



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

**DIAGNÓSTICO DE LA CONDICIÓN TRÓFICA DEL LAGO VILLARRICA
UTILIZANDO IMÁGENES SATELITALES**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERA CIVIL

JAVIERA SOLEDAD BRAVO HERRERA

PROFESOR GUÍA:
YARKO NIÑO CAMPOS

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
TORADJI URAOKA ORLANDINI
HUGO ULLOA SÁNCHEZ

SANTIAGO DE CHILE

2021

RESUMEN DE MEMORIA PARA OPTAR AL
TÍTULO DE INGENIERA CIVIL

POR: JAVIERA BRAVO HERRERA

FECHA: MAYO DE 2021

PROFESOR GUÍA: YARKO NIÑO CAMPOS

DIAGNÓSTICO DE LA CONDICIÓN TRÓFICA DEL LAGO VILLARRICA UTILIZANDO IMÁGENES SATELITALES

El lago Villarrica, ubicado en la región de la Araucanía, Chile, es un lago que ha permanecido en un estado meso-oligotrófico, pero que en 2018 fue declarado zona saturada por clorofila “a”, transparencia y fósforo disuelto por Resolución Exenta N°1066 del Ministerio del Medio Ambiente. En consecuencia, comenzó la elaboración del Plan de Descontaminación que tendrá por objetivo recuperar los niveles impuestos en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del lago Villarrica.

La clorofila “a” es un índice de biomasa planctónica que permite caracterizar estado trófico, mientras que la teledetección de aguas continentales entrega información sobre las sustancias presentes en un cuerpo de agua a partir de la señal que captan los sensores. De esta manera, surge el interés de realizar un diagnóstico actual de la condición trófica del lago Villarrica en base a imágenes satelitales, evaluando la aplicabilidad de los satélites Sentinel 2 y 3, y de distintos algoritmos de detección de clorofila “a” encontrados en la literatura. Para Sentinel 2 se estudian algoritmos de 2 bandas de tipo: azul-verde, verde-rojo, rojo-NIR, y los algoritmos oceanográficos OC2 y OC4. Para Sentinel 3 se evalúan los algoritmos OC5 y C2RCC. La metodología se divide en dos casos de estudio: el primero comprende el análisis de muestras puntuales de clorofila “a” in situ entre 2018 y 2019, y el segundo utiliza una sonda de medición continua de fluorescencia de clorofila “a” entre enero y abril de 2020. Posteriormente se realiza la selección, corrección atmosférica y procesamiento de imágenes satelitales en el software SNAP, finalizando con un análisis estadístico en R entre clorofila “a” medida y simulada para determinar el desempeño de los algoritmos, empleando para su validación el coeficiente de determinación y el error cuadrático medio.

Los resultados muestran que el lago Villarrica tiene una magnitud espectral promedio baja con un máximo en la región azul del espectro electromagnético, por lo que los algoritmos azul-verde son los mejores para detectar trofia. Los de mayor desempeño son los algoritmos oceanográficos OC2 y OC4 aplicados a Sentinel 2, superando al OC5 de Sentinel 3. Por ende, se sugiere emplear el satélite Sentinel 2 en la estimación de clorofila “a” por sobre Sentinel 3, pues este último debe continuar estudiándose. Durante los años 2018, 2019 y 2020 el lago Villarrica se mantuvo en condición oligotrófica, distinguiéndose las zonas litorales Villarrica, La Poza y Pucón por presentar un mayor nivel de trofia. La temporada estival de 2020 indicó una alta variabilidad en el estado trófico del lago durante esta época del año, reportándose dos floraciones algales. La génesis de las microalgas coincidió con el área litoral Pucón, el cual recibe la carga de nutrientes proveniente del río Trancura. Sin embargo, la circulación general indujo su desplazamiento, afectando otras zonas de este ecosistema acuático y demostrando la importancia de efectuar un monitoreo continuo sobre la calidad de sus aguas.

Dedicatoria

*A mi mamá y a mi papá, por todo su apoyo y
cariño a lo largo de mi vida*

A mí, por mi esfuerzo y perseverancia

Agradecimientos

De todas las maneras en las que pude haber imaginado mi último año, una pandemia es lejos algo que nunca se me hubiese pasado por la cabeza. Y mentiría si dijera que cuando pienso en cómo se desarrolló sexto año no me da un poco de pena. Mientras realizaba mi memoria, a menudo pensaba en cómo hubiese sido trabajar junto a mis amigas y amigos en la salita de memoristas, porque les extrañaba mucho. Extrañaba reírnos de nuestras pequeñas “desgracias” universitarias, apoyarnos, acompañarnos en el estrés y en el cansancio, hablar de banalidades para hacer la vida menos seria, porque no todo tiene que ser únicamente estudio. Sin embargo, ahora solo me queda agradecer que toda la gente que quiero está sana y viva, lo demás son situaciones que no puedo controlar, y es parte de la vida que no todo salga según lo planeado.

Si hace unos años me hubiesen preguntado qué quería estudiar, definitivamente no hubiese dicho Ingeniería Civil Hidráulica, porque ni siquiera sabía que existía. Entrar a la mención me enseñó un mundo desconocido, y hoy en día no me arrepiento de mi decisión, por lo que quiero agradecer a las y los profesores del DIC que aportaron a mi formación profesional e hicieron crecer mi pasión por esta carrera. Particularmente agradecer al profesor Yarko Niño, a Toradji Uraoka y a Hugo Ulloa por su apoyo en esta última etapa.

Los lazos personales que formé en Beauchef son definitivamente lo mejor que me entregó la universidad. Gracias a mi grupito que conservo desde Plan Común, porque fueron un apoyo constante desde el primer día y aun cuando decidimos seguir distintas especialidades continuaron estando presentes en todo momento. Ustedes siempre fueron mi rincón de desahogo, paz y tranquilidad. Siempre voy a recordar con mucho cariño las onces, consejos, conversaciones, risas y carretes compartidos. Sé que nuestra amistad no termina con la universidad y que, aunque la vida y el futuro profesional nos separe, vamos a saber hallar la manera de reencontrarnos.

Cuando entré a la especialidad no conocía mucha gente, pero el tiempo hizo lo suyo y me presentó personas que le dieron alegría a mis días estando allí. A mis amigas/os civiles: gracias por el apañe y la buena onda, por esas tardes interminables de estudio en la salita civil, por los carretes, los perreos, las papas fritas y las piscolas, por esos momentos memorables y chistosos en la bienvenida hidráulica y en el paseo civil. También por las palabras de aliento cuando estuve cansada, por preocuparse realmente de cómo me sentía. Soy muy afortunada de haber conocido personas talentosas y admirables como ustedes, que más tarde se convirtieron en excelentes amigas y amigos. Les deseo mucho éxito y felicidad en lo que sea que se propongan, no dudo que serán grandes profesionales.

Finalmente, quiero agradecer a lo más preciado que tengo: mi familia. Gracias por su apoyo incondicional en cada etapa de mi vida, por creer en mí y confiar en mis capacidades más que yo misma, por impulsarme a perseguir mis metas. Gracias a mis papás por permitirme crecer en una familia con mucho amor como la nuestra. A mi mamá, por bancarse todas mis inseguridades, por sus abrazos que todo lo calman, por mostrarme que siempre hay un camino más fácil porque, como ella dice: todo tiene solución menos la muerte. A mi papá, por entregarme la mejor educación que pudo, por hacerme sentir su orgullo en cada triunfo que he alcanzado, por tenerme de regalona y llevarme a la universidad en las mañanas. Para ustedes es este logro, porque gracias a su esfuerzo y abnegación constante he podido llegar donde estoy, y espero que la vida nos dé tiempo suficiente para recompensarles lo que han hecho por mí.

Tabla de Contenido

| | | |
|-------|---|----|
| 1. | Introducción | 1 |
| 1.1 | Motivación | 1 |
| 1.2 | Objetivos | 2 |
| 1.2.1 | General..... | 2 |
| 1.2.2 | Específicos | 2 |
| 1.3 | Estructura del informe | 2 |
| 2. | Revisión bibliográfica..... | 3 |
| 2.1 | Estratificación térmica | 3 |
| 2.2 | Estado trófico de lagos | 4 |
| 2.2.1 | Índice de Carlson..... | 4 |
| 2.2.2 | Clasificación de Smith | 5 |
| 2.3 | Teledetección de aguas continentales | 5 |
| 2.3.1 | Generalidades | 5 |
| 2.3.2 | Propiedades ópticas aparentes..... | 6 |
| 2.3.3 | Propiedades ópticas inherentes | 8 |
| 2.3.4 | Corrección atmosférica..... | 8 |
| 2.3.5 | Chl-a y algoritmos para su detección | 9 |
| 2.3.6 | Requerimientos de los sensores | 15 |
| 2.3.7 | Comentarios | 17 |
| 3. | Caso de estudio..... | 18 |
| 3.1 | Descripción de la zona geográfica | 18 |
| 3.2 | Antecedentes hidrodinámicos | 18 |
| 3.3 | Antecedentes sobre condición trófica | 19 |
| 3.4 | Antecedentes normativos del lago Villarrica | 20 |
| 3.5 | Períodos de estudio | 21 |
| 3.6 | Fuentes de información in situ..... | 21 |
| 3.6.1 | Parámetros de calidad de agua..... | 21 |
| 3.6.2 | Información meteorológica | 22 |
| 3.7 | Condición trófica del lago Villarrica..... | 23 |
| 3.7.1 | Período 2018-2019..... | 23 |
| 3.7.2 | Evento de florecimiento de algas 2020 | 27 |
| 3.8 | Condiciones meteorológicas..... | 29 |
| 4. | Metodología..... | 35 |
| 4.1 | Fuentes de información satelital | 35 |

| | | |
|-------------|---|----|
| 4.1.1 | Sentinel 2 | 35 |
| 4.1.2 | Sentinel 3 | 36 |
| 4.2 | Algoritmos para detección de Chl-a | 36 |
| 4.2.1 | Algoritmos Sentinel 2 | 37 |
| 4.2.2 | Algoritmos Sentinel 3 | 39 |
| 4.3 | Procesamiento de imágenes satelitales | 41 |
| 4.3.1 | Sentinel 2 | 41 |
| 4.3.2 | Sentinel 3 | 44 |
| 4.4 | Análisis estadístico | 47 |
| 4.4.1 | Criterio de comparación | 47 |
| 5. | Resultados y discusión | 48 |
| 5.1 | Caso 1: Período 2018-2019 | 48 |
| 5.1.1 | Propiedades ópticas en el lago Villarrica | 48 |
| 5.1.2 | Calibración y validación de algoritmos de 2 bandas..... | 52 |
| 5.1.3 | Validación de algoritmos oceanográficos..... | 55 |
| 5.1.4 | Análisis de sensibilidad C2RCC | 59 |
| 5.1.5 | Aplicación de los algoritmos oceanográficos | 59 |
| 5.1.6 | Caso 1: Conclusiones..... | 64 |
| 5.2 | Caso 2: Florecimiento de algas 2020 | 66 |
| 5.2.1 | Validación de algoritmos oceanográficos..... | 66 |
| 5.2.2 | Evaluación de Sentinel 2 y 3 en la descripción del evento de florecimiento de algas | 68 |
| 5.2.3 | Comportamiento termo-hidrodinámico | 74 |
| 5.3 | Diagnóstico trófico | 76 |
| 6. | Conclusiones..... | 79 |
| 7. | Glosario | 81 |
| 8. | Bibliografía | 83 |
| Anexos..... | | 87 |
| Anexo A: | Calibración de modelos de Chl-a | 88 |
| Anexo B: | Florecimiento de algas 2020 | 90 |

Índice de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 2.1: Inclinación de la superficie libre y termoclina por efecto del viento en un lago estratificado. Fuente: O'Sullivan & Reynolds, 2004..... | 3 |
| Figura 2.2: Interacción entre sensores, radiación y sustancias de importancia para la ecología de lagos. Fuente: Dörnhöfer & Oppelt, 2016..... | 6 |
| Figura 2.3: Esquema representativo de aguas Caso 1 y Caso 2, cuya clasificación está basada en las contribuciones relativas de cada una de las sustancias y no en la magnitud de la contribución individual de estas. Fuente: IOCCG, 2000. | 8 |
| Figura 2.4: Reflectancia (Rrs: remote sensing reflectance) modelada para tres grupos de fitoplancton sometidos a distintas combinaciones de concentraciones de CDOM y NAP. El panel izquierdo indica bajos rangos de Chl-a (0,1 a 2,5 µg/l) y el panel derecho altas concentraciones de Chl-a (20 a 60 µg/l). Fuente: IOCCG, 2018..... | 10 |
| Figura 2.5: Coeficiente de absorción (izquierda) y dispersión (derecha) para fitoplancton, agua pura, CDOM, NAP y TSM. Fuente: Nouchi, 2018. | 11 |
| Figura 2.6: Reflectancia promedio de 7 tipos ópticos de agua (OWTs). Fuente: Moore et al., 2014. | 14 |
| Figura 3.1: Cuenca del lago Villarrica. Fuente: Elaboración propia. | 18 |
| Figura 3.2: Estaciones de monitoreo vigentes en el lago Villarrica. Fuente: Elaboración propia..... | 21 |
| Figura 3.3: Estaciones meteorológicas cercanas al lago Villarrica. Fuente: Elaboración propia..... | 23 |
| Figura 3.4: Diagrama de cajas de la evolución temporal de (a) Chl-a superficial y (b) transparencia Secchi durante las campañas realizadas en 2018 y 2019. La línea que une cada caja indica valores promedio. Los puntos son valores atípicos. El límite oligotrófico es en base a Smith et al. (1999). | 25 |
| Figura 3.5: Espectro de energía de la Chl-a entre enero y abril de 2020 en estación La Poza. | 27 |
| Figura 3.6: Datos diurnos y nocturnos de fluorescencia de Chl-a entre el 1 de enero y 30 de abril de 2020..... | 28 |
| Figura 3.7: Datos nocturnos de fluorescencia de Chl-a entre las 21:00 y 6:00 hrs. desde el 1 de enero hasta el 30 de abril de 2020. | 28 |
| Figura 3.8: Serie diaria de temperatura en la estación Huiscaپی. | 29 |
| Figura 3.9: Rosa de vientos para la estación Villarrica en los meses de (a) enero, (b) febrero, (c) marzo y (d) abril de 2020..... | 30 |
| Figura 3.10: Serie temporal horaria de (a) dirección y (b) velocidad del viento a 10 metros de altura entre los días 20 y 22 de febrero de 2020..... | 31 |
| Figura 3.11: Serie temporal horaria de (a) dirección y (b) velocidad del viento a 10 metros de altura para el día 25 de marzo de 2020..... | 32 |
| Figura 3.12: Serie temporal horaria de (a) dirección y (b) velocidad del viento a 10 metros de altura entre los días 7 y 8 de abril de 2020. | 33 |

| | |
|---|----|
| Figura 3.13: Serie diaria de (a) humedad relativa promedio, (b) temperatura máxima y (c) fluorescencia de Chl-a promedio en estación La Poza, entre enero y abril de 2020..... | 34 |
| Figura 4.1: Gráficos de (a, b) Chl-a in situ versus $Rrs_{443}:Rrs_{555}$, $Rrs_{490}:Rrs_{555}$ y $Rrs_{510}:Rrs_{555}$, donde la línea continua representa Chl-a modelada, y gráficos de (c, d) Chl-a simulada versus Chl-a in situ. El panel izquierdo muestra el algoritmo OC4v4 y el panel derecho OC2v4. Fuente: O'Reilly et al., 2000..... | 38 |
| Figura 4.2: Datos in situ de Chl-a versus MBR para el algoritmo OC5 del satélite SeaWiFS. La línea continua representa la clorofila modelada. Fuente: O'Reilly et al., 2019. | 40 |
| Figura 4.3: Relación entre absorción del pigmento y concentración de Chl-a para muestras del Mar del Norte. Fuente: Doerffer & Schiller, 2007. | 41 |
| Figura 4.4: Esquematación de remuestreo mediante el método del vecino más cercano. Fuente: Modificado de Kirches, G. (2018)..... | 43 |
| Figura 5.1: Firmas espectrales para cada escena Sentinel 2 analizada. LN: Litoral Norte, PV: Pelagial Villarrica, LV: Litoral Villarrica, LS: Litoral Sur, LP: Litoral Pucón, BLP: Bahía La Poza, C: Centro..... | 49 |
| Figura 5.2: Reflectancia promedio del lago Villarrica en base a imágenes Sentinel 2. | 50 |
| Figura 5.3: Comparación entre reflectancias a nivel de superficie corregidas manualmente mediante Sen2Cor y el producto de nivel 2A para la estación Centro en febrero de 2019. | 50 |
| Figura 5.4: Clase óptica dominante en el lago Villarrica para cada escena Sentinel 3 analizada..... | 51 |
| Figura 5.5: Gráfico de correlación entre Chl-a in situ y algoritmo b3b2, con ajuste lineal. | 52 |
| Figura 5.6: Resultado de la aplicación del algoritmo b3b2 en las 6 imágenes analizadas. El algoritmo es adimensional. | 53 |
| Figura 5.7: Correlación entre Chl-a in situ y simulada para el algoritmo b3b2. | 54 |
| Figura 5.8: Gráficos de correlación entre Chl-a simulada y observada para (a) algoritmo OC2 y (b) algoritmo OC4 utilizando 42 pares de datos de Chl-a medida y simulada..... | 55 |
| Figura 5.9: Validación de algoritmo (a) OC2 y (b) OC4 con 21 pares de datos de Chl-a medida y simulada. | 56 |
| Figura 5.10: Validación algoritmo (a) C2RCC y (b) OC5. | 58 |
| Figura 5.11: Reflectancia Rrs para distintos valores de salinidad. | 59 |
| Figura 5.12: Mapas de distribución espacial de Chl-a, año 2018. Arriba: 25/02/2018. Abajo: 03/10/2018..... | 61 |
| Figura 5.13: Mapas de distribución espacial de Chl-a, verano 2019. Arriba: 26/01/2019. Abajo: 25/02/2019..... | 62 |
| Figura 5.14: Mapas de distribución espacial de Chl-a, primavera 2019. Arriba: 02/11/2019. Abajo: 22/12/2019 | 63 |
| Figura 5.15: Presencia de microalgas en litoral Pucón el día 25 de febrero de 2019..... | 64 |

| | |
|---|----|
| Figura 5.16: Imágenes Sentinel 2 color verdadero del 14 de marzo (izquierda) y 26 de marzo (derecha). | 66 |
| Figura 5.17: Validación de algoritmos (a) OC2v4, (b) OC4v4 y (c) OC5 (línea punteada indica regresión lineal)..... | 67 |
| Figura 5.18: Serie temporal diaria de fluorescencia de Chl-a promedio medida por la sonda y Chl-a simulada, entre enero y abril de 2020. | 69 |
| Figura 5.19: Condición trófica del lago Villarrica el 11 de enero (S2), 21 de enero (S2), 10 de febrero (S2), 22 de febrero (S3), 1 de marzo (S2) y 4 de marzo (S2) de 2020. | 71 |
| Figura 5.20: Condición trófica del lago Villarrica el 14 de marzo (S2), 17 de marzo (S3), 19 de marzo (S2), 20 de marzo (S3), 25 de marzo (S3) y 26 de marzo (S2) de 2020. | 72 |
| Figura 5.21: Condición trófica del lago Villarrica el 29 de marzo (S2), 30 de marzo (S3) y 20 de abril (S3) de 2020. | 73 |
| Figura 5.22: Representación de la velocidad del flujo horizontal en condiciones (a) sin Puelche, (b) con Puelche y (c, d, e) posterior al viento Puelche. Fuente: Meruane, 2005. | 75 |
| Figura 5.23: Promedio espacial de Chl-a para las imágenes Sentinel 2 analizadas durante 2018, 2019 y 2020. Límite oligotrófico en base a Smith et al. (1999). | 76 |
| Figura 5.24: Concentración promedio anual de Chl-a en el lago Villarrica, durante los años 2018 (2 imágenes), 2019 (4 imágenes) y 2020 (7 imágenes, se descartan las del 4 y 14 de marzo) a partir de imágenes Sentinel 2. | 78 |

Índice de Tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 2.1: Ecuaciones de Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977). | 4 |
| Tabla 2.2: Rangos de concentraciones de distintos parámetros según clasificación de estado trófico propuesta por Smith et al. (1999)..... | 5 |
| Tabla 2.3: Calibración y validación de algoritmos de Chl-a para satélites Sentinel 2 y 3. A los valores medidos de Chl-a se les aplicó \log_{10} . Fuente: Sòria-Perpinyà et al. (2021). ... | 13 |
| Tabla 2.4: Resumen de concentraciones de Chl-a promedio y mejor algoritmo según tipo óptico de agua en base a Moore et al. (2014). | 14 |
| Tabla 2.5: Sensores y su aplicabilidad en calidad de agua. ■ =altamente adecuado, ■ =adecuado, ■ =potencial. Fuente: IOCCG (2018). | 16 |
| Tabla 3.1: Resumen de niveles de calidad por áreas de vigilancia en el lago Villarrica. Fuente: Decreto 19 MMA, 2013. | 20 |
| Tabla 3.2: Estaciones de monitoreo de calidad de agua en el lago Villarrica. | 22 |
| Tabla 3.3: Características de sonda de medición continua. | 22 |
| Tabla 3.4: Características de las estaciones meteorológicas. | 23 |
| Tabla 3.5: Valores promedios, máximos y mínimos de Chl-a superficial para los años 2018 y 2019 en el lago Villarrica. | 24 |
| Tabla 3.6: Verificación de cumplimiento de NSCA para Chl-a. | 26 |

| | |
|--|----|
| Tabla 3.7: Verificación de cumplimiento de NSCA para transparencia. En color naranja se resaltan aquellas áreas de vigilancia que no cumplen la norma. | 26 |
| Tabla 3.8: Características de los eventos de viento Puelche en base al registro de la estación Villarrica. | 32 |
| Tabla 4.1: Especificaciones de las bandas espectrales de Sentinel MSI 2A y 2B. | 36 |
| Tabla 4.2: Algoritmos evaluados en la obtención de Chl-a. | 39 |
| Tabla 4.3: Fechas de muestras puntuales e imágenes satelitales Sentinel 2 analizadas para el período 2018-2019. | 42 |
| Tabla 4.4: Fechas de imágenes satelitales analizadas para el caso de florecimiento de algas de 2020. | 42 |
| Tabla 4.5: Resumen de parámetros utilizados en la corrección atmosférica mediante Sen2cor. * indica valores que se utilizan por defecto. | 43 |
| Tabla 4.6: Resumen de fechas de muestras puntuales e imágenes satelitales S3 analizadas en el período 2018-2019. | 44 |
| Tabla 4.7: Imágenes utilizadas en la descripción del evento de florecimiento de algas... | 45 |
| Tabla 4.8: Resumen de parámetros utilizados en la corrección atmosférica de imágenes Sentinel 3 OLCI mediante C2RCC. | 46 |
| Tabla 4.9: Parámetros seleccionados para configurar el OWT. | 46 |
| Tabla 4.10: Valores de referencia en base a Sòria-Perpinyà et al. (2021) para comparar el desempeño en la validación de los algoritmos evaluados en este trabajo. | 47 |
| Tabla 5.1: Resultados de la calibración de algoritmos de 2 bandas. a es el intercepto y m es la pendiente. * indica el algoritmo seleccionado y que debe validarse. | 52 |
| Tabla 5.2: Resultados validación algoritmo b3b2. | 55 |
| Tabla 5.3: Resultados de la validación de algoritmos oceanográficos. | 55 |
| Tabla 5.4: Validación de algoritmos para Sentinel 3. | 57 |
| Tabla 5.5: Resultados validación algoritmos oceanográficos para el florecimiento de algas de 2020. | 67 |
| Tabla 5.6: Resumen de parámetros monitoreados en el lago Villarrica el 19 de enero de 2020 frente a la playa grande de Pucón. Fuente: Vigilantes del lago, 2020b. | 69 |

1. Introducción

1.1 Motivación

Los lagos de la zona centro-sur de Chile muestran una disminución en la calidad de sus aguas, causada por una combinación del cambio climático regional y uso de la tierra, donde la deforestación, plantaciones exóticas y expansión urbana explicarían procesos de eutrofización acelerados (Pizarro et al., 2016). En este contexto, el cuerpo lacustre en estudio corresponde al lago Villarrica, el cual fue declarado zona saturada por clorofila “a”, en adelante Chl-a, transparencia y fósforo disuelto por el Ministerio del Medio Ambiente en 2018. A partir de ese momento, comenzó la elaboración del Plan de Descontaminación que tendrá por objetivo recuperar los niveles señalados en la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del lago Villarrica (MMA, 2020a).

Legislaciones internacionales abordan estas amenazas y demandan sistemas de monitoreo en el largo plazo, posicionando a la percepción remota como una herramienta que proporciona vistas espaciotemporales que conducen a una mejor comprensión de la ecología de lagos y calidad de sus aguas. Además, el lanzamiento de nuevos satélites ofrece resoluciones espaciales y radiométricas adecuadas para su aplicación en aguas continentales (Dörnhöfer & Oppelt, 2016). En el caso del lago Villarrica, las autoridades podrían integrar y aprovechar la disponibilidad de productos satelitales gratuitos para robustecer los métodos actuales y tradicionales de monitoreo.

Gracias a la teledetección de océanos y lagos, se puede obtener información cuantitativa de los tipos de sustancias presentes en el agua y sus concentraciones, debido a las variaciones espectrales en la forma y magnitud de la señal captada (IOCCG, 2000). En la literatura es posible encontrar diversos algoritmos para estimar parámetros de calidad de agua en base al análisis de imágenes multispectrales. Uno de ellos corresponde al método empírico, el cual requiere mediciones in situ de la variable de interés, que permitirán establecer algún tipo de regresión entre dichas mediciones y la reflectancia captada por los sensores, para luego aplicar esta ecuación en cada píxel, obteniendo una representación espacial del parámetro (Dörnhöfer & Oppelt, 2016).

El estudio de la Chl-a, pigmento que se utiliza como índice de biomasa algal (O’Sullivan & Reynolds, 2004), permite determinar la condición trófica de un ecosistema acuático. Su forma espectral posee máximos de absorción en los rangos azul y rojo del espectro electromagnético, a partir de los que numerosos estudios han ocupado relaciones de bandas que han entregado estimaciones espaciales y estacionales de Chl-a con precisión adecuada (Sòria-Perpinyà et al., 2021; Huovinen et al., 2019; Ha, Koike et al., 2017; Ha, Thao et al., 2017; Xu et al., 2019; CEA, 2014).

La motivación de esta memoria es evaluar la aplicabilidad de herramientas de teledetección para la estimación y diagnóstico de condición trófica en el lago Villarrica. Para ello se usarán diferentes algoritmos de bandas y las series Sentinel 2 y 3 en la obtención de modelos de Chl-a, con el fin de determinar los mapas de distribución espacial de este parámetro en base al algoritmo que presente mejor correlación con las mediciones de campo. Esto se apoyará con la descripción de patrones hidrodinámicos estudiados en el lago Villarrica. Finalmente, a partir del modelo de Chl-a seleccionado, se estimará la distribución espacial y temporal de esta variable, lo que permitirá determinar el estado trófico de lago Villarrica en la antesala al Plan de Descontaminación por Chl-a, Transparencia y Fósforo Disuelto que se está elaborando actualmente.

1.2 Objetivos

1.2.1 General

El principal objetivo de la investigación corresponde a realizar un diagnóstico de la condición trófica del lago Villarrica para los años 2018, 2019 y 2020, utilizando imágenes satelitales Sentinel 2 y 3.

1.2.2 Específicos

- Explorar y evaluar el desempeño de distintos algoritmos de detección de Chl-a.
- Comparar el desempeño de dos satélites, Sentinel 2 y 3, en la calibración y/o validación de modelos de Chl-a.
- Aplicar el modelo de Chl-a que presente mejor desempeño para describir mediante mapas el comportamiento espaciotemporal de la variable en estudio.
- Estudiar concordancia entre patrones hidrodinámicos observados en el lago Villarrica y distribución espacial de Chl-a.
- Clasificar el estado trófico del período estudiado a partir del modelo adoptado.

1.3 Estructura del informe

El informe se organiza en ocho capítulos:

- El primer capítulo presenta la motivación y objetivos del trabajo de título.
- El segundo corresponde a una revisión bibliográfica que contiene el marco teórico y estado del arte en teledetección de aguas continentales.
- El tercero presenta el caso de estudio, exponiendo los antecedentes del lago Villarrica, períodos de estudio y análisis de las mediciones de campo.
- El cuarto describe la metodología desarrollada en la obtención de los modelos de Chl-a a partir de imágenes satelitales.
- En el quinto se muestran los resultados y discusiones en cuanto a la evaluación de los algoritmos y satélites utilizados, análisis entre la distribución espacial y temporal de las microalgas y los patrones hidrodinámicos observados, y finalmente el diagnóstico trófico.
- El sexto capítulo sintetiza las conclusiones del trabajo.
- El séptimo capítulo presenta el glosario.
- El octavo capítulo contiene la bibliografía utilizada.

Además de los capítulos anteriormente descritos hay una sección final de Anexos.

2. Revisión bibliográfica

En este capítulo se revisa la principal bibliografía que sustenta el presente trabajo, abarcando temas de estratificación térmica, estado trófico de lagos y, finalmente, una sección que muestre el estado del arte en torno a la teledetección de aguas continentales.

2.1 Estratificación térmica

El ciclo térmico anual produce cambios en la temperatura y densidad del agua, la cual alcanza su máxima densidad cerca de los 4°C. En lagos monomíticos temperados, es decir, aquellos que en zonas templadas experimentan estratificación en verano, el calentamiento generado durante las estaciones de primavera y verano permite identificar tres estratos (O'Sullivan & Reynolds, 2004; Niño, 2019). El epilimnion es la capa superior menos densa y de temperatura más elevada, usualmente bien mezclada debido a la turbulencia inducida por el viento. El metalimnion es la capa intermedia, presenta altos gradientes de temperatura y densidad. La interfaz de temperatura y densidad, donde los gradientes de estas variables son máximos, se conoce como termoclina. Por su parte, el hipolimnion es la capa más profunda, densa y fría, la cual permanece bastante inactiva, ya que la termoclina inhibe el intercambio de momentum entre el estrato superior e inferior.

En otoño ocurre el enfriamiento del epilimnion, por lo que toda la columna de agua presenta una temperatura homogénea, desencadenándose un período de circulación en el lago durante otoño e invierno.

El viento es una de las principales forzantes externas en lagos, y también produce cambios en su estructura térmica. Así, un lago estratificado, responde de la manera que se observa en la Figura 2.1 al esfuerzo de corte del viento, donde la superficie libre se inclina hacia arriba en el extremo aguas abajo, mientras que la interfaz de densidad se inclina de la manera contraria. En ambas capas se experimenta mezcla y turbulencia inducida por el viento.

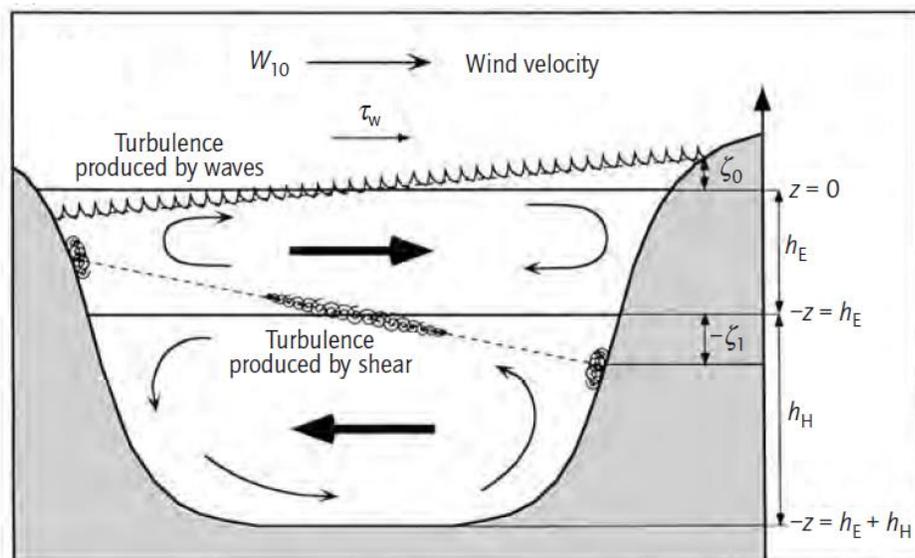


Figura 2.1: Inclinación de la superficie libre y termoclina por efecto del viento en un lago estratificado. Fuente: O'Sullivan & Reynolds, 2004.

2.2 Estado trófico de lagos

La condición trófica de un sistema acuático se determina en base a la concentración de sus nutrientes y Chl-a, donde según la calidad de sus aguas se distinguen cuatro clasificaciones: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico.

Un lago oligotrófico se caracteriza por una baja concentración de nutrientes como nitrógeno y fósforo y, consecuentemente, una baja productividad primaria y presencia de algas, acompañado de una alta transparencia y oxígeno. Cuando su nivel de productividad es mayor al de un lago oligotrófico, pero menor al de uno eutrófico, se puede clasificar como mesotrófico que, a pesar de tener aguas claras, presenta plantas acuáticas sumergidas con un nivel medio de nutrientes. Si la concentración de nutrientes es aún mayor, tal que el nivel de oxígeno y la biodiversidad acuática disminuyen, el lago se puede clasificar en eutrófico o hipereutrófico. El segundo es un estado más extremo y perjudicial que el primero, ya que en un lago de este tipo existe una alta productividad de algas que dificultan la entrada de luz y, por ende, la fotosíntesis, desencadenando condiciones anóxicas en el fondo del lago (DGA, 2016).

El proceso mediante el cual un cuerpo de agua lacustre o marino empeora su estado trófico, debido al enriquecimiento de nutrientes, principalmente por nitrógeno y fósforo, se conoce como eutrofización. Este incremento de nutrientes puede ocurrir a partir de fuentes fluviales, atmosféricas o subterráneas, de naturaleza puntual o difusa (Smith et al., 1999). Como es de esperar, la eutrofización conlleva un aumento en la biomasa producto del crecimiento de algas y plantas acuáticas, fenómeno conocido comúnmente como *bloom* de algas. Estos eventos traen consigo una disminución en el oxígeno disponible, afectando al ecosistema acuático, ya que provocan la muerte de peces y la liberación de sustancias tóxicas (O'Sullivan & Reynolds, 2004).

Existen distintos índices y clasificaciones para determinar el estado trófico de un lago, dentro de los cuales se encuentran los siguientes.

2.2.1 Índice de Carlson

Según Carlson (1977) el concepto de “trófico” es multidimensional, envolviendo aspectos de carga de nutrientes, productividad, calidad y cantidad de flora y fauna, y morfometría de los lagos. En virtud de lo anterior, no puede ser evaluado examinando uno o dos parámetros, por lo que se proponen tres índices de estado trófico (TSI) calculados mediante una ecuación logarítmica a partir de los valores de disco Secchi (SD), Chl-a y fósforo total (TP) (ver Tabla 2.1). En casos que el TSI biológico difiere del fósforo, no hay que promediarlos, sino darle prioridad a la Chl-a durante el verano y quizás al fósforo durante primavera, otoño e invierno.

Tabla 2.1: Ecuaciones de Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977).

| Parámetro | TSI |
|---|---|
| Disco Secchi (SD) [m] | $TSI(SD) = 10 \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right)$ |
| Chl-a (Chl-a) [mg/m ³] | $TSI(Chl\ a) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Chl-a}{\ln 2} \right)$ |
| Fósforo total (TP) [mg/m ³] | $TSI(TP) = 10 \left(6 - \frac{\ln 48 - \ln TP}{\ln 2} \right)$ |

2.2.2 Clasificación de Smith

Smith et al. (1999) proponen clasificar los lagos en oligotrófico, mesotrófico, eutrófico o hipereutrófico dependiendo del rango en que estén las concentraciones de fósforo total (TP), nitrógeno total (TN), Chl-a y disco Secchi (SD) como se muestra en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2: Rangos de concentraciones de distintos parámetros según clasificación de estado trófico propuesta por Smith et al. (1999).

| Estado trófico | TN [mg/m ³] | TP [mg/m ³] | Chl-a [mg/m ³] | SD [m] |
|----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------------|--------|
| Oligotrófico | <350 | <10 | <3,5 | >4 |
| Mesotrófico | 350-650 | 10-30 | 3,5-9 | 2-4 |
| Eutrófico | 650-1200 | 30-100 | 9-25 | 1-2 |
| Hipereutrófico | >1200 | >100 | >25 | <1 |

2.3 Teledetección de aguas continentales

2.3.1 Generalidades

La percepción remota es una herramienta que sirve para monitorear calidad de agua y estado trófico en sistemas acuáticos continentales y marinos, ya que los satélites tienen la capacidad de superar las limitaciones de cobertura geográfica y temporal de los métodos de medición tradicionales (IOCCG, 2018).

Los fotones en su recorrido desde y hacia el sol pueden experimentar diversas trayectorias según lo que se interponga en su camino, como se observa en la Figura 2.2. En consecuencia, la señal que alcanza el sensor está compuesta por la luz que sufre dispersión en la atmósfera, la luz que llega después de reflejarse especularmente en la superficie del agua y la luz que emerge desde el cuerpo de agua, luego de ser dispersada por los componentes presentes en su interior. Si bien esta última puede ser atenuada en su viaje de vuelta al sensor tanto por la absorción como dispersión de la atmósfera, es la que aporta información útil sobre el cuerpo de agua, ya que la dispersión atmosférica y reflexión especular constituyen una fuente de ruido que debe corregirse (IOCCG, 2000).

Los materiales que interactúan con la luz, denominados Componentes Ópticamente Activos (OAC), lo hacen a través de procesos de absorción y dispersión en el interior del agua, y poseen firmas espectrales características como consecuencia de sus propiedades ópticas inherentes (IOCCG, 2018). Es importante mencionar que una firma espectral corresponde a la radiación reflejada en función de la longitud de onda, la que varía según la superficie y/o material.

Existen una serie de términos que es pertinente aclarar en el desarrollo de este trabajo, estos son parte de los macro conceptos denominados **propiedades ópticas aparentes** y **propiedades ópticas inherentes** de un cuerpo de agua. Para una mayor comprensión se sugiere revisar el reporte 3 del IOCCG (2000).

