitoplanctônica no subsistema, como vento, hidrodinâmica e ligações irregulares, e, deve-se lembrar das limitações de estimativa do estudo.

6 CONCLUSÃO

As técnicas de sensoriamento remoto, junto a dados obtidos em campo, auxiliaram a modelar a concentração de clorofila a em parte da laguna costeira de clima subtropical. Foram gerados grupos homogêneos de reflectância para a LdC, por meio da análise geoestatística. Foram identificados três grupos estatisticamente distintos, comportamento mantido para imagens Landsat-5 TM e Sentinel-2 MSI.

Destaca-se o uso de plataformas de superprocessamento, como o *Google Earth Engine* mostrou-se útil no auxílio da detecção de grupos homogêneos de reflectância no corpo lagunar, e, também, na construção da imagem de desvio padrão médio de reflectância, auxiliando a definição dos pontos de amostragem em regiões de diferentes variações de reflectância.

As novas campanhas de amostragem (2020-2021) expressam que a concentração média de clorofila a apresentou aumento com relação ao primeiro período (2001-2011), que pode estar relacionado ao aumento da pressão antrópica na Bacia da LdC.

Os testes de modelos bio-ópticos de concentração de clorofila-a resultaram no ajuste do modelo *Blue/Green* para o Subsistema sul da região Profunda para o primeiro período. E para o segundo período, três modelos foram ajustados para esta mesma região

da laguna (MSI6/MSI4, SLOPE e NDCI – MSI6/MSI4). Para as outras regiões e subsistemas, não foi possível ajustar nenhum modelo.

Para o primeiro período, foi calibrado o modelo Blue/Green ($R^2 = 0,86$) para a estimativa de concentração de clorofila-a no Subsistema sul da região Profunda da LdC. A espacialização do modelo calibrado demonstrou um comportamento homogêneo espacialmente, com pequenas variações (0 a 20 $\mu\text{g/L}$), mas sem padrão sazonal definido.

Para o segundo período, foi calibrado ($R^2 = 0,67$) e validado ($R^2 = 0,51$) o modelo SLOPE para a estimativa de concentração de clorofila-a no Subsistema sul da região Profunda da LdC. A espacialização do modelo demonstrou a predominância de valores mais elevados de concentração de clorofila-a e evidente sazonalidade no ano de 2020.

O presente trabalho corrobora a necessidade de estudos avançados de sensoriamento remoto em áreas de transição, como lagunas costeiras. A modelagem apresentou-se um desafio, visto que a LdC é um local de alta complexidade, que sofre influência de fatores como: hidrodinâmica, vento, precipitação, temperatura, nível do mar e poluição antrópica. Apesar da influência dessas forçantes, foi possível desenvolver um modelo para o monitoramento da concentração da clorofila-a em uma área da LdC. Destaca-se a dificuldade da amostragem e análise em laboratório em tempos de pandemia e a falta de recursos para monitoramento em campo.

Recomenda-se novas amostragens de clorofila-a e outros componentes opticamente ativos em toda a laguna, com alta proximidade ao imageamento; novas amostragens no Subsistema Sul da região Profunda, principalmente em dias de verão e com chuva antecedente, que darão maior robustez ao modelo validado; a utilização de radiômetro para aperfeiçoamento da correção atmosférica de imagens de sensoriamento remoto; outras formas de monitoramento de baixo custo de componentes opticamente ativos, como o uso de câmeras de *smartphones*.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, D.; MENDONÇA, M. Climatologia das geadas em Santa Catarina. **Anais do Simpósio Brasileiro de Desastres Naturais**, p. 762–773, 2004.

ALBERT, A.; MOBLEY, C. An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters. **Optics Express**, v. 11, n. 22, p. 2873, 2003.

ANDRADE, R. C. **Estudo da circulação hidrodinâmica da Lagoa da Conceição**, SCDissertação de mestrado em Engenharia Oceânica-Universidade Federal do Rio , 2001.

ARABI, B. et al. The impact of sea bottom effects on the retrieval of water constituent concentrations from MERIS and OLCI images in shallow tidal waters supported by radiative transfer modeling. **Remote Sensing of Environment**, v. 237, n. December 2019, p. 111596, 2020.

ARCARI, T. D. L. AS INTERAÇÕES ENTRE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS EM UMA LAGUNA COSTEIRA: LAGOA DA CONCEIÇÃO, FLORIANÓPOLIS/SC. **Dissertação**, 2018.

ARCARI, T. D. L. et al. As interações entre águas subterrâneas e superficiais em uma laguna costeira: Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC, Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 34–44, 2019.

AUGUSTO-SILVA, P. B. et al. **Analysis of MERIS Reflectance Algorithms for Estimating Chlorophyll-a Concentration in a Brazilian Reservoir** **Remote Sensing** , 2014.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005.

BARBOSA, C. C. F. et al. Base de dados bio-ópticos como suporte a estudos de ambientes aquáticos por sensoriamento remoto. n. 1992, p. 4337–4344, 2015.

BARBOSA, C.; NOVO, E.; MARTINS, V. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de sistemas aquáticos**. 2019.

BECK, R. et al. Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. **Remote Sensing of Environment**, v. 178, p. 15–30, 1 jun. 2016.

BIER, F. B. **Caracterização morfométrica e hidrológica da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição, Florianópolis – SC.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

BIER, F. B. et al. Morfométrica E Hidrológica Segmentation and Grouping of Lagoa Da Conceição Basin Based on Morphometric and Hydrologic. **SBRH**, p. 1–8, 2017.

BIER, F. B. Aspectos hidrodinâmicos e sedimentológicos em um canal de maré: estudo de caso do Canal da Barra da Lagoa, Florianópolis-SC. 2018.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoiamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE**, n. 2005, p. 2059–2065, 2005.

BORGO, D. et al. Os padrões de distribuição dos peixes de uma laguna costeira aberta no Atlântico oeste subtropical são influenciados pelas variações espaciais e sazonais? **Biotemas**, v. 28, n. 3, p. 93–105, 2015.

BRANDÃO, C. J. et al. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. **São Paulo: CETESB**, 2011.

BREZONIK, P.; MENKEN, K. D.; BAUER, M. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). **Lake and Reservoir Management**, v. 21, n. 4, p. 373–382, 2005.

CAIRO, C. et al. Hybrid chlorophyll-a algorithm for assessing trophic states of a tropical brazilian reservoir based on msi/sentinel-2 data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, 2020.

CALLISTO, M.; MOLOZZI, J.; BARBOSA, J. L. E. Eutrophication of Lakes BT - Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2. In: ANSARI, A. A.; GILL, S. S. (Eds.). . Dordrecht: Springer Netherlands, 2014. p. 55–71.

CÂMARA, G. et al. Análise espacial de áreas. In: **EMBRAPA**. Brasília. 2004.

CAMPANARIO, P. Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950 - 2050). **IPUF**, 2007.

CARLSON R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977.

CETESB. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014. **Série Relatórios / CETESB**, 2014a.

CETESB. **Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico**. 3a Edição ed. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014b.

CHEN, J. et al. Remote estimation of colored dissolved organic matter and chlorophyll-a in Lake Huron using Sentinel-2 measurements. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 1–15, 1 ago. 2017.

CIOTTI, A. M. Fundamentos de Aplicações de dados bio-ópticos em Oceanografia Biológica. **Oceanografia por Satélites. São Paulo**, p. 205–219, 2005.

CURTARELLI, M. P. et al. Coupling remote sensing bio-optical and three-dimensional hydrodynamic modeling to study the phytoplankton dynamics in a tropical hydroelectric reservoir. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, 2015.

DUAN, W. et al. Spatial and temporal trends in estimates of nutrient and suspended sediment loads in the Ishikari River, Japan, 1985 to 2010. **Science of The Total Environment**, v. 461–462, p. 499–508, 2013.

ECOANDO SUSTENTABILIDADE, LAFIC, LOQUI, NEMAR, VELEIRO ECO. **Nota técnica sobre o rompimento da barragem da CASAN Florianópolis UFSC**, , 2021.

ERENA, M. et al. Monitoring coastal lagoon water quality through remote sensing: The Mar Menor as a case study. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 7, p. 1–19, 2019.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. 2011.

FERNANDES, L. et al. Fernandes LF, Lagos PED, Wosiack AC, et al. 2005a (Part 01 of 03). Comunidades fitoplanctônicas em ambientes lênticos. In: Andreoli CV, Carneiro C. (eds.) *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba, Sanepar-Finep. p. 305-366. 2005.

FERNANDES, L. et al. Ecologia do Fitoplâncton no Reservatório do Rio Verde. In: **Eutrofização em Reservatórios: Gestão preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde**. UFPR, Curitiba, PR, 2011. p. 285–306.

GEGER, P. Radiative transfer theory for inland waters. In: **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**. Elsevier, 2017. p. 25–67.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors (Switzerland)**, v. 16, n. 8, p. 43, 2016.

GIARDINO, C. et al. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface

temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. **Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1–3, p. 19–29, 2001.

GIARDINO, C. et al. BOMBER: A tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images. **Computers and Geosciences**, v. 45, p. 313–318, 2012.

GIARDINO, C. et al. Bio-optical Modeling of Total Suspended Solids. In: **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**. p. 129–156.

GIARDINO, C. et al. Imaging Spectrometry of Inland and Coastal Waters: State of the Art, Achievements and Perspectives. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 3, p. 401–429, 2019.

GODOY, F. B. Modelagem hidrológico-hidrodinâmica da Lagoa da Conceição-SC. 2009.

GÓMEZ, R. C. C.; GÓMEZ, M. A. M.; BULGAKOV, S. N. Efectos de los vórtices en sistemas acuáticos y su relación con la química, biología y geología. **Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América**, v. 33, n. 10, p. 741–746, 2008.

GRIMAUD, G. M. et al. Modelling the effect of temperature on phytoplankton growth across the global ocean. **IFAC-PapersOnLine**, v. 28, n. 1, p. 228–233, 2015.

HADLICH, G. M.; SCHEIBE, L. F. Dinâmica Físico-Química De Águas Superficiais Em Região De Intensa Criação De Suínos: Exemplo Da Bacia Hidrográfica Do Rio Coruja-Bonito, Município De Braço Do Norte, Sc. **Http://Www.Geobrasiliensis.Org.Br**, v. 21, n. 3, p. 245–260, 2007.

HEBERLE, D. A. **HETEROGENEIDADE AMBIENTAL DO PARQUE ESTADUAL DO RIO VERMELHO, FLORIANÓPOLIS – SC**. [s.l.] Universidade Estadual de Santa Catarina, 2011.

HELENO, G. VON R. **Avaliação do uso dos sensores remotos CBERS CCD e Lansat TM para o monitoramento de cianobactérias em ambientes aquáticos de grandes extensões**. Elsevier, 2009.

IOCCG. Partition of the Ocean into Ecological Provinces: Role of Ocean-Colour Radiometry. 2009.

JENSEN, J. R.; EPIPHANIO, J. C. N. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Parêntese, 2011.

JÚNIOR, F. C.; MUEBE, D. Batimetria e algumas considerações sobre a

evolução geológica da Lagoa da Conceição-Ilha de Santa Catarina. **Geosul**, v. 4, n. 7, p. 32–44, 1989.

KAMPEL, M.; NOVO, E. O sensoriamento remoto da cor da Água. 4 nov. 2019.

KERN, P. **Estimativa de fluxos na interface sedimento-água em diferentes regiões de uma laguna subtropical: Lagoa da conceição – Florianópolis/SC**. Universidade Federal de Santa Catarina, 2019.

KRUG, L. A.; NOERNBERG, M. A. Extração de batimetria por sensoriamento remoto de áreas rasas dos sistemas estuarinos do Estado do Paraná-Brasil. **Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, GO. CD-ROM**, 2005.

LAFIC. **Laboratório da UFSC divulga nota sobre floração de algas na Lagoa da Conceição**. Disponível em: <<https://noticias.ufsc.br/2020/01/laboratorio-da-ufsc-divulga-nota-sobre-floracao-de-algas-na-lagoa-da-conceicao/>>. Acesso em: 10 mar. 2020.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. Universidade de São Paulo, 2004.

LE, C. et al. Remote sensing of phycocyanin pigment in highly turbid inland waters in Lake Taihu, China. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 23, p. 8253–8269, 10 dez. 2011.

LINS, R. C. **Avaliação Espaço-Temporal Da Clorofila-A Em Um Sistema Estuarino-Lagunar Utilizando Sensoriamento Remoto E Técnicas Estatísticas Multivariadas**. Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

LIU, Y.; ISLAM, A.; GAO, J. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. **Progress in Physical Geography**, v. 27, n. 1, p. 24–43, 2003.

MACIEL, D. et al. **Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes: A Multisensor Approach** *Remote Sensing*, 2019.

MAKRIDAKIS, S. Accuracy measures: theoretical and practical concerns. **International Journal of Forecasting**, v. 9, n. 4, p. 527–529, 1993.