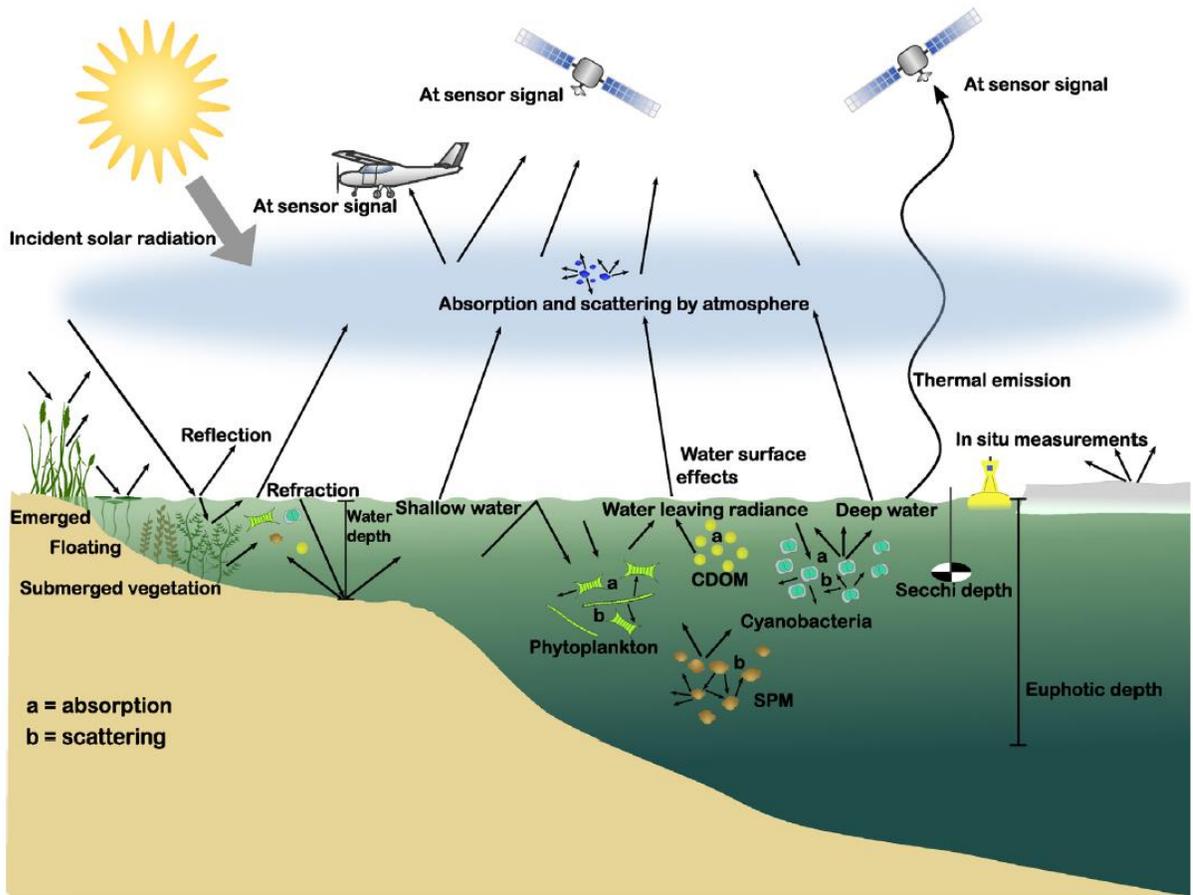


Figura 2.2: Interacción entre sensores, radiación y sustancias de importancia para la ecología de lagos. Fuente: Dörnhöfer & Oppelt, 2016.

2.3.2 Propiedades ópticas aparentes

Son aquellas propiedades ópticas influenciadas por el ángulo de la luz, y por la naturaleza y cantidad de sustancias presentes en el medio. El color de océanos y aguas continentales es representado por las variaciones espectrales en la **reflectancia R** definida como:

$$R(\lambda, z) = \frac{E_u(\lambda, z)}{E_d(\lambda, z)} \quad (2.1)$$

donde $E_u(\lambda, z)$ es la irradiancia (flujo por unidad de área) ascendente en todas direcciones, a una longitud de onda λ y profundidad z ; y $E_d(\lambda, z)$ es la irradiancia descendente en todas direcciones, a una longitud de onda y profundidad determinada. La reflectancia es adimensional, y se puede utilizar también el término albedo para referirse a esta.

Un sensor solo capta una fracción de toda la señal, por lo que es necesario incluir la dirección del flujo. La **radiancia** es la cantidad de flujo por unidad de área y ángulo sólido [$\text{Wm}^{-2}\text{sr}^{-1}$] donde sr es la unidad de estereorradián que mide ángulo sólido. De esta forma, un término importante es conocido como **remote-sensing reflectance R_{rs}** , el que utiliza la radiancia en lugar de la irradiancia y se define como:

$$R_{rs}(\theta, \phi, \lambda, z = 0) = \frac{L(\theta, \phi, \lambda, 0)}{E_d(\lambda, 0)} \quad (2.2)$$

donde $L(\theta, \phi, \lambda, z = 0)$ es la radiancia que depende del ángulo cenit θ y azimut ϕ en la superficie del agua ($z=0$). Tiene unidades de [sr^{-1}].

La relación entre la reflectancia de la superficie del agua R y la reflectancia captada por el sensor R_{rs} se puede escribir de la siguiente manera:

$$R_{rs} = \frac{R}{\pi} \quad (2.3)$$

En base a los reportes del Internacional Ocean-Colour Coordinating Group (IOCCG, 2000; IOCCG, 2018), las principales sustancias que influyen en las propiedades ópticas del agua son las siguientes:

- **Fitoplancton:** Son organismos ubicuos, microscópicos y flotantes que se encuentran en las capas superficiales iluminadas del océano y aguas continentales. Son plantas unicelulares que forman la base de la red alimentaria acuática y son un componente importante del ciclo global del carbono. Existen miles de especies de fitoplancton, con tamaños, formas y propiedades fisiológicas características en el medio acuático, cuya composición y concentración puede cambiar con el tiempo y espacio. La concentración del principal pigmento del fitoplancton, la Chl-a, se toma como índice de la biomasa del fitoplancton. Sin embargo, esta última va acompañada de una serie de pigmentos auxiliares en las células de este organismo.
- **Material suspendido:** Material particulado inorgánico. En masas de agua costeras y continentales poco profundas, la acción de las olas y corrientes puede poner en suspensión los sedimentos del fondo, modificando significativamente su color.
- **Sustancias amarillas (CDOM):** También llamada “Materia Orgánica Disuelta Coloreada”, consta de ácidos húmicos y fúlvicos. Pueden tener origen local a partir de la degradación de células de fitoplancton y otras partículas orgánicas, o pueden provenir de una fuente distante. Las sustancias amarillas absorben radiación en el rango azul del espectro electromagnético y reducen la profundidad a la cual penetra la luz.

Dependiendo del grado de influencia que tengan el fitoplancton, materia suspendida y sustancias amarillas en las propiedades ópticas de diversas masas de agua oceánicas y continentales, estas se pueden clasificar en aguas Caso 1 o Caso 2. Las aguas Caso 1 son aquellas dominadas por fitoplancton, es decir, este es el principal responsable de la variación en sus propiedades ópticas, de manera que, de existir otras sustancias, su contribución es pequeña. Por otro lado, las aguas Caso 2 corresponden a aguas complejas influenciadas no solo por fitoplancton, sino que también por materia inorgánica en suspensión y sustancias amarillas (Figura 2.3). La importancia de esta clasificación radica en el algoritmo que se utilizará para representar la distribución espacial y temporal de una variable de interés, sea esta Chl-a, sólidos suspendidos, transparencia u otra.

Además de los componentes ópticamente activos (OAC) anteriormente mencionados, también la luz reflejada desde el fondo acuático puede influir en la señal

que capta el sensor cuando el agua es suficientemente clara o poco profunda (IOCCG, 2000).

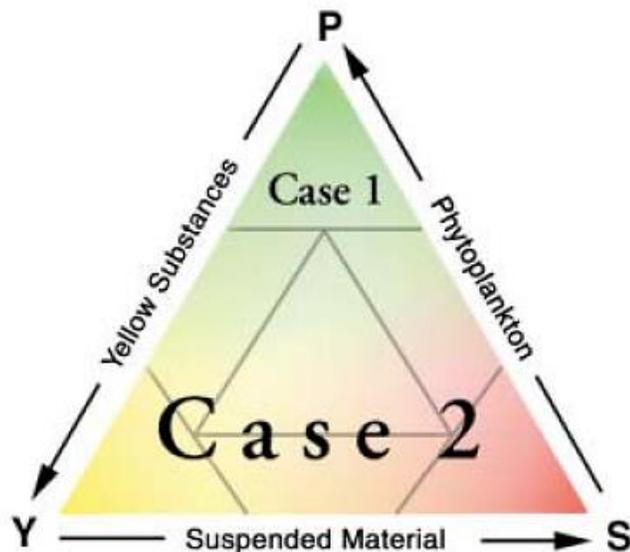


Figura 2.3: Esquema representativo de aguas Caso 1 y Caso 2, cuya clasificación está basada en las contribuciones relativas de cada una de las sustancias y no en la magnitud de la contribución individual de estas. Fuente: IOCCG, 2000.

2.3.3 Propiedades ópticas inherentes

Son aquellas propiedades independientes del ángulo de la luz incidente, y están determinadas solamente por el tipo y concentración de sustancias en el medio. La propagación de fotones incluye los procesos de **absorción** y **dispersión**, donde la primera remueve los fotones del campo de luz y la segunda cambia su dirección de propagación.

Dos conceptos importantes son el coeficiente de absorción (a) el cual determina la tasa exponencial de desintegración del flujo por unidad de longitud de trayectoria de la luz y por unidad de flujo incidente, y el coeficiente de dispersión (b) que define la tasa de decaimiento del flujo por dispersión. Tienen dimensiones de longitud [L^{-1}].

2.3.4 Corrección atmosférica

En océanos limpios la señal atmosférica representa alrededor del 90% de la señal capturada al tope de la atmósfera, por lo que la señal del agua es considerablemente menor a esta. En el caso de aguas continentales con alta presencia de fitoplancton o material suspendido, la señal del agua aumenta, mientras que, en aquellas con una alta concentración de sustancias amarillas, disminuye. Así también, otros efectos como la dispersión provocada por aerosoles (smog y partículas de polvo derivadas de actividades industriales, agrícolas y urbanas), la cual es mayor en aguas continentales que oceánicas, o la luz dispersada desde tierra adyacente al sistema acuático en estudio, amortiguan la señal entregada al sensor (IOCCG, 2018). Por estas razones es primordial corregir atmosféricamente los productos satelitales, con el fin de estimar una reflectancia representativa del cuerpo de agua.

El objetivo de la corrección atmosférica es remover los efectos de la atmósfera y de la superficie desde la señal captada por el sensor, obteniendo así la radiancia proveniente del agua (IOCCG, 2010). La radiancia al tope de la atmósfera $L_t(\lambda)$ (TOA, por sus siglas en inglés) se puede expresar de la siguiente manera:

$$L_t(\lambda) = L_r(\lambda) + L_a(\lambda) + L_{ra}(\lambda) + t(\lambda)L_{WC}(\lambda) + T(\lambda)L_g(\lambda) + t(\lambda)t_0(\lambda)\cos\theta_0[L_W(\lambda)]_N \quad (2.4)$$

donde $L_r(\lambda)$ es la radiancia por dispersión de moléculas del aire (dispersión de Rayleigh), $L_a(\lambda)$ es la dispersión por aerosoles, $L_{ra}(\lambda)$ es la interacción entre moléculas y aerosoles, $L_{WC}(\lambda)$ y $L_g(\lambda)$ son los componentes de la radiancia debido a las capas blancas en la superficie del mar (espuma de mar) y brillo solar, respectivamente, y $[L_W(\lambda)]_N$ es la radiancia del agua normalizada (*water-leaving radiance*) ocasionada por los fotones que penetran en la superficie del agua y que son retrodispersados posteriormente. $T(\lambda)$, $t_0(\lambda)$ y $t(\lambda)$ son la transmitancia¹ directa desde la superficie al sensor, y las transmitancias difusas desde el sol a la superficie y desde la superficie al sensor, respectivamente.

2.3.5 Chl-a y algoritmos para su detección

La Chl-a es considerada un índice de productividad biológica y, como tal, permite caracterizar el estado trófico de un lago mediante el análisis de muestras en laboratorio y el análisis de sus propiedades espectrales, siendo esto último de gran relevancia en la descripción de su comportamiento espacial y temporal a través de percepción remota.

El análisis de muestras de laboratorio se realiza según lo establecido en el “Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water” (APHA-AWWA-WEF, 2005). Los tres métodos que se ocupan para cuantificar Chl-a son el espectrofotométrico, fluorométrico y cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

La región de absorción espectral en fitoplancton y cianobacteria se centra en los 438 nm y 676 nm, reflejando los máximos de Chl-a en el rango azul y rojo, respectivamente (IOCCG, 2018). Particularmente en el caso de cianobacterias, es la ficocianina el pigmento que se utiliza para discernir su presencia cuando existen floraciones algales nocivas.

La firma espectral de Chl-a presenta variaciones según la concentración de sustancias como CDOM o NAP (*non-algal-particles*: detritos o tripton, más partículas inorgánicas), y según la concentración del pigmento mismo, ya que la reflectancia del agua muestra máximos centrados en distintas longitudes de onda, con una mayor o menor prominencia. En la Figura 2.4 se observa que en aguas oligotróficas el máximo de reflectancia se encuentra en las regiones azul y verde del espectro electromagnético, seguido de un segundo máximo en la región roja. En aguas eutróficas la región roja experimenta un *peak* mucho más prominente que en aquellas con menor concentración de Chl-a, encontrándose máximos de reflectancia incluso en la región infrarroja del espectro electromagnético. Por su parte, el nivel de concentración de CDOM y NAP influye en la intensidad de la señal en los máximos de reflectancia previamente descritos, ya que en aguas con gran cantidad de materia orgánica existe una disminución considerable en la reflectancia de la región azul del espectro, y en aguas con marcada concentración de NAP existe un aumento en la reflectancia entre los 600 y 700 nm, correspondiente a la región roja del espectro electromagnético.

¹ En ausencia de atmósfera, la transmitancia es 100%. Por ende, se define como la cantidad de irradiancia que alcanza el suelo relativa a la que lo alcanza si no existiese atmósfera (Richards & Jia, 2006).

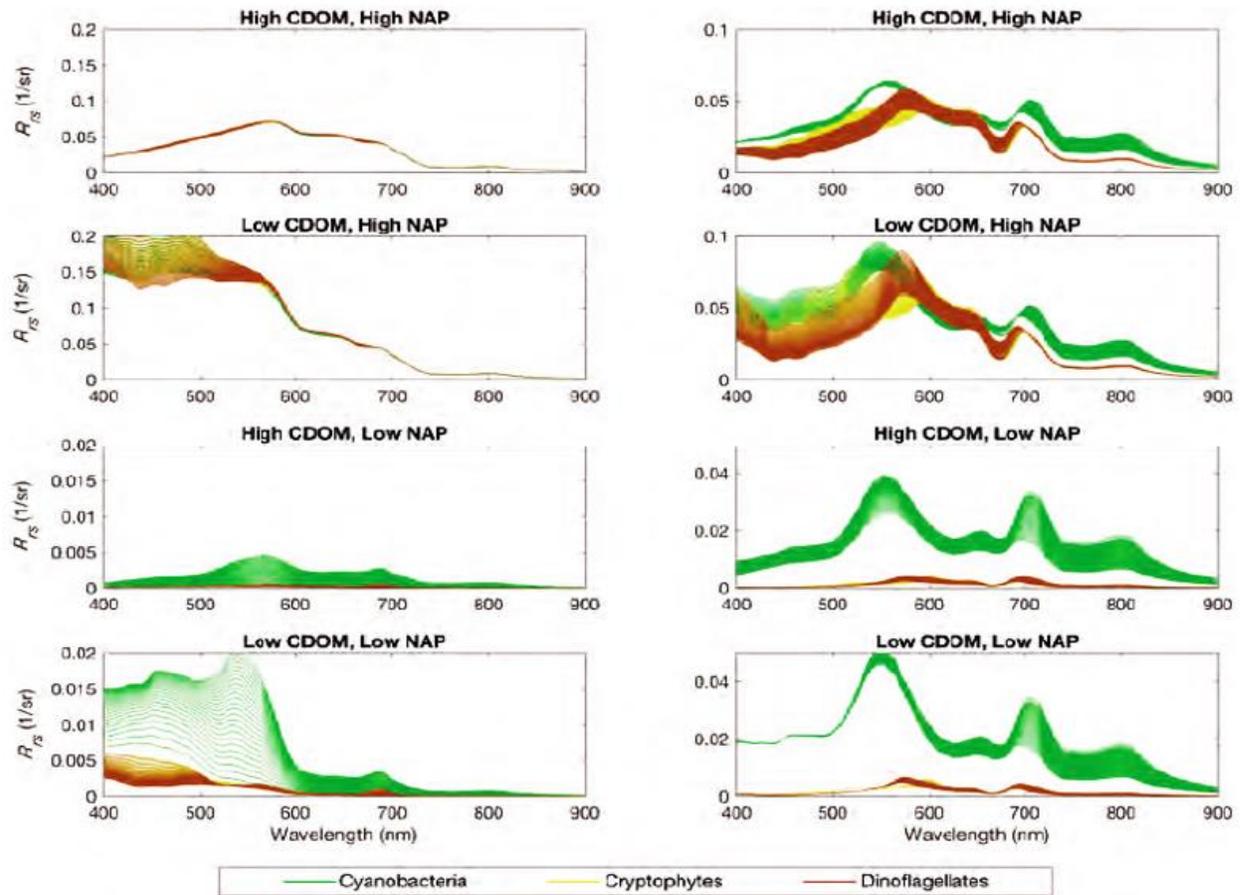


Figura 2.4: Reflectancia (R_{rs} : remote sensing reflectance) modelada para tres grupos de fitoplancton sometidos a distintas combinaciones de concentraciones de CDOM y NAP. El panel izquierdo indica bajos rangos de Chl-a (0,1 a 2,5 $\mu\text{g/l}$) y el panel derecho altas concentraciones de Chl-a (20 a 60 $\mu\text{g/l}$). Fuente: IOCCG, 2018.

Por otro lado, en la Figura 2.5 se observa la absorción (a) y dispersión (b_b) de agua pura, fitoplancton, CDOM, NAP y TSM (Materia Suspendeda Total). Como es de esperar, el fitoplancton tiene alta absorción a longitudes de onda corta y también un máximo de absorción entre los 600 y 700 nm , lo que iría en concordancia con los máximos de reflectancia en la región azul y roja. Asimismo, la materia total suspendida es la que muestra la mayor dispersión.

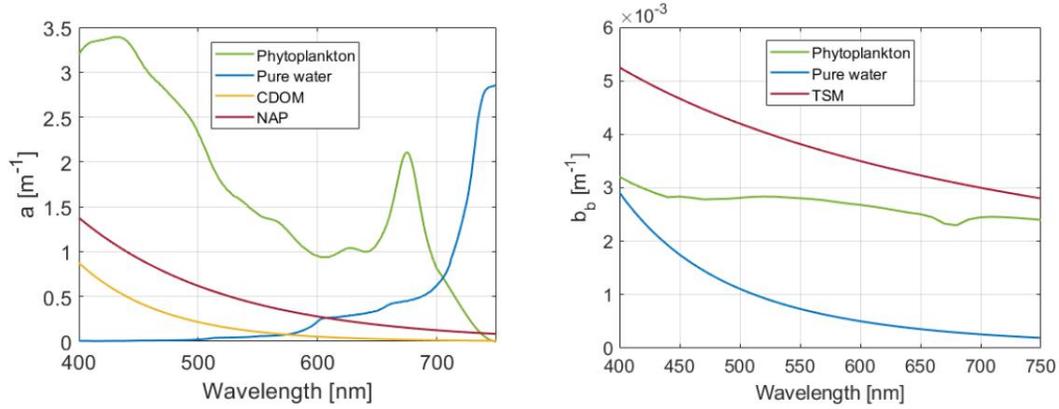


Figura 2.5: Coeficiente de absorción (izquierda) y dispersión (derecha) para fitoplancton, agua pura, CDOM, NAP y TSM. Fuente: Nouchi, 2018.

Los algoritmos empíricos de relación entre bandas, es decir, aquellos que se calibran a partir de mediciones in situ de Chl-a, son los más utilizados para modelar este parámetro (IOCCG, 2020). Estos algoritmos tienen la ventaja de ser de fácil implementación. No obstante, requieren una recalibración continua a medida que los factores ambientales alteran la relación entre los parámetros ópticos y biogeoquímicos.

Un algoritmo ampliamente utilizado corresponde al que se presenta en la Ecuación (2.5), donde para un píxel dado, la banda azul $R_{rs}(\lambda_{blue})$, ubicada entre los 443 y 520 nm, se normaliza en la banda verde $R_{rs}(\lambda_{green})$, cercana a los 555 nm. Dicha relación modela la concentración de Chl-a como un polinomio de cuarto orden, donde a_i con $i = \{0, \dots, 4\}$ son los coeficientes que deben calibrarse con mediciones de campo.

$$\log_{10} Chl-a = a_0 + \sum_{i=1}^{N=4} a_i \left(\log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{blue})}{R_{rs}(\lambda_{green})} \right) \right)^i \quad (2.5)$$

Este tipo de algoritmos que hacen uso de la razón azul-verde son los algoritmos oceanográficos de Chl-a, conocidos como *Ocean Chlorophyll Algorithms* (OCX) de la NASA que, por lo tanto, son principalmente aplicables en aguas Caso 1 dominadas por fitoplancton. Estos han sido calibrados para distintos sensores y presentan actualizaciones en sus coeficientes en base a nueva información disponible de Chl-a in situ que permite su recalibración.

El OC2 es un algoritmo derivado del set de datos de SeaWiFS Bio-optical Algorithm Mini-workshop (SeaBAM), el que corresponde a una ecuación cúbica polinomial modificada (Ecuación (2.6)), donde a_i con $i = \{0,1,2,3,4\}$ son los coeficientes calibrados en base a mediciones in situ de reflectancia y concentración de Chl-a (N=919) de diversos océanos.

$$Chl-a = 10^{a_0 + a_1 R_2 + a_2 R_2^2 + a_3 R_2^3} + a_4 ; \quad (2.6)$$

$$R_2 = \log_{10} \frac{R_{rs}(490)}{R_{rs}(555)}$$

La precisión del algoritmo fue evaluada con nuevas mediciones in situ de Chl-a, entregando un buen desempeño en aguas Caso 1 con Chl-a entre 0,03 y 1 [mg/m³], pero con una sobreestimación de Chl-a modelada a concentraciones mayores de Chl-a in situ.

Para solucionar lo anterior se añadieron 255 nuevas mediciones dando paso a la segunda versión del algoritmo: OC2v2. Posteriormente, la actualización al OC2v4 y al OC4v4 introdujo muchos más datos de calibración que sus versiones previas (N=2853), incluyendo mejores representantes de aguas oligotróficas y eutróficas (O'Reilly, 2000).

En Chile, Huovinen et al. (2019) estudiaron la variación estacional y espacial de turbidez, temperatura superficial y Chl-a en el Lago Panguipulli. Este lago es de tipo oligotrófico y está ubicado en el sur de Chile. Para evaluar patrones espaciales de Chl-a ocuparon imágenes Sentinel 2 y el algoritmo OC2v2. Su validación condujo a una sobreestimación de 0,5 [µg/l] en primavera y verano respecto a los datos in situ. Sin embargo, en palabras de los autores, al ser este originalmente un algoritmo estándar para las estimaciones de la distribución global de clorofila oceánica, los resultados se encontraron dentro del rango de las observaciones de campo, proporcionando así una precisión razonable.

En los últimos años, con la aparición de otros satélites y nuevos sets de datos de Chl-a in situ y reflectancia, los algoritmos oceanográficos evolucionaron a combinaciones de más bandas, calibradas para sensores específicos. Así fue dado a conocer por O'Reilly et al. (2019), presentando algoritmos calibrados para satélites como Landsat 8 OLI (OC3 OLI), Sentinel 3 OLCI (OC5 OLCI), entre otros. El set de datos utilizado para su calibración consiste en 2720 pares de datos observados de Chl-a y reflectancia R_{rs} que van desde los 0,012 a los 77,9 [mg m⁻³].

Ha, Koike et al. (2017) afirman que los sensores multiespectrales como Landsat TM, ETM+ y OLI con amplias bandas rojas y NIR centradas a 655 y 865 nm, respectivamente, no son adecuados para la estimación de Chl-a utilizando la relación de reflectancia roja y NIR. En cambio, la relación de reflectancia azul y verde de OLI puede dar una mejor estimación de Chl-a, particularmente para aguas altamente eutróficas e hipereutróficas, y en las que el efecto de CDOM en la reflectancia es despreciablemente menor que el pigmento de algas.

El estudio de estos autores se centró en el Lago del Oeste en Hanoi, capital de Vietnam, con el objetivo de determinar el mejor algoritmo para aguas hipereutróficas. Se seleccionaron 2 relaciones de banda verde-azul, una relación de banda roja-NIR y, finalmente, una relación de banda verde-rojo. Los resultados mostraron que la que mejor se ajustó a los datos de campo de Chl-a fue la relación verde-azul mediante un ajuste exponencial con $R^2=0,82$ y error estándar menor al 10%.

Por otro lado, Ha, Thao et al. (2017) evaluaron el desempeño de Sentinel 2 en el Lago Ba Be, sitio Ramsar de Vietnam. Este lago es de tipo mesotrófico según las concentraciones de nitrógeno y fósforo total, con concentraciones promedio de Chl-a que fluctúan en torno a los 3 [µg/l]. Estudiaron diferentes algoritmos de dos bandas: verde-azul, verde-rojo, NIR-rojo, y un algoritmo de 3 bandas NIR-rojo. La selección de estas razones de bandas se basa en que los algoritmos verde-azul son principalmente utilizados en aguas dominadas por fitoplancton, mientras que los algoritmos verde-rojo y NIR-rojo se ocupan en aguas con un mayor nivel de turbidez y CDOM. Los resultados concluyeron que el algoritmo verde-rojo fue el más apropiado. La justificación de esta elección se

sustenta en los altos valores de profundidad de disco Secchi medidos, que evidencian el potencial del máximo de reflectancia en la región verde, debido al efecto despreciable de sólidos suspendidos inorgánicos en este *peak*.

En esta misma línea, Xu et al. (2019) examinaron los patrones espaciales y temporales de turbidez, disco Secchi y concentración de Chl-a en lagos de Ohio, Kentucky e Indiana mediante imágenes Landsat 8 y Sentinel 2 en el período 2013-2017. En lugar de emplear nociones preconcebidas sobre las mejores bandas o combinaciones de bandas para modelar el parámetro de interés, se probaron todas utilizando un método de regresión lineal múltiple que seleccionara las variables mejor correlacionadas. Los resultados mostraron un mejor rendimiento de imágenes Sentinel 2 respecto a las Landsat 8, cuya explicación se centraría en la posición de las bandas de este último. Dado que la Chl-a exhibe fuerte absorción en las longitudes de onda azul (~433 nm) y roja (~686 nm), y alta reflectancia en el verde (~550 nm) y NIR (~715 nm), la longitud de onda en la cual está centrada la banda NIR de Landsat 8 (B5, 850-880 nm) no corresponde con la firma espectral de la Chl-a. En cambio, Sentinel 2 tiene bandas más apropiadas: B5 (~704 nm), B6 (~740 nm) y B7 (~780 nm).

En 2021, Sòria-Perpinyà et al. utilizaron los satélites Sentinel 2 y 3 para evaluar el desempeño de múltiples algoritmos en la estimación de Chl-a, CDOM, sólidos suspendidos totales y ficocianina en lagos y embalses de España. Los resultados obtenidos en los modelos de Chl-a se pueden resumir según lo indicado en la Tabla 2.3, donde se detallan aquellos algoritmos que mostraron el mejor desempeño. Es interesante notar que, en la validación de estos algoritmos, para valores de Chl-a superiores a 5 [µg/l], el coeficiente de determinación R² es del orden de 0,9, sin embargo, bajo los 5 [µg/l] el R² desciende a valores del orden de 0,5. Este estudio se ocupará para fijar un criterio de comparación con el desempeño de los algoritmos probados en el presente trabajo.

Tabla 2.3: Calibración y validación de algoritmos de Chl-a para satélites Sentinel 2 y 3. A los valores medidos de Chl-a se les aplicó log₁₀. Fuente: Sòria-Perpinyà et al. (2021).

| Rango | Sensor | Relación entre bandas | Calibración | Validación | |
|----------------|------------|--|----------------|----------------|-------------|
| | | | R ² | R ² | RMSE [µg/l] |
| Chl-a < 5 µg/l | Sentinel 2 | $\log_{10} [\max(R443; R492) / R560]$ | 0,68 | 0,55 | 0,94 |
| | Sentinel 3 | $\log_{10} [\max (R443; R490) / R560]$ | 0,69 | 0,57 | 0,92 |
| Chl-a > 5 µg/l | Sentinel 2 | R705/R665 | 0,93 | 0,91 | 35,16 |
| | Sentinel 3 | R709/R665 | 0,93 | 0,91 | 37,10 |

Para evitar la incertidumbre inicial sobre cuál algoritmo es más adecuado para un sistema acuático, Moore et al. (2014) proponen un método para clasificar según 7 clases las propiedades ópticas del agua. A partir de un set de datos de mediciones de reflectancia (Rrs) in situ de aguas costeras y continentales de origen español y estadounidense, derivan 7 grupos de tipos ópticos de agua como se observa en la Figura 2.6. Los tipos del 1 al 3 muestran reflectancias promedio bajas, sin máximos predominantes luego de los 600 nm,

no así del 4 al 7 que indican magnitudes espectrales más altas y máximos en la región roja-NIR.

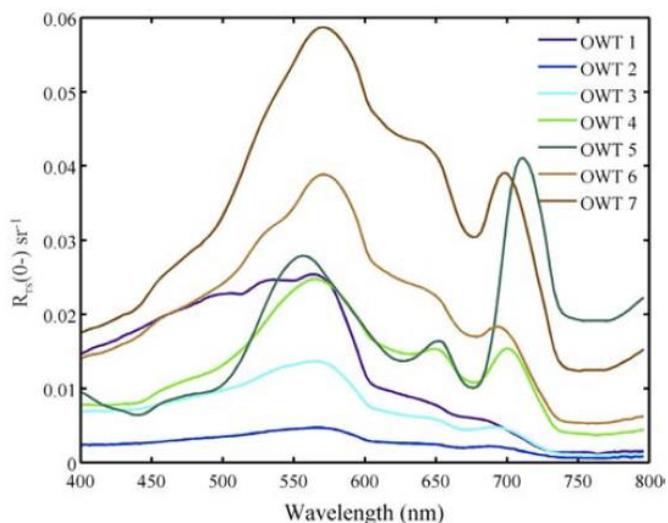


Figura 2.6: Reflectancia promedio de 7 tipos ópticos de agua (OWTs). Fuente: Moore et al., 2014.

Al agrupar las diversas características de los lagos según su tipo óptico se puede tener una primera aproximación a qué algoritmo estimaría de mejor manera su concentración de Chl-a, es decir, uno del tipo azul-verde o rojo-NIR. Moore et al. (2014) evalúan dos algoritmos: la sexta versión del algoritmo oceanográfico OC4 (azul-verde) y uno de 3 bandas de MERIS (rojo-NIR), donde sus resultados se aprecian en la Tabla 2.4.

Tabla 2.4: Resumen de concentraciones de Chl-a promedio y mejor algoritmo según tipo óptico de agua en base a Moore et al. (2014).

| OWT | Chl-a promedio [µg/l] | OC4v6 | Meris 3-Band |
|-----|-----------------------|-------|--------------|
| 1 | 1,97 | X | |
| 2 | 3,11 | X | |
| 3 | 6,62 | X | |
| 4 | 20,85 | | X |
| 5 | 206,37 | | X |
| 6 | 10,80 | X | |
| 7 | 36,00 | | X |

En el ámbito nacional, se tiene como precedente el trabajo realizado por el Centro de Ecología Aplicada en 2014. Se analizaron las firmas espectrales de numerosos lagos chilenos, determinando la distribución espacial de Chl-a y sólidos suspendidos. En el caso particular del lago Villarrica, la máxima reflectancia de las firmas espectrales de imágenes hiperespectrales está centrada en la longitud de onda 550 nm, mientras que las imágenes multiespectrales presentan un máximo en la banda azul.

Además, considerando su estado de oligotrofia, se evaluó la aplicabilidad del algoritmo oceanográfico OC3 para aguas Caso 1 con imágenes hiperespectrales de resolución espacial fina entre 2 y 5 m. Este algoritmo utiliza las bandas azul y verde, centradas en los 443 nm, 490 nm y 550 nm. Los resultados mostraron un error relativamente bajo, evidenciando el potencial de los algoritmos oceanográficos en el lago Villarrica.

2.3.6 Requerimientos de los sensores

Existen una gran cantidad y variedad de sensores disponibles para estimar parámetros de calidad de agua, y su elección depende de sus resoluciones espaciales, temporales, espectrales y radiométricas, las que se definen de la siguiente manera:

- **Resolución espacial:** Determina el rasgo más pequeño que una imagen puede detectar, define el tamaño del píxel en máxima resolución.
- **Resolución temporal:** Tiempo entre vistas consecutivas de la misma área de la Tierra. Debido a superposición parcial de franjas, un objeto puede ser visto con mayor frecuencia.
- **Resolución espectral:** Define el número y ancho de bandas. Típicamente el rango de longitud de onda aplicable en calidad de agua se extiende a través del dominio visible e infrarrojo cercano del espectro electromagnético, medible con sensores multiespectrales (miden un número pequeño y discreto de longitudes de onda) e hiperespectrales (miden de manera casi continua en la totalidad del espectro electromagnético).
- **Resolución radiométrica:** Describe el rango y número de valores de brillo discretos. Se expresa en términos de dígitos binarios o bits, para representar el rango de valores de brillo disponibles. Una mayor resolución radiométrica agrega una mayor sensibilidad al detectar la señal (Richards & Jia, 2006).

A continuación, se presentan los requerimientos que deben cumplir los sensores en la teledetección de parámetros de calidad de agua a partir de lo reportado por IOCCG (2018):

Recomendaciones en la resolución espacial

Para obtener un píxel válido sobre un cuerpo de agua pequeño en relación con el tamaño del píxel, se requieren 3x3 o 4x4 píxeles que quepan dentro los límites del cuerpo de agua.

Recomendaciones en la resolución temporal

En promedio, solo uno o dos tercios de las imágenes tomadas en áreas específicas son adecuadas para su análisis debido a condiciones climáticas adversas y de la interfaz aire-agua. Muchas imágenes se rechazan porque son afectadas por las condiciones atmosféricas (neblina, polvo o nubes), efectos de ángulo solar bajo debido a la estación o latitud, y efectos de brillo del sol/cielo en la superficie del agua.

Dentro de las soluciones para aumentar el muestreo temporal se puede considerar hacer uso de los sensores MODIS Terra y Aqua o las series Sentinel 2 y 3.

Recomendaciones en la resolución espectral

La determinación de los requerimientos espectrales en la estimación de parámetros de calidad de agua se basa en el uso de información espectral medida en campo y simulada, para identificar rangos de actividad de sustancias ópticamente activas en aguas continentales y oceánicas, así como en las recomendaciones que se pueden obtener de la literatura.

En cuerpos de agua de baja reflectancia, la alta absorción de CDOM en el rango azul del espectro electromagnético impide el uso de bandas azules para detectar el *peak* de reflectancia azul de Chl-a, por lo que se hace necesaria su detección en la región roja del espectro electromagnético. Por lo anterior, un sensor óptimo de calidad de agua debería presentar idealmente muchas bandas espectrales estrechas.

Dado que existen múltiples sensores que son potencialmente útiles en calidad de agua, en la Tabla 2.5 se resumen algunos de ellos en base a lo reportado por el IOCCG (2018) junto con sus principales características y aplicación en la obtención de Chl-a. Se observa que, en particular, las series Sentinel 2 y 3 se describen como sensores adecuados y altamente adecuados, respectivamente.

Tabla 2.5: Sensores y su aplicabilidad en calidad de agua.

■ =altamente adecuado, ■ =adecuado, ■ =potencial. Fuente: IOCCG (2018).

| Sensor | Resolución espacial | Bandas espectrales | Tiempo de revista | Costo | Fecha inicio | Chl-a |
|-----------------|---------------------|--------------------|--------------------------------|----------|--------------|-------|
| LANDSAT 1-7 | 30 m | 4 | 16 días | Gratuito | 1972 | ■ |
| MODIS-A y T | 1 km | 9 | Diaria | Gratuito | 1999 | ■ |
| MODIS-A y T | 500 m | 2 | Diaria | Gratuito | 1999 | ■ |
| MODIS-A y T | 250 m | 2 | Diaria | Gratuito | 1999 | ■ |
| LANDSAT 8 | 30 m | 5 | 16 días | Gratuito | 2013 | ■ |
| Sentinel 2 MSI | 10 m a 60 m | 13 | 10 días (5 días con S2A y S2B) | Gratuito | 2015 | ■ |
| Sentinel 3 OLCI | 300 m | 21 | 2 días | Gratuito | 2016 | ■ |

2.3.7 Comentarios

En la revisión bibliográfica desarrollada, se pueden encontrar variados algoritmos de relación de bandas para aplicar un método empírico que modele los patrones espaciales y temporales de Chl-a en un lago. Sin embargo, no es posible definir una sola ecuación universal y común aplicable a cualquier tipo de lago, tal que modele de manera precisa el parámetro de interés, debido a que su calibración está sujeta a las propiedades ópticas propias del sistema lacustre en estudio.

La Chl-a se caracteriza por máximos de reflectancia que se desplazan en el rango azul/verde y rojo/infrarrojo cercano del espectro electromagnético, según el grado en que su firma espectral sea perturbada por la presencia de TSM y/o CDOM. En consecuencia, es importante realizar un análisis que evalúe más de una combinación de bandas, y emplear el modelo que evidencie el mejor ajuste. Gracias al precedente del CEA (2014) que situaba al lago Villarrica en el rango oligotrófico y con máximos de reflectancia en la región azul y verde del espectro electromagnético, se podría esperar que los algoritmos que hacen uso de estas bandas sean los más adecuados para este lago. Esta hipótesis deberá corroborarse, con el objetivo de determinar cuál es el algoritmo que representará de la manera más idónea el estado trófico del lago Villarrica

Cada sensor presenta ventajas o desventajas propias de sus especificaciones técnicas, lo que conduce a un *trade-off* entre los instrumentos satelitales disponibles, pues mientras algunos poseen una mayor frecuencia temporal, también pueden tener una menor resolución espacial o espectral, y viceversa. Por lo tanto, se ocupará más de una fuente de información satelital, para evaluar su desempeño y poder discernir entre la mejor opción o verificar qué tan bien se complementan, en base a las características del lago estudiado. En el caso de esta investigación, se abordarán las series Sentinel 2 y 3, ya que la resolución temporal, espectral y espacial de ambos satélites son potencialmente útiles para la teledetección de Chl-a en el lago Villarrica.

3. Caso de estudio

3.1 Descripción de la zona geográfica

La zona de estudio corresponde al lago Villarrica, el cual está ubicado en la provincia de Cautín, entre las ciudades Pucón y Villarrica, Región de la Araucanía, Chile. Su agua ha sido represada, como en la mayoría de los lagos del sur, por una morrena terminal de la última glaciación (Niemeyer, 1980). Su principal afluente es el río Trancura (Pucón) y su principal efluente el río Toltén.

Pertenece a la hoya hidrográfica del río Toltén, particularmente a la cuenca del lago Villarrica (Figura 3.1). Esta última está conformada por las comunas de Pucón, Cunco, Villarrica y Curarrehue.

El lago Villarrica tiene una superficie de 176 km^2 , una altitud de 230 m.s.n.m. y una profundidad máxima de 165 m. En la zona pelágica oeste del lago se ubica la isla Aillaquillén.

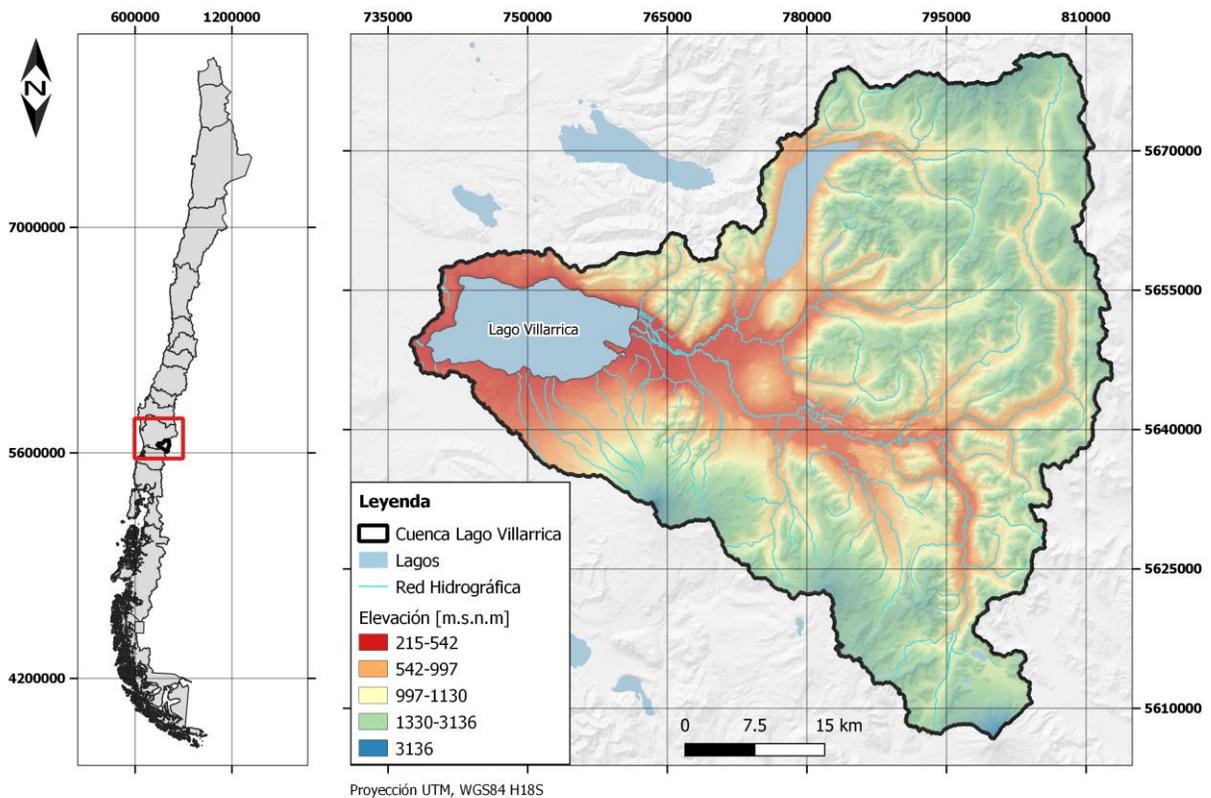


Figura 3.1: Cuenca del lago Villarrica. Fuente: Elaboración propia.

3.2 Antecedentes hidrodinámicos

El lago Villarrica es de tipo monomítico temperado, es decir, presenta marcada estratificación en verano y mezcla vertical durante el invierno, con un tiempo de renovación hidráulica de 2 a 4 años (MMA, 2020a).

Tiene dos períodos de transición de comienzo y decline en la estratificación durante las temporadas de primavera y otoño, respectivamente. El epilimnion se desarrolla entre los 0 y 15 m, el metalimnion entre los 15 y 30 m, y el hipolimnion a una profundidad mayor que 30 m (DGA, 2014).

La zona se caracteriza por fuertes vientos de dirección este, conocido como viento Puelche, de carácter cálido y seco. En el 2005, Meruane estudió cabalmente este fenómeno, determinando que los episodios de viento Puelche ayudaron a aumentar la concentración de fósforo en superficie a raíz de la mezcla vertical en la columna de agua, generándose un nuevo caso de floración algal luego de finalizado cada uno de estos eventos. También concluyó que se esperaría encontrar una mayor concentración de nutrientes en los bordes del lago producto de la resuspensión de nutrientes desde el lecho luego de un episodio de viento fuerte.

Dichos eventos de viento fuerte son una condición forzante sobre la estructura térmica vertical del lago. La termoclina, ubicada a 20 m de profundidad, genera una capa térmica superior a 20°C y una inferior a 10°C. Estos eventos inducen una inclinación importante de esta, donde la zona occidental presenta la temperatura de la capa térmica superior mientras que la zona oriental presenta la temperatura de la capa térmica inferior (Galaz, 2020).

3.3 Antecedentes sobre condición trófica

Entre 2000 y 2013 el lago Villarrica presentó una condición de oligo-mesotrofia (DGA, 2014), la cual ha perdurado a 2017, ya que su TSI de 31,9 lo situaba en el rango meso oligotrófico ($30 < \text{TSI} < 40$), además de una tendencia a empeorar su estado trófico a través de los años (DGA, 2018).

En base a un estudio realizado por la DGA (2014), el lago Villarrica es un lago que presenta limitación en la producción biológica por fósforo durante el período de mezcla y por nitrógeno durante el período de estratificación, ya que la disminución en la concentración de oxígeno produce abandono de nitrógeno gaseoso hacia la atmósfera, generando la disminución y limitación de este nutriente para los ensambles biológicos durante el verano.

Este mismo estudio señala que pese a su condición oligotrófica en cuanto a concentración de Chl-a, los niveles detectados de nitrógeno inorgánico en verano y fósforo el resto del año, conllevan una gran potencialidad de este sistema para aumentar su nivel trófico en cualquier época del año.

Las fuentes emisoras de tipo puntual y difusa que ingresan al lago, y que son causantes de los procesos de eutrofización que experimenta este cuerpo de agua, corresponden a las pisciculturas, la planta de tratamiento de aguas servidas de Pucón, alcantarillado en Curarrehue, coberturas de uso de suelo de tipo natural y antrópico, y aguas residuales domiciliarias sin saneamiento en zonas urbanas, rurales y en el borde del lago (MMA, 2020b).

En la historia del lago Villarrica se han reportado distintas floraciones algales, las cuales no coinciden necesariamente con las fechas en que se realizan campañas de muestreo por la DGA (Vigilantes del lago, 2020a). Diversos factores influyen en la proliferación de algas, entre ellos las altas temperaturas, alta irradiación solar, ingreso de nutrientes como fósforo y nitrógeno, y también parámetros hidrodinámicos tales como

procesos de mezcla y tiempo de residencia. Este crecimiento de microalgas repercute en la disminución de oxígeno del agua, reducción de la transparencia e incluso aumento de toxinas que pueden afectar la biota acuática y la salud humana (MMA, 2020a). Por lo anterior, se hace imprescindible monitorear continuamente la calidad de sus aguas.

3.4 Antecedentes normativos del lago Villarrica

El lago Villarrica está normado por el Decreto 19 del Ministerio del Medio Ambiente (2013), el que establece las normas secundarias de calidad ambiental (NSCA) para la protección de las aguas superficiales del lago Villarrica. Su objetivo es prevenir un aumento acelerado de su estado trófico por actividad antrópica dentro de la cuenca hidrográfica.

Este decreto establece 6 áreas de vigilancia para su fiscalización y cumplimiento, las que corresponden a la zona pelagial (desde el veril 25 metros hacia el centro del lago) y las zonas litorales Norte, Sur, Pucón, Villarrica y el sector de bahía La Poza. Los niveles de calidad en estas áreas se presentan en la Tabla 3.1.

En 2018, por Decreto 43 del Ministerio del Medio Ambiente, la cuenca del lago Villarrica fue declarada zona saturada por Chl-a, transparencia y fósforo disuelto. En consideración de lo anterior, comenzó la elaboración del Plan de Descontaminación por Resolución Exenta N°1066/2018 del MMA, con el objetivo de recuperar los niveles señalados en la NSCA.

Entre las medidas que incluye dicho plan de descontaminación se pueden mencionar aquellas que buscan reducir el ingreso de nutrientes al lago, como el saneamiento de aguas servidas en áreas rurales y urbanas de la cuenca, la retención de nutrientes y sedimentos a través de forestación, reforestación y restauración de la vegetación ripariana, una norma de emisión por carga de fósforo total para el sector acuícola, una norma de emisión para las plantas de tratamiento de aguas servidas, entre otras (MMA, 2020a).

Tabla 3.1: Resumen de niveles de calidad por áreas de vigilancia en el lago Villarrica.

Fuente: Decreto 19 MMA, 2013.

| Parámetro | Unidad | Criterio | Zona Pelagial | Zona Litoral (La Poza, Pucón, Norte, Sur, Villarrica) |
|-----------------------------|---------------|-----------------|----------------------|--|
| Trofia deseada | - | - | Oligotrófico | Oligomesotrófico |
| Transparencia Secchi | m | Promedio anual | ≥9 | ≥7 |
| | | Mínimo | ≥5 | ≥4 |
| Chl-a | μg/l | Promedio anual | ≤3 | ≤5 |
| | | Máximo | ≤6 | ≤10 |
| Fósforo total | mg/l | Promedio anual | ≤0,01 | ≤0,015 |
| | | Máximo | ≤0,015 | ≤0,025 |
| Nitrógeno total | mg/l | Promedio anual | ≤0,15 | ≤0,15 |
| | | Máximo | ≤0,2 | ≤0,3 |

3.5 Períodos de estudio

Ante el interés de estudiar un período con fecha posterior al año 2017, y que de esta manera coincida con los años en que hay disponibilidad de imágenes Sentinel 2 (S2) y Sentinel 3 (S3) para su análisis, se selecciona el período 2018-2019 y un evento particular de florecimiento de algas en 2020. El primer período es una etapa exploratoria para evaluar algoritmos de detección de Chl-a, mientras que el segundo se analiza con la intención de aplicar el algoritmo con mejor desempeño, describir de manera completa el evento y poder estudiar patrones de distribución de las microalgas en el lago.

3.6 Fuentes de información in situ

3.6.1 Parámetros de calidad de agua

Los datos de calidad de agua, en especial los de Chl-a in situ necesarios para la realización de esta memoria, son facilitados por el Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos de la Dirección General de Aguas.

En el caso del período 2018-2019, las muestras puntuales se obtienen desde 7 estaciones de monitoreo que se especifican en la Tabla 3.2 y cuya ubicación geográfica se observa en la Figura 3.2.

Por otro lado, en diciembre de 2019, la DGA instaló una sonda de monitoreo continuo en el sector La Poza. En la Tabla 3.3 se presentan las características de dicha sonda, la cual obtiene datos de fluorescencia de Chl-a cada media hora, ideal para la detección de floraciones algales. La información entregada por esta sonda será utilizada en la descripción del caso de florecimiento de algas reportado en 2020.

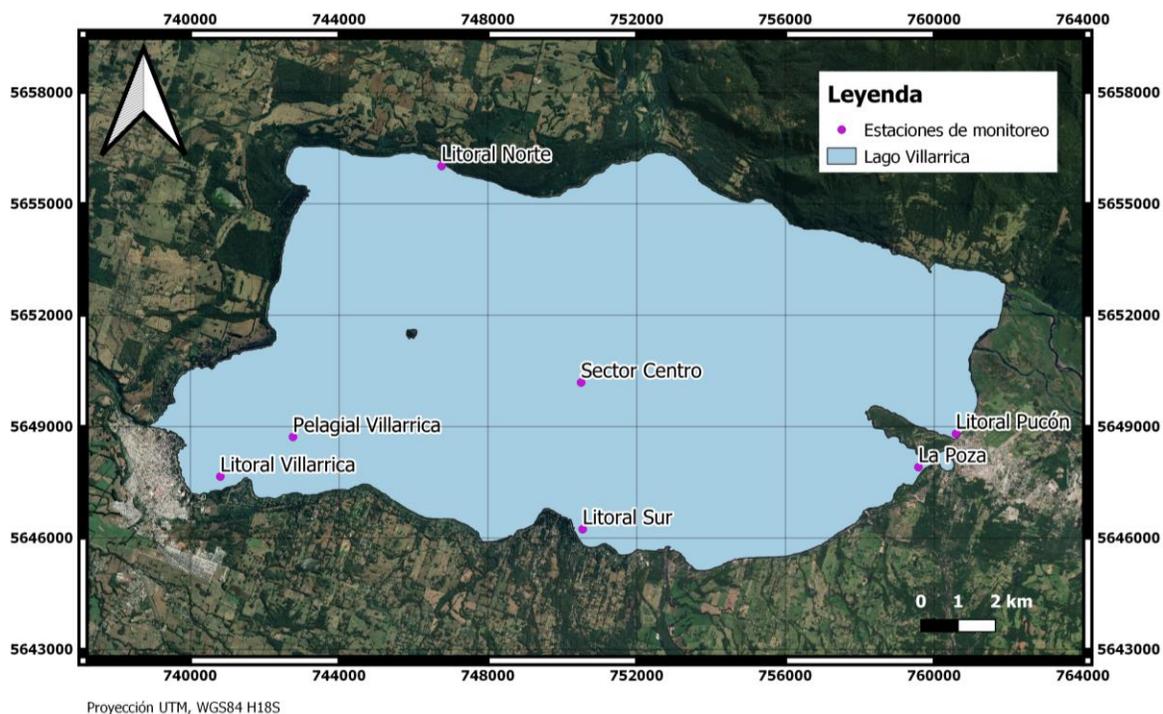


Figura 3.2: Estaciones de monitoreo vigentes en el lago Villarrica. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.2: Estaciones de monitoreo de calidad de agua en el lago Villarrica.

| Nombre | Código BNA | Estado | Latitud [°] | Longitud [°] |
|---------------------|-------------------|---------------|--------------------|---------------------|
| Pelagial Villarrica | 09420005-9 | Vigente | -39,28 | -72,19 |
| La Poza | 09420007-5 | Vigente | -39,28 | -71,99 |
| Sector Centro | 09420010-5 | Vigente | -39,26 | -72,10 |
| Litoral Villarrica | 09420011-3 | Vigente | -39,29 | -72,21 |
| Litoral Sur | 09420012-1 | Vigente | -39,30 | -72,09 |
| Litoral Pucón | 09420013-K | Vigente | -39,27 | -71,98 |
| Litoral Norte | 09420014-8 | Vigente | -39,21 | -72,14 |

Tabla 3.3: Características de sonda de medición continua.

| Sector | Latitud [°] | Longitud [°] | Fecha inicio | Profundidad [cm] | Tipo |
|----------------|--------------------|---------------------|---------------------|-------------------------|------------------|
| La Poza | -39,28 | -71,99 | 06-12-2019 | 50 | Ysi Modelo Exo 2 |

3.6.2 Información meteorológica

En base a las fuentes de información meteorológica disponibles para los períodos en estudio, se seleccionan las estaciones Huisapi y Villarrica, pertenecientes al Instituto de Investigaciones Agropecuarias² y a la Dirección Meteorológica de Chile³, respectivamente. La ubicación geográfica de ambas se presenta en Figura 3.3 y en la Tabla 3.4 sus atributos respectivos.

La estación Huisapi es de utilidad para acceder a los datos de temperatura diaria durante el período 2018-2019, los que permiten corregir atmosféricamente las imágenes Sentinel 3 como será detallado más adelante. Por su parte, la estación Villarrica aporta información de viento a 10 metros de altura, temperatura y humedad relativa, tanto para corregir las imágenes S3, como para caracterizar las condiciones meteorológicas del evento de floración algal en 2020.

² Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA): <https://agrometeorologia.cl/>

³ Dirección Meteorológica de Chile (DMC): <https://climatologia.meteochile.gob.cl/>

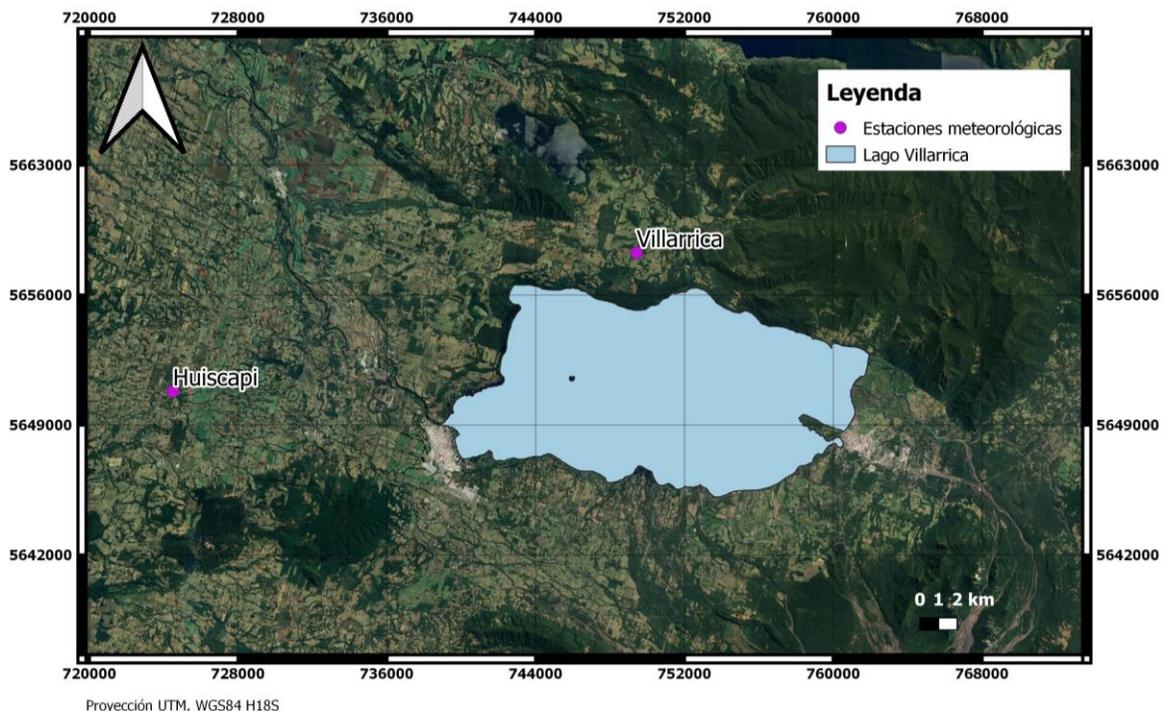


Figura 3.3: Estaciones meteorológicas cercanas al lago Villarica. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.4: Características de las estaciones meteorológicas.

| Nombre | Código Nacional | Fecha inicio | Latitud [°] | Longitud [°] | Altitud [m.s.n.m] | Propietario |
|------------------|-----------------|--------------|-------------|--------------|-------------------|-------------|
| Villarica | 390028 | 01/10/2015 | -39,189 | -72,112 | 393 | DMC |
| Huiscapí | 390035 | 14/02/2015 | -39,263 | -72,398 | 266 | INIA |

3.7 Condición trófica del lago Villarica

En esta sección se realiza un análisis de las mediciones de campo recolectadas desde las estaciones de monitoreo de calidad de agua de la DGA presentadas en la sección anterior, poniendo énfasis en los datos de Chl-a, los cuales corresponden al tema central a estudiar durante esta memoria.

3.7.1 Período 2018-2019

En el período 2018-2019 se tiene un total de 42 muestras puntuales de Chl-a analizadas en laboratorio, 14 para el año 2018 y 28 para el año 2019. Estas muestras se recolectaron en 6 campañas realizadas en las épocas de primavera y verano.

Los datos que se utilizan en la calibración y validación de los modelos son aquellos correspondientes a Chl-a medida en superficie, por lo que en la Tabla 3.5 se presentan los valores promedios, máximos y mínimos de Chl-a superficial, donde el promedio anual es

de 2,5 [$\mu\text{g/l}$] y 1,8 [$\mu\text{g/l}$] en 2018 y 2019, respectivamente, situando al lago Villarrica en un estado oligotrófico según la clasificación de Smith et al. (1999).

En la Figura 3.4 se muestra mediante diagramas de caja la evolución temporal de Chl-a superficial y transparencia de disco Secchi. Como se puede observar, existe concordancia entre ambas variables, donde a mayor concentración de Chl-a existe una menor transparencia en el lago. En octubre de 2018 se registran los valores de Chl-a y transparencia más extremos del período, alcanzando un promedio de 4,2 [$\mu\text{g/l}$] de Chl-a y también 4,2 [m] de transparencia, posicionando al lago en estado mesotrófico según Smith et al. (1999).

Tabla 3.5: Valores promedios, máximos y mínimos de Chl-a superficial para los años 2018 y 2019 en el lago Villarrica.

| Chl-a | | | | | | | |
|--------------|-----------|--------------|----------------|--|--|--|--|
| Año | Nº | Época | Fecha | Promedio [$\mu\text{g/l}$] | Máx. [$\mu\text{g/l}$] | Mín. [$\mu\text{g/l}$] | Promedio Anual [$\mu\text{g/l}$] |
| 2018 | 14 | Verano | 27, 28 feb. | 0,8 | 1,2 | 0,3 | 2,5 |
| | | Primavera | 23, 24 oct. | 4,2 | 5,3 | 1,7 | |
| 2019 | 28 | Verano | 28, 29 ene. | 2,4 | 3,7 | 0,8 | 1,8 |
| | | | 26, 27 feb. | | | | |
| | | Primavera | 19, 20 nov. | 1,2 | 2,2 | 0,4 | |
| | | | 3, 4 dic. | | | | |

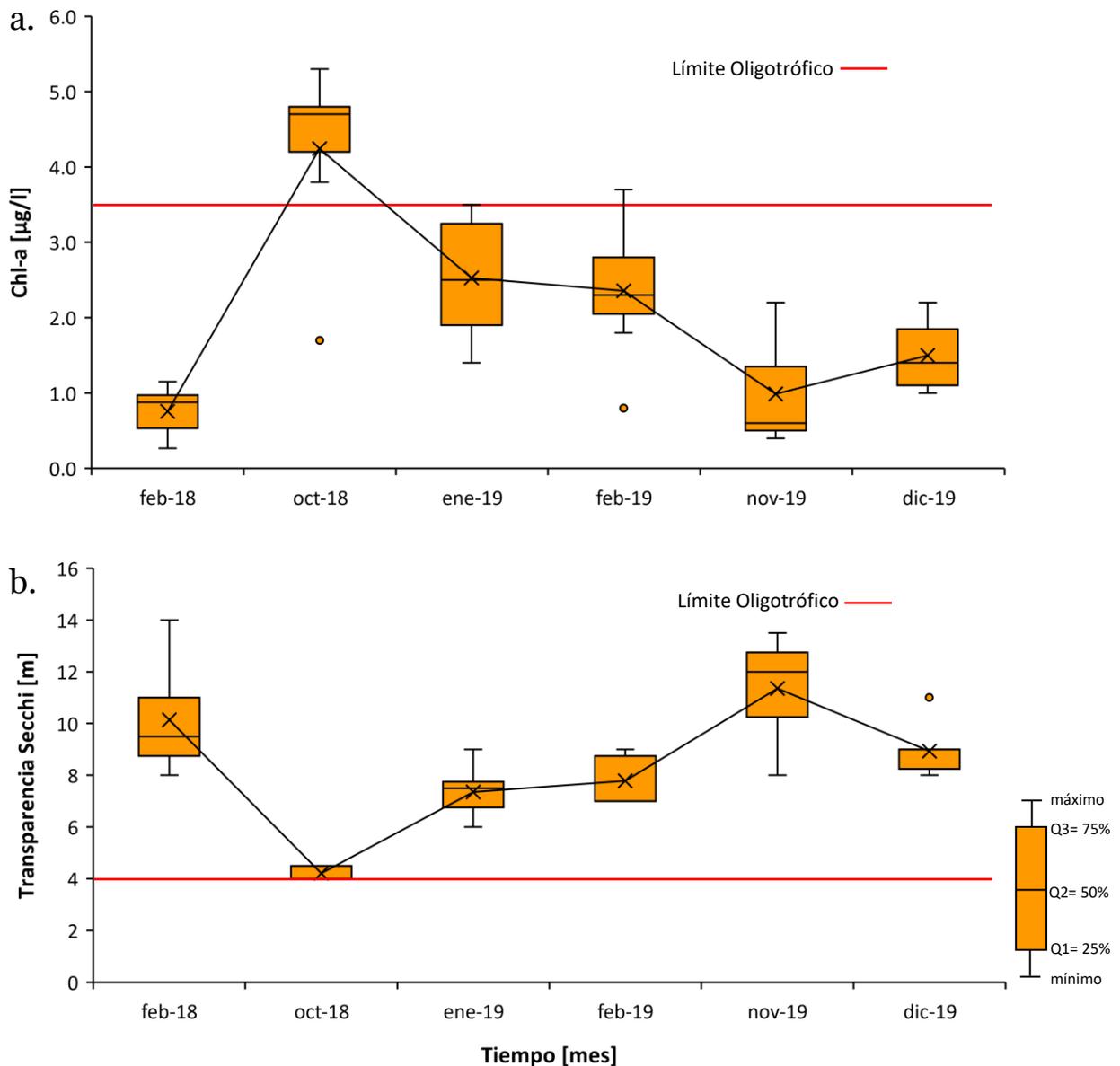


Figura 3.4: Diagrama de cajas de la evolución temporal de (a) Chl-a superficial y (b) transparencia Secchi durante las campañas realizadas en 2018 y 2019. La línea que une cada caja indica valores promedio. Los puntos son valores atípicos. El límite oligotrófico es en base a Smith et al. (1999).

Por otro lado, para verificar el cumplimiento de la NSCA por Chl-a y transparencia Secchi se sigue lo dispuesto por la SMA (2017), donde las concentraciones de Chl-a medidas a diferente profundidad se ponderan según cual sea el volumen representativo de estas en la columna de agua. De esta forma, como se observa en la Tabla 3.6, los valores de Chl-a promedio 2018-2019 se encuentran dentro de lo dispuesto en la normativa para todas las áreas de vigilancia, no así los valores de transparencia Secchi, donde las áreas de vigilancia Pelagial y Litoral Pucón no cumplen la norma por encontrarse bajo el límite impuesto de 9 m para la primera y 7 m para la segunda (ver Tabla 3.7). También hay que

mencionar que es el área de vigilancia de litoral La Poza la que registra la mayor concentración de Chl-a en todo el lago, con un valor promedio de 4,3 [µg/l].

Tabla 3.6: Verificación de cumplimiento de NSCA para Chl-a.

| Fecha campaña | Chl-a [µg/l] | | | | | |
|---------------------------|-----------------|---------------|---------------|--------------------|-------------|-----------------|
| | Pelagial Centro | Litoral Pucón | Litoral Norte | Litoral Villarrica | Litoral Sur | Litoral La Poza |
| Febrero 2018 | 0,8 | 1,8 | 1,7 | 1,8 | 0,8 | 1,8 |
| Octubre 2018 | 2,5 | 1,2 | 4,1 | 4,6 | 4,0 | 6,7 |
| Enero 2019 | 0,9 | 2,9 | 4,0 | 2,6 | 3,0 | 3,9 |
| Febrero 2019 | 1,7 | 2,6 | 3,0 | 4,4 | 2,6 | 4,5 |
| Noviembre 2019 | 2,8 | 2,1 | 1,6 | 1,5 | 1,1 | 3,3 |
| Diciembre 2019 | 2,2 | 2,0 | 1,2 | 1,5 | 1,6 | 5,8 |
| NSCA promedio | ≤3 | ≤5 | ≤5 | ≤5 | ≤5 | ≤5 |
| Promedio 2018-2019 | 1,8 | 2,1 | 2,6 | 2,7 | 2,2 | 4,3 |

Tabla 3.7: Verificación de cumplimiento de NSCA para transparencia. En color naranja se resaltan aquellas áreas de vigilancia que no cumplen la norma.

| Fecha campaña | Transparencia Secchi [m] | | | | | |
|---------------------------|--------------------------|---------------|---------------|--------------------|-------------|-----------------|
| | Pelagial Centro | Litoral Pucón | Litoral Norte | Litoral Villarrica | Litoral Sur | Litoral La Poza |
| Febrero 2018 | 8,5 | 8,0 | 14,0 | 9,5 | 11,5 | 10,5 |
| Octubre 2018 | 4,0 | 4,0 | 4,0 | 4,5 | 4,5 | 4,0 |
| Enero 2019 | 9,0 | 6,0 | 7,5 | 8,0 | 6,5 | 7,0 |
| Febrero 2019 | 9,0 | 7,0 | 7,0 | 7,0 | 8,5 | 9,0 |
| Noviembre 2019 | 13,5 | 8,0 | 13,0 | 12,0 | 12,0 | 8,5 |
| Diciembre 2019 | 8,0 | 8,0 | 8,5 | 9,0 | 11,0 | 9,0 |
| NSCA promedio | ≥9 | ≥7 | ≥7 | ≥7 | ≥7 | ≥7 |
| Promedio 2018-2019 | 8,7 | 6,8 | 9,0 | 8,3 | 9,0 | 8,0 |

3.7.2 Evento de florecimiento de algas 2020

En un reporte emitido por la Dirección General de Aguas en 2020 se señala la presencia de microalgas en marzo de ese año en el sector de bahía La Poza. Al aplicar transformada de Fourier sobre la serie de tiempo de fluorescencia de Chl-a entre enero y abril de 2020, se obtiene el espectro de densidad de potencia (PSD, Power Spectral Density), el cual permite identificar frecuencias más energéticas en la señal. En la Figura 3.5, el espectro muestra un período dominante de 1 día, lo que se explica por un ciclo diario en la Chl-a causado por la fotoinhibición que experimenta durante el día por la radiación excesiva, alcanzando su máximo en algún momento de la noche (DGA, 2020). Luego, se observa una componente energética de 36 días, que podría estar asociada a la diferencia de un mes entre las tendencias crecientes de Chl-a que se registraron en el período. Por último, hay dos períodos energéticos de magnitudes similares de 12 y 7 días, que pueden explicarse porque entre enero y febrero los máximos de Chl-a se observan más alejados entre sí, no así en marzo, donde cada semana hay un nuevo máximo registrado en la fluorescencia de Chl-a.

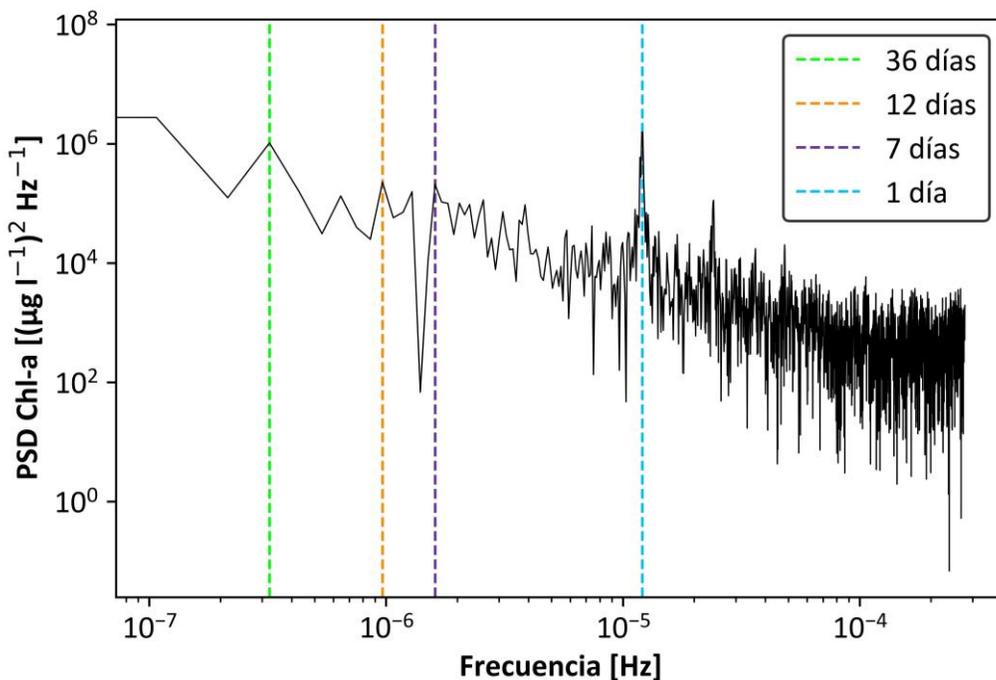


Figura 3.5: Espectro de energía de la Chl-a entre enero y abril de 2020 en estación La Poza.

La fluorescencia asociada a la Chl-a presenta oscilación entre el día y la noche, registrándose valores menores en el día, ya que experimenta fotoinhibición (ver Figura 3.6). Este fenómeno ocurre, ya que las microalgas se adaptan para minimizar daños a nivel celular producto de una alta radiación solar, disipando la radiación excesiva en formas alternativas a la fluorescencia, por ejemplo, mediante el transporte de calor o de electrones a nivel celular (CEA, 2014). Por lo anterior, de los datos registrados por la boya de medición continua se seleccionan sólo datos nocturnos entre las 6:00 y 21:00 hrs, siguiendo la metodología dispuesta por la DGA (2020).

En la Figura 3.7 se observa la serie temporal nocturna de fluorescencia de Chl-a con datos filtrados entre el 1 de enero y 30 de abril de 2020. Desde el 20 de febrero existe una tendencia creciente bien marcada en la Chl-a, comenzando cerca de los 3 [$\mu\text{g}/\text{l}$] para alcanzar un máximo al 23 de marzo con valores cercanos a los 12 [$\mu\text{g}/\text{l}$], superando la NSCA. Posteriormente, existe una disminución en la Chl-a, manteniéndose bajo los 4 [$\mu\text{g}/\text{l}$] hasta fines de abril.

Los datos recolectados por la sonda no son extrapolables a otras zonas del lago, por lo que en este trabajo se realizará una descripción espacial y temporal del florecimiento algal ocupando percepción remota.

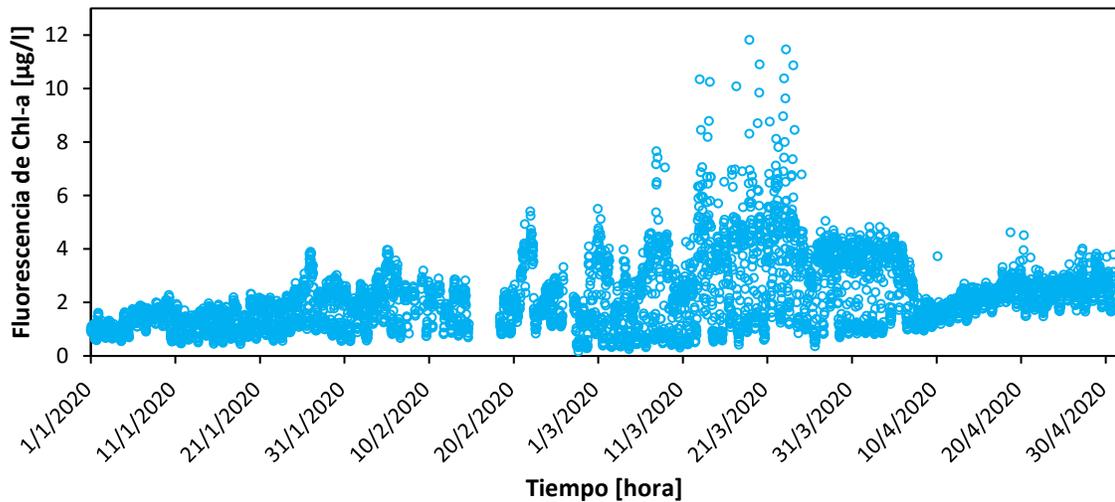


Figura 3.6: Datos diurnos y nocturnos de fluorescencia de Chl-a entre el 1 de enero y 30 de abril de 2020.

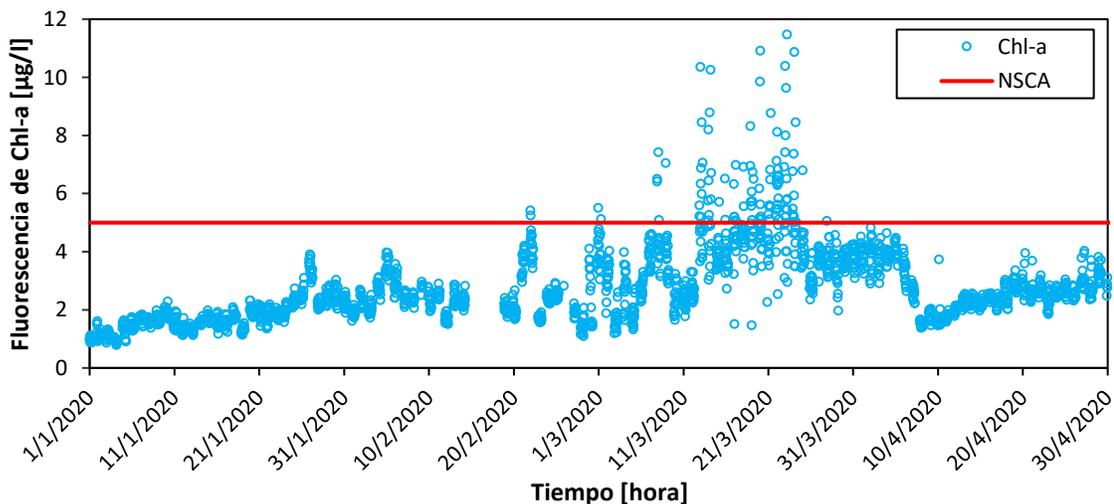


Figura 3.7: Datos nocturnos de fluorescencia de Chl-a entre las 21:00 y 6:00 hrs. desde el 1 de enero hasta el 30 de abril de 2020.

3.8 Condiciones meteorológicas

En esta sección se analizan los datos meteorológicos descargados desde las estaciones Huis capi y Villarrica.

Los datos de temperatura entre enero de 2018 y diciembre de 2019 de la estación Huis capi se observan en la Figura 3.8. La serie sigue un ciclo estacional, presentando máximos de temperatura en verano y mínimos en invierno, con una temperatura media anual de 11°C.