MARTINI, L. C. P. et al. Uso de Sensoriamento Remoto Orbital Para Avaliação da Distribuição Espacial de Clorofila_A Na Lagoa da Conceição - Florianópolis, SC. v. 11, p. 318–324, 2006.

MATTHEWS, M. A current review of empirical procedures of remote sensing

in Inland and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing - INT J REMOTE SENS**, v. 32, p. 1–45, 10 nov. 2011.

MISHRA, D. R.; MISHRA, S. Plume and bloom: effect of the Mississippi River diversion on the water quality of Lake Pontchartrain. **Geocarto International**, v. 25, n. 7, p. 555–568, 2010.

MISHRA, S.; MISHRA, D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394–406, 2012.

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

MOBLEY, C. D. Radiative transfer in the ocean. **Encyclopedia of ocean sciences**, p. 2321–2330, 2001.

MONTAÑO LEY, Y.; PÁEZ OSUNA, F. Assessment of the tidal currents and pollutants dynamics associated with shrimp aquaculture effluents in SAMARE coastal lagoon (NW Mexico). **Aquaculture Research**, v. 45, n. 8, p. 1269–1282, 2014.

MOREL, A. Bio-Optical Models. **Encyclopedia of Ocean Sciences: Second Edition**, p. 385–394, 2001.

NASA. **Landsat 5**. Disponível em: <<https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-5/>>. Acesso em: 19 fev. 2020.

NOVO, E. M. L. M.; PONZONI, F. J. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos. 2001.

ODRESKI, L. F. **Classificação da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição em microbacias e determinação do Curve Number (CN) utilizando técnicas de geoprocessamento e dados de sensoriamento remoto - Florianópolis - SC**. Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

ODRESKI, L. F. **Influência hidrológica nos processos hidrodinâmicos da Lagoa da Conceição - Florianópolis - SC**. Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

OGASHAWARA, I. Terminology and classification of bio-optical algorithms. **Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 8, p. 613–617, 2015.

PMF. **Floripa Se Liga na Rede - Relatório Parcial**. Florianópolis. Disponível em:

<http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/07_03_2018_15.54.14.ce183724a36b

e6f71dbe305694466427.pdf>.

POLLUTION, M. **Harmful Algal Blooms**. Disponível em: <<https://seos-project.eu/marinepollution/marinepollution-c03-p05.html>>. Acesso em: 18 out. 2021.

PONTE LIRA, C. et al. **Sistemas de Informação Geográfica: Análise de Dados de Satélite**. 2016.

REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695–704, 2013.

SAGAN, V. et al. Monitoring inland water quality using remote sensing: potential and limitations of spectral indices, bio-optical simulations, machine learning, and cloud computing. **Earth-Science Reviews**, v. 205, n. August 2019, p. 103187, 2020.

SELL, I. **Espuma na Lagoa da Conceição é fruto de contaminação da água por esgoto, aponta laudo**. Disponível em: <<https://ndmais.com.br/meio-ambiente/espuma-na-lagoa-da-conceicao-e-fruto-de-contaminacao-da-agua-por-esgoto-aponta-laudo/>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

SIDAGIS GALLI, C.; ABE, D. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas. p. 165–174. 2010.

SIERRA DE LEDO, B.; GRÉ, J. C. R.; SORIANO-SIERRA, E. J. Produção pesqueira, estressores naturais e antropogênicos na Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil. **O ecossistema da Lagoa da Conceição**. Florianópolis: SDM/FEPEMA, p. 359–370, 1999.

SIERRA DE LEDO, B.; SORIANO-SIERRA, E. **O Ecossistema da Lagoa da Conceição**. 1. ed. Florianópolis: NEMAR - CCB - UFSC, 1999.

SILVA, M. L. G. DA. **Análise da qualidade ambiental urbana da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição**. Florianópolis, SC, 2002.

SILVA, J. C. Análise numérica da influência dos aportes fluviais e antrópicos sobre a hidrodinâmica residual e a qualidade da água da Lagoa da Conceição-Florianópolis-SC. 2013.

SILVA, V. E. C. Análise espaço temporal do estado trófico de uma laguna costeira subtropical: Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina. p. 126, 2016.

SILVA, V. E. C. et al. Space time evolution of the trophic state of a subtropical

lagoon: Lagoa da Conceição, Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. e10, p. 17, 2017a.

SILVA, V. E. C. et al. Space time evolution of the trophic state of a subtropical lagoon: Lagoa da Conceição, Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil. **Rbrh**, v. 22, n. 0, 2017b.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201–207, 2009.

SOUZA, E. C.; SILVA, G. J. C. Dinâmica espacial e formação de clusters significativos no setor agropecuário de Minas Gerais. **Economia & Tecnologia**, v. 20, p. 107–116, 2010.

SPAULDING, M. L. Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: **Elsevier Oceanography Series**. Elsevier. v. 60p. 103–131. 1994.

SPYRAKOS, E. et al. Optical types of inland and coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 2, 2018.

STUMPF, R. P.; TYLER, M. A. Satellite detection of bloom and pigment distributions in estuaries. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 385–404, 1988.

SUN, D. et al. Partitioning particulate scattering and absorption into contributions of phytoplankton and non-algal particles in winter in Lake Taihu (China). **Hydrobiologia**, v. 644, p. 337–349, 1 maio 2010.

THOMÉ, V. M. R. et al. Zoneamento agroecológico e socioeconômico do estado de Santa Catarina. **Epagri**, v. 1000, p. 1000, 1999.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7–16, 2008.

USGS. **Landsat 4-5 TM Surface Reflectance**.

VANHELLEMONT, Q.; RUDDICK, K. Acolite for Sentinel-2: Aquatic applications of MSI imagery. **European Space Agency, (Special Publication) ESA SP**, v. SP-740, n. May, p. 9–13, 2016.

WATANABE, F. et al. **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** scielo. 2018.

WATANABE, F. S. Y. et al. Estimation of chlorophyll-a concentration and the trophic state of the barra bonita hydroelectric reservoir using OLI/landsat-8 images.

International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 12, n. 9, p. 10391–10417, 2015.

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

XU, M. et al. A spectral space partition guided ensemble method for retrieving chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2A satellite imagery. **Journal of Great Lakes Research**, v. 45, n. 3, p. 454–465, 2018.

YADAV, S. et al. Chlorophyll estimation of lake water and coastal water using Landsat-8 and Sentinel-2A satellite. **International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives**, v. 42, n. 3/W7, p. 77–82, 2019.

APÊNDICE A – CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A DE 2001-2011

Tabela 12 – Banco de dados de concentração de clorofila-a de 2001-2011.