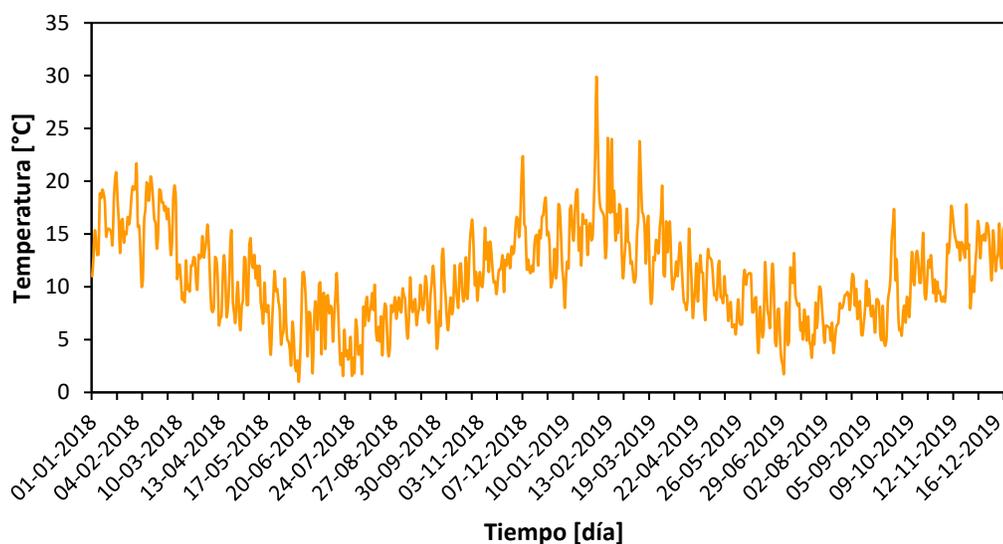


Figura 3.8: Serie diaria de temperatura en la estación Huis capi.

Por otro lado, la información obtenida desde la estación Villarrica permite caracterizar las condiciones meteorológicas entre enero y abril de 2020.

En la Figura 3.9 se observa la rosa de vientos que indica la distribución de velocidad a 10 metros de altura y dirección del viento para los meses mencionados previamente, donde de acuerdo con la convención utilizada se considera que el viento es de dirección norte a los 0°, este a los 90°, sur a los 180° y oeste a los 270°. Durante enero y febrero el viento proviene principalmente del oeste, oscilando entre el noroeste y suroeste, mientras que en marzo y abril el viento presenta una componente más marcada en la dirección noroeste. Si bien se logran alcanzar velocidades de casi 10 [m/s] en la totalidad del período, la mayor parte del tiempo rondan los 4 [m/s]. Sin embargo, destacan tres eventos donde el viento proviene del este y alcanza altas velocidades, los que del análisis meteorológico se desprende que corresponden a tres eventos de viento Puelche.

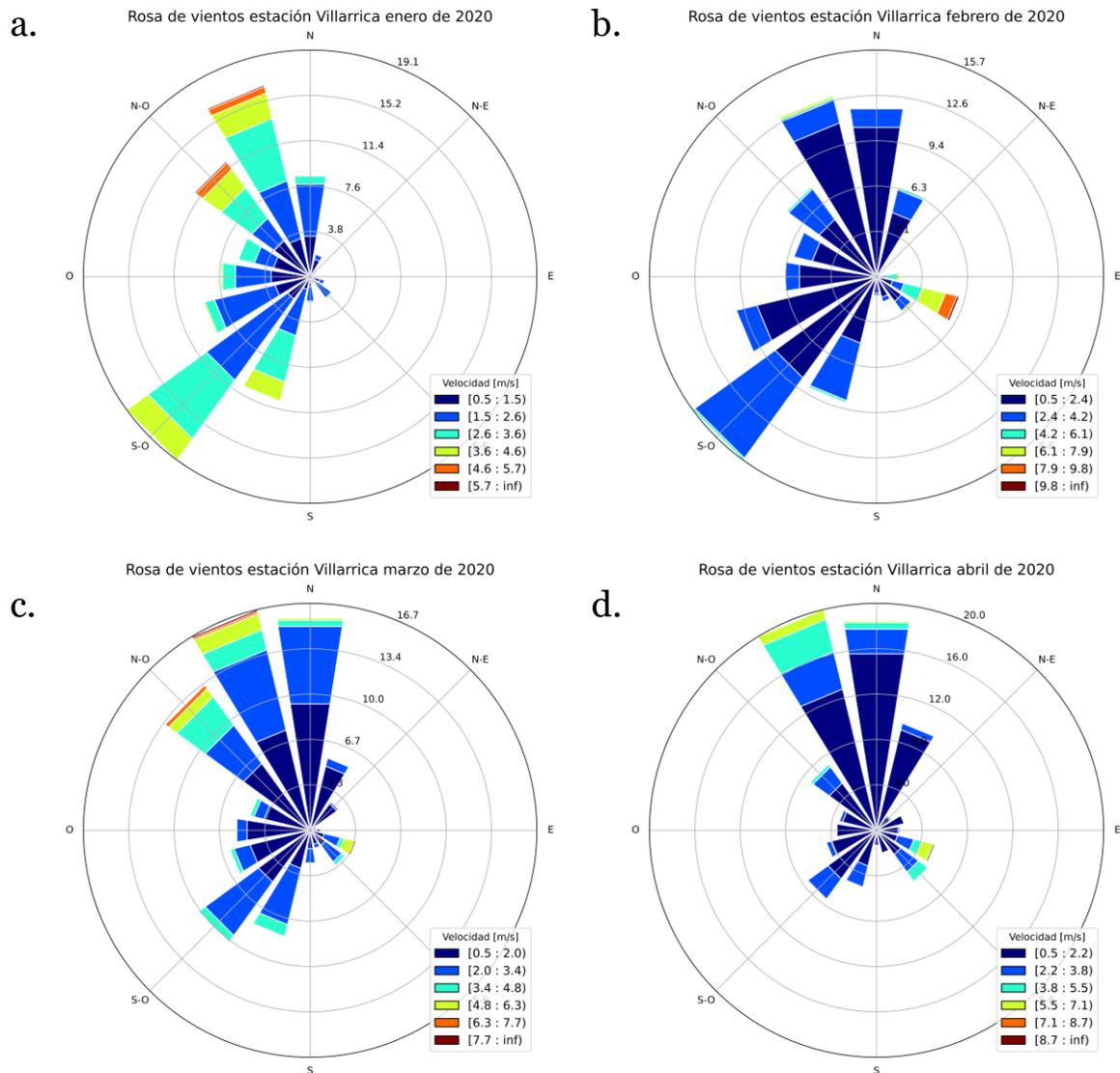


Figura 3.9: Rosa de vientos para la estación Villarrica en los meses de (a) enero, (b) febrero, (c) marzo y (d) abril de 2020.

Según Meruane (2005) los fenómenos de Puelche se pueden caracterizar de la siguiente manera:

- Aumento significativo de la intensidad del viento hasta 13 [m/s].
- Flujo principalmente del este.
- Brusco aumento de la temperatura ambiente hasta 35°C.
- Disminución de la humedad relativa del aire hasta un 10%.

En base a las características meteorológicas que son de esperar en un evento de este tipo, a continuación se describen los episodios de Puelche registrados.

El primer evento tuvo lugar entre los días **20 y 22 de febrero de 2020**. El viento tiene dirección este, oscilando en torno a los 100° como se aprecia en la Figura 3.10a, con velocidades que rondan principalmente entre los 5 y 10 [m/s] como se muestra en la Figura 3.10b. La velocidad máxima de 9,8 [m/s] se alcanza a las 13:00 hrs. del 20 de febrero.

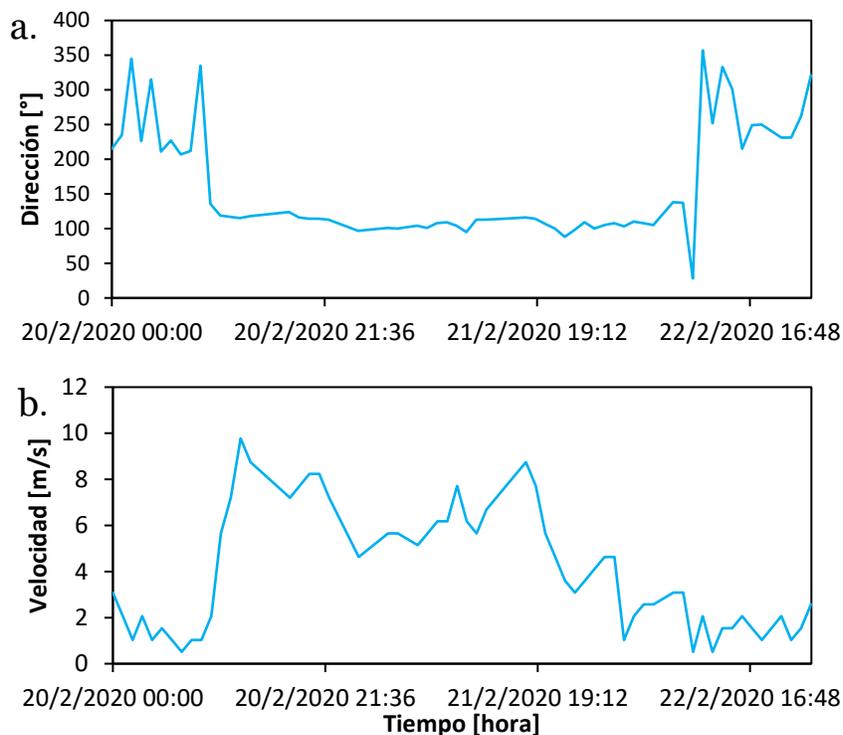


Figura 3.10: Serie temporal horaria de (a) dirección y (b) velocidad del viento a 10 metros de altura entre los días 20 y 22 de febrero de 2020.

El segundo evento se registra el día **25 de marzo de 2020** y se observa en la Figura 3.11. De los 3 episodios de Puelche ocurridos en este período, este es el de menor duración. Entre las 13:00 y 19:00 hrs. el viento se mantiene constante de dirección este, con velocidades que oscilan entre los 4 y 7 [m/s] aproximadamente, alcanzando un máximo a las 16:00 hrs. de 7,2 [m/s].

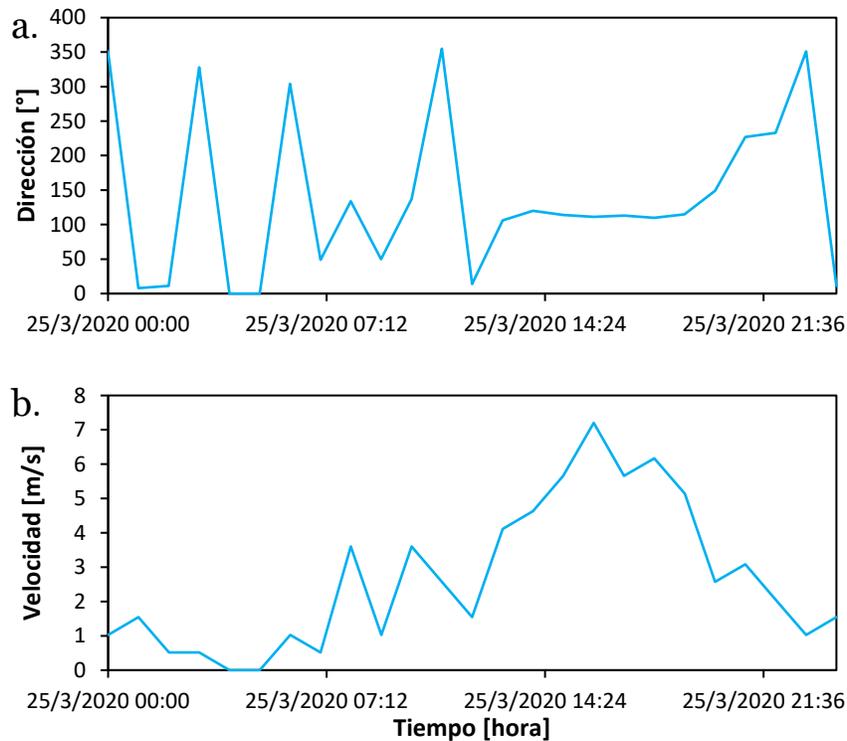


Figura 3.11: Serie temporal horaria de (a) dirección y (b) velocidad del viento a 10 metros de altura para el día 25 de marzo de 2020.

El tercer evento ocurrió entre el **7 y 8 de abril de 2020**. Nuevamente el viento oscila en torno a los 100° en la Figura 3.12a entre las 13:00 hrs. del 7 de abril y las 18:00 hrs. del 8 de abril. Sin embargo, las velocidades más altas se concentran en un intervalo de tiempo más acotado, ya que oscilan entre los 5 y 9 [m/s] entre las 14 y 21 hrs. del 7 de abril, para luego descender bajo los 4 [m/s] (Figura 3.12b). La velocidad máxima es de 8,7 [m/s] registrada el 7 de abril a las 19:00 hrs.

En la Tabla 3.8 se resumen las condiciones meteorológicas registradas en los eventos de Puelche según la estación Villarrica. Se aprecia que el evento del 25 de marzo es el de menor intensidad en cuanto a las condiciones meteorológicas registradas, y también el de menor duración. Respecto a la velocidad del viento registrada en la estación Villarrica, hay que destacar que es altamente probable que exista una subestimación en la intensidad del Puelche, debido a la ubicación geográfica de la estación y a la topografía del sector, por lo que es de esperar que se desarrollen velocidades más extremas en el lago.

Tabla 3.8: Características de los eventos de viento Puelche en base al registro de la estación Villarrica.

| Evento | Velocidad máxima [m/s] | Dirección [°] | Humedad relativa [%] | Temperatura máxima [°C] |
|---------------------|------------------------|---------------|----------------------|-------------------------|
| 20 al 22 de febrero | 9,8 | 115 | 28,7 | 29,4 |
| 25 de marzo | 7,2 | 111 | 40,4 | 27,9 |
| 7 al 8 de abril | 8,7 | 113 | 24,3 | 28,0 |

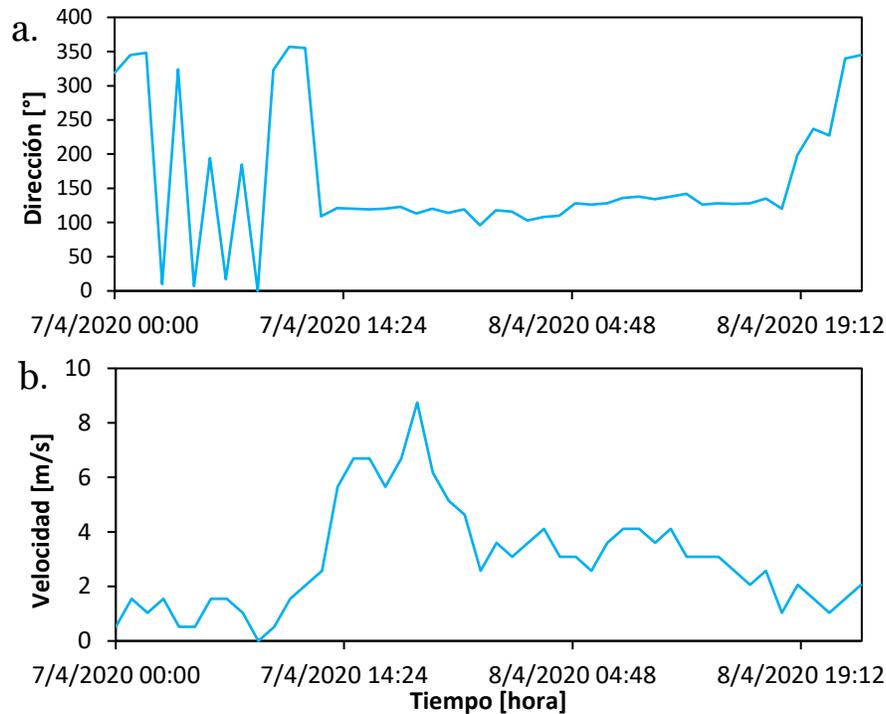


Figura 3.12: Serie temporal horaria de (a) dirección y (b) velocidad del viento a 10 metros de altura entre los días 7 y 8 de abril de 2020.

Así también, se analiza el comportamiento de la temperatura, humedad relativa y Chl-a durante dichos eventos. En la Figura 3.13a y Figura 3.13b, las series diarias de humedad relativa promedio y temperatura máxima, respectivamente, señalan un descenso abrupto en la humedad relativa promedio del aire desde un 70-80% de humedad comúnmente registrada en el período, a valores por debajo del 30% durante los días 21 de febrero y 8 de abril, a la vez que se alcanzan altas temperaturas máximas en torno a los 29°C y 28°C. Estos acontecimientos coinciden con tendencias crecientes en los valores de fluorescencia de Chl-a registrados por la sonda, como se observa en la Figura 3.13c, la cual alcanza su máximo en el mes de marzo en el sector La Poza. Para el día 25 de marzo los valores de temperatura máxima y humedad relativa son menos extremos y no indican un aumento notorio en la concentración de Chl-a.

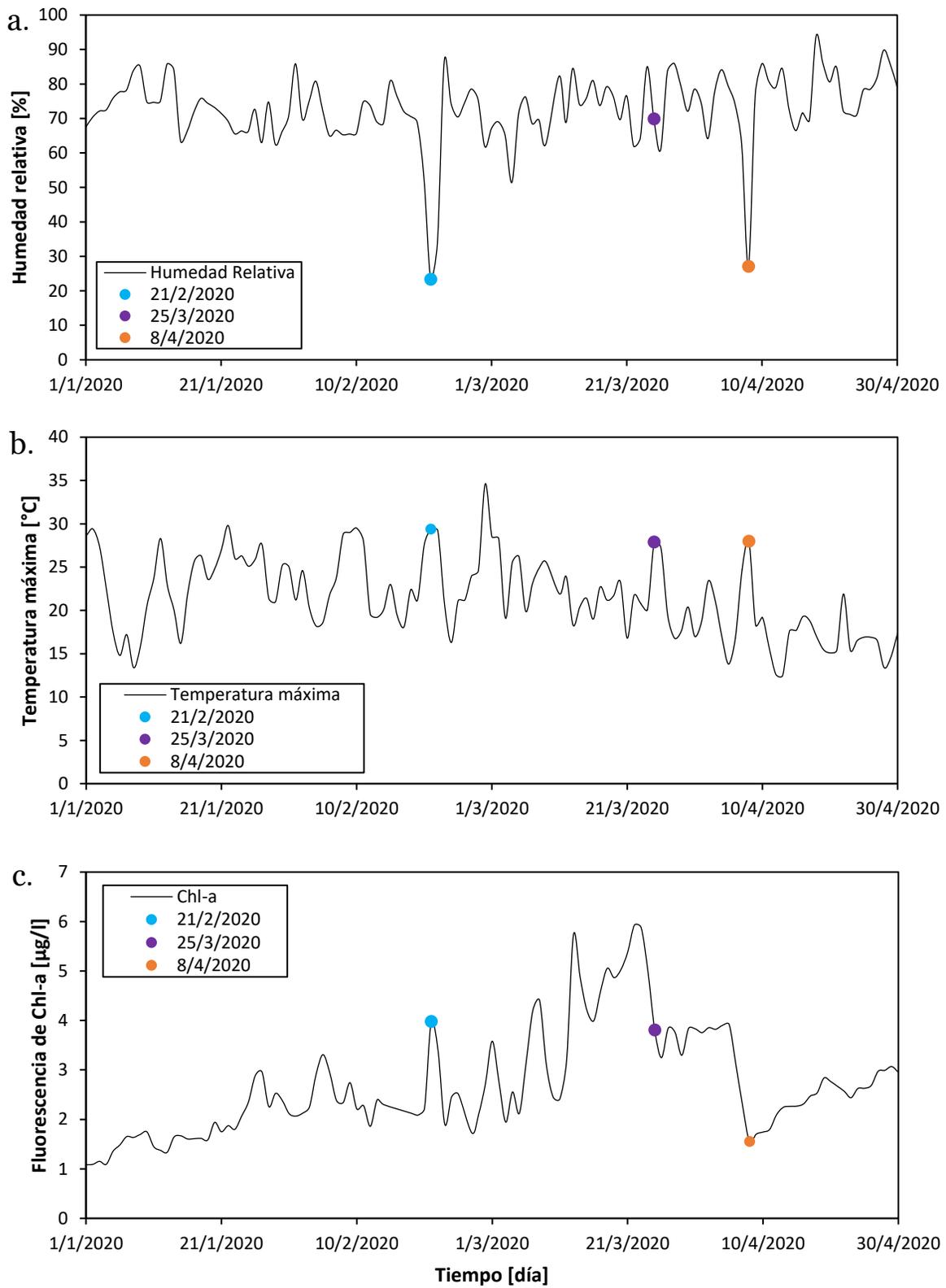


Figura 3.13: Serie diaria de (a) humedad relativa promedio, (b) temperatura máxima y (c) fluorescencia de Chl-a promedio en estación La Poza, entre enero y abril de 2020.

4. Metodología

En este capítulo se presenta la metodología desarrollada para evaluar la aplicabilidad de los satélites Sentinel 2 y 3 en la obtención de mapas de distribución espacial y temporal de Chl-a en el lago Villarrica durante el período 2018-2019 y el evento de florecimiento de algas de 2020.

Primero, se describen las fuentes de información satelital, después los algoritmos que se utilizarán, seguido del procesamiento de imágenes y, finalmente, el análisis estadístico para estimar el desempeño de los algoritmos seleccionados.

4.1 Fuentes de información satelital

Las imágenes satelitales empleadas corresponden a las series Sentinel 2 y 3, pertenecientes al programa *Copernicus* sobre observación y vigilancia de la Tierra de la Agencia Espacial Europea (ESA). Estas se descargan desde el sitio web *Earth Explorer*⁴ de la USGS y del *Copernicus Open Access Hub*⁵ de la ESA de manera libre y gratuita.

4.1.1 Sentinel 2

La misión Sentinel 2, en órbita desde 2015, se basa en las operaciones simultáneas de dos satélites idénticos, S2A y S2B, que vuelan en un solo plano orbital, pero en fases a 180°. Cada uno posee un instrumento multiespectral (Multi Spectral Instrument, MSI por sus siglas en inglés) que cubre desde el rango espectral visible hasta el infrarrojo de onda corta (SWIR), ofreciendo imágenes a escala global con una alta resolución espacial y temporal (Copernicus, 2018). El tiempo de revista de cada satélite es de 10 días, y en conjunto es de 5 días en el ecuador, con una resolución radiométrica de 12 bits.

El instrumento multiespectral (MSI) mide la radiación reflejada de la tierra en 13 bandas espectrales. Sin embargo, en este estudio son de interés sólo 9 bandas, las que se extienden desde el rango visible hasta el infrarrojo cercano (NIR), ya que la firma espectral de Chl-a no se expresa más allá de la banda NIR. En la Tabla 4.1 se presentan las especificaciones de resolución espacial y espectral de los satélites Sentinel 2A y 2B.

Los datos adquiridos por el MSI son procesados sistemáticamente, dando paso a distintos niveles de productos que se pueden descargar gratuitamente desde las plataformas anteriormente mencionadas. En esta investigación se trabajará con productos de nivel 1C y 2A:

- **Nivel 1C:** Es un producto orto-rectificado referenciado al Sistema Geodésico Mundial (WGS84) en proyección Universal Transversal de Mercator (UTM), es decir, está geoméricamente corregido mediante un modelo de elevación digital (DEM), y entrega reflectancias al tope de la atmósfera (TOA).
- **Nivel 2A:** También es un producto orto-rectificado, pero que entrega reflectancia al fondo de la atmósfera (BOA: Bottom Of Atmosphere) y que incluye mapas de clasificación de escena en distintos tipos como nube, nieve, agua, suelo, entre otros.

⁴ Earth Explorer USGS: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

⁵ Copernicus Open Access Hub: <https://scihub.copernicus.eu/>

Tabla 4.1: Especificaciones de las bandas espectrales de Sentinel MSI 2A y 2B.

| Sentinel 2 MSI – 2A | | | | | | | | | |
|--------------------------------------|-------|-------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Banda | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 | B8A |
| Longitud de onda central [nm] | 443,9 | 496,6 | 560 | 664,5 | 703,9 | 740,2 | 782,5 | 835,1 | 864,8 |
| Ancho de banda [nm] | 27 | 98 | 45 | 38 | 19 | 18 | 28 | 145 | 33 |
| Resolución espacial [m] | 60 | 10 | 10 | 10 | 20 | 20 | 20 | 10 | 20 |
| Sentinel 2 MSI – 2B | | | | | | | | | |
| Banda | B1 | B2 | B3 | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 | B8A |
| Longitud de onda central [nm] | 442,3 | 492,1 | 559 | 665 | 703,8 | 739,1 | 779,7 | 833 | 864 |
| Ancho de banda [nm] | 45 | 98 | 46 | 39 | 20 | 18 | 28 | 133 | 32 |
| Resolución espacial [m] | 60 | 10 | 10 | 10 | 20 | 20 | 20 | 10 | 20 |

4.1.2 Sentinel 3

La misión Sentinel 3 está compuesta por dos satélites, 3A y 3B, cuyo lanzamiento ocurrió en 2016 y 2017, respectivamente. Su objetivo es medir la topografía de la superficie del mar, temperatura superficial del mar y tierra, y el color de la tierra y océanos, de manera de contribuir al monitoreo climático y ambiental (The European Space Agency, 2020).

Ambos satélites transportan el *Ocean and Land Color Instrument* (OLCI, por sus siglas en inglés) el que cubre 21 bandas espectrales (desde los 400 a 1020 nm), a una resolución espacial de 300 m o 1,2 km, y con una resolución temporal de 2 días.

En este trabajo se utilizará el producto “OL_1_EFR__”, es decir, un producto de Nivel 1 de alta resolución (300 m) y que entrega radiancias al tope de la atmósfera. Las bandas que serán de interés para el algoritmo evaluado serán aquellas centradas a los 412,5 nm, 442,5 nm, 490 nm, 510 nm y 560 nm; con un ancho de banda de 10 nm.

4.2 Algoritmos para detección de Chl-a

En el período 2018-2019 se prueban una serie de algoritmos para cada satélite, según los antecedentes que se pueden encontrar en la literatura, determinando la efectividad de cada uno de estos en las aguas del lago Villarrica. Una vez seleccionados los más apropiados, estos serán los que se aplicarán para describir la evolución temporal del florecimiento de algas a inicios de 2020.

4.2.1 Algoritmos Sentinel 2

Los algoritmos que se evalúan en la primera etapa exploratoria del período 2018-2019 para el satélite Sentinel 2 son dos algoritmos oceanográficos y una serie de razones de bandas que se detallan a continuación.

Algoritmos oceanográficos

Los 2 algoritmos oceanográficos que se prueban entregan directamente la concentración de Chl-a en [$\mu\text{g}/\text{l}$], por lo que deben validarse con las mediciones de campo que se tienen disponibles. La cuarta versión de los algoritmos OC2 y OC4, desarrollados por O'Reilly et al. (2000) fueron calibrados a partir de un extenso set de datos coincidentes de Chl-a in situ y reflectancia del satélite SeaWiFS, misión llevada a cabo entre 1997 y 2010, cuyo propósito era proporcionar datos sobre las propiedades bio-ópticas de los océanos a una escala global (NASA's EOS, 2019).

El algoritmo OC2v4 es una ecuación cúbica polinomial modificada y el algoritmo OC4v4 es una ecuación polinomial de cuarto orden (Ecuaciones (4.1) y (4.2), respectivamente). Rrs_λ hace referencia a la reflectancia captada por el satélite (*remote-sensing reflectance*) centrada a una longitud de onda λ .

$$\begin{aligned} Chl-a_{OC2v4} &= 10^{(0,319-2,336R_2+0,879R_2^2-0,135R_2^3)} - 0,071 \\ R_2 &= \log_{10}(Rrs_{490}/Rrs_{555}) \end{aligned} \quad (4.1)$$

$$\begin{aligned} Chl-a_{OC4v4} &= 10^{(0,366-3,067R_4+1,930R_4^2+0,649R_4^3-1,532R_4^4)} \\ R_4 &= \log_{10}(\max(Rrs_{443}, Rrs_{490}, Rrs_{510})/Rrs_{555}) \end{aligned} \quad (4.2)$$

En el caso del algoritmo OC4v4, este utiliza originalmente 4 bandas (centradas en los 443 nm, 490 nm, 510 nm y 555 nm) y, dado que no existe una banda centrada en los 510 nm para el satélite Sentinel 2, solamente se trabajará con las bandas que se encuentren más cercanas a los 443 nm, 490 nm y 555 nm.

El fundamento teórico de estos algoritmos se basa en la alta correlación existente entre las bandas azul-verde y Chl-a. En la Figura 4.1a y Figura 4.1b se presenta la relación entre Chl-a in situ y razones de bandas azul-verde para los algoritmos OC4v4 y OC2v4, respectivamente, mostrando un muy buen ajuste. En la Figura 4.1c y Figura 4.1d se presenta la correlación entre Chl-a modelada (Ca) y Chl-a in situ ($\tilde{C}a$) para los algoritmos OC4v4 y OC2v4, respectivamente, donde el desempeño del primero es levemente superior.

De ahora en adelante, cuando se mencionen los algoritmos oceanográficos como OC2 y OC4 a secas, será para referirse por simplicidad a la cuarta versión de estos.

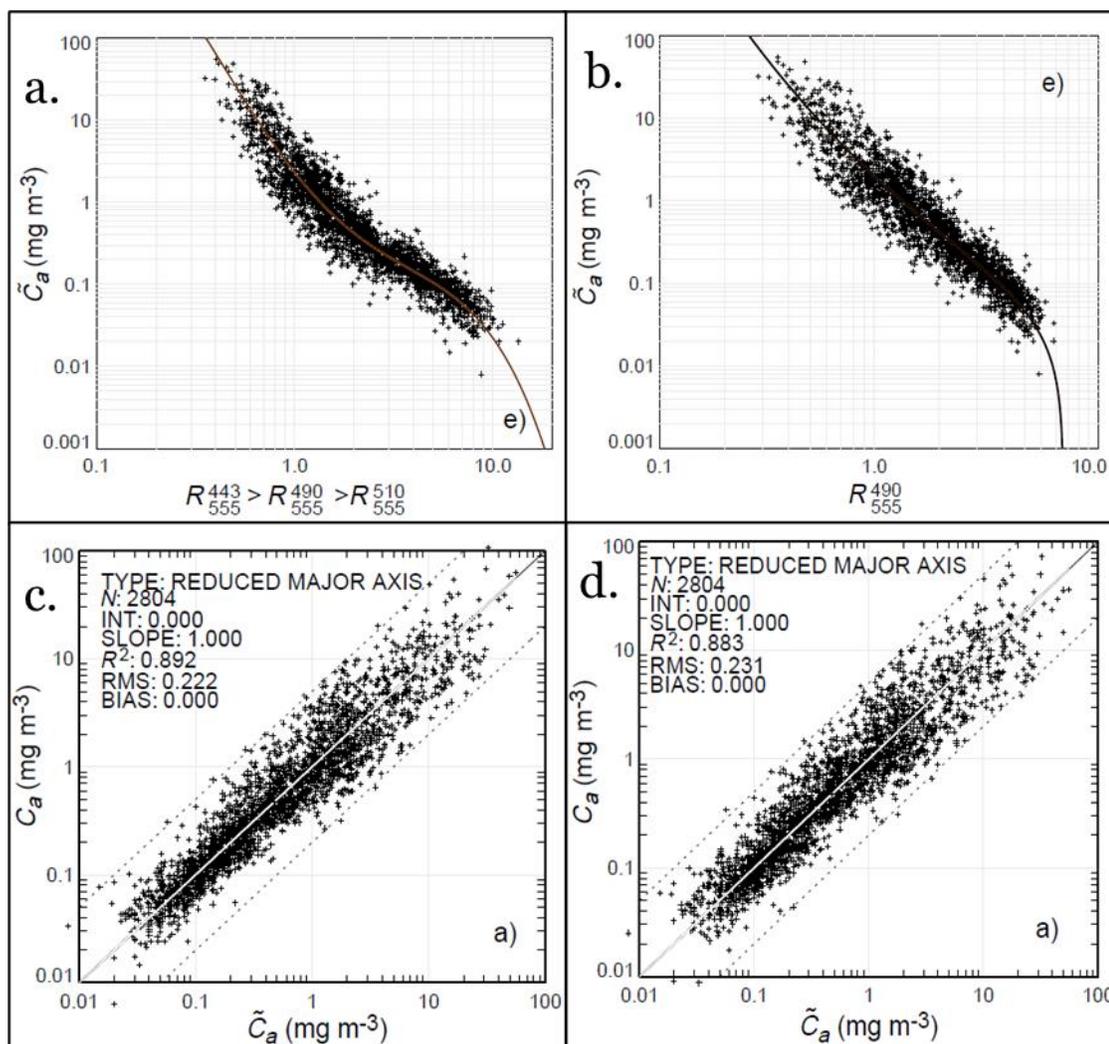


Figura 4.1: Gráficos de (a, b) Chl-a in situ versus $R_{rs443}:R_{rs555}$, $R_{rs490}:R_{rs555}$ y $R_{rs510}:R_{rs555}$, donde la línea continua representa Chl-a modelada, y gráficos de (c, d) Chl-a simulada versus Chl-a in situ. El panel izquierdo muestra el algoritmo OC4v4 y el panel derecho OC2v4. Fuente: O'Reilly et al., 2000.

Algoritmos de 2 bandas

Además de los algoritmos oceanográficos previamente mencionados, se calculan razones entre 2 bandas típicamente utilizadas en la literatura, las cuales se calibran con 21 datos y posteriormente se validan con la otra mitad del set de datos.

En base a lo descrito por Ha, Thao et al. (2017), existen 3 familias de algoritmos de 2 bandas que se ocupan comúnmente en la estimación de Chl-a. En primer lugar, están los algoritmos que utilizan las bandas azul y verde, los que se suelen ocupar preferentemente en aguas dominadas por fitoplancton, con una menor contribución de materia orgánica disuelta y sólidos suspendidos. Luego, están los algoritmos del tipo Verde-Rojo y Rojo-NIR, utilizados en aguas con un mayor nivel de turbidez y CDOM. Si bien el empleo de cada uno de estos está directamente relacionado con la firma espectral característica del sistema acuático, en esta memoria no se tienen datos de reflectancia in

situ, por lo que es necesario descartar aquellos algoritmos que no representan la condición trófica del lago mediante un análisis estadístico.

En la Tabla 4.2 se resumen los algoritmos mencionados, donde la notación B_i con $i = \{1, \dots, 8\}$ indica la banda del satélite S2 MSI que es utilizada.

Tabla 4.2: Algoritmos evaluados en la obtención de Chl-a.

| Algoritmo | Nombre | Expresión | Referencia |
|-----------------------|--------|--|-----------------------|
| Ocean Chlorophyll OC2 | OC2 | $10^{(0,139-2,336R+0,879R^2-0,135R^3)} - 0,07$ $R = \log_{10}(B2/B3)$ | O'Reilly, 2000 |
| Ocean Chlorophyll OC4 | OC4 | $10^{(0,366-3,067R+1,930R^2+0,649R^3-1,532R^4)}$ $R = \log_{10}(\max(B1, B2)/B3)$ | O'Reilly, 2000 |
| Azul-Verde | b3b1 | $B3/B1$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| | b3b2 | $B3/B2$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| Verde-Rojo | b3b4 | $B3/B4$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| Rojo-NIR | b5b4 | $B5/B4$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| | b6b4 | $B6/B4$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| | b7b4 | $B7/B4$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| | b8ab4 | $B8A/B4$ | Ha, Thao et al., 2017 |
| | b8b4 | $B8/B4$ | Ha, Thao et al., 2017 |

4.2.2 Algoritmos Sentinel 3

Se emplean dos algoritmos: uno corresponde al algoritmo oceanográfico OC5 y el otro al *Case 2 Regional CoastColour*. La implementación de este último será descrita en detalle más adelante en la sección sobre corrección atmosférica de imágenes S3.

El OC5 es un algoritmo oceanográfico que forma parte de la séptima versión de dichos algoritmos, calibrado para Sentinel 3 OLCI por O'Reilly et al. (2019). En palabras de los autores, el set de datos utilizado representa de mejor manera que sus predecesores la diversidad global de condiciones bio-ópticas marinas. El algoritmo se presenta en la Ecuación (4.3):

$$\log_{10} Chl-a = 0,43213 - 3,13001X + 3,05479X^2 - 1,45176X^3 - 0,24947X^4 \quad (4.3)$$

$$X = \log_{10}(R_{rs}(413 > 443 > 490 > 510)/R_{rs}(560))$$

donde R_{rs} (413 > 443 > 490 > 510) corresponde al máximo de las bandas indicadas.

De manera similar a lo planteado para el algoritmo OC4, el objetivo de elegir el *Maximum Band Ratio* (MBR, por sus siglas en inglés) o máximo cociente entre bandas se basa en la correlación entre los datos de Chl-a in situ y el MBR, donde $Rrs_{490}:Rrs_{555}$ tiene la más alta correlación con mediciones de Chl-a in situ para rangos de Chl-a entre los 0,1 y 1,67 $mg\ m^{-3}$, mientras que $Rrs_{510}:Rrs_{555}$ tiene la más alta correlación para rangos de Chl-a entre los 1,67 y 77,9 $mg\ m^{-3}$.

Si bien la Rrs_{412} ha sido normalmente utilizada en algoritmos para detectar CDOM, cerca de un tercio del espectro de absorción de la Chl-a ocurre bajo los 443 nm (Bricaud et al., citado en O'Reilly et al., 2019), lo que sugiere su utilidad para detectar Chl-a en aguas oligotróficas.

En la Figura 4.2 se presenta la correlación entre Chl-a y MBR para el algoritmo OC5 de SeaWiFS. Hay que destacar que la obtención del algoritmo calibrado particularmente para el instrumento OLCI se realiza mediante una serie de interpolaciones lineales a partir del algoritmo original calibrado para SeaWiFS, considerando la longitud de onda central y ancho de banda específicos de OLCI.

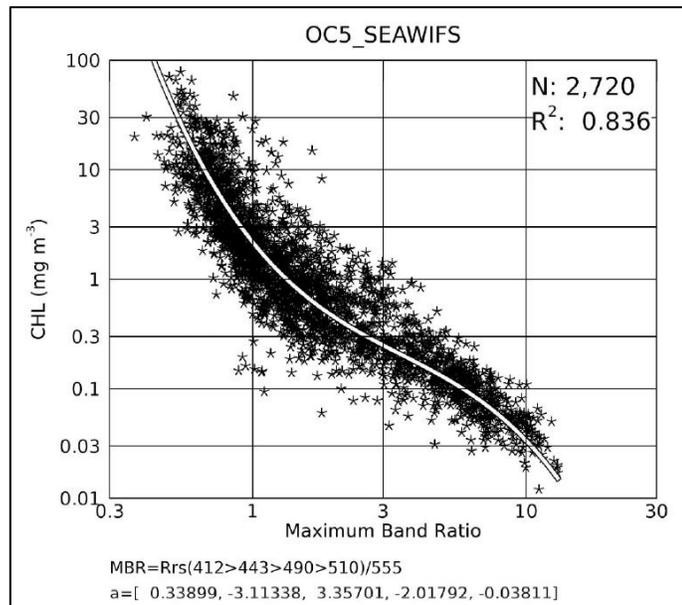


Figura 4.2: Datos in situ de Chl-a versus MBR para el algoritmo OC5 del satélite SeaWiFS. La línea continua representa la clorofila modelada. Fuente: O'Reilly et al., 2019.

Respecto al algoritmo C2RCC de Doerffer & Schiller (2007), este simula la concentración de Chl-a a partir del coeficiente de absorción del pigmento del fitoplancton (a_{pig}) mediante la siguiente ecuación:

$$Chl-a = 21 a_{pig}^{1,04} [\mu g/l] \quad (4.4)$$

Esta expresión matemática se obtiene de las relaciones encontradas a partir de los datos recabados en el mar del Norte, Europa (Figura 4.3), la que puede no ser

necesariamente útil para cualquier zona de estudio, ya que la relación entre IOPs y Chl-a varía según la región geográfica y estación (Doerffer & Schiller, 2007).

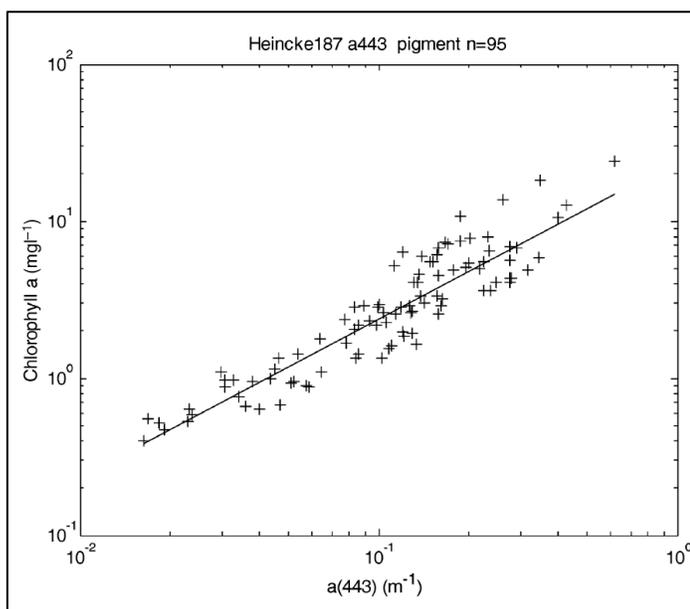


Figura 4.3: Relación entre absorción del pigmento y concentración de Chl-a para muestras del Mar del Norte. Fuente: Doerffer & Schiller, 2007.

4.3 Procesamiento de imágenes satelitales

4.3.1 Sentinel 2

Selección de imágenes satelitales

Se utilizan las imágenes que tengan la menor ventana temporal entre la fecha de muestreo in situ y la fecha de detección de la imagen satelital, que cumplan con un porcentaje de nubosidad menor al 10% en la escena completa y que no presenten nubes sobre el lago, particularmente en los puntos de observación, para no obstaculizar la extracción de información desde los píxeles que contenidos en las estaciones de calidad de agua.

En el caso del período 2018-2019 se descargan un total de 6 imágenes de nivel 1C. En la época de verano se utilizan imágenes con una ventana temporal entre 1 a 3 días. Sin embargo, en la época de primavera, debido a la condición de nubosidad desfavorable de los días en que se realizaron las campañas de muestreo, se seleccionan imágenes con una ventana temporal que alcanza entre 17 y 21 días (Tabla 4.3).

En la descripción del florecimiento de algas de 2020, se utilizan 9 imágenes de nivel 2A obtenidas antes, durante y después del evento. Las fechas de las imágenes se detallan en la Tabla 4.4. Debido a que se tienen datos de Chl-a in situ con una frecuencia temporal horaria, las imágenes coinciden con el mismo día de la medición de la sonda.

Tabla 4.3: Fechas de muestras puntuales e imágenes satelitales Sentinel 2 analizadas para el período 2018-2019.

| Nº Campaña | Época | Fecha muestreo | Fecha imagen | Ventana temporal [días] |
|-------------------|--------------|-----------------------|---------------------|--------------------------------|
| 1 | Verano | 27-02-2018 | 25-02-2018 | 2 |
| | | 28-02-2018 | | 3 |
| 2 | Primavera | 23-10-2018 | 03-10-2018 | 20 |
| | | 24-10-2018 | | 21 |
| 3 | Verano | 28-01-2019 | 26-01-2019 | 2 |
| | | 29-01-2019 | | 3 |
| 4 | Verano | 26-02-2019 | 25-02-2019 | 1 |
| | | 27-02-2019 | | 2 |
| 5 | Primavera | 19-11-2019 | 02-11-2019 | 17 |
| | | 20-11-2019 | | 18 |
| 6 | Primavera | 03-12-2019 | 22-12-2019 | 19 |
| | | 04-12-2019 | | 18 |

Tabla 4.4: Fechas de imágenes satelitales analizadas para el caso de florecimiento de algas de 2020.

| Nº | Fecha imagen |
|-----------|---------------------|
| 1 | 11-01-2020 |
| 2 | 21-01-2020 |
| 3 | 10-02-2020 |
| 4 | 01-03-2020 |
| 5 | 04-03-2020 |
| 6 | 14-03-2020 |
| 7 | 19-03-2020 |
| 8 | 26-03-2020 |
| 9 | 29-03-2020 |

Corrección atmosférica Sen2Cor

El procesamiento se lleva a cabo utilizando el software *Sentinel Application Platform* (SNAP 7.0) de acceso libre, propiedad de la Agencia Espacial Europea. En el período 2018-2019 las imágenes de nivel 1C son corregidas atmosféricamente con el complemento Sen2Cor de SNAP 7.0, que las convierte en un producto de nivel 2A, mientras que en el caso del florecimiento de algas se utilizan por simplicidad las imágenes de nivel 2A que la ESA dispone para descargar en forma gratuita directamente desde su plataforma, por lo que no es necesario corregirlas mediante Sen2Cor.

Sen2Cor es un procesador para corrección atmosférica basado en el modelo ATCOR (Atmospheric and Topographic Correction), el cual depende del cálculo de funciones de transferencia radiativa para diferentes sensores, geometrías solares, elevaciones de terreno y parámetros atmosféricos. Es decir, se basa en la lectura de 6 parámetros: ángulo cenit, ángulo azimut, ángulo del sensor, elevación del suelo, visibilidad y vapor de agua (ESA, 2019).

En la Tabla 4.5 se resumen las opciones seleccionadas para la corrección atmosférica mediante Sen2Cor.

Tabla 4.5: Resumen de parámetros utilizados en la corrección atmosférica mediante Sen2cor. * indica valores que se utilizan por defecto.

| Parámetro | Opción elegida |
|--|--|
| Tipo de Aerosol | Rural |
| Latitud Media | Verano |
| Contenido de Ozono [DU] | 331 (estándar para latitudes medias) |
| Corrección de vapor de agua | Se aplica a la banda 940 nm |
| Visibilidad (VIS) | Variable* |
| Máscara de vapor de agua | Promedio terrestre* |
| Corrección de cirrus | Verdadero: se aplica la corrección |
| Función de distribución de reflectancia bidireccional | No se aplica la corrección (terreno plano) |
| Altitud [km] | 0,2 |
| Visibilidad [km] | 23* |
| Umbral de vapor de agua seleccionado para apagar la corrección por cirrus [cm] | 0,25* |
| Rango de adyacencia [km] | 1* |

Remuestreo espacial

Una vez finalizada la corrección atmosférica, dado que las bandas del sensor MSI tienen distintas resoluciones espaciales, estas son remuestreadas a una resolución espacial de 10 m, ya que para realizar álgebra entre bandas es necesario que todas tengan la misma resolución.

Las bandas son remuestreadas desde una menor resolución a una mayor resolución mediante el método del vecino más cercano que, como su nombre lo indica, a cada píxel del producto de salida se le asigna el valor del píxel más cercano de entrada.

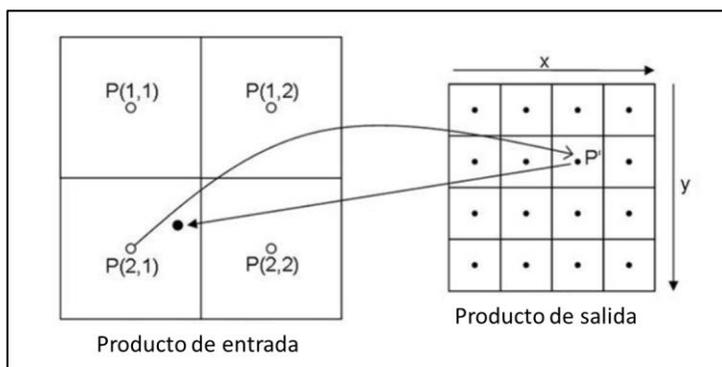


Figura 4.4: Esquematización de remuestreo mediante el método del vecino más cercano. Fuente: Modificado de Kirches, G. (2018).

Post-procesamiento de imágenes

Para separar los bordes del lago de la cobertura terrestre se aplica una máscara mediante un archivo *shape*.

En el caso particular del período 2018-2019, se extraen las firmas espectrales desde las 7 estaciones de monitoreo para las 6 escenas analizadas, con el objetivo de estudiar preliminarmente su forma espectral.

Luego, se realiza álgebra de bandas, ingresando cada uno de los algoritmos indicados previamente. Los datos de reflectancia en el caso de los algoritmos de 2 bandas o de Chl-a para los algoritmos oceanográficos se extraen desde cada punto de monitoreo promediando los píxeles contenidos en polígonos de 30x30 *m* en torno a la estación central.

A todas las nuevas bandas que se obtienen a partir de los algoritmos se les aplica un filtro pasa baja de 30x30 *m* con la finalidad de suavizarlas y eliminar ruido y, de esta manera, observar con mayor claridad los patrones de distribución espacial de Chl-a en el lago. Este corresponde a una media de ventana móvil que a cada píxel resultante le asigna el promedio de los píxeles circundantes. Los mapas finales de Chl-a se construyen en QGIS 3.10.

4.3.2 Sentinel 3

Selección de imágenes satelitales

De manera análoga a la selección de imágenes Sentinel 2, se seleccionan las imágenes que no presenten nubes sobre el lago mediante inspección visual de estas y que tengan la menor ventana temporal entre la fecha de detección de la imagen y el muestreo in situ. Las fechas correspondientes al período 2018-2019 se detallan en la Tabla 4.6. Se observa que, gracias a la mayor resolución temporal de Sentinel 3, la ventana temporal fluctúa entre 0 y 3 días.

Tabla 4.6: Resumen de fechas de muestras puntuales e imágenes satelitales S3 analizadas en el período 2018-2019.

| Nº Campaña | Época | Fecha muestreo | Fecha imagen | Ventana temporal [días] |
|------------|-----------|----------------|--------------|-------------------------|
| 1 | Verano | 27-02-2018 | 25-02-2018 | 2 |
| | | 28-02-2018 | | 3 |
| 2 | Primavera | 24-10-2018 | 22-10-2018 | 2 |
| 3 | Verano | 29-01-2019 | 26-01-2019 | 3 |
| 4 | Verano | 27-02-2019 | 25-02-2019 | 2 |
| 5 | Primavera | 20-11-2019 | 21-11-2019 | 1 |
| 6 | Primavera | 03-12-2019 | 04-12-2019 | 1 |
| | | 04-12-2019 | | 0 |

Para la descripción del evento de florecimiento de algas en 2020 se utilizan un total de 6 imágenes, donde las fechas correspondientes se detallan en la Tabla 4.7. Las mediciones de campo coinciden con la fecha de detección de las imágenes.

Tabla 4.7: Imágenes utilizadas en la descripción del evento de florecimiento de algas.

| Nº | Fecha imagen |
|----|--------------|
| 1 | 22-02-2020 |
| 2 | 17-03-2020 |
| 3 | 20-03-2020 |
| 4 | 25-03-2020 |
| 5 | 30-03-2020 |
| 6 | 20-04-2020 |

Corrección atmosférica C2RCC

Las imágenes son recortadas a la zona de interés, para luego corregirse atmosféricamente mediante el *Case 2 Regional CoastColour* (C2RCC), el cual se encuentra como un complemento del software SNAP 7.0. Su objetivo es eliminar los efectos de la atmósfera y pasar de valores de radiancia TOA a Rrs.

El algoritmo, aplicable en aguas costeras y continentales Caso 2, fue inicialmente desarrollado para el sensor MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) a bordo del satélite Envisat de la ESA. Además de entregar la reflectancia a nivel del agua, deriva sus propiedades ópticas inherentes tales como el coeficiente de absorción del pigmento del fitoplancton y el coeficiente de dispersión de materia total suspendida, los que luego son convertidos en concentraciones de Chl-a y TSM, respectivamente (Doerffer & Schiller, 2007).

El C2RCC utiliza una gran base de datos de simulaciones de transferencia radiativa, cuya tecnología base son redes neuronales. Además, es aplicable a otros instrumentos aparte de OLCI como son MODIS, VIIRS, SeaWiFS, Sentinel 2 MSI y MERIS, naturalmente (Brockmann et al., 2016).

Los parámetros requeridos por el procesador son principalmente temperatura atmosférica, salinidad, ozono y presión del aire a nivel del mar. Los parámetros seleccionados se detallan en Tabla 4.8. Las variables Chl-a exponente y Chl-a factor son aquellas que vienen por defecto en el programa y se utilizan en la conversión del coeficiente de absorción del pigmento de fitoplancton (a_{pig}) a concentración de Chl-a mediante la Ecuación (4.4) que se presentó anteriormente.

Por lo tanto, los parámetros de salida de la corrección atmosférica que son de interés son los valores de reflectancia Rrs y la concentración de Chl-a. Los valores de Rrs serán transformados a concentración de Chl-a mediante el algoritmo oceanográfico OC5 descrito anteriormente (Ecuación (4.3)), y serán comparados con la concentración de Chl-a obtenida a partir del algoritmo C2RCC.

Tabla 4.8: Resumen de parámetros utilizados en la corrección atmosférica de imágenes Sentinel 3 OLCI mediante C2RCC.

| Parámetro | Opción elegida |
|-------------------------------|---|
| Temperatura [°C] | Se selecciona en base a lo registrado en las estaciones meteorológicas Villarrica y Huiscaji, según el período analizado. |
| Salinidad [PSU] | 0,03 (Meruane, 2005) |
| Ozono [DU] | 330 |
| Presión a nivel del mar [hPa] | 1000 |
| Chl-a exponente | 1,04 |
| Chl-a factor | 21 |

Optical Water Type (OWT)

Moore et al. (2014) proponen una clasificación según el tipo óptico de agua en 7 clases distintas, cada una con una forma y magnitud espectral característica. De esta forma, en base a la clasificación que obtenga un lago se puede discernir si es mejor aplicar un algoritmo de tipo azul-verde o rojo-NIR. Por lo tanto, una vez que las imágenes han sido corregidas atmosféricamente mediante el C2RCC, el procesador (que se encuentra como un complemento en SNAP 7.0) toma como parámetro de entrada la Rrs y permite mapear la clase óptica dominante, es decir, mostrar cuál de las 7 clases domina en cada zona del lago. En la Tabla 4.9 se indica la configuración seleccionada.

Tabla 4.9: Parámetros seleccionados para configurar el OWT.

| Parámetro | Opción elegida |
|-------------------------|-----------------------|
| Tipo OWT | Inland |
| Prefijo reflectancia | rrs |
| Reflectancia de entrada | RADIANCE_REFLECTANCES |

Post-procesamiento de imágenes

Luego de la corrección atmosférica de las imágenes, se aplica el algoritmo OC5 (Ecuación (4.3)) utilizando álgebra de bandas sobre los valores de Rrs. Las nuevas bandas con concentración de Chl-a estimada en base al OC5 y el C2RCC son re proyectadas a coordenadas UTM Huso 18 Sur.

En el caso del período 2018-2019 se utilizan como puntos de observación las estaciones Pelagial Villarrica y Centro, ya que como la resolución espacial de Sentinel 3 es gruesa, al extraer el espejo de agua desde la zona terrestre, hay algunas estaciones litorales que quedan fuera de los bordes del lago. Sin embargo, en el caso del florecimiento de algas de 2020 se utiliza la estación La Poza, dado que es el único punto de medición in situ disponible. Para esto, la ubicación original de la estación es levemente alejada desde la zona litoral y desplazada en dirección a la zona pelágica, considerando que la concentración de Chl-a se observa homogénea en ese sector.

La extracción de información de concentración Chl-a modelada se realiza desde el píxel en el cual se encuentra contenida la estación de interés, la que luego será validada con las concentraciones medidas en campo mediante un análisis estadístico.

En la realización de los mapas de distribución espacial de Chl-a se aplica un filtro pasa baja de 3x3 píxeles para suavizar las imágenes y observar patrones de distribución. Los mapas se construyen en QGIS 3.10.

4.4 Análisis estadístico

La calibración y/o validación de los algoritmos previamente descritos se realiza mediante un análisis estadístico usando una rutina en R. Para ello, se forman las parejas de datos de Chl-a in situ y reflectancia en el caso de los algoritmos de 2 bandas, o Chl-a in situ y Chl-a simulada en el caso de los algoritmos oceanográficos. Los parámetros estadísticos utilizados en la calibración y validación de los modelos de Chl-a son el coeficiente de determinación (R^2 , Ecuación (4.5)), el p-valor y el *Root Mean Squared-Error* (*RMSE*, Ecuación (4.6)):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \hat{x}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (4.5)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \hat{x}_i)^2} \quad (4.6)$$

donde x_i y \hat{x}_i son el valor observado y simulado, respectivamente, \bar{x} es el promedio de los valores observados y n es el número de datos.

El coeficiente de determinación y p-valor se utilizan durante la calibración para determinar qué tan bien se ajustan los valores observados a los algoritmos de 2 bandas y conocer el nivel de significancia en la relación entre ambas variables. El *RMSE* y el R^2 se utilizan en la validación para cuantificar la diferencia entre valores observados y simulados, y determinar correlaciones, respectivamente.

En el período 2018-2019 los valores observados de Chl-a son las muestras puntuales superficiales analizadas en laboratorio por la DGA, mientras que para el evento de florecimiento de algas se utiliza el promedio diario de los datos nocturnos de Chl-a entre las 21:00 y 6:00 hrs.

4.4.1 Criterio de comparación

Para comparar el desempeño de los algoritmos evaluados en este trabajo con la literatura actual, se ocupan como referencia los resultados obtenidos por Sòria-Perpinyà et al. (2021) en la validación de algoritmos para la estimación de Chl-a mediante satélites Sentinel 2 y 3. Los resultados muestran modelos de Chl-a con un R^2 de aproximadamente 0,5 y un *RMSE* en torno a los 0,9 [$\mu\text{g/l}$] (Tabla 4.10).

Tabla 4.10: Valores de referencia en base a Sòria-Perpinyà et al. (2021) para comparar el desempeño en la validación de los algoritmos evaluados en este trabajo.

| Satélite | R^2 | <i>RMSE</i> [$\mu\text{g/l}$] |
|------------|-------|---------------------------------|
| Sentinel 2 | 0,55 | 0,94 |
| Sentinel 3 | 0,57 | 0,92 |

5. Resultados y discusión

Este capítulo contiene los resultados y discusiones, separados en 2 subsecciones principales de acuerdo con los períodos estudiados: período 2018-2019 y el evento de floración algal en 2020.

En el período 2018-2019, primera etapa exploratoria, se evalúa la aplicabilidad de los algoritmos en los satélites Sentinel 2 y Sentinel 3. Posteriormente, se descartan los que no coinciden con las propiedades ópticas del agua en el lago Villarrica y se muestran los mapas de distribución espaciotemporal de Chl-a en base al algoritmo que muestra la mejor correlación.

El evento de florecimiento de algas se describe solamente con algoritmos oceanográficos, utilizando tanto los satélites Sentinel 2 MSI y 3 OLCI, de manera de comparar el desempeño de ambos. Así también se discute en torno a los patrones de distribución de las microalgas según el comportamiento hidrodinámico del lago.

Finalmente, se realiza un diagnóstico trófico según los valores promedios del modelo adoptado.

5.1 Caso 1: Período 2018-2019

5.1.1 Propiedades ópticas en el lago Villarrica

Firmas espectrales

De manera preliminar, y para tener una primera aproximación a las propiedades ópticas del agua en el lago Villarrica, se extrajeron las firmas espectrales de los 7 puntos de observación desde cada una de las escenas Sentinel 2 analizadas en el período 2018-2019. En la Figura 5.1 se observa que la reflectancia a nivel de superficie del lago Villarrica es muy baja, alcanzando un máximo de apenas 3% en febrero de 2018. Todas las demás escenas muestran un porcentaje menor de reflectancia. Esto se podría explicar porque son aguas con un bajo aporte de sólidos suspendidos, que concuerda con los valores de transparencia Secchi, evidenciando aguas claras en el período estudiado, y en condición oligotrófica.

En la Figura 5.2 se muestra el promedio de reflectancia sobre todas las imágenes y puntos de observación. La firma espectral presenta un máximo menor al 2% situado en los 490 *nm*, lo que sugiere que la región azul del espectro electromagnético podría tener un gran potencial en los algoritmos de bandas seleccionados para describir el comportamiento de la Chl-a.

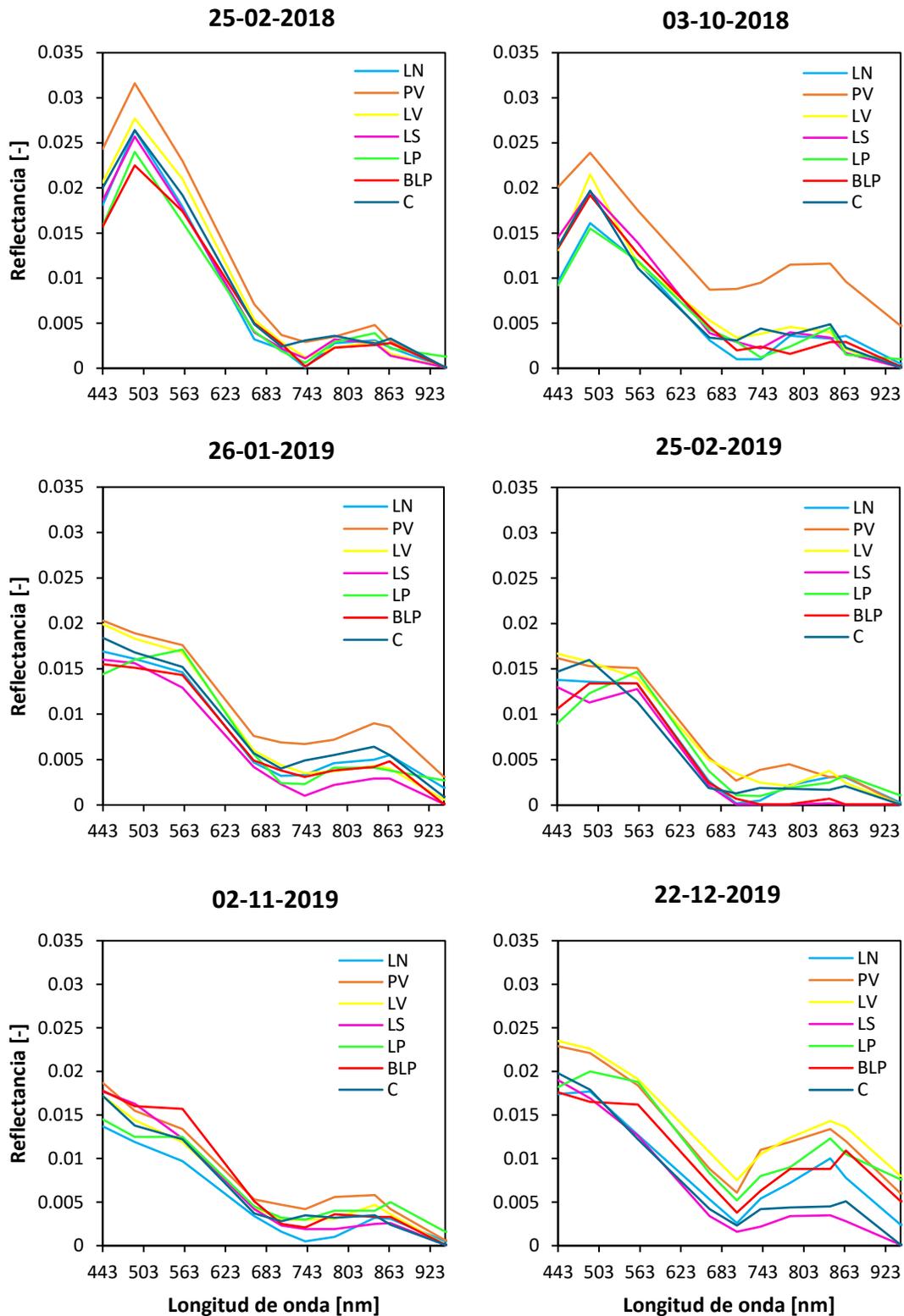


Figura 5.1: Firmas espectrales para cada escena Sentinel 2 analizada. LN: Litoral Norte, PV: Pelagial Villarrica, LV: Litoral Villarrica, LS: Litoral Sur, LP: Litoral Pucón, BLP: Bahía La Poza, C: Centro.

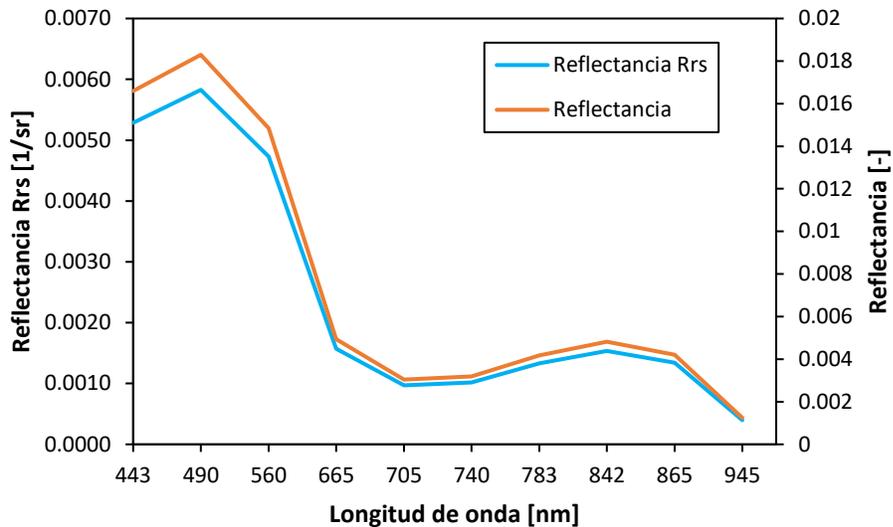


Figura 5.2: Reflectancia promedio del lago Villarrica en base a imágenes Sentinel 2.

Por otro lado, en la Figura 5.3 se muestra la comparación entre la reflectancia a nivel de superficie del agua corregida manualmente mediante Sen2Cor como se especificó en la sección sobre corrección atmosférica versus la reflectancia obtenida al descargar un producto de nivel 2A directamente desde la plataforma web que dispone la ESA. Ambas firmas espectrales son muy parecidas, con la corrección manual entregando valores levemente superiores para longitudes de onda menores a 700 nm. Producto de esta similitud y por simplicidad, en la descripción del evento de florecimiento de algas que se desarrolle más adelante se trabajará con un producto de nivel 2A descargado directamente desde el *Open Access Hub* de la ESA.

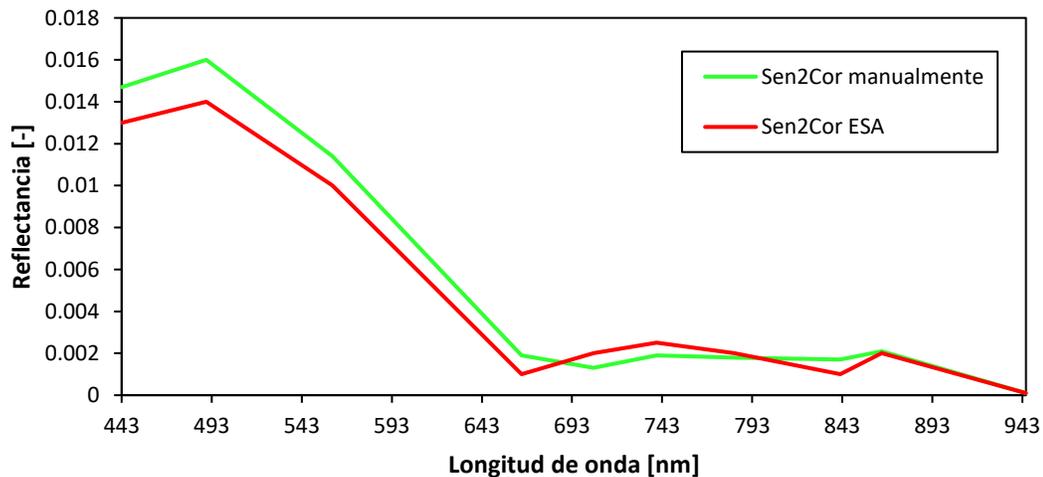


Figura 5.3: Comparación entre reflectancias a nivel de superficie corregidas manualmente mediante Sen2Cor y el producto de nivel 2A para la estación Centro en febrero de 2019.

Clasificación según OWT

En la Figura 5.4 se observa que, salvo escasos píxeles en las zonas litorales que son Clase 3, la totalidad del lago Villarrica tiene un comportamiento homogéneo Clase 2, sin presencia de ninguna otra de las cinco clases. Según Moore et al. (2014) dicha clasificación lo sitúa como un lago cuya concentración de Chl-a promedio está en torno a los 3 [$\mu\text{g}/\text{l}$], con una magnitud espectral promedio baja, donde la baja concentración de partículas y la absorción del agua podría explicar este espectro de reflectancia. Además, serían los algoritmos azul-verde los que mejor desempeñarían para estimar concentración de Chl-a.

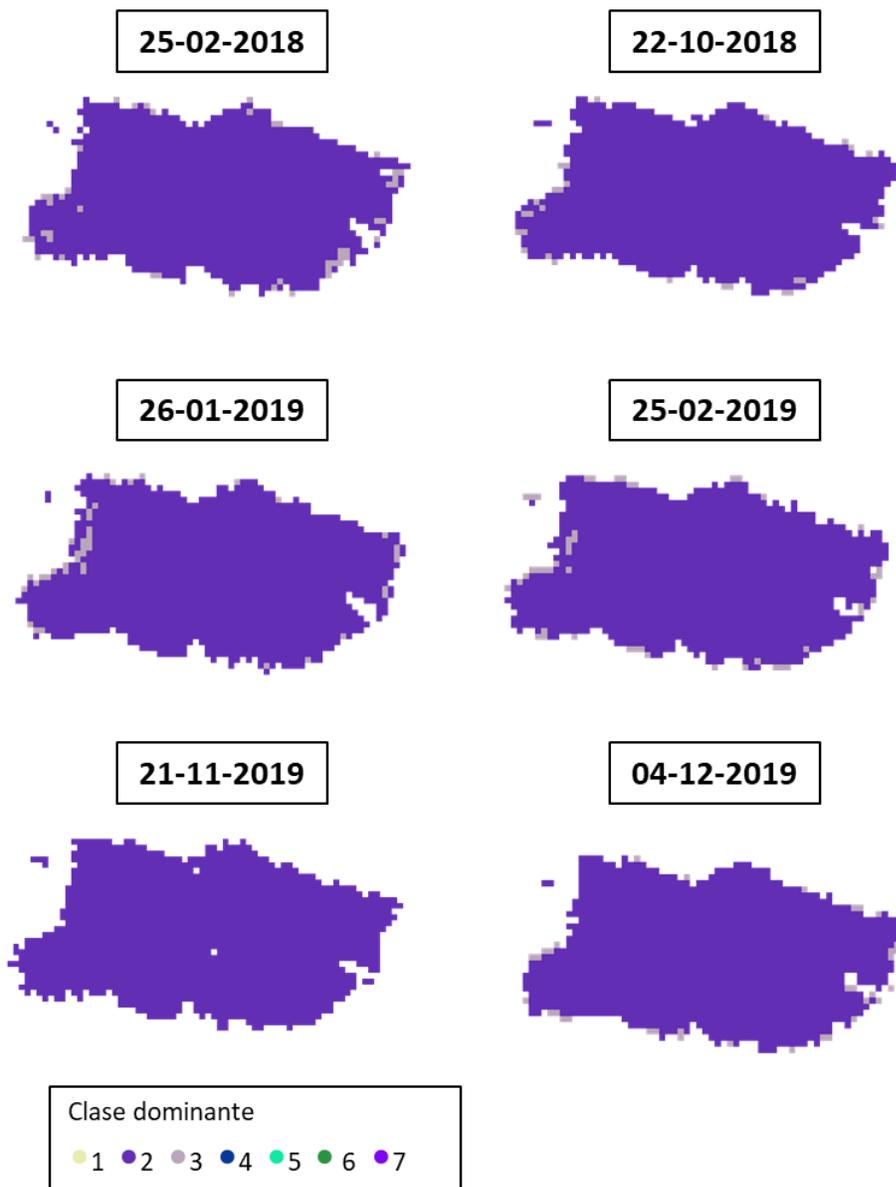


Figura 5.4: Clase óptica dominante en el lago Villarrica para cada escena Sentinel 3 analizada.

5.1.2 Calibración y validación de algoritmos de 2 bandas

Calibración

Los resultados de la calibración de los algoritmos a partir de 21 mediciones de campo y las imágenes Sentinel 2 se muestran en la Tabla 5.1. De todos los algoritmos de 2 bandas analizados, el algoritmo b3b2 con un ajuste lineal es el que mejor se correlaciona, con un $R^2=0,46$ y un p-valor de 0,001. Los demás algoritmos no tienen correlación con las mediciones de campo. En el Anexo A se presentan los gráficos de correlación de los demás algoritmos.

En la Figura 5.5 se observa una tendencia creciente entre la concentración de Chl-a y el cociente entre bandas. Si bien este es el algoritmo que mejor se correlaciona, tiene una dispersión importante. Así también, para ejemplificar qué se obtiene de aplicar directamente los algoritmos, en la Figura 5.6 se muestra el algoritmo b3b2. Se observan patrones de distribución de Chl-a, donde la relación proporcional entre este pigmento y el algoritmo indicaría que las zonas litorales este y oeste tienen una mayor concentración de Chl-a en comparación a la zona pelagial del lago en la totalidad de las imágenes analizadas.

Tabla 5.1: Resultados de la calibración de algoritmos de 2 bandas. a es el intercepto y m es la pendiente. * indica el algoritmo seleccionado y que debe validarse.

| Algoritmo | Ajuste lineal | | | | Ajuste exponencial | | | |
|--------------|---------------|--------|----------------|---------------|--------------------|--------|----------------|---------|
| | a | m | R ² | p valor | a | m | R ² | p valor |
| b3b1 | 1,177 | 0,392 | 0,005 | 0,760 | 0,463 | -0,233 | 0,003 | 0,804 |
| b3b2 | -2,481 | 4,767 | 0,463* | 0,001* | -2,396 | 3,137 | 0,377 | 0,003 |
| b3b4 | 1,982 | -0,117 | 0,042 | 0,376 | 0,571 | -0,085 | 0,041 | 0,379 |
| b5b4 | 1,341 | 0,408 | 0,006 | 0,746 | 0,087 | 0,336 | 0,007 | 0,714 |
| b6b4 | 1,272 | 0,488 | 0,040 | 0,382 | -0,038 | 0,526 | 0,088 | 0,191 |
| b7b4 | 1,418 | 0,151 | 0,004 | 0,784 | 0,021 | 0,288 | 0,028 | 0,471 |
| b8ab4 | 1,326 | 0,257 | 0,018 | 0,563 | -0,031 | 0,340 | 0,059 | 0,289 |
| b8b4 | 1,351 | 0,200 | 0,009 | 0,684 | -0,095 | 0,367 | 0,057 | 0,299 |

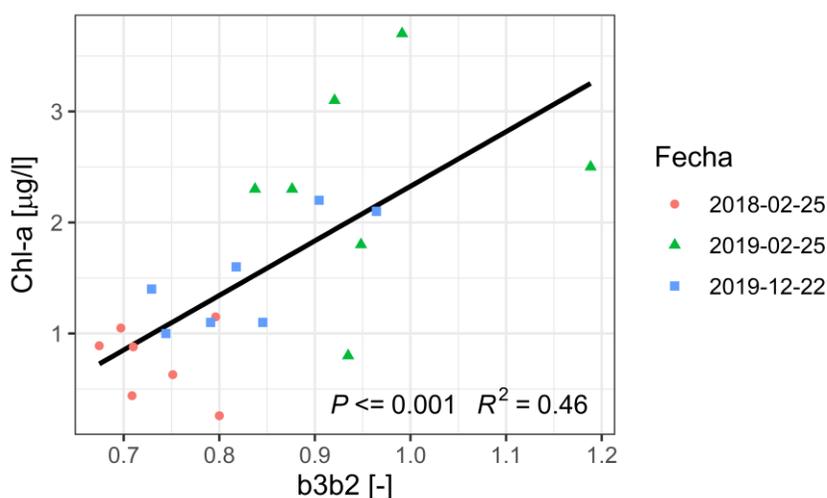


Figura 5.5: Gráfico de correlación entre Chl-a in situ y algoritmo b3b2, con ajuste lineal.