Contagem	Data de Coleta	Data da Imagem mais próxima	Defasagem (dias)	clorofila (µg/L)
1	04/03/2001	08/03/2001	4	2,3
2	22/05/2001	12/06/2001	21	3,8
3	15/08/2001	30/07/2001	16	3,4
4	20/08/2001		21	5,7
5	24/08/2001		25	2,1
6	30/08/2001		31	1,9
7	03/09/2001		35	3,1
8	19/11/2001	03/11/2001	16	2,1
9	22/11/2001		19	0,9
10	28/11/2001		25	1,7
11	04/03/2002	11/03/2002	7	1,9
12	11/03/2002		0	2,1
13	15/03/2002		4	0,9
14	06/06/2003	11/07/2003	35	2,6
15				2,6
16				2,3
17	09/06/2003	11/07/2003	32	9,8
18				2,5
19				1,5
20				2,1
21				2,4
22				1,1

Contagem	Data de Coleta	Data da Imagem mais próxima	Defasagem (dias)	clorofila ($\mu\text{g/L}$)
23	12/06/2003	11/07/2003	29	9,9
24				6,2
25				5,3
26				2,6
27				2,0
28	16/06/2003	11/07/2003	25	2,2
29				3,2
30				3,2
31				1,2
32				2,7
33				1,9
34	24/06/2003	11/07/2003	17	8,2
35				7,5
36				2,0
37				1,7
38				1,6
39	25/06/2003	11/07/2003	16	2,0
40				1,7
41				2,0
42	30/06/2003	11/07/2003	11	6,9
43				5,2
44				1,5
45				1,3
46				2,1
47				2,0
48				2,2
49	03/07/2003	11/07/2003	8	4,6
50				4,0
51				7,2
52				3,2
53				2,8
54				2,0
55	15/07/2005	25/07/2005	10	2,4
56				2,1
57				2,6
58	15/07/2005	25/07/2005	10	1,8
59				2,2
60				1,5
61				1,9
62				1,6
63				0,9

Contagem	Data de Coleta	Data da Imagem mais próxima	Defasagem (dias)	clorofila ($\mu\text{g/L}$)
64				0,7
65				0,8
66				0,6
67				1,6
68				2,2
69				3,1
70				3,2
71	15/01/2006	18/02/2006	34	3,7
72				4,5
73				3,7
74				6,4
75				2,2
76				1,3
77				3,2
78				1,6
79				2,2
80				1,1
81				1,8
82				2,9
83				2,6
84				1,9
85				1,9
86				1,0
87	29/01/2007	28/02/2007	30	13,5
88				4,0
89	29/01/2007	19/12/2006	41	5,0
90				1,9
91				2,2
92				2,4
93				1,1
94				1,7
95				2,0
96				1,8
97				2,0
98				1,4
99	29/01/2007	19/12/2006	41	2,1
100				2,0
101				2,3
102				2,3
103	10/04/2007	17/04/2007	7	6,1
104				5,5

Contagem	Data de Coleta	Data da Imagem mais próxima	Defasagem (dias)	clorofila ($\mu\text{g/L}$)
105	10/04/2007	10/04/2007	0	5,6
106				3,6
107				3,3
108				2,9
109				3,6
110				2,9
111				2,8
112				2,8
113	07/05/2010	27/05/2010	20	2,0
114				1,9
115	07/08/2010	15/08/2010	8	1,4
116				0,3
117				1,1
118	24/08/2010	15/08/2010	9	0,3
119				0,1
120	01/09/2010	16/09/2010	15	2,2
121				0,6
122	15/09/2010	16/09/2010	1	1,9
123				3,5
124				2,3
125	01/02/2011	15/01/2011	17	1,6
126				2,8
127				0,9

**APÊNDICE B – TESTE DE AJUSTE DE MODELOS PARA IMAGENS
LANDSAT-5 TM E PERÍODO DE 2001-2011**

Tabela 13 – Teste de ajuste de modelos para as regiões geradas para a Lagoa da
Conceição para imagens Landsat-5 TM e período de 2001-2011.

Subconjunto	Região	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/l)
Total	Geral	N = 127	NIR/Red	0,829	1,975	0,03	1,979
			Blue/Green	-1,711	4,192	0,05	1,955
			Red/Blue	0,727	2,148	0,01	1,993
			SLOPE	-2,146	2,583	0,00	2,012
			NDCI	1,200	2,843	0,02	1,990
	Profunda	N = 93	NIR/Red	1,103	1,572	0,04	2,087
			Blue/Green	-2,144	4,682	0,07	2,056
			Red/Blue	0,754	2,163	0,01	2,119
			SLOPE	-8,933	2,099	0,03	2,121
			NDCI	2,123	2,738	0,03	2,149
	Transição	N = 23	NIR/Red	2,010	0,996	0,18	1,302
			Blue/Green	1,937	1,314	0,03	1,414
			Red/Blue	-0,132	2,769	0,00	1,437
			SLOPE	5,837	3,239	0,07	1,401
			NDCI	2,800	3,014	0,16	1,318
	Rasa	N = 11	NIR/Red	2,943	2,070	0,08	1,812
			Blue/Green	-14,794	10,725	0,42	1,430
			Red/Blue	4,334	-2,461	0,22	1,666
			SLOPE	6,734	4,526	0,06	2,054
			NDCI	3,722	4,899	0,10	1,788
Desafagem <30 dias	Geral	N = 84	NIR/Red	0,285	2,479	0,00	1,862
			Blue/Green	-1,773	4,201	0,08	1,792
			Red/Blue	0,736	2,109	0,02	1,849
			SLOPE	-5,249	2,282	0,03	1,871
			NDCI	0,592	2,790	0,00	1,861
	Profunda	N = 58	NIR/Red	0,406	2,229	0,01	1,875
			Blue/Green	-1,888	4,358	0,09	1,796
			Red/Blue	0,413	2,328	0,00	1,877
			SLOPE	-14,339	1,618	0,10	1,897
			NDCI	1,145	2,668	0,01	1,871
	Transição	N = 17	NIR/Red	2,169	0,856	0,17	1,472
			Blue/Green	2,779	0,699	0,05	1,576
			Red/Blue	-0,655	3,278	0,01	1,606
			SLOPE	5,934	3,205	0,05	1,591
			NDCI	3,025	3,040	0,15	1,487
	Rasa	N = 9	NIR/Red	-	-	-	-
			Blue/Green	-	-	-	-