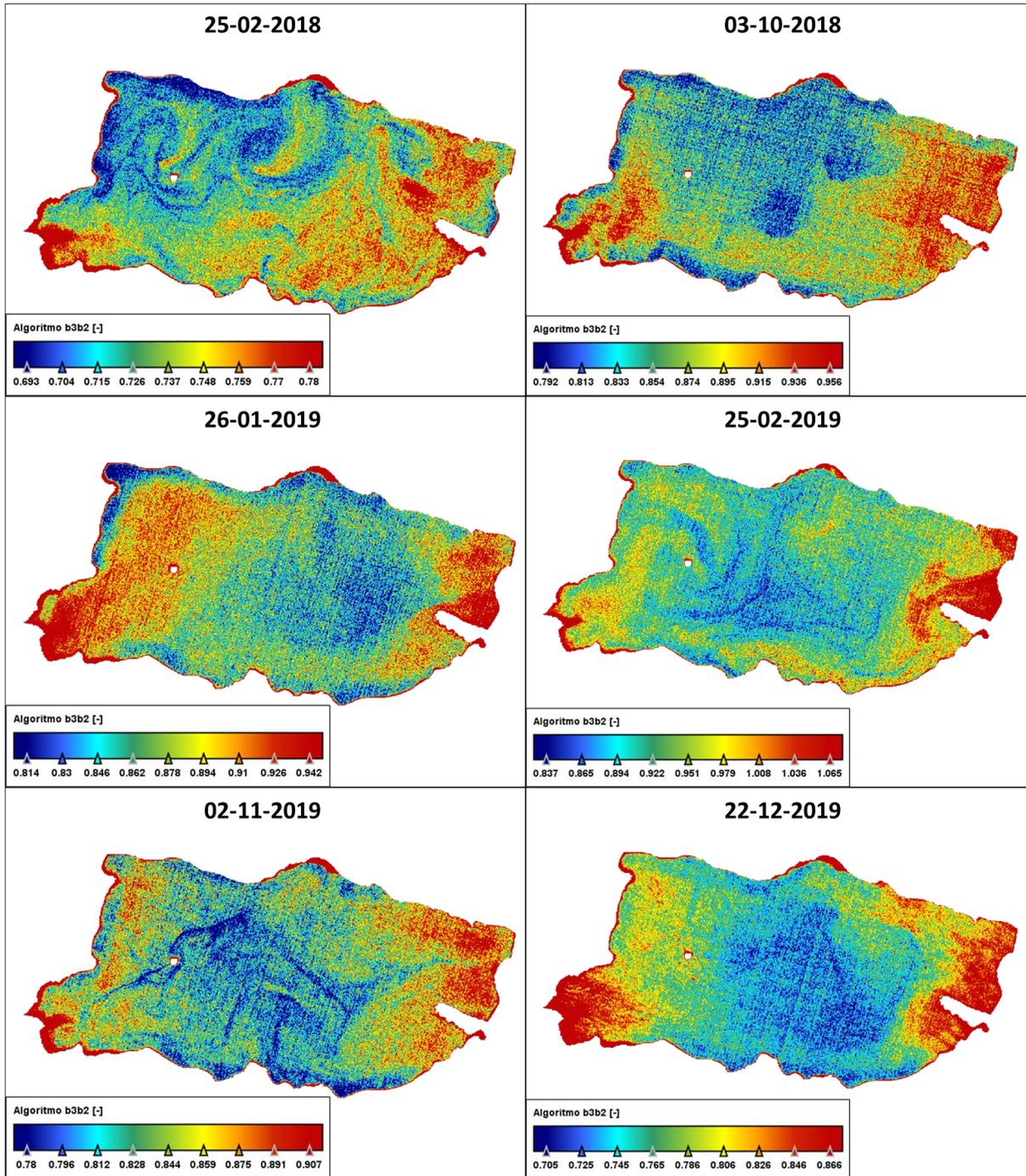


Figura 5.6: Resultado de la aplicación del algoritmo b3b2 en las 6 imágenes analizadas. El algoritmo es adimensional.

Validación

De la calibración del algoritmo b3b2 se obtiene que la expresión que mejor describe el comportamiento de la Chl-a es la Ecuación (5.1):

$$Chl-a = 4,767 \left(\frac{B3}{B2} \right) - 2,481 \text{ } [\mu\text{g/l}] \quad (5.1)$$

donde $B3$ es la banda verde y $B2$ es la banda azul del satélite Sentinel 2.

En la validación de esta ecuación se utilizaron 21 mediciones de campo de Chl-a, cuyo resultado se presenta en la Figura 5.7. Se observa que la correlación entre la Chl-a simulada y medida presenta un $R^2=0,33$ y un error que alcanza los $2,24 \text{ } [\mu\text{g/l}]$ (ver Tabla 5.2), cuyo rendimiento sería inferior a los resultados de Sòria-Perpinyà et al. (2021) en la validación de sus modelos.

Particularmente los datos del 3 de octubre de 2018 son los que más se alejan de la recta 1 a 1, lo que posiblemente se debe a que la ventana temporal entre las mediciones in situ y la imagen satelital es de 18-19 días, por lo que la imagen no detectaría la condición trófica real del lago Villarrica para la fecha de las mediciones de campo.

La escasa cantidad de datos medidos de Chl-a sumado a la disponibilidad de imágenes aptas para su análisis y que coincidan con los días de los muestreos se convierte en una limitante en la calibración y/o validación del modelo. Sin embargo, considerando que las bandas mejor correlacionadas son las bandas azul ($B2$) y verde ($B3$), los algoritmos oceanográficos descritos en el capítulo previo podrían ser potencialmente adecuados y se evalúan en la siguiente sección.

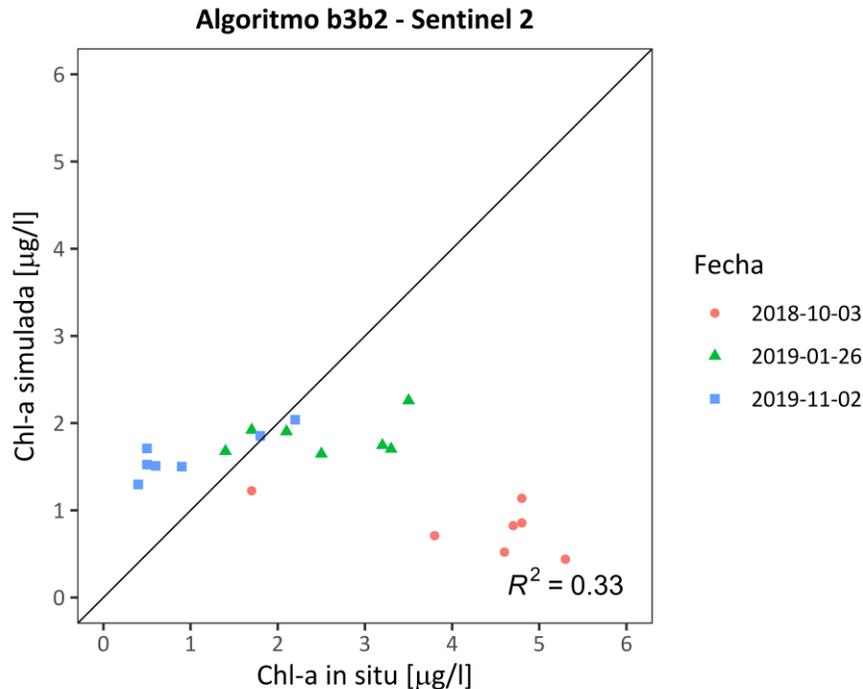


Figura 5.7: Correlación entre Chl-a in situ y simulada para el algoritmo b3b2.

Tabla 5.2: Resultados validación algoritmo b3b2.

| Algoritmo | RMSE [$\mu\text{g/l}$] | R^2 | Sòria-Perpinyà et al., 2021 | |
|-------------|--------------------------|-------|-----------------------------|-------|
| | | | RMSE [$\mu\text{g/l}$] | R^2 |
| b3b2 | 2,24 | 0,33 | 0,94 | 0,55 |

5.1.3 Validación de algoritmos oceanográficos

Sentinel 2

En la Figura 5.8 se muestran los gráficos de Chl-a simulada y observada para los algoritmos oceanográficos OC2 y OC4. Ambos algoritmos indican tendencias parecidas, donde nuevamente y al igual como ocurrió con la validación del algoritmo b3b2, los datos del 3 de octubre de 2018 son los que más alejan de la recta 1 a 1. Debido a la amplia ventana temporal entre las imágenes de octubre de 2018, noviembre de 2019 y diciembre de 2019 con las mediciones de campo, para la validación de estos algoritmos se decide utilizar solo aquellas imágenes que tienen una diferencia temporal de 3 o menos días con la fecha de la medición in situ. De esta manera, se ocupan 21 datos para la validación de los algoritmos oceanográficos, descartándose la mitad del set de datos.

En la Figura 5.9a y Figura 5.9b se observa la validación de los algoritmos OC2 y OC4, respectivamente. Ambos algoritmos se comportan muy similar entre sí, con una tendencia a la subestimación de la Chl-a modelada. Los errores de ambos algoritmos se especifican en la Tabla 5.3, evidenciando que el OC2 desempeña de manera levemente superior al OC4, con un error de 0,94 [$\mu\text{g/l}$] y un $R^2=0,34$. En términos de RMSE ambos algoritmos muestran un error del orden de lo obtenido por Sòria-Perpinyà et al. (2021), no así en cuanto al coeficiente de determinación, el cual es inferior.

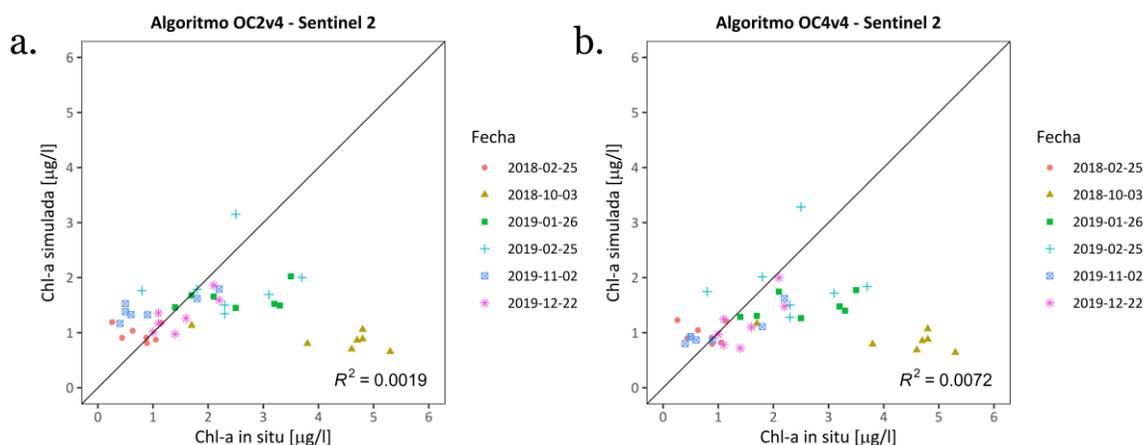


Figura 5.8: Gráficos de correlación entre Chl-a simulada y observada para (a) algoritmo OC2 y (b) algoritmo OC4 utilizando 42 pares de datos de Chl-a medida y simulada.

Tabla 5.3: Resultados de la validación de algoritmos oceanográficos.

| Algoritmo | RMSE [$\mu\text{g/l}$] | R^2 | Sòria-Perpinyà et al., 2021 | |
|------------|--------------------------|-------|-----------------------------|-------|
| | | | RMSE [$\mu\text{g/l}$] | R^2 |
| OC2 | 0,94 | 0,34 | 0,94 | 0,55 |
| OC4 | 1,01 | 0,25 | | |

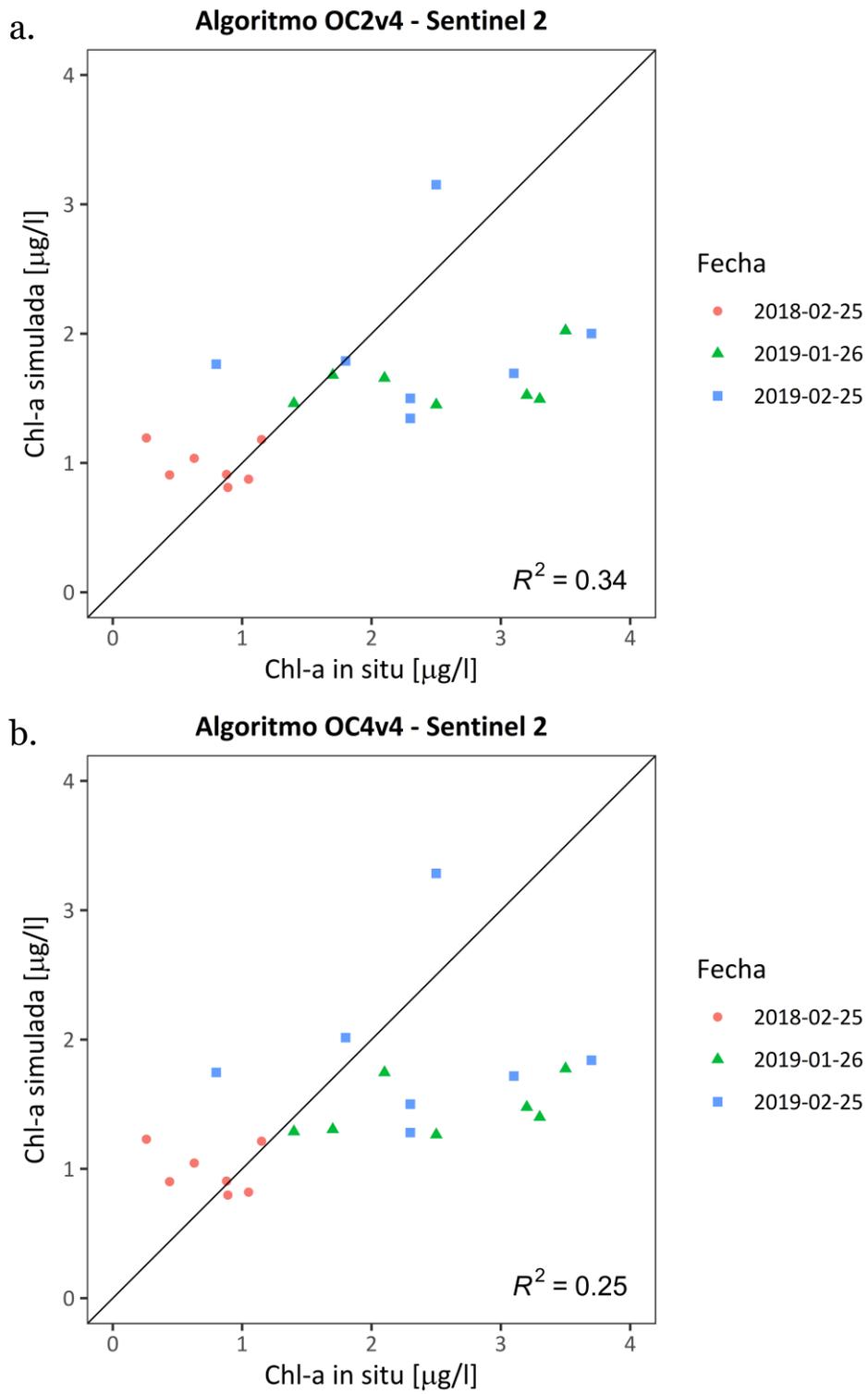


Figura 5.9: Validación de algoritmo (a) OC2 y (b) OC4 con 21 pares de datos de Chl-a medida y simulada.

Sentinel 3

La validación de los algoritmos C2RCC y OC5 evaluados para Sentinel 3 se observa en Figura 5.10. Si bien las imágenes seleccionadas tienen una ventana temporal menor o igual a 3 días, no existe correlación entre la Chl-a observada y modelada en ninguno de los dos algoritmos, además de una clara subestimación de esta última, con errores que rondan los 2 [$\mu\text{g/l}$] (ver Tabla 5.4). Al comparar con los resultados obtenidos por Sòria-Perpinyà et al. (2021) se obtiene un menor desempeño, con un error de casi el doble. También es interesante notar que los valores de Chl-a modelada por el C2RCC son en promedio 0,3 [$\mu\text{g/l}$] inferiores a los del OC5, pero mantienen la misma tendencia en cada una de las fechas analizadas.

Tabla 5.4: Validación de algoritmos para Sentinel 3.

| Algoritmo | RMSE [$\mu\text{g/l}$] | R ² | Sòria-Perpinyà et al., 2021 | |
|-----------|--------------------------|----------------|-----------------------------|----------------|
| | | | RMSE [$\mu\text{g/l}$] | R ² |
| C2RCC | 2,08 | 0,038 | 0,92 | 0,57 |
| OC5 | 1,97 | 0,010 | | |

Aunque en este trabajo no se cuenta con mediciones de reflectancia in situ para conocer el desempeño del método de corrección atmosférica empleado, el hecho de obtener mejores resultados con algoritmos como el OC2 y OC4 aplicados a Sentinel 2, sugiere que el problema para estimar condición trófica con imágenes Sentinel 3 OLCI podría ser el método de corrección atmosférica empleado (el C2RCC) y no el algoritmo oceanográfico OC5. Los valores de reflectancia Rrs y valores del coeficiente de absorción del fitoplancton calculados por el C2RCC pueden no ser representativos de las aguas del lago Villarrica, ya que la base de datos de entrenamiento que utiliza el modelo bio-óptico que da origen al algoritmo de corrección atmosférica se desarrolla principalmente a partir de aguas europeas (Doerffer & Schiller, 2007).

Otros estudios han descrito un bajo rendimiento del C2RCC, también atribuyendo su falta de precisión y malos resultados a rangos de entrenamiento limitados de las propiedades ópticas del agua y atmosféricas (Kravitz et al., 2020; Alcântara et al., 2018).

Alântara et al. (2018) determinaron que el C2RCC es poco preciso en aguas continentales, puesto que, al estudiar su aplicabilidad en un reservorio de São Paulo, Brasil, se verificó que la reflectancia, IOPs y concentraciones de componentes ópticamente activos estimados tienen altos errores que no muestran correlación con los datos in situ. Así también, Kravitz et al. (2020) destacan la incapacidad de manejar las condiciones de floración de cianobacterias y el problema del C2RCC para preservar la forma espectral en rangos rojo-NIR, lo que conlleva un bajo rendimiento de los algoritmos que hacen uso de esta región del espectro electromagnético en la estimación de Chl-a.

Otro punto que hay que considerar son los distintos ángulos de captura de la escena producto del cambio en la órbita del satélite, pues el hecho de que su tiempo de revista sea de aproximadamente dos días no implica que tarde ese tiempo en pasar sobre la misma ubicación geográfica, por lo que puede influir en la transferencia radiativa de las imágenes Sentinel 3.

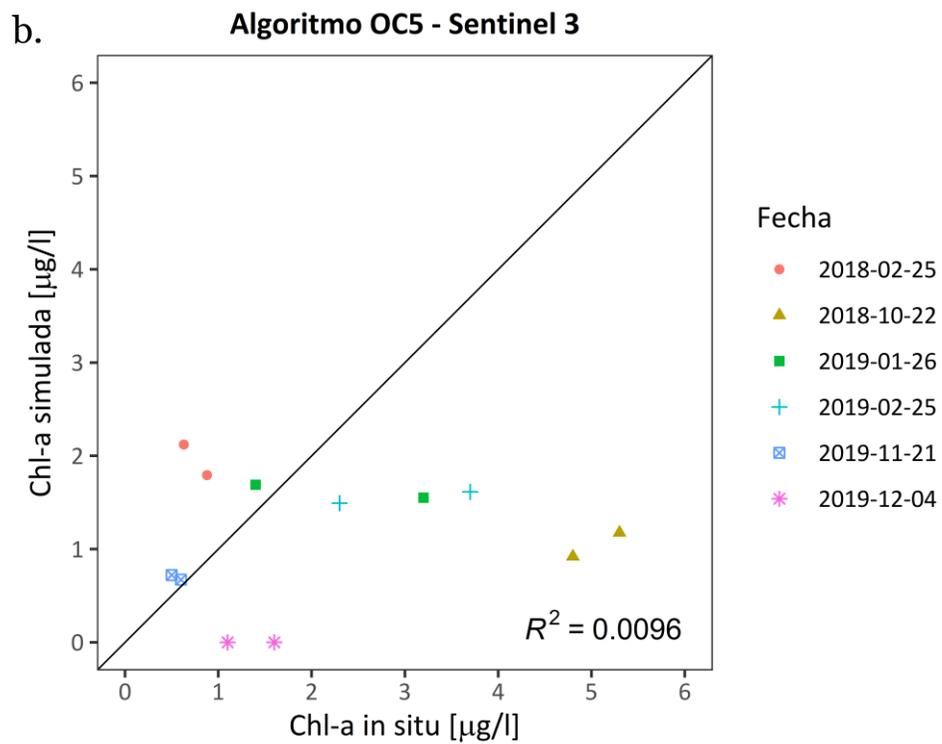
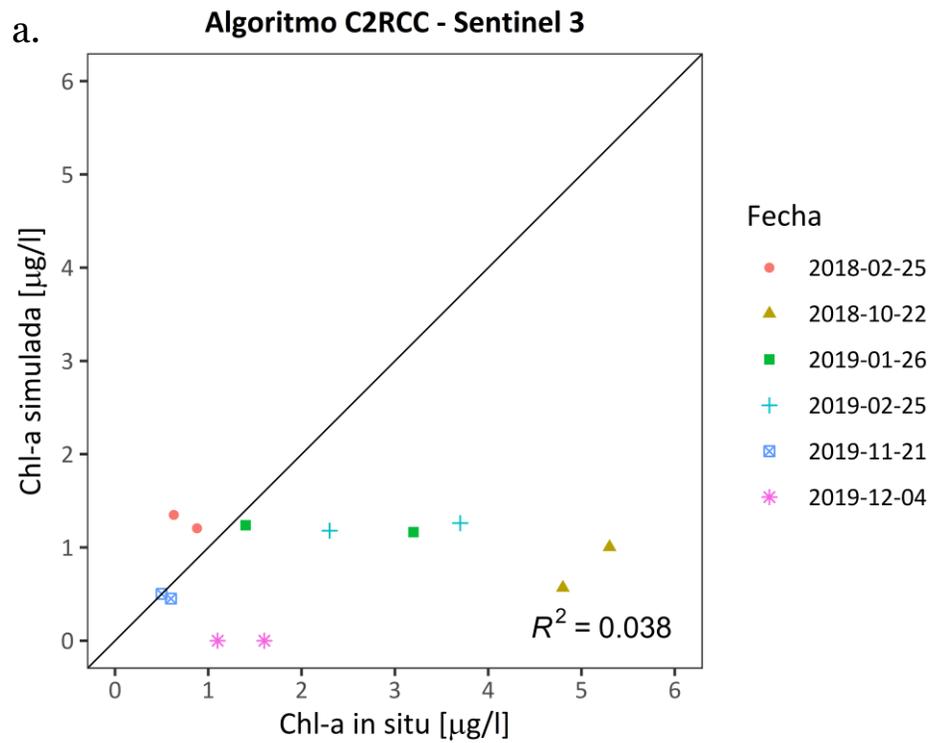


Figura 5.10: Validación algoritmo (a) C2RCC y (b) OC5.

5.1.4 Análisis de sensibilidad C2RCC

Dado que no se cuenta con datos de salinidad para el período en estudio, se realiza un análisis de sensibilidad del C2RCC para valores de salinidad entre 0,01 y 35 PSU. Para esto se selecciona una imagen Sentinel 3 del 25 de febrero de 2018, tomando como punto de observación la estación Centro.

En la Figura 5.11 se observa que para valores bajos de salinidad entre 0,01 y 0,5 PSU las reflectancias son idénticas, mientras que para un valor de 35 PSU, correspondiente a agua salada, recién se puede apreciar un leve aumento en la reflectancia detectada bajo los 600 nm. Por lo tanto, el C2RCC no es sensible a los cambios de salinidad y el supuesto adoptado de 0,03 PSU es adecuado.

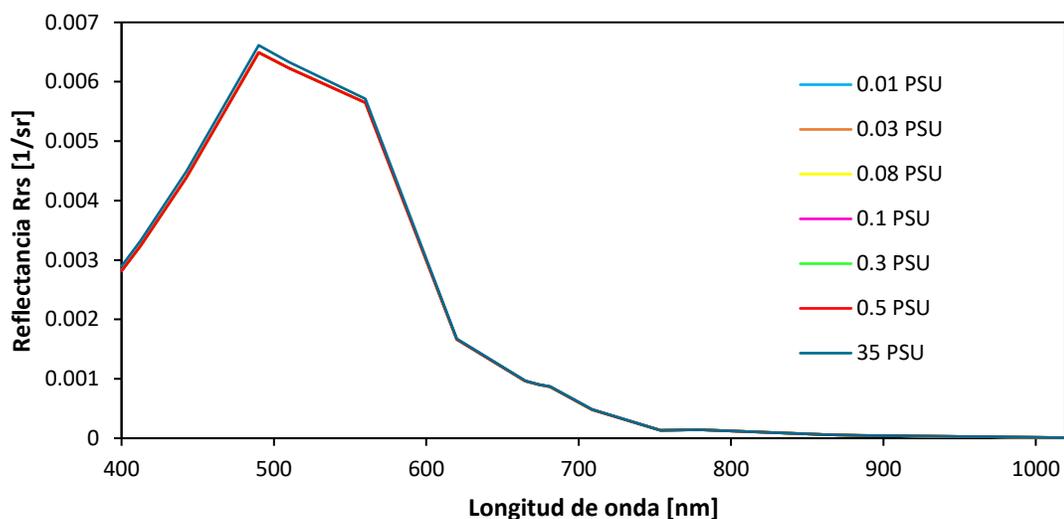


Figura 5.11: Reflectancia Rrs para distintos valores de salinidad.

5.1.5 Aplicación de los algoritmos oceanográficos

Considerando que el algoritmo que mostró mejor desempeño para el período 2018-2019 es el OC2 de Sentinel 2, este será el que se utilizará para elaborar los mapas de distribución espacial de Chl-a que se presentan en la Figura 5.12, Figura 5.13 y Figura 5.14. Los mapas coinciden con los patrones espaciales observados en la aplicación del algoritmo b3b2 (ver Figura 5.6), ya que ambos algoritmos utilizan las mismas bandas (B2 azul y B3 verde).

En todas las imágenes hay una mayor concentración de Chl-a en las zonas litorales respecto a la zona pelagial, particularmente en las áreas de vigilancia litoral Villarrica y litoral Pucón.

El 25 de febrero de 2018 es visible una concentración levemente superior de Chl-a en las zonas litorales Villarrica, Sur y Pucón respecto al resto del lago, con valores que rondan 1 [µg/l]. También se pueden apreciar vórtices de Chl-a en torno a la isla Aillaquillén.

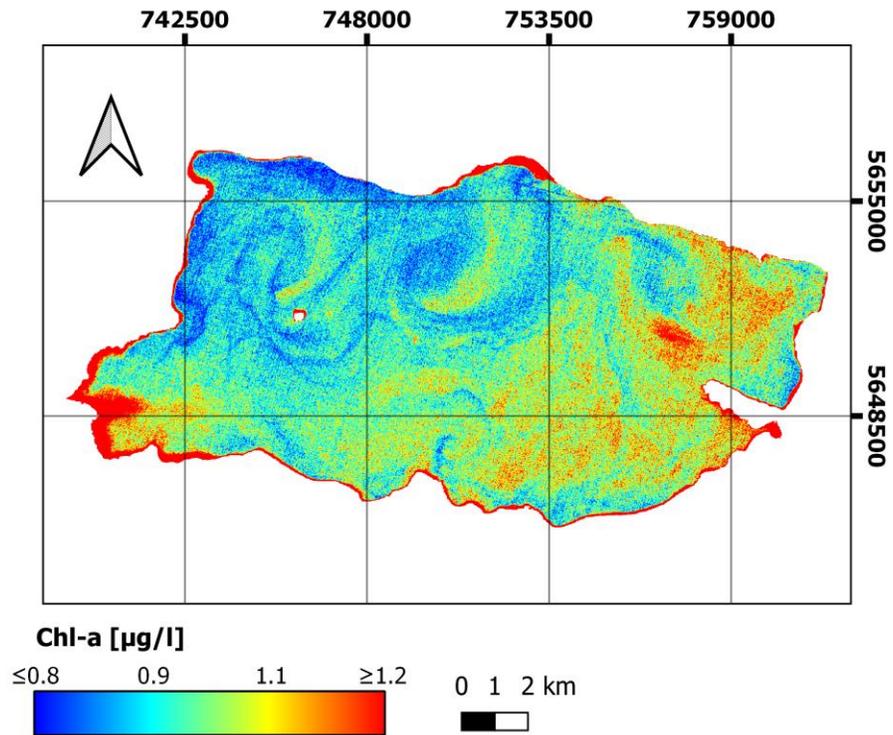
Cabe destacar que la imagen del 3 de octubre de 2018 muestra concentraciones de Chl-a en torno a 1 [µg/l], las que del análisis estadístico no se condicen con las mediciones in situ registradas en octubre de ese año a causa de la alta diferencia temporal entre la

imagen detectada y las mediciones de campo, debido a condiciones de nubosidad desfavorables.

Durante enero y febrero de 2019 se aprecia un aumento en la eutrofización del lago respecto a febrero de 2018, nuevamente siendo las zonas litorales Villarrica y Pucón las que muestran las mayores concentraciones de Chl-a. De las 6 imágenes seleccionadas en este período de estudio, la del 25 de febrero de 2019 es la única en que se observa mediante una imagen color verdadero la presencia de microalgas en la zona litoral Pucón (Figura 5.15). Lo anterior se corrobora en el mapa de Chl-a de la Figura 5.13 con una concentración de Chl-a modelada de $3,15 \pm 0,94$ [$\mu\text{g/l}$] en el sector de Pucón, donde según el monitoreo de la DGA dicha zona tenía una concentración puntual de 2,50 [$\mu\text{g/l}$], otorgando una precisión adecuada dentro del rango de error estimado.

Finalmente, en noviembre y diciembre de 2019 se tienen rangos de concentración de Chl-a similares que fluctúan principalmente entre los 1 y 2 [$\mu\text{g/l}$], aunque en la primera hay una mayor concentración de Chl-a en la zona pelagial del lago respecto a la segunda, ya que en diciembre la Chl-a se concentra mayoritariamente en las zonas litorales Villarrica y Pucón con valores que superan 1,3 [$\mu\text{g/l}$].

25 de febrero de 2018



3 de octubre de 2018

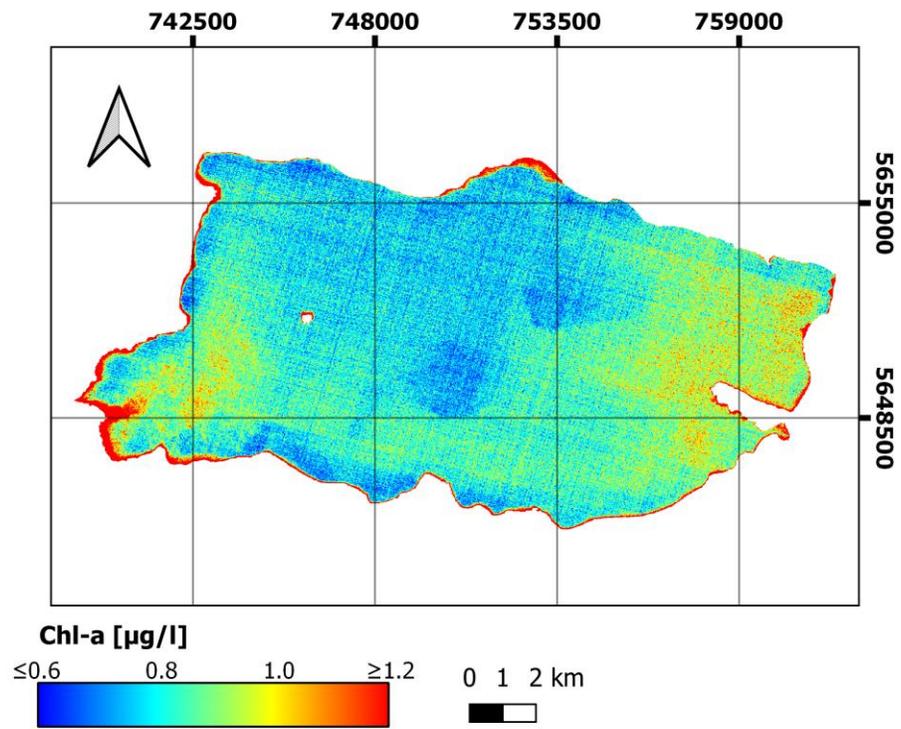
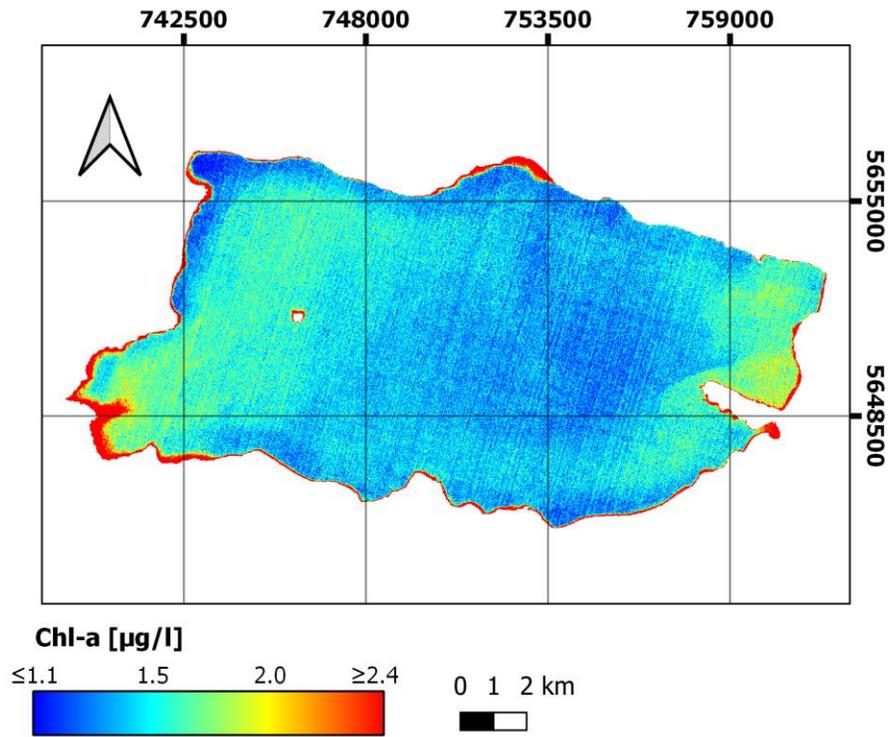


Figura 5.12: Mapas de distribución espacial de Chl-a, año 2018. Arriba: 25/02/2018. Abajo: 03/10/2018.

26 de enero de 2019



25 de febrero de 2019

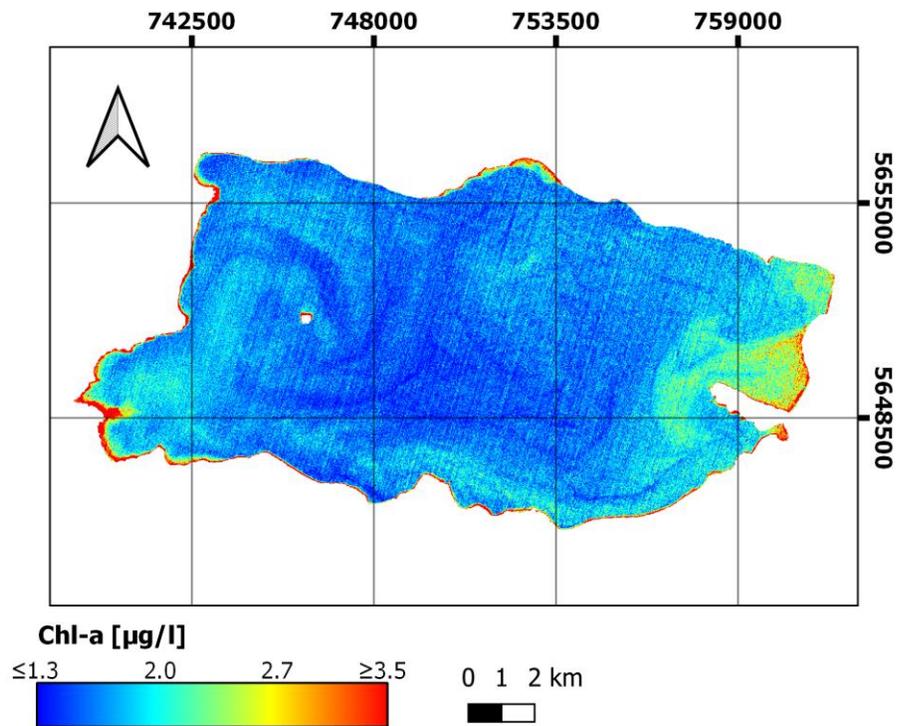
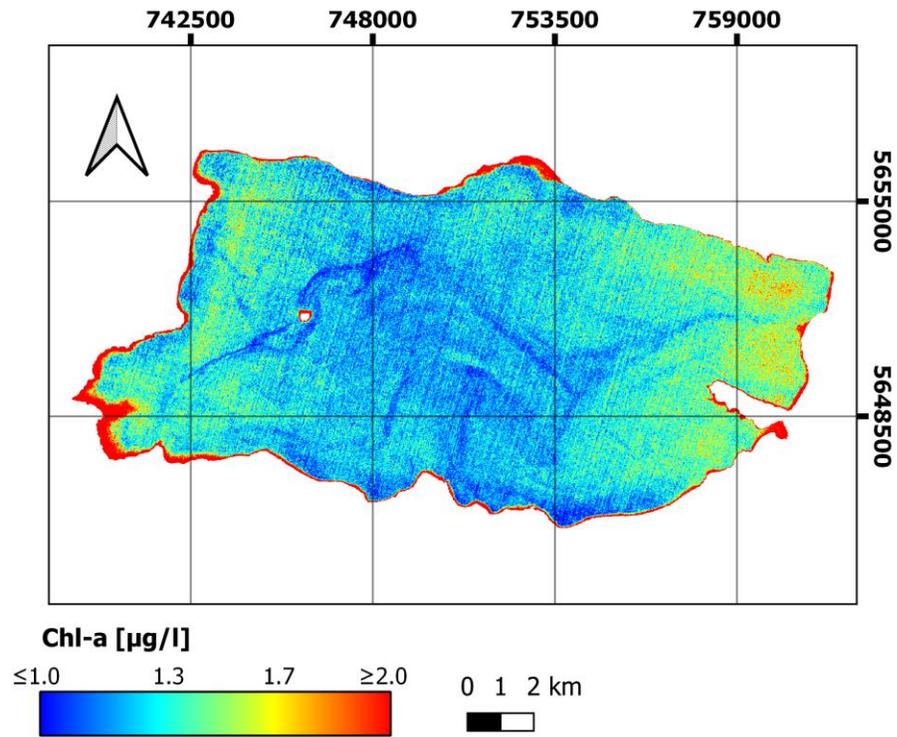


Figura 5.13: Mapas de distribución espacial de Chl-a, verano 2019. Arriba: 26/01/2019. Abajo: 25/02/2019.