Subconjunto	Região	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/l)
Desafagem <15 dias			Red/Blue	-	-	-	-
			SLOPE	-	-	-	-
			NDCI	-	-	-	-
	Geral	N = 53	NIR/Red	0,296	2,244	0,01	1,601
			Blue/Green	-1,320	3,685	0,06	1,556
			Red/Blue	0,583	2,072	0,01	1,596
			SLOPE	-24,144	5,472	0,03	1,607
			NDCI	0,582	2,567	0,01	1,601
	Profunda	N = 41	NIR/Red	0,313	2,063	0,01	1,540
			Blue/Green	-1,152	3,484	0,05	1,506
			Red/Blue	0,585	1,970	0,01	1,536
			SLOPE	-72,549	200,088	0,01	1,553
			NDCI	0,821	2,397	0,01	1,539
	Transição	N = 7	NIR/Red	-	-	-	-
			Blue/Green	-	-	-	-
			Red/Blue	-	-	-	-
			SLOPE	-	-	-	-
			NDCI	-	-	-	-
	Rasa	N = 5	NIR/Red	-	-	-	-
			Blue/Green	-	-	-	-
			Red/Blue	-	-	-	-
SLOPE			-	-	-	-	
NDCI			-	-	-	-	

Tabela 14 – Teste de ajuste de modelos, combinando regiões geradas para a Lagoa da Conceição e subsistemas, para imagens Landsat-5 TM e período de 2001-2011.

Subconjunto	Região	Subsistema	Observações	Modelo	p	q	r ²	RMSE (µg/l)
Total	Profunda	Centro-norte	N = 30	NIR/Red	0,312	1,573	0,04	0,659
				Blue/Green	0,596	1,337	0,05	0,654
				Red/Blue	-0,816	2,518	0,07	0,650
				SLOPE	0,982	1,999	0,00	0,671
				NDCI	0,401	1,921	0,01	0,669
		Centro-sul	N = 38	NIR/Red	-0,106	2,451	0,00	1,289
				Blue/Green	-1,267	3,459	0,06	1,250
				Red/Blue	0,162	2,217	0,00	1,288
				SLOPE	-6,817	1,835	0,05	1,259
				NDCI	0,113	2,348	0,00	1,289
	Sul	N = 17	NIR/Red	3,618	1,821	0,32	2,635	
			Blue/Green	-9,293	13,459	0,41	2,437	

Subconjunto	Região	Subsistema	Observações	Modelo	p	q	r ²	RMSE (µg/l)							
Desafagem < 30 dias	Profunda			Red/Blue	5,368	1,452	0,16	2,921							
				SLOPE	-18,636	4,043	0,05	3,112							
				NDCI	11,199	5,859	0,41	2,451							
		Centro-norte	N = 14			NIR/Red	0,430	1,432	0,09	0,737					
						Blue/Green	0,710	1,177	0,08	0,741					
						Red/Blue	-1,124	2,633	0,10	0,734					
						SLOPE	1,924	2,046	0,01	0,769					
						NDCI	0,629	1,917	0,03	0,763					
		Centro-sul	N = 27			NIR/Red	-0,487	2,789	0,01	1,391					
						Blue/Green	-1,546	3,677	0,10	1,327					
						Red/Blue	0,163	2,190	0,00	1,394					
						SLOPE	-9,831	1,612	0,08	1,334					
						NDCI	-0,394	2,308	0,00	1,394					
		Sul	N = 11			NIR/Red	4,915	0,317	0,29	2,221					
						Blue/Green	-8,141	11,793	0,64	1,573					
Red/Blue	5,792					0,491	0,17	2,389							
SLOPE	-43,031					1,220	0,42	2,008							
NDCI	9,606					5,467	0,32	2,162							
Desafagem < 15 dias	Profunda	Centro-norte	N = 12												
									NIR/Red	0,455	1,378	0,10	0,793		
									Blue/Green	0,922	0,959	0,10	0,791		
									Red/Blue	-1,128	2,641	0,10	0,793		
									SLOPE	2,504	2,072	0,01	0,830		
		Centro-sul	N = 19												
											NDCI	0,660	1,904	0,03	0,824
											NIR/Red	-1,005	3,346	0,02	1,574
											Blue/Green	-1,821	4,002	0,13	1,484
											Red/Blue	0,240	2,147	0,00	1,586
		Sul	N = 7												
											SLOPE	-13,161	1,331	0,14	1,474
											NDCI	-1,140	2,322	0,01	1,582
											NIR/Red	-	-	-	-
											Blue/Green	-	-	-	-
Red/Blue	-	-	-	-											
SLOPE	-	-	-	-											
NDCI	-	-	-	-											

Tabela 15 – Teste de ajuste de modelos para as regiões geradas para a Lagoa da Conceição para imagens Sentinel-2 MSI e período de 2020-2021.

Região	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/l)
Geral	N = 175	MSI5/MSI4	4,39	7,85	0,01	7,62
		MSI6/MSI4	-1,97	13,96	0,01	6,97
		MSI4/MSI2	-1,78	14,88	0,01	7,69
		MSI2/MSI3	-0,57	13,42	0,00	6,89

Região	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/l)
		SLOPE	10,18	12,26	0,01	6,76
		NDCI - MSI5/MSI4	10,18	12,26	0,01	6,84
		NDCI - MSI6/MSI4	-0,70	12,73	0,00	6,89
		3B	731,81	13,32	0,01	6,84
Profunda	N = 83	MSI5/MSI4	19,77	-6,45	0,15	5,76
		MSI6/MSI4	-3,84	16,61	0,03	6,13
		MSI4/MSI2	-2,84	16,88	0,01	6,22
		MSI2/MSI3	4,00	11,15	0,01	6,20
		SLOPE	5,25	21,32	0,17	5,70
		NDCI - MSI5/MSI4	40,94	13,45	0,14	5,80
		NDCI - MSI6/MSI4	-2,73	13,63	0,02	6,19
		3B	13,69	14,07	0,02	6,18
Transição	N = 30	MSI5/MSI4	7,89	1,07	0,05	5,02
		MSI6/MSI4	-1,66	11,46	0,01	5,14
		MSI4/MSI2	1,30	9,24	0,00	5,16
		MSI2/MSI3	-7,95	16,21	0,07	4,97
		SLOPE	0,28	10,97	0,00	5,16
		NDCI - MSI5/MSI4	16,76	9,10	0,04	5,05
		NDCI - MSI6/MSI4	-0,28	10,51	0,00	5,17
		3B	1784,01	11,10	0,02	5,10
Rasa	N = 58	MSI5/MSI4	7,22	2,92	0,02	7,69
		MSI6/MSI4	-0,47	12,73	0,00	7,78
		MSI4/MSI2	-4,54	18,33	0,02	7,70
		MSI2/MSI3	4,92	9,72	0,01	7,75
		SLOPE	1,17	14,86	0,02	7,71
		NDCI - MSI5/MSI4	17,02	10,18	0,02	7,71
		NDCI - MSI6/MSI4	0,99	13,00	0,00	7,77
		3B	505,37	12,99	0,01	7,73

Tabela 16 - Teste de ajuste de modelos, combinando regiões geradas para a Lagoa da Conceição e subsistemas, para imagens Sentinel-2 MSI e período de 2020-2021.

Região	Subsistema	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/l)
Profunda	Centro-norte	N = 27	MSI5/MSI4	-2,78	15,66	0,01	3,02
			MSI6/MSI4	0,33	12,60	0,00	3,03
			MSI4/MSI2	-0,67	13,35	0,00	3,03

Região	Subsistema	Observações	Modelo	p	q	R ²	RMSE (µg/l)
			MSI2/MSI3	0,43	12,43	0,00	3,03
			SLOPE	0,24	13,04	0,00	3,03
			NDCI - MSI5/MSI4	-6,67	12,88	0,01	3,01
			NDCI - MSI6/MSI4	0,62	13,01	0,00	3,03
			3B	-0,38	12,79	0,00	3,03
	Centro-sul	N = 25	MSI5/MSI4	-15,57	27,36	0,08	4,49
			MSI6/MSI4	-6,79	14,88	0,21	4,16
			MSI4/MSI2	-8,43	18,81	0,12	4,39
			MSI2/MSI3	3,95	8,85	0,01	4,65
			SLOPE	5,39	20,04	0,23	4,10
			NDCI - MSI5/MSI4	-32,49	11,74	0,08	4,48
			NDCI - MSI6/MSI4	-6,89	8,75	0,21	4,15
			3B	-20,09	12,14	0,05	4,56
	Sul	N = 22	MSI5/MSI4	12,96	4,81	0,01	3,02
			MSI6/MSI4	-20,15	30,66	0,49	3,03
			MSI4/MSI2	-5,30	25,54	0,01	3,03
			MSI2/MSI3	5,82	16,04	0,01	3,03
			SLOPE	9,25	30,63	0,60	3,03
			NDCI - MSI5/MSI4	32,42	17,44	0,01	3,01
			NDCI - MSI6/MSI4	-21,14	12,86	0,39	3,03
			3B	-79,73	27,12	0,27	3,03

**APÊNDICE C – HISTOGRAMAS E SCATTERPLOT DO MELHOR AJUSTE
POLINOMIAL PARA O MODELO SLOPE**

Figura 58 – Frequência de ocorrência no intervalo definido.

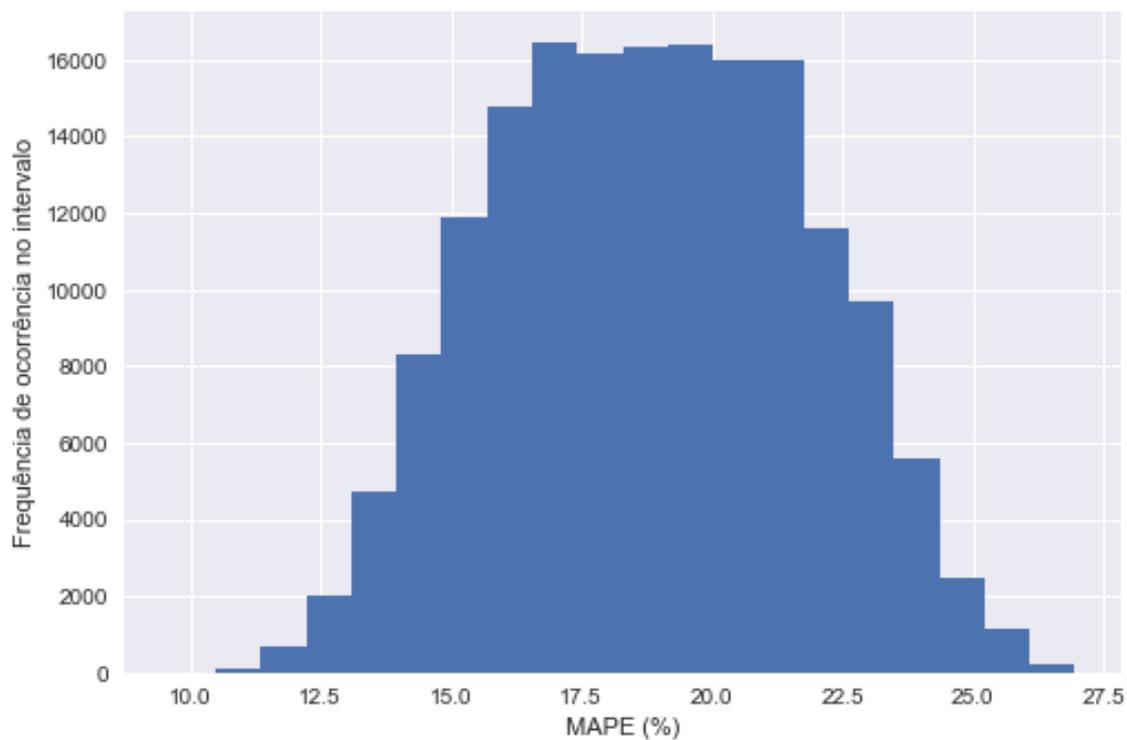


Figura 59 – Frequência de ocorrência do coeficiente a do ajuste polinomial ($y = ax^2 + bx + c$).