2 de noviembre de 2019



22 de diciembre de 2019

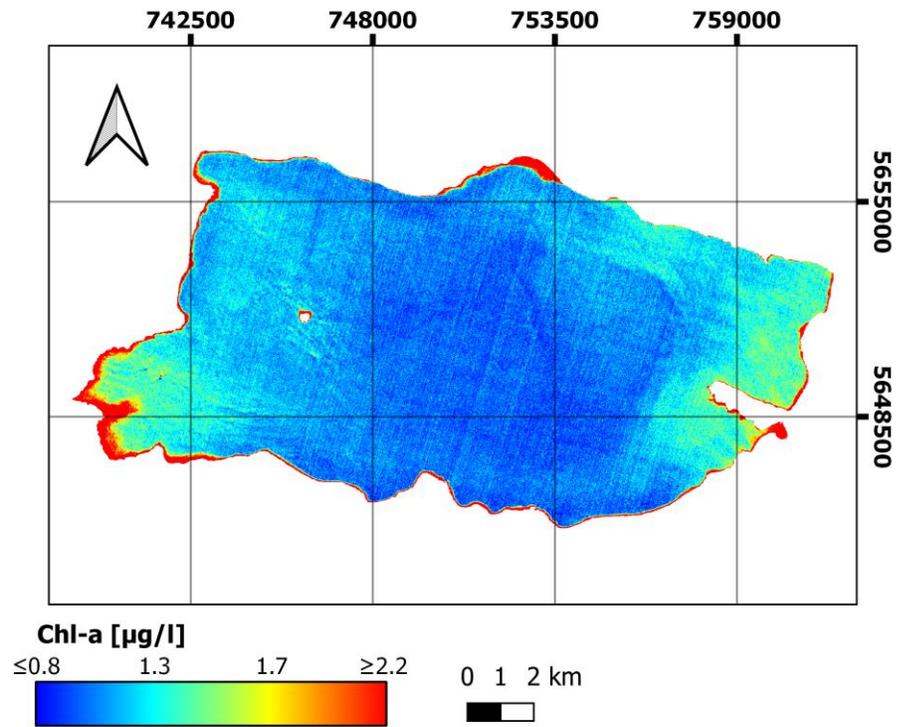


Figura 5.14: Mapas de distribución espacial de Chl-a, primavera 2019. Arriba: 02/11/2019. Abajo: 22/12/2019

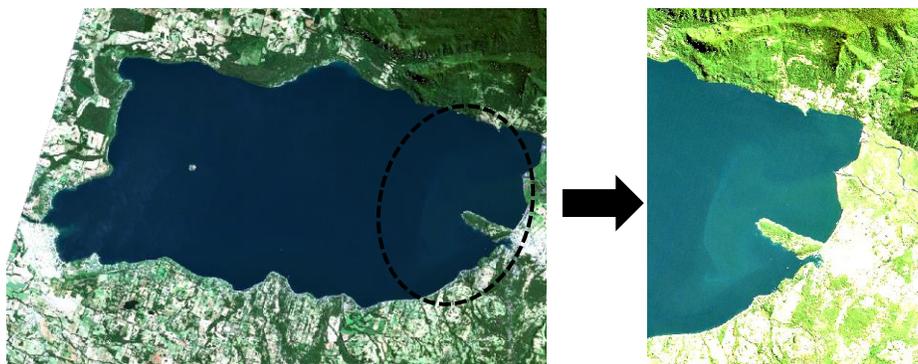


Figura 5.15: Presencia de microalgas en litoral Pucón el día 25 de febrero de 2019.

5.1.6 Caso 1: Conclusiones

En esta primera etapa se concluye que los algoritmos de banda azul-verde son los más apropiados para describir el comportamiento espacial y temporal de Chl-a en el lago Villarrica, en concordancia con lo planteado por el CEA (2014), quienes propusieron la posibilidad de evaluar el uso de algoritmos oceanográficos para este y otros lagos, en ese entonces haciendo referencia al OC3.

Moore et al. (2014) afirman que no hay certeza en que todas las clases ópticas posiblemente existentes en sistemas costeros y continentales queden representadas por el modelo OWT, debido a que se encuentra limitado por la base de datos utilizada. Sin embargo, en este trabajo se comprobó correspondencia entre sus resultados y el análisis de firmas espectrales extraídas desde imágenes Sentinel 2, las que muestran reflectancias promedio bajas a lo largo del espectro electromagnético y sin máximos predominantes en la región roja-NIR. También se concluyó en base a un análisis estadístico que el mejor algoritmo para describir condición trófica es uno de tipo azul-verde, coincidente con aquel que desempeñaría mejor en un cuerpo de agua Clase 2 según la clasificación propuesta por Moore et al. (2014).

De esta forma, se podría continuar explotando la aplicación del OWT como una primera aproximación para clasificar lagos y/o embalses y determinar qué tipo de algoritmo podría desempeñar mejor en caso de que se deseara realizar, por ejemplo, un estudio que abarcara un mayor número de sistemas acuáticos o un estudio a nivel regional. Así se evitaría el análisis estadístico inicial, donde se estudió la correlación existente entre los datos de campo de Chl-a y distintas razones de banda, realizado con el objetivo de descartar alternativas.

Por otra parte, múltiples factores pueden influir en una buena correlación entre Chl-a in situ y reflectancia, y entre Chl-a in situ y Chl-a simulada. Dentro de estos se puede mencionar la resolución espectral y radiométrica del sensor, ya que se trabajó con datos en el rango oligotrófico, por lo que la sensibilidad de los sensores a captar los niveles de brillo puede verse limitada con valores bajos de Chl-a. Otros factores son la precisión de los datos in situ, el efecto de adyacencia en los puntos de observación litorales, donde la señal captada por el sensor puede incluir la reflectancia de la zona terrestre, la selección de algunas imágenes que mostraban presencia de brillo solar en ciertos sectores, el método de corrección atmosférica empleado y, finalmente, la ventana temporal entre fecha de detección de la imagen satelital y dato in situ.

Las imágenes Sentinel 2 y 3 seleccionadas para la validación de los algoritmos tienen una ventana temporal menor o igual a 3 días, y en el caso particular de las S2 no fue posible encontrar una imagen que coincidiera con el mismo día de los muestreos puntuales realizados por la DGA, transformándose en una limitante en este trabajo para realizar una evaluación que sea lo más certera posible.

Los algoritmos oceanográficos, originalmente empleados para detectar trofia en aguas Caso 1, tienen potencial en el lago Villarrica y son capaces de mostrar la variabilidad espacial de la Chl-a de manera consistente con las mediciones de campo, es decir, determinar zonas de mayor y menor concentración de este pigmento, como son las áreas litorales y pelágica, respectivamente.

Por lo anterior, aunque es complejo encontrar una herramienta calibrada que entregue un dato preciso y exacto de Chl-a, hay que destacar el desempeño de los algoritmos oceanográficos OC2 y OC4 aplicados a Sentinel 2 que, si bien fueron calibrados para el satélite SeaWiFS, lograron simular valores de Chl-a con un error de 0,94 [$\mu\text{g}/\text{l}$] y 1,01 [$\mu\text{g}/\text{l}$], respectivamente. En cuanto al desempeño del C2RCC y del OC5 aplicado a Sentinel 3, estos fueron bastante inferiores en comparación a Sentinel 2, con un error de casi el doble. Esto puede deberse al método de corrección atmosférica utilizado, el cual podría no ser aplicable al lago Villarrica.

El desempeño superior reportado por Sòria-Perpinyà et al. (2021) en la evaluación de sus algoritmos comparado con los resultados del presente trabajo, se puede atribuir a los siguientes factores: en dicho estudio se contaba con un set de datos mucho más extenso ($N=106$), lo que permitió calibrar y validar un modelo haciendo uso de la típica razón azul-verde que ocupan los algoritmos oceanográficos, es decir: $\log_{10}(\max(R_{443}; R_{490})/R(560))$. Esto permite encontrar coeficientes constantes que se correlacionen mejor con el conjunto de datos que se está trabajando. De esta forma, podría ser incluso contraproducente intentar calibrar un modelo para un lago específico, considerando que continúe existiendo una limitación en las mediciones de campo disponibles como ocurrió en este trabajo, por lo que podría ser más adecuado clasificar según tipo óptico y concentraciones de Chl-a del mismo rango adquiridas desde un mayor número de lagos, y así obtener el modelo más preciso y exacto a partir de la mayor cantidad de datos in situ.

Otro factor que es importante considerar, es que en la investigación de Sòria-Perpinyà et al. (2021) se realizó convolución sobre las reflectancias in situ medidas con espectroradiómetro, es decir, fueron llevadas desde firmas espectrales continuas medidas en campo a bandas discretas multispectrales de los satélites Sentinel 2 y 3. Esto se realiza porque cada sensor satelital capta la radiancia de una manera particular a lo largo del espectro electromagnético según su función de respuesta espectral, por lo que mediante convolución de firmas espectrales se pueden validar datos satelitales, comparando valores obtenidos en terreno con aquellos que capta el sensor (Durán-Alarcón et al., 2014). En términos sencillos, esto último implica que no se trabajó con imágenes satelitales reales, por lo que fueron omitidos procesos de corrección atmosférica, los que son una fuente importante de incertidumbre en la estimación de Chl-a.

Tomando en cuenta estos dos puntos: extensión del set de datos y convolución de firmas espectrales para calibrar el modelo, no parece extraño que los resultados obtenidos en este trabajo muestren una menor correlación entre datos simulados y medidos. Sin embargo, en términos de la magnitud del error (RMSE), esta es del orden de lo reportado por Sòria-Perpinyà et al. (2021) para el satélite Sentinel 2.

La resolución espacial de Sentinel 2 permite describir patrones espaciales de distribución de Chl-a con muy buen detalle, tal como se observó en los mapas precedentes, mostrando los vórtices que se forman en torno al islote del lago Villarrica para la imagen de febrero de 2018, lo que sugiere la posibilidad de continuar explotando este sensor para conocer patrones de movimiento de las microalgas.

En las imágenes del período 2018-2019 no hay presencia de microalgas que sean perceptibles mediante imágenes color verdadero, excepto en febrero de 2019. Ante esto, nace la necesidad de robustecer el análisis con un caso de florecimiento de algas en verano de 2020 y, de esta forma, estudiar la evolución espacial y temporal de la Chl-a durante el evento, verificando su concordancia con patrones de viento y patrones hidrodinámicos descritos por otros autores.

En la descripción del segundo caso de estudio se continuará trabajando con algoritmos oceanográficos en lugar de buscar calibrar uno, ya que la cantidad de datos disponibles de Chl-a in situ es limitada para intentar calibrar y validar un modelo, además de que las propiedades ópticas del Villarrica parecen aptas para la implementación de algoritmos oceanográficos.

En vista de lo mencionado anteriormente, en la siguiente sección se describirá el evento de florecimiento de algas mediante algoritmos oceanográficos, utilizando imágenes Sentinel 2 MSI y Sentinel 3 OLCI en el análisis, con el objetivo de complementar la buena resolución espacial de Sentinel 2 con una mayor frecuencia temporal de Sentinel 3, y obtener la mayor cantidad de escenas especialmente durante el mes de marzo, donde se concentra el evento de proliferación de algas.

5.2 Caso 2: Florecimiento de algas 2020

5.2.1 Validación de algoritmos oceanográficos

El florecimiento de algas reportado por la DGA en 2020 señala su presencia en el sector La Poza. Sin embargo, una descripción mediante imágenes satelitales puede complementar favorablemente su estudio. En la Figura 5.16 se observa la presencia de microalgas en el sector del litoral Pucón, La Poza y zona pelagial.



Figura 5.16: Imágenes Sentinel 2 color verdadero del 14 de marzo (izquierda) y 26 de marzo (derecha).

De manera análoga a lo descrito en las secciones previas, se realiza la validación de los algoritmos OC2 y OC4 para las imágenes Sentinel 2, y del OC5 para las imágenes

Sentinel 3. En la Figura 5.17 se observa que la Chl-a modelada es subestimada por los 3 algoritmos analizados: OC2, OC4 y OC5. En la Tabla 5.5 se detallan los resultados de la validación de los algoritmos analizados. El algoritmo más exacto corresponde al OC4 con un RMSE de 0,91 [µg/l], sin embargo, el algoritmo más preciso es el OC5 de Sentinel 3, pues es el que presenta la mayor correlación entre datos medidos y simulados con un $R^2=0,78$. En términos de RMSE, los algoritmos OC2 y OC4 están del orden de lo reportado por Sòria-Perpinyà et al. (2021), pero presentan una menor correlación; mientras que en el caso del OC5, este tiene un peor RMSE, pero una correlación superior.

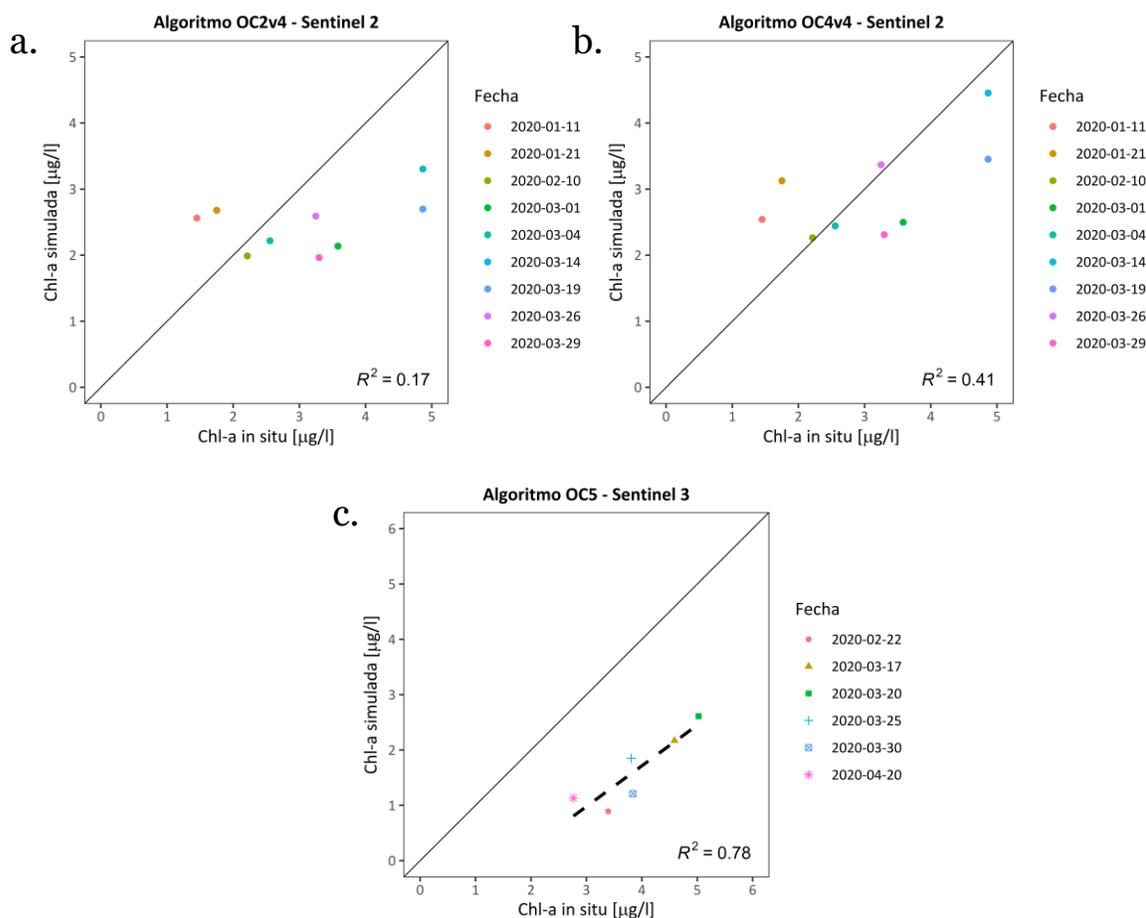


Figura 5.17: Validación de algoritmos (a) OC2v4, (b) OC4v4 y (c) OC5 (línea punteada indica regresión lineal).

Tabla 5.5: Resultados validación algoritmos oceanográficos para el florecimiento de algas de 2020.

| Satélite | Algoritmo | RMSE [µg/l] | R ² | Sòria-Perpinyà et al., 2021 | |
|------------|-----------|-------------|----------------|-----------------------------|----------------|
| | | | | RMSE [µg/l] | R ² |
| Sentinel 2 | OC2 | 1,23 | 0,17 | 0,94 | 0,55 |
| | OC4 | 0,91 | 0,41 | | |
| Sentinel 3 | OC5 | 2,27 | 0,78 | 0,92 | 0,57 |

La alta correlación entre Chl-a medida y simulada por Sentinel 3, resultado que difiere de lo observado durante el caso de estudio anterior, indica que es necesario realizar un análisis más exhaustivo de este instrumento satelital, pues pareciera que al disminuir la brecha temporal entre datos in situ y fecha de detección de la imagen, los resultados simulados por Sentinel 3 se vuelven más precisos. Por lo tanto, mediante el empleo de una mayor cantidad de mediciones de campo que tengan una menor ventana temporal con las imágenes satelitales, se podría determinar si dicha correlación se continúa observando y si es posible compensar la diferencia entre datos observados y simulados, y de esta manera calibrar un modelo más preciso y exacto.

Es pertinente enfatizar que, si bien el cálculo de un promedio diario de los datos nocturnos para contrastar con las concentraciones simuladas de Chl-a puede añadir incertidumbre en el análisis, es el único set de datos in situ disponible para evaluar tendencias en la evolución de Chl-a en este evento. Pese a esto, hay que destacar que los errores obtenidos durante el período 2018-2019 (en el cual se contaba con datos de Chl-a in situ analizados en laboratorio y, por ende, más confiables en cuanto a precisión) son del mismo orden que los errores obtenidos para este caso de florecimiento de algas, donde Sentinel 2 presenta un RMSE de alrededor 1 [$\mu\text{g/l}$] y Sentinel 3 un RMSE de aproximadamente 2 [$\mu\text{g/l}$] (ver Tabla 5.3 y Tabla 5.4). También hay que destacar otros factores que pueden influir en los datos medidos por la sonda y afectar su precisión, entre ellos su calibración y la acumulación de algas en este instrumento, proceso conocido como *biofouling*.

Dado que el mejor algoritmo que desempeña para Sentinel 2 es el OC4, este será el que se utilizará para la descripción del evento florecimiento de algas mediante mapas de distribución espacial de Chl-a. A pesar de que Sentinel 3 muestra un desempeño inferior a Sentinel 2 en términos de RMSE, se complementará la descripción ocupando el algoritmo OC5, y se analizará su aplicabilidad mediante la interpretación visual de dichos mapas.

5.2.2 Evaluación de Sentinel 2 y 3 en la descripción del evento de florecimiento de algas

En la Figura 5.18 se contrasta la evolución de fluorescencia de Chl-a medida y Chl-a simulada en la estación litoral La Poza para los algoritmos seleccionados. Se evidencia que Sentinel 2 supera en desempeño a Sentinel 3, no obstante, respecto al máximo de Chl-a registrado en marzo de 2020, ninguno de los 2 algoritmos logra representarlo adecuadamente, siendo subestimada la Chl-a. Al aplicar una corrección a Sentinel 3, sumando un RMSE=2,27 [$\mu\text{g/l}$] sobre los datos simulados, se obtienen valores más exactos, sin embargo, al usar posteriormente esa corrección en los mapas de Chl-a, los resultados son poco coherentes con los rangos de Chl-a registrados el resto de los días, por lo que se opta por no utilizar la corrección.

Los mapas que muestran la evolución de la condición trófica en el período en estudio se muestran en la Figura 5.19, Figura 5.20 y Figura 5.21, detallando si corresponden a imágenes Sentinel 2 (S2) o Sentinel 3 (S3). En el análisis de la Chl-a durante la totalidad del evento se utiliza una escala con intervalos iguales entre 1 y 8 [$\mu\text{g/l}$]. Para tener una visión más detallada de cada fecha por separado se recomienda revisar el Anexo B.

El 11 de enero la totalidad del lago presenta valores en torno a los 2 [$\mu\text{g/l}$], pero en el sector Pucón se observan mayores concentraciones cercanas a 3 [$\mu\text{g/l}$]. Luego, hacia el

21 de enero se observa un aumento en la trofía de todo el lago, con valores en torno a los 3 $[\mu\text{g}/\text{l}]$, donde en particular el litoral Pucón muestra valores entre 4 y 5 $[\mu\text{g}/\text{l}]$.

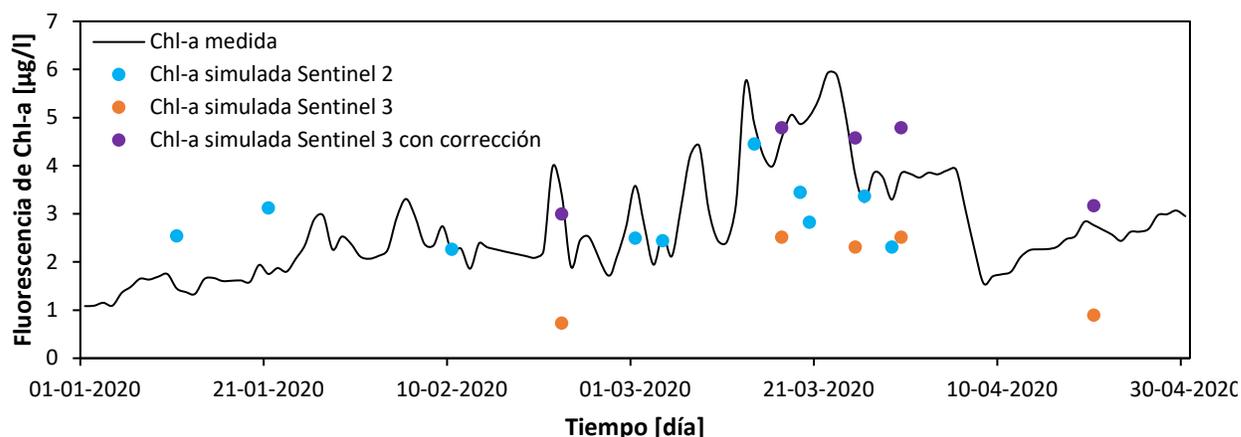


Figura 5.18: Serie temporal diaria de fluorescencia de Chl-a promedio medida por la sonda y Chl-a simulada, entre enero y abril de 2020.

Este aumento en la Chl-a, a pesar de que no fue detectado por la sonda en estación La Poza, es coherente con lo que se reportó durante el verano de 2020 (Vigilantes del lago, 2020b), ya que el 19 de enero se realizó un muestreo a una distancia de 200 m frente a la playa grande de Pucón cuyo resultado indicó la presencia del alga *Dolichospermum sp.* y una concentración de Chl-a de 4,3 $[\mu\text{g}/\text{l}]$ como se especifica en la Tabla 5.6. Ninguno de los parámetros monitoreados cumple la NSCA por promedio anual en el área de vigilancia pelagial.

Tabla 5.6: Resumen de parámetros monitoreados en el lago Villarrica el 19 de enero de 2020 frente a la playa grande de Pucón. Fuente: Vigilantes del lago, 2020b.

| Área de vigilancia: Pelagial | | | |
|-------------------------------------|-------------------|--|--------------------------------------|
| Chl-a $[\mu\text{g}/\text{l}]$ | Transparencia [m] | Nitrógeno total $[\text{mg}/\text{l}]$ | Fósforo total $[\text{mg}/\text{l}]$ |
| 4,3 | 3,5 | 0,257 | 0,0162 |

Al 10 de febrero se observa disminución en la Chl-a en la zona Pucón con respecto al 21 de enero, concentrándose entre 2 y 3 $[\mu\text{g}/\text{l}]$ en este sector y en litoral Sur. Luego, al 22 de febrero todo el lago se ve con una concentración homogénea de 1 $[\mu\text{g}/\text{l}]$, excepto en litoral Villarrica, con rangos de clorofila de 2 $[\mu\text{g}/\text{l}]$.

Posterior al evento de viento Puelche registrado entre el 20 y 22 de febrero, comienza nuevamente a eutrofizarse el lago, mostrando al 1 de marzo concentraciones entre 2 y 3 $[\mu\text{g}/\text{l}]$ en la totalidad del lago, y entre 3 y 4 $[\mu\text{g}/\text{l}]$ en Pucón. Entre el 4 y 14 de marzo el lago experimenta su estado más crítico, con concentraciones que se encuentran entre los 4 y 8 $[\mu\text{g}/\text{l}]$ en las zonas litoral Norte, Pucón y la Poza. El 4 de marzo se observa una mayor concentración de Chl-a en la zona occidental y oriental del lago, y posteriormente el desplazamiento de microalgas desde el litoral Pucón a bahía La Poza, mostrando vórtices en sentido horario en esta última.

Respecto a la línea que se observa al centro de las imágenes del 4 y 14 de marzo, y que divide el lago en dos partes, esta se debe al proceso mediante el cual el sensor detecta la imagen, ya que Sentinel 2 es un satélite de órbita polar. Por otro lado, aunque la imagen del 14 de febrero muestra brillo solar en el litoral Villarrica como se observa en la imagen color verdadero de la Figura 5.16 y puede afectar la interpretación de resultados de esta zona, se opta por utilizar esta imagen, pues entrega información importante sobre la evolución de la Chl-a en el sector oriental del lago.

El 17 de marzo el lago presenta concentraciones de Chl-a entre 1 y 2 [$\mu\text{g/l}$], para luego mostrar al 19 de marzo concentraciones de 3 a 5 [$\mu\text{g/l}$] en litoral Pucón y La Poza, y un vórtice de Chl-a de 3 [$\mu\text{g/l}$] en sentido antihorario en torno a la isla Aillaquillén. El 20 de marzo se observan rangos de Chl-a de 1-2 [$\mu\text{g/l}$]. El hecho de que en un intervalo de 3 días (17-20 de marzo) la condición trófica del lago aumente y disminuya, sumado a la subestimación de Chl-a de 2 [$\mu\text{g/l}$] de los valores simulados por Sentinel 3 en el sector La Poza, indicaría que las imágenes del 17 y 20 de marzo no aportan información concordante con las mediciones in situ de Chl-a ni con la evolución espacial de esta, y estarían subestimando la concentración de Chl-a no solo en La Poza, sino que en la totalidad del lago.

Entre el 25 y 26 de marzo se observa la intrusión de una pluma de microalgas desde litoral Pucón a la zona pelagial del lago, con una concentración de Chl-a de 5 [$\mu\text{g/l}$] que luego disminuye a 3 [$\mu\text{g/l}$]. El 29 de marzo los valores en todo el lago rondan 1-2 [$\mu\text{g/l}$], excepto algunas zonas entre litoral Pucón y la zona pelagial cercana al islote que muestran concentraciones de 3 [$\mu\text{g/l}$], evidenciando la desaparición de la pluma de microalgas. Luego, al 30 de marzo y 20 de abril se observan valores entre 1 y 2 [$\mu\text{g/l}$].

A raíz de los resultados obtenidos en la validación del algoritmo OC5 aplicado a las imágenes Sentinel 3, donde existe una subestimación de 2 [$\mu\text{g/l}$] en el punto de observación La Poza, y la interpretación visual de los mapas de Chl-a construidos, se concluye que dichas imágenes muestran incongruencias en la representación de la distribución temporal de la Chl-a en el lago y dificultan la descripción del fenómeno, en lugar de aportar información clara. La única excepción es la imagen del 25 de marzo, que permite visualizar la evolución de la pluma de microalgas.

Al combinar los satélites Sentinel 2 y Sentinel 3, considerando que el modelo adoptado en cada uno tiene un RMSE diferente, en que el error del segundo duplica al primero, se dificulta la descripción del florecimiento de algas. Aun cuando Sentinel 3 logra mostrar tendencias relativas en la concentración de Chl-a con zonas de mayor y menor concentración, los resultados son inexactos.

Dado que los resultados de Sentinel 3 no son concluyentes, es una herramienta que se debe trabajar con cuidado, cuya aplicación se recomienda continuar explorando y evaluando. Además, sería precipitado descartar la potencial contribución de este instrumento satelital en la detección de condición trófica del lago Villarrica, ya que este trabajo se acotó a emplear solamente el C2RCC para corregir atmosféricamente las imágenes de nivel 1 S3 OLCI. Considerando la gran repercusión que puede tener el método de corrección atmosférica utilizado en la precisión de la estimación de Chl-a, en futuras investigaciones se podrían considerar otros métodos de corrección disponibles para OLCI actualmente, como son 6SV1, iCOR y Polymer, los que según resultados de Kravitz et al. (2020) preservan de mejor manera que el C2RCC las mediciones radiométricas in situ.

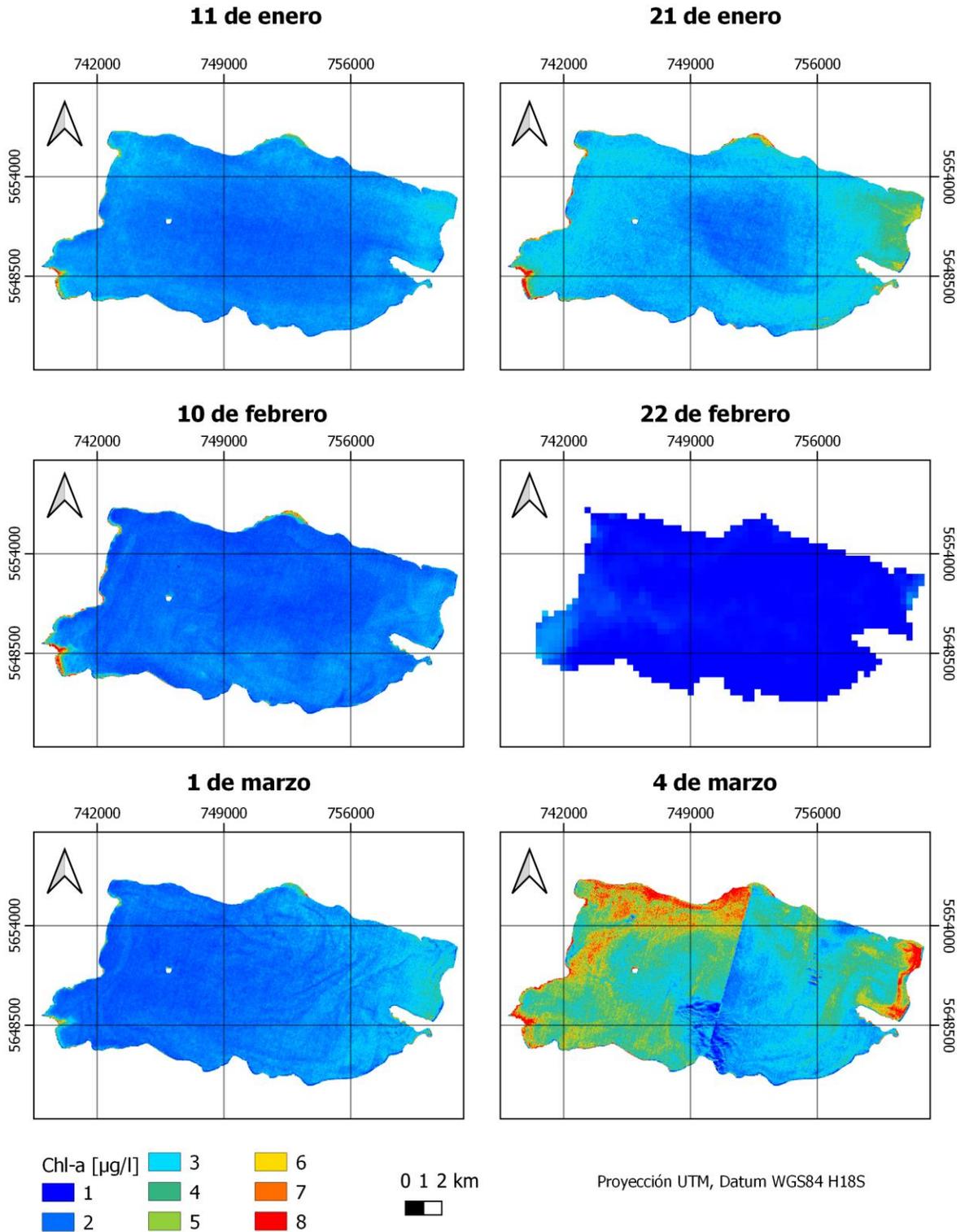


Figura 5.19: Condición trófica del lago Villarrica el 11 de enero (S2), 21 de enero (S2), 10 de febrero (S2), 22 de febrero (S3), 1 de marzo (S2) y 4 de marzo (S2) de 2020.

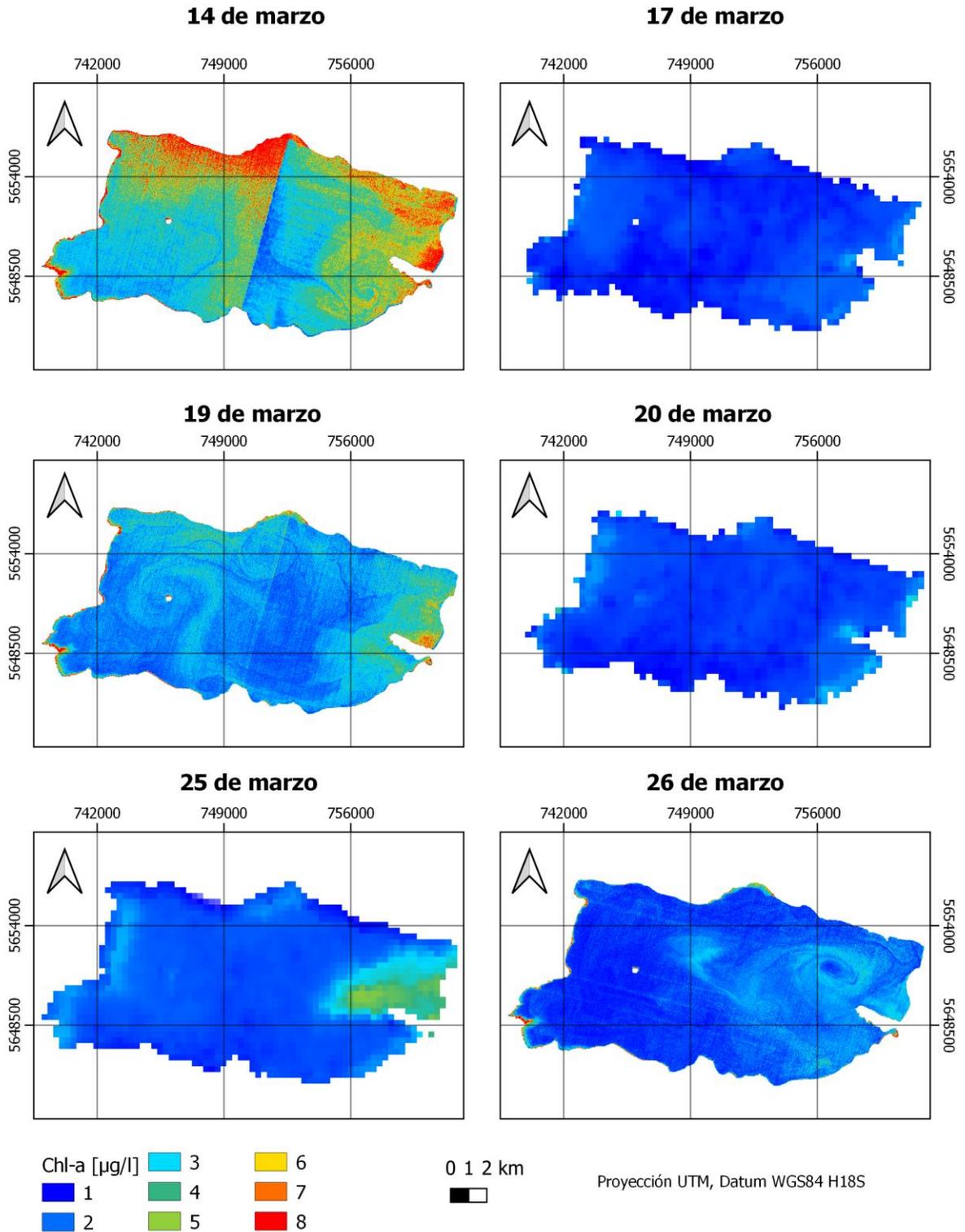


Figura 5.20: Condición trófica del lago Villarrica el 14 de marzo (S2), 17 de marzo (S3), 19 de marzo (S2), 20 de marzo (S3), 25 de marzo (S3) y 26 de marzo (S2) de 2020.

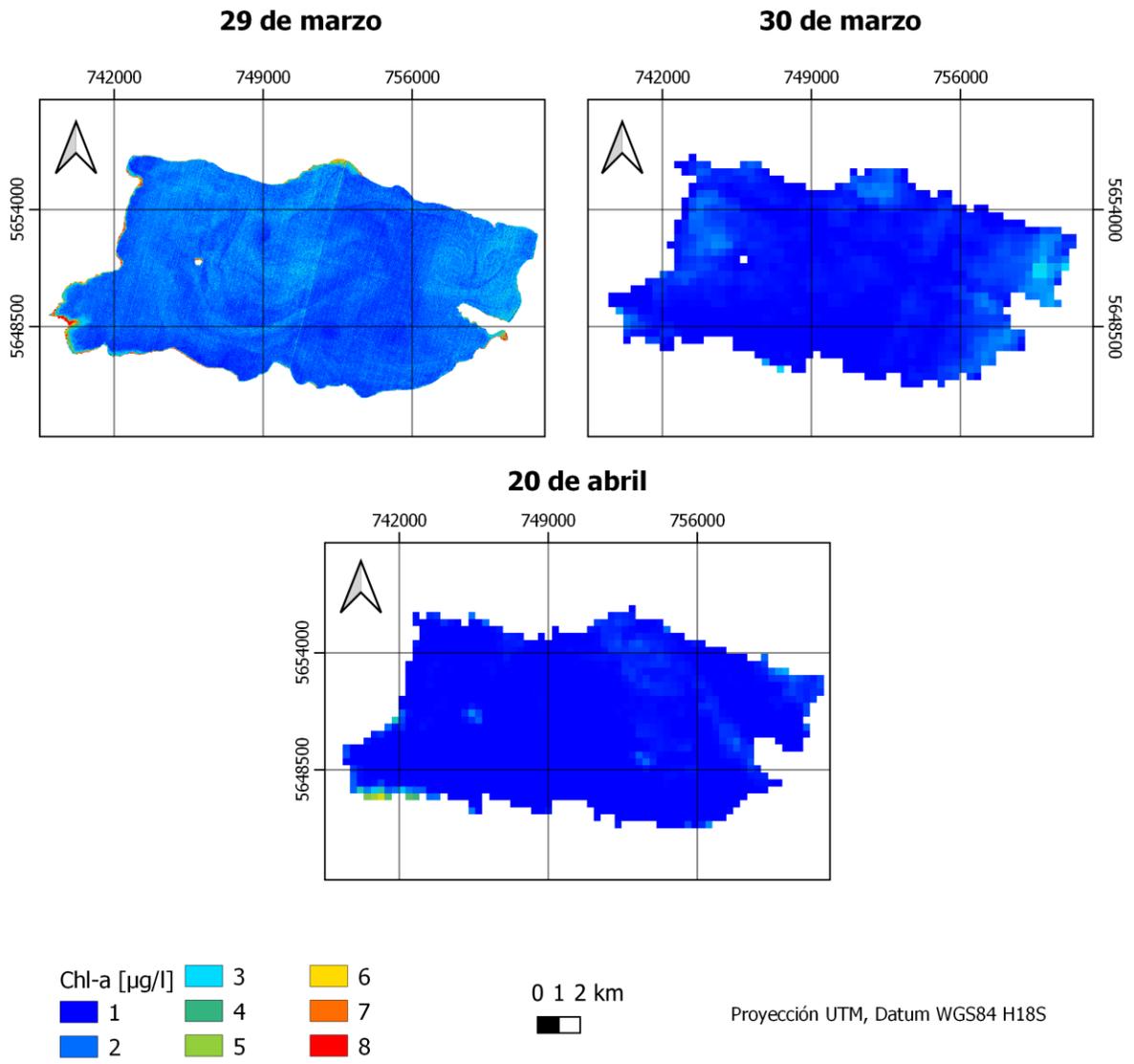


Figura 5.21: Condición trófica del lago Villarrica el 29 de marzo (S2), 30 de marzo (S3) y 20 de abril (S3) de 2020.