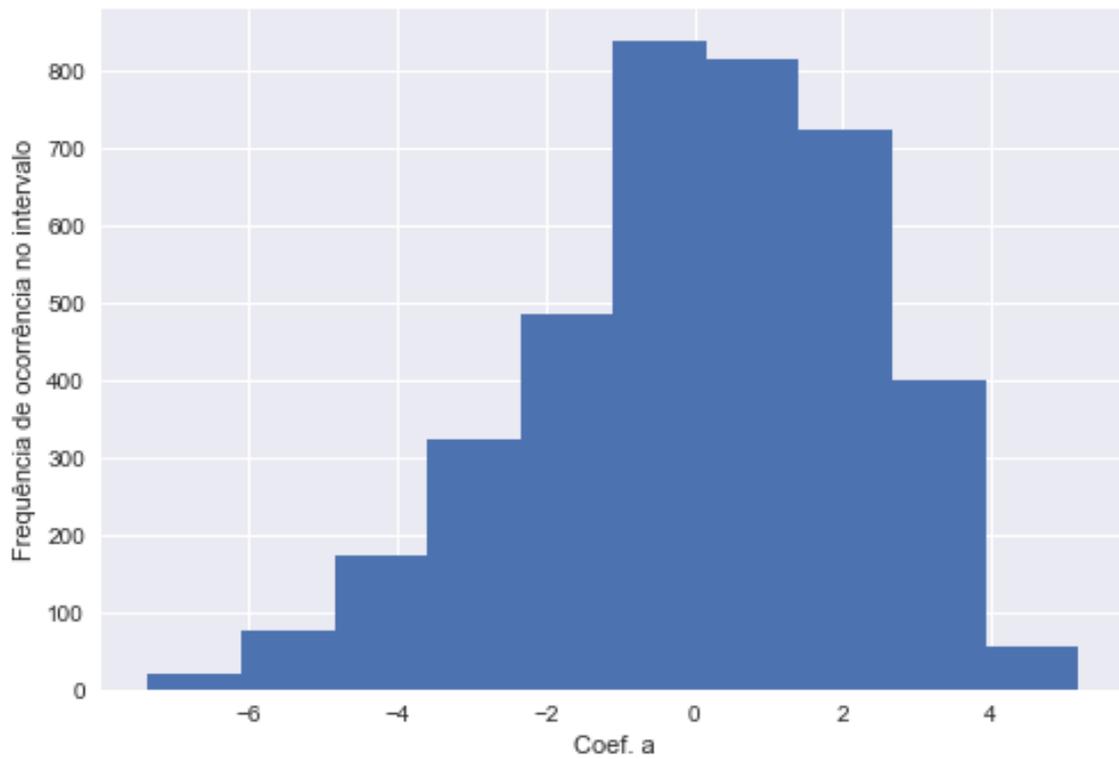


Figura 60 - Frequência de ocorrência do coeficiente b do ajuste polinomial ($y = ax^2 + bx + c$).

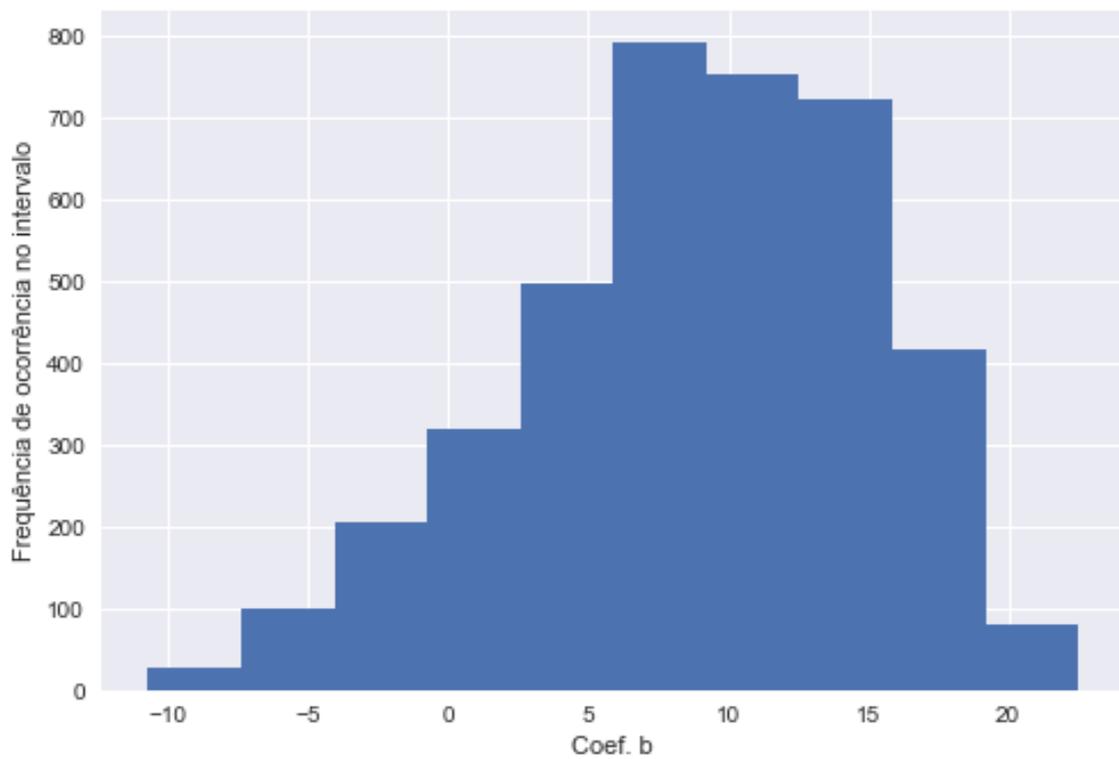


Figura 61 - Frequência de ocorrência do coeficiente c do ajuste polinomial ($y = ax^2 + bx + c$).

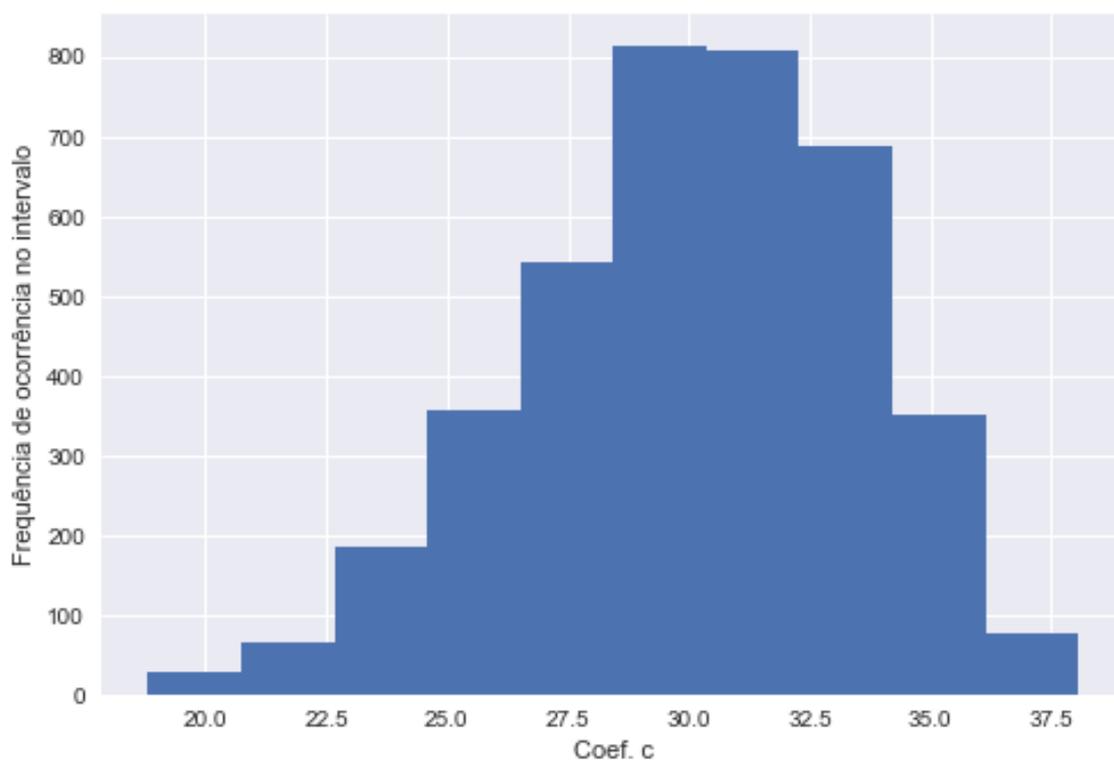


Figura 62 – Scatterplot dos coeficientes a e coeficientes b.

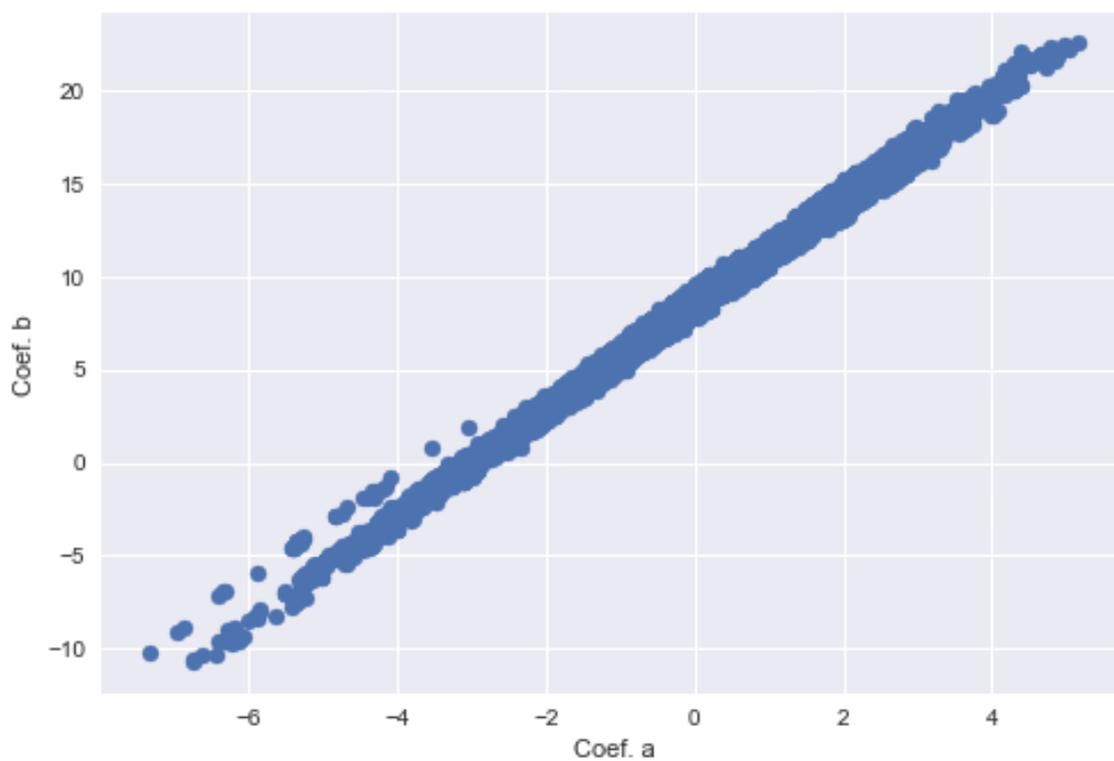
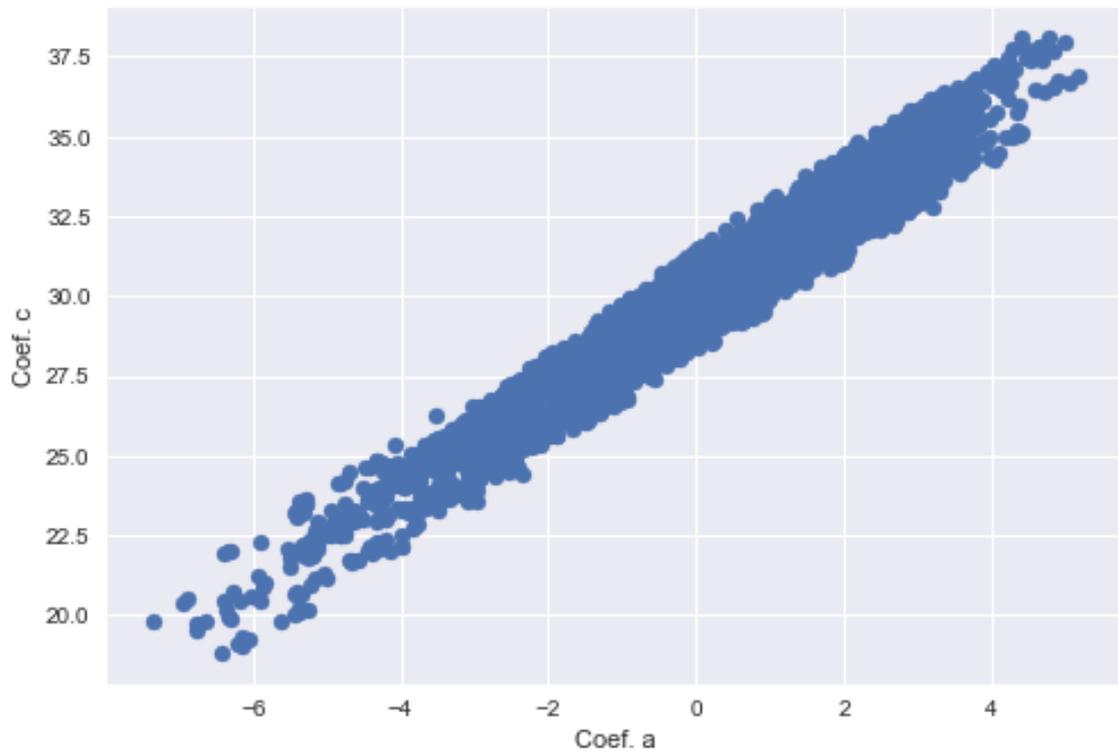


Figura 63 - *Scatterplot* dos coeficientes a e coeficientes c.Figura 64 - *Scatterplot* dos coeficientes b e coeficientes c.