5.2.3 Comportamiento termo-hidrodinámico

El lago Villarrica es un lago cuya estructura vertical térmica presenta estratificación en verano y mezcla en invierno. Es particularmente en primavera y verano donde los factores ambientales e hidrodinámicos inciden en la ocurrencia de eventos de proliferación de algas y, por ende, donde debe existir especial atención a su monitoreo.

Se registraron dos eventos de florecimiento de algas en este período: el primero en enero y el segundo en marzo de 2020, ambos involucrando principalmente el sector este del lago. También ocurrieron 3 eventos de viento Puelche: el primero entre el 20 y 22 de febrero, el segundo el 25 de marzo y el tercero entre el 7 y 8 de abril. El primer y último evento coincidieron con tendencias crecientes en la concentración de Chl-a medida por la sonda ubicada en el área de vigilancia La Poza, mientras que el segundo no mostró un aumento en su concentración, aunque tuvo una influencia importante en el desplazamiento de las microalgas.

El río Trancura entrega cerca del 90% de la escorrentía que recibe el lago y, por ende, es el principal aportante de nutrientes provenientes de las subcuencas del lago Villarrica (MMA, 2020a). Esto, sumado a la restricción impuesta por la termoclina durante la temporada de estratificación, en la cual la energía cinética que es entregada por el viento se almacena en una capa térmica superior de aproximadamente 20 m, aumentando la velocidad superficial en primavera y verano, serían factores que influirían en la eutrofización del cuerpo de agua, especialmente en la zona oriental, ya que la carga de nutrientes se concentraría en el estrato superior (Galaz, 2020).

Una semana después del primer episodio de Puelche (20-22 de febrero) se observa la presencia de una mayor concentración de Chl-a entre 3 y 4 [$\mu\text{g}/\text{l}$] en litoral Pucón, la cual desencadena la aparición de algas en ese sector, que luego se trasladan hacia bahía La Poza. Este evento de florecimiento de algas podría explicarse, entre otros factores ambientales propicios para el crecimiento de algas, por el transporte vertical de nutrientes acumulados en la termoclina hacia la capa superficial del lago, producto de la mezcla inducida por el viento (Meruane, 2005).

Por otro lado, Meruane (2005) concluyó que las corrientes en el centro del lago siguen la dirección del viento y se devuelven por los bordes litorales hacia Villarrica si el viento proviene del oeste (Figura 5.22a) o hacia Pucón si es del este (Figura 5.22b). Luego, una vez finalizado el evento de Puelche, las corrientes giran en sentido horario por efecto Coriolis (Figura 5.22c), formándose fuertes corrientes en sentido ciclónico en las orillas del lago, las cuales aumentan la capacidad de resuspensión de sedimentos desde el lecho, y con ello la probabilidad de encontrar más nutrientes en el sector Sur, Pucón y La Poza (Figura 5.22d y Figura 5.22e). Por lo tanto, dicho comportamiento podría justificar la presencia de altos niveles de Chl-a en las zonas litorales del lago, así como el desplazamiento de las algas desde litoral Pucón a bahía La Poza como se observó entre el 4 y 14 de marzo en la Figura 5.19 y Figura 5.20, respectivamente.

El 25 de marzo se reportó la ocurrencia de un viento del este que alcanzó velocidades de 7 [m/s] según lo registrado en la estación Villarrica, lo que explicaría la intrusión de la pluma de microalgas desde la zona litoral Pucón hacia el área pelágica. La evolución temporal de la distribución espacial de las algas muestra la aparición de un vórtice en la zona oriente del lago al 26 de marzo, lo que iría en concordancia con el cambio en la dirección del flujo horizontal una vez finalizado el viento Puelche, donde por efecto

Coriolis la velocidad gira en sentido horario (Figura 5.22c), desencadenando posteriormente corrientes ciclónicas en los bordes del lago.

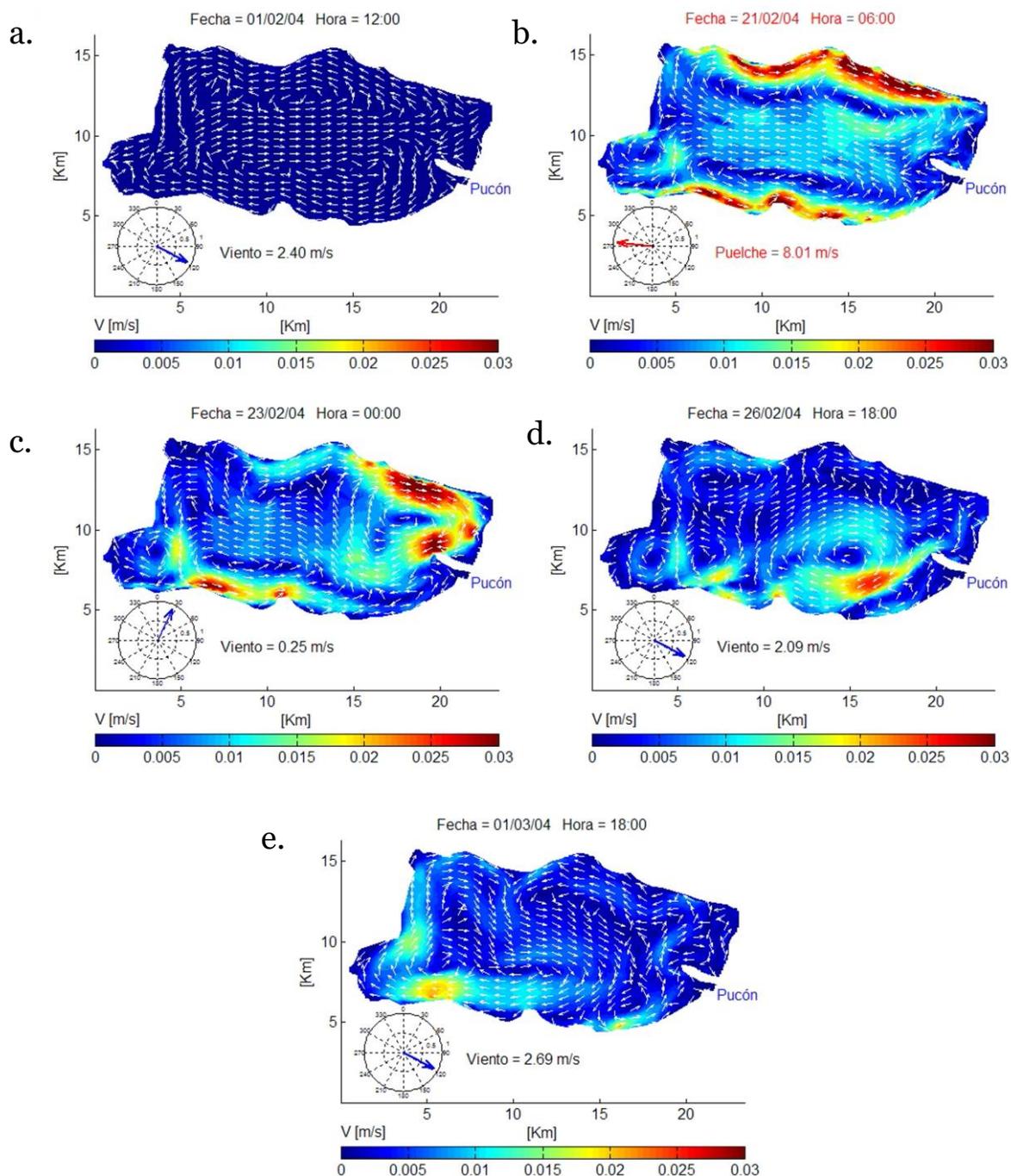


Figura 5.22: Representación de la velocidad del flujo horizontal en condiciones (a) sin Puelche, (b) con Puelche y (c, d, e) posterior al viento Puelche. Fuente: Meruane, 2005.

5.3 Diagnóstico trófico

A partir de las imágenes Sentinel 2 y los algoritmos OC2 y OC4 empleados en la estimación de Chl-a en los años 2018, 2019 y 2020, y que resultaron ser los modelos de Chl-a de mejor desempeño, se realiza un promedio espacial sobre los píxeles del lago.

En la Figura 5.23 se observa que todas las fechas, excepto las de 4 y 14 de marzo en las que el evento de florecimiento de algas estaba en su máximo desarrollo, se encuentran en el rango oligotrófico. Esta condición de oligotrofia tiene sentido, porque en general las floraciones algales ocurren de manera sectorizada en las zonas litorales, por lo que la zona pelágica del lago, y que abarca la mayor área, tiende a presentar bajos niveles de concentración de Chl-a. Así se observa en la Figura 5.24 que muestra mapas con la concentración de Chl-a promedio anual, donde las áreas con mayor nivel de trofia son las zonas litorales, particularmente el área litoral Villarrica, Pucón y La Poza.

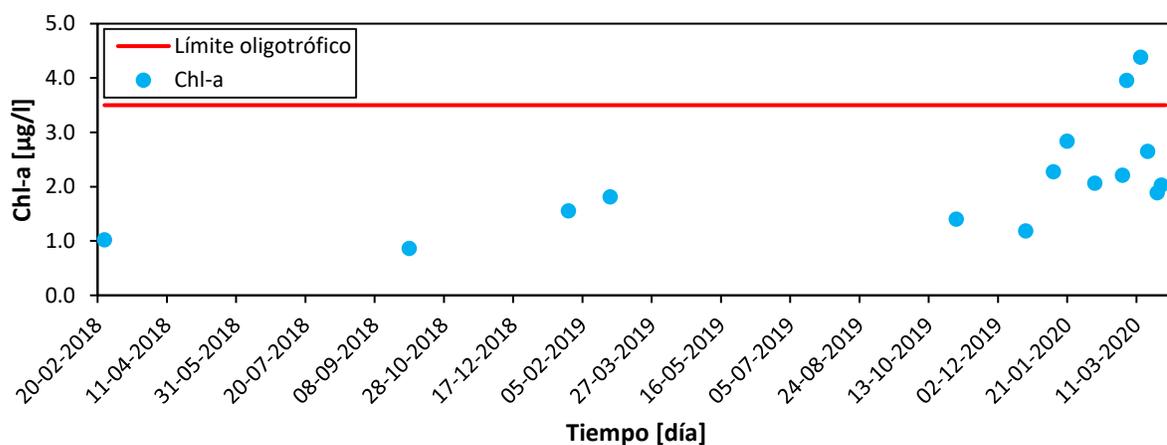


Figura 5.23: Promedio espacial de Chl-a para las imágenes Sentinel 2 analizadas durante 2018, 2019 y 2020. Límite oligotrófico en base a Smith et al. (1999).

Aunque el promedio espacial sitúa al lago en un estado oligotrófico según su concentración de Chl-a, es primordial poner especial énfasis en el monitoreo y seguimiento de los florecimientos de algas que ocurren en el lago Villarrica principalmente durante la temporada estival, ya que en cuestión de días la condición trófica del lago puede cambiar considerablemente, tal como fue descrito en este trabajo.

Por otro lado, el seguimiento de dichos episodios de proliferación de algas cobra aún más relevancia considerando que algunos de estos eventos reportados en el lago Villarrica han detectado la presencia de *Dolichospermum sp.*, la cual corresponde a una especie de cianobacteria capaz de sintetizar cianotoxinas que puede tener efectos nocivos sobre la salud de humanos y animales (DGA, 2014; Nimptsch et al., 2015; Vigilantes del lago, 2020b).

Pese a que en Chile no existe actualmente normativa respecto a calidad de agua y las toxinas de cianobacterias, la OMS establece un límite de microcistina (MC-LR) de 1 [$\mu\text{g L}^{-1}$] para consumo humano y de 10 [$\mu\text{g L}^{-1}$] para aguas recreacionales. No obstante, en el caso del lago Villarrica, durante el verano de 2012 se detectaron concentraciones de 3,5 [$\mu\text{g L}^{-1}$] de MC-LR en bahía La Poza, demostrando la importancia de vigilar continuamente este sistema acuático (Nimptsch et al., 2015).

Además, si bien se pudo observar que el origen de las microalgas en marzo de 2020 ocurrió en el sector este del lago Villarrica, seguramente por la carga de nutrientes aportada por el río Trancura y posiblemente influenciadas por los episodios de viento fuerte que producen un aumento en la concentración de Chl-a en superficie, la circulación general en el lago indujo el desplazamiento de las microalgas, logrando finalmente perjudicar el estado trófico de otras zonas de este ecosistema léntico. Considerando lo anterior, y que además el evento de floración algal en enero de 2020 no fue detectado por la sonda de monitoreo en bahía La Poza, se podría evaluar colocar una sonda de medición en las cercanías del río Trancura, pues dicha zona se posiciona como un lugar crítico para el origen de las microalgas, debido al flujo de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que recibe desde este afluente, a causa de las pisciculturas y uso de suelo, principalmente (Bruning, 2018).

Hay que destacar que un diagnóstico mediante percepción remota no reemplazará las mediciones de campo, más aun considerando que en el caso de este trabajo los resultados se han obtenido a partir de un modelo impreciso. Por lo demás, la teledetección permite estimar la evolución de la condición trófica de un lago en superficie, sin la posibilidad de conocer qué ocurre en capas inferiores, donde en ocasiones la concentración de Chl-a en profundidad puede superar a la concentración superficial en lagos estratificados y oligotróficos, fenómeno conocido como *deep chlorophyll maximum*. En estos lagos, la transparencia del epilimnion y los flujos de nutrientes provenientes desde el hipolimnion, permiten el crecimiento de algas en el metalimnion (Fee, 1976). No obstante, en este estudio se ha probado que la percepción remota es una herramienta altamente útil para dar seguimiento a los eventos de proliferación de algas, mostrando en forma bastante certera su distribución espaciotemporal.

En consecuencia, la teledetección debería ser empleada y considerada como un complemento a las estrategias actuales y futuras de monitoreo en el lago Villarrica, y de este modo enriquecer y fortalecer el seguimiento de las floraciones algales. Actualmente se está elaborando el Plan de Descontaminación que busca restituir los niveles de calidad impuestos en la NSCA del lago Villarrica mediante la disminución en la carga de fósforo total proveniente desde las fuentes emisoras de su cuenca, lo que finalmente se verá reflejado en una disminución en la concentración de fósforo en el lago. Este plan tiene un horizonte de evaluación de 15 años (MMA, 2020c), período en el que además de los muestreos puntuales desarrollados por la DGA se podría potenciar el uso de teledetección en el lago Villarrica para estudiar la evolución de su estado trófico, estableciendo la frecuencia y ubicación de los episodios de florecimiento de algas con la finalidad de concluir si existe una disminución de estos durante el transcurso del plan.

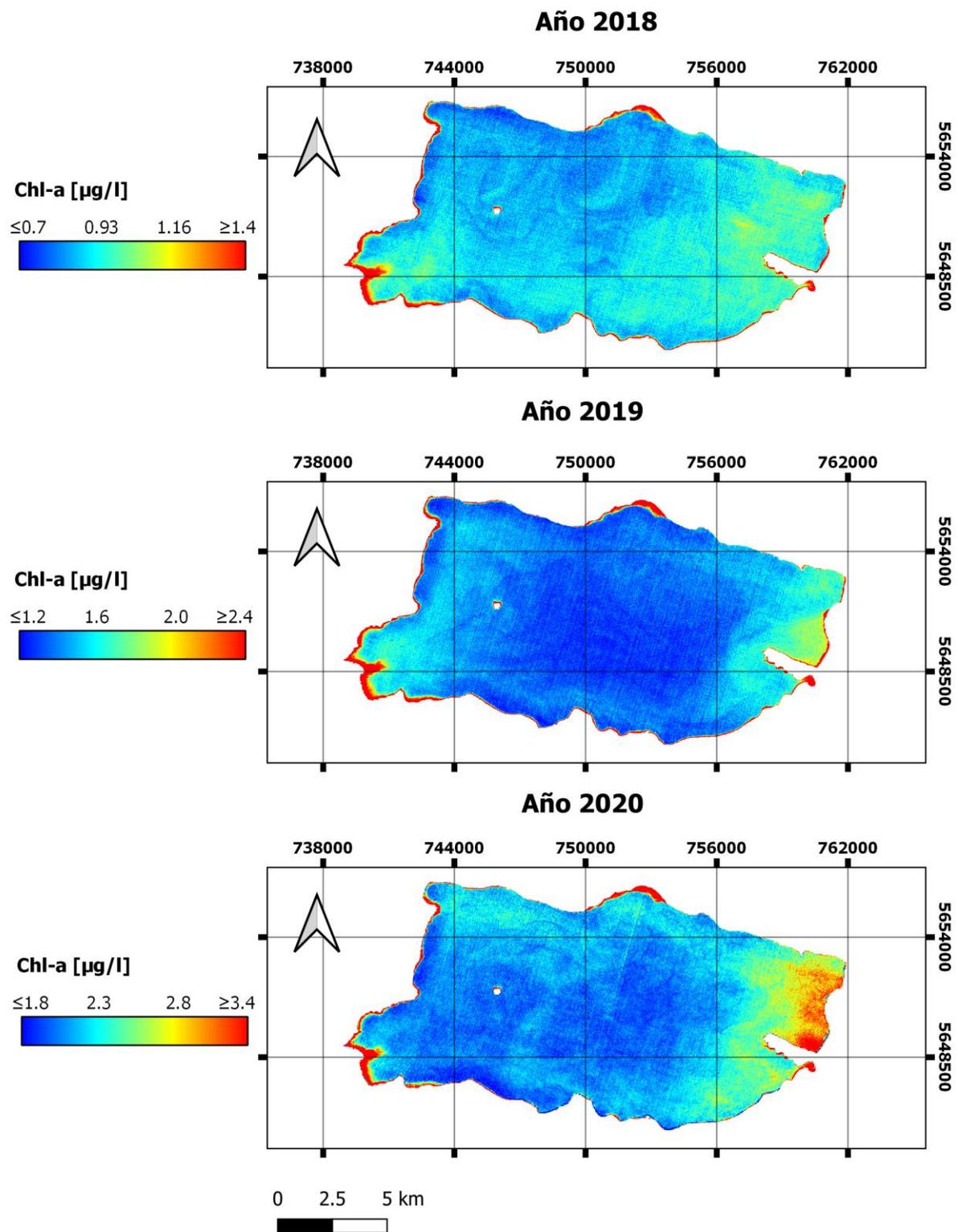


Figura 5.24: Concentración promedio anual de Chl-a en el lago Villarrica, durante los años 2018 (2 imágenes), 2019 (4 imágenes) y 2020 (7 imágenes, se descartan las del 4 y 14 de marzo) a partir de imágenes Sentinel 2.

6. Conclusiones

En este trabajo se evaluó la aplicabilidad de distintos algoritmos encontrados según la literatura y de los satélites Sentinel 2 y 3, con el objetivo de realizar un diagnóstico de la condición trófica del lago Villarrica para los años 2018, 2019 y 2020.

El lago Villarrica presenta una magnitud espectral promedio baja, con un máximo en la región azul del espectro electromagnético, donde los algoritmos de tipo azul-verde son los mejores para estimar concentración de Chl-a. Esto se explica por un tipo óptico de agua principalmente en condición oligotrófica, de alta transparencia y baja presencia de biomasa fitoplanctónica.

De la evaluación de los distintos algoritmos de detección de Chl-a y los satélites Sentinel 2 y 3, se concluye que los algoritmos oceanográficos, ampliamente utilizados en aguas Caso 1, son los más adecuados para representar condición trófica en el lago Villarrica. En la mayoría de las ocasiones estos mostraron una subestimación de Chl-a simulada respecto a los datos medidos. El OC2 y OC4 aplicados a Sentinel 2 desempeñaron con un RMSE promedio entre ambos casos de estudio igual a 1,0 [$\mu\text{g}/\text{l}$] y con un coeficiente de determinación que fluctuó entre 0,17 y 0,41. Por su parte, el OC5 de Sentinel 3 alcanzó un RMSE promedio de 2,1 [$\mu\text{g}/\text{l}$] con un R^2 de 0,01 para el primer caso de estudio y un R^2 de 0,78 para el segundo caso. Esta alta diferencia en la correlación obtenida entre Chl-a medida y simulada en el primer y segundo caso de estudio puede indicar que disminuyendo la brecha temporal entre Chl-a medida y fecha de detección de la imagen se alcanza un modelo más preciso, por lo que sería recomendable continuar estudiando este instrumento satelital mediante un aumento en el número de imágenes analizadas y una calibración de la sonda de medición.

La aplicación de los satélites Sentinel 2 y 3 sobre el lago Villarrica mostró concordancia entre las mediciones de campo de Chl-a y su distribución espacial, indicando zonas de mayor y menor concentración de este pigmento, donde los algoritmos de Sentinel 2 resultaron tener un desempeño superior a aquellos evaluados para Sentinel 3. Por lo tanto, es recomendable emplear los algoritmos OC2 y/o OC4 mediante imágenes multiespectrales Sentinel 2 para estimar concentración de Chl-a en este sistema acuático, ya que ambos algoritmos tienen un desempeño similar. No obstante, hay que considerar la utilización de estas herramientas como un complemento a las mediciones in situ, teniendo presentes sus limitantes. Dentro de estas se puede mencionar la precisión de los algoritmos, porque ninguno representa exactamente la concentración de Chl-a medida en terreno, así como también que no todas las imágenes satelitales que se encuentren disponibles van a ser aptas para su uso en teledetección de calidad de agua, debido a condiciones de nubosidad desfavorables o brillo solar.

En cuanto a las limitaciones de este trabajo se destacan tres principalmente. Primero, la ausencia de imágenes satelitales en las mismas fechas que se desarrollaron monitoreos por la Dirección General de Aguas, presentando una ventana temporal menor o igual a 3 días, lo que puede influir en el cálculo de los estadígrafos ocupados para validar estas herramientas. Segundo, que no se dispuso de datos de reflectancia in situ, impidiendo evaluar el desempeño de cada método de corrección atmosférica empleado y, por último, una base de datos de Chl-a medida en campo limitada. Por lo anterior, en la búsqueda de un algoritmo más exacto y preciso, sería recomendable extender la base de datos de Chl-a mediante una mayor cantidad de campañas de monitoreo en el lago Villarrica o agrupar aquellos lagos que presenten el mismo tipo óptico de agua con

concentraciones de Chl-a del mismo rango y, de este modo, calibrar un modelo a partir de una ecuación que presente coeficientes constantes más adecuados para el set de datos que se disponga. También sería útil disponer de firmas espectrales medidas en terreno que permitan seleccionar el método de corrección atmosférica más adecuado y disminuir al máximo la ventana temporal entre fecha de detección de la imagen y fecha de Chl-a medida, precisamente por el estado cambiante en la condición trófica del lago.

En los años 2018, 2019 y 2020, las escenas analizadas sitúan al lago Villarrica en una clasificación de oligotrofia, distinguiéndose como zonas con un mayor nivel de trofia a las áreas litoral Villarrica, Pucón y La Poza. Sin embargo, su estado trófico puede cambiar considerablemente en poco tiempo, como se demostró con los eventos de proliferación de algas descritos en este estudio.

Entre enero y abril de 2020 se detectaron dos floraciones algales, la primera en enero en el sector de litoral Pucón, y la segunda en el mes de marzo, abarcando las zonas litorales Pucón, La Poza y más tarde la zona pelágica, por el desplazamiento de las microalgas. A su vez, este período se caracterizó por tres eventos de viento Puelche, que coincidieron con tendencias crecientes en la concentración de Chl-a, mostrando la eventual influencia de los episodios de viento fuerte que suelen azotar a la región durante la época de verano sobre la calidad de las aguas del lago, condicionando la aparición y el movimiento de las microalgas. Los patrones de distribución y desplazamiento observados concuerdan con el comportamiento hidrodinámico de este sistema acuático, donde la circulación general moviliza las microalgas desde litoral Pucón a litoral La Poza y a la zona pelágica.

La alta variabilidad en la condición trófica del lago Villarrica durante la temporada estival de 2020 demuestra la necesidad de monitorear continuamente este cuerpo acuático, en el que las campañas de muestreo puntual desarrolladas en primavera y verano por la Dirección General de Aguas no permiten tener una visión completa y de alta frecuencia del lago. De esta manera, incorporar a las prácticas convencionales de monitoreo el uso de imágenes satelitales como las Sentinel 2, de acceso libre y gratuito, mejoraría considerablemente su vigilancia.

Finalmente, se destaca que la metodología desarrollada es de fácil implementación, posicionando a la percepción remota como una herramienta que debería ocuparse con regularidad en el monitoreo ambiental del lago Villarrica si se desea vigilar de manera completa, continua e integral su estado trófico.

7. Glosario

- BOA: Bottom of Atmosphere. Señal capturada al fondo de la atmósfera, es decir, a nivel de superficie.
- C2RCC: Case 2 Regional CoastColour. Método de corrección atmosférica disponible para instrumentos satelitales como Sentinel 3 OLCI, Sentinel 2 MSI, VIIRS, MODIS, SeaWiFS y MERIS.
- CDOM: Colored dissolved organic matter. Materia orgánica que consta de ácidos húmicos y fúlvicos.
- Chl-a: Clorofila “a”. Pigmento que se utiliza como índice de biomasa planctónica.
- DGA: Dirección General de Aguas. Organismo estatal que se encarga de gestionar, verificar y difundir información hídrica respecto a su cantidad y calidad en Chile.
- Envisat: Environmental Satellite. Satélite de observación terrestre construido por la Agencia Espacial Europea que estuvo operativo entre 2002 y 2012.
- ESA: European Space Agency. La Agencia Espacial Europea es propietaria de los satélites Sentinel 2 y 3.
- IOCCG: International Ocean-Colour Coordinating Group. Comité internacional que promueve la percepción remota en ambientes acuáticos.
- IOP: Inherent Optical Properties. Las propiedades ópticas inherentes están determinadas por el tipo y concentración de sustancias en el medio, independiente del ángulo de luz incidente.
- MBR: Maximum Band Ratio. En los algoritmos oceanográficos, el MBR hace referencia a la razón entre la máxima reflectancia de las bandas pertenecientes a la región azul del espectro electromagnético y una banda centrada en la región verde del espectro.
- MERIS: Medium Resolution Imaging Spectrometer. Instrumento satelital a bordo del Envisat de la ESA.
- MMA: Ministerio del Medio Ambiente. Órgano del Estado que trabaja en el diseño de planes, políticas y programas de índole ambiental.
- MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer. Instrumento satelital a bordo de los satélites Terra y Aqua.
- MSI: Multi Spectral Instrument. Sensor del satélite Sentinel 2 que mide 13 bandas desde el rango visible al infrarrojo de onda corta.
- NAP: Non algal particles. Detritos o tripton, más partículas inorgánicas.
- NIR: Near Infrared. En un satélite corresponde a una banda centrada en la región del infrarrojo cercano del espectro electromagnético.
- NSCA: Norma Secundaria de Calidad Ambiental. Establece las normas para la protección de las aguas superficiales del lago Villarrica.
- OAC: Optical Active Components. Los componentes ópticamente activos interactúan con la luz mediante procesos de absorción y dispersión, y son responsables del color de océanos y aguas continentales. Estos son el fitoplancton, materia suspendida y sustancias amarillas.

- OCX: Ocean Chlorophyll Algorithm. Algoritmos oceanográficos para detectar distribución de Chl-a en aguas Caso 1. Existen diversas versiones según su calibración y el número de bandas (X) que utilice el algoritmo, donde OC2 hace referencia a uno que ocupa dos bandas, OC4 a uno que utiliza cuatro bandas, y así sucesivamente.
- OLCI: Ocean and Land Colour Instrument. Sensor del satélite Sentinel 3 que mide 21 bandas entre el rango visible e infrarrojo de onda corta.
- OMS: Organización Mundial de la Salud. Organismo internacional que opera en más de 150 países con el objetivo de velar por la salud de las personas.
- OWT: Optical Water Type. Tipo óptico de agua según la clasificación propuesta por Moore et al. (2014).
- RMSE: Root-Mean-Squared Error. Parámetro estadístico para cuantificar diferencia entre datos observados y simulados.
- SeaWIFS: Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor. Satélite perteneciente a la NASA que recolectó datos sobre propiedades bio-ópticas de océanos entre 1997 y 2010.
- Sen2Cor: Método de corrección atmosférica dispuesto por la ESA para la corrección de productos satelitales de nivel 1C del satélite Sentinel 2.
- SMA: Superintendencia del Medio Ambiente. Servicio público que da seguimiento y fiscalización a cualquier instrumento de carácter ambiental establecido por la ley.
- SNAP: Sentinel Application Platform. Software gratuito de la Agencia Espacial Europea para procesar y analizar imágenes satelitales.
- SWIR: Short-wave infrared. En un satélite corresponde a la banda centrada en la región infrarroja de onda corta del espectro electromagnético.
- TOA: Top of Atmosphere. Señal capturada al tope de la atmósfera.
- TSM: Total suspended material. Materia suspendida total, influye en el color de aguas principalmente someras, donde las corrientes y olas ponen en suspensión el material inorgánico.
- VIIRS: Visible Infrared Imaging Radiometer Suite. Sensor a bordo de los satélites Suomi NPP y NOAA-20, lanzados en 2011 y 2017, respectivamente.

8. Bibliografía

Alcántara, E., Piffer, C., Gomes, A., Bernardo, N., Fernando, A., Rodrigues, T., Watanabe, F. (2018). Performance analysis of the C2RCC processor in estimate the water quality parameters in inland waters using OLCI/Sentinel-3A images. IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 9300-9303. doi: [10.1109/IGARSS.2018.8517486](https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8517486)

APHA-AWWA-WEF. (2005). Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC.

Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Stelzer, K., Embacher, S., Ruescas, A. (2016). Evolution of the C2RCC Neural Network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. Proc. Living Planet Symposium, ESA SP-470.

Bruning, M. (2018). Estudio de aporte de carga de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de descontaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el lago Villarrica. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería Mención Química. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Química, Biotecnología y Materiales, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 361-369.

Centro de Ecología Aplicada. (2014). Diagnóstico de la condición trófica de cuerpos lacustres utilizando nuevas herramientas tecnológicas. Santiago, Chile.

Copernicus. (2018). Sentinel-2 Products Specification Document.

Decreto 19. Establece normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica. 16 de octubre de 2013.

Decreto 43. Ministerio del Medio Ambiente. Declara zona saturada por clorofila “a”, transparencia y fósforo disuelto, a la cuenca del lago Villarrica. 6 de agosto de 2018.

Dirección General de Aguas. (2014). Evaluación de la condición trófica de la red de control de lagos de la DGA. Santiago.

Dirección General de Aguas. (2016). Atlas del Agua Chile 2016. Recuperado de <https://dga.mop.gob.cl/DGADocumentos/Atlas2016parte1-17marzo2016b.pdf>

Dirección General de Aguas. (2018). Análisis de la relación entre la concentración de clorofila “a” y la transparencia de los lagos monitoreados por la red de calidad de la DGA, y elaboración de un ranking de lagos basado en el estado trófico otorgado por estos parámetros.

Dirección General de Aguas. (2020). Reporte de datos de calidad de agua (clorofila) del Lago Villarrica obtenidos mediante un monitoreo de alta frecuencia.

Dörnhöfer, K., Oppelt, N. (2016). Remote sensing for lake research and monitoring - recent advances. *Ecological Indicators*, 64, 105-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.009>.

Doerffer, R., Schiller, H. (2007). The MERIS Case 2 water algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 28(3-4), 517-535.

Durán-Alarcón, C., Santamaría-Artigas, A., Valenzuela, N., Mattar, C. (2014). RSR Calculator, una herramienta para el proceso de calibración/validación. *Revista de teledetección*, 0(42), 111-118. doi: <http://dx.doi.org/10.4995/raet.2014.3230>

ESA. (2019). Sen2Cor Configuration and user manual S2-PDGS-MPC-L2A-SUM-V2.8.

Fee, E. J. (1976). The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the experimental Lakes area, northwestern Ontario: implications for primary production estimates. *Limnology and Oceanography*, 21(6), 767–783.

Galaz, F. (2020). Modelación numérica de la hidrodinámica del lago Villarrica ad portas del anteproyecto del plan de descontaminación aprobado mediante resolución exenta N°437/2020 del Ministerio del Medio Ambiente. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Ha, N.T.T, Koike, K., Nhuan, M.T., Canh, B.D., Thao, N.T.P., Parsons, M. (2017). Landsat 8/OLI Two bands ratio algorithm for chlorophyll-a concentration mapping in hypertrophic waters: an application to west lake in Hanoi (Vitnam). *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens*, 10(11), 4919-4929.

Ha, N. T. T., Thao, N. T. P., Koike, K., & Nhuan, M. T. (2017). Selecting the Best Band Ratio to Estimate Chlorophyll-a Concentration in a Tropical Freshwater Lake Using Sentinel 2A Images from a Case Study of Lake Ba Be (Northern Vietnam). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(9), 290. doi:10.3390/ijgi6090290

Huovinen, P., Ramírez, J., Caputo, L., Gómez, I. (2019). Mapping of spatial and temporal variation of water characteristics through satellite remote sensing in Lake Panguipulli, Chile. *Science of The Total Environment*, 679, 196–208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.367>

IOCCG. (2000). Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters. Sathyendranath, S. (ed.), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada.

IOCCG. (2010). Atmospheric Correction for Remotely-Sensed Ocean-Colour Products. Wang, M. (ed.), Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 10, IOCCG, Dartmouth, Canada.

IOCCG. (2018). Earth Observations in Support of Global Water Quality Monitoring. Greb, S., Dekker, A. and Binding, C. (eds.), IOCCG Report Series, No. 17, International Ocean Colour Coordinating Group, Dartmouth, Canada.

IOCCG. (2020). Synergy between Ocean Colour and Biogeochemical/Ecosystem Models. Dutkiewicz, S. (ed.), IOCCG Report Series, No. 19, International Ocean Colour Coordinating Group, Dartmouth, Canada. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-711>

Kirches, G. (2018). Algorithm Theoretical Basis Document Sentinel 2 Global Mosaics. Copernicus Sentinel 2 Global Mosaic (S2GM) within the Global Land Component of the Copernicus Land Service. S2GM-SC2-ATBD-BC.

Kravitz, J., Matthews, M., Bernard, S., Griffith, D. (2020). Application of Sentinel 3 OLCI for chl-a retrieval over small inland water targets: Successes and challenges. *Remote Sensing of Environment*. 237. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111562>

Meruane, C. (2005). El efecto del viento Puelche sobre la hidrodinámica y calidad de aguas del lago Villarrica. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Ministerio del Medio Ambiente. (2020a). Aprueba Anteproyecto del Plan de Descontaminación por clorofila “a”, transparencia y fósforo disuelto para la cuenca del lago Villarrica. Recuperado de <https://planesynormas.mma.gob.cl/>

Ministerio del Medio Ambiente. (2020b). Minuta “Inventario de emisiones del Plan de Descontaminación de la cuenca del lago Villarrica”. Recuperado de <https://planesynormas.mma.gob.cl/>

Ministerio del Medio Ambiente. (2020c). Análisis general del impacto económico y social del anteproyecto del Plan de Descontaminación Ambiental del lago Villarrica. Recuperado de <https://planesynormas.mma.gob.cl/>

Moore, T., Dowell, M., Bradt, S., Ruiz, A. (2014). An optical water type framework for selecting and blending retrievals from bio-optical algorithms in lakes and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 143, 97-111. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.11.021>.

NASA’s Earth Observing System. (2019). Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS). Recuperado de <https://eosps.nasa.gov/missions/sea-viewing-wide-field-view-sensor>

Niemeyer, H. (1980). Hoyas Hidrográficas de Chile.

Nimptsch, J., Woelfl, S., Osorio, S., Valenzuela, J., Moreira, C., Ramos, V., Castelo-Branco, R., Nuno, P., Vasconcelos, V. (2015). First record of toxins associated with cyanobacterial blooms in oligotrophic North Patagonian lakes of Chile – a genomic approach. *Internacional Review of Hydrobiology*, 101, 57-68.

Niño, Y. (2019). Stratification and mixing in lakes and reservoirs. Curso de Hidrodinámica Ambiental. Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile.

Nouchi, V. (2018). Toward a systematic integration of optical remote sensing for inland water studies. Tesis de doctorado, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.

O’Reilly, J.E., Maritorena, S., Siegel, D.A., O’Brien, M.C., Toole, D., Mitchell, B.G., Kahru, M., Chavez, F.P., Strutton, P., Cota, G.F., Hooker, S.B., McClain, C.R., Carder, K.L., Müller-Karger, F., Harding, L., Magnuson, A., Phinney, D., Moore, G.F., Aiken, J., Arrigo, K.R., Letelier, R., Culver, M. (2000). Ocean Color Chlorophyll a Algorithms for SeaWiFS, OC2 and OC4: Version 4. SeaWiFS Postlaunch Technical Report Series vol. 11. NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland (Part 3, Ch. 2. NASA-TM-2000-206892).

O’Reilly, J. E., & Werdell, P. J. (2019). Chlorophyll algorithms for ocean color sensors - OC4, OC5 & OC6. *Remote Sensing of Environment*, 229, 32–47. doi:10.1016/j.rse.2019.04.021

O’Sullivan, P.E. & Reynolds, C.S. (2004). The lakes handbook. (Vol. 1). Blackwell Publishing.

Pizarro, J., Vergara, P.M., Cerda, S., Briones, D. (2016). Cooling and eutrophication of southern Chilean lakes. *Sci. Tot. Environ*, 541, 683–691. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.105>.

Richards, J., & Jia, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Alemania. Springer.

SMA. (2017). Informe técnico de cumplimiento de normas de calidad de agua. Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la protección de las aguas del lago Villarrica. DFZ-2017-5420-IX-NC-EI.

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1-3), 179-196.

Sòria-Perpinyà, X., Vicente, E., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Tenjo, C., Ruíz-Verdú, A., Delegido, J., et al. (2021). Validation of Water Quality Monitoring Algorithms for Sentinel-2 and Sentinel-3 in Mediterranean Inland Waters with In Situ Reflectance Data. *Water*, 13(5), 686. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w13050686>

The European Space Agency. (2020). Sentinel 3. Recuperado de <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-3>.

Vigilantes del lago. (2020a). Informe blooms Lago Villarrica (1993-2020). Una contribución desde la ciencia ciudadana. <http://www.vigilanteslagos.org/>

Vigilantes del lago. (2020b). Reporte 11. Monitoreo Lago Villarrica, en Pucón 2020. <http://www.vigilanteslagos.org/>

Xu, Min & Liu, Hongxing & Beck, Richard & Reif, Molly & Emery, Erich & Young, Jade. (2019). Regional Analysis of Lake and Reservoir Water Quality with Multispectral Satellite Remote Sensing Images. 10.21079/11681/34933.

Anexos

Anexo A: Calibración de modelos de Chl-a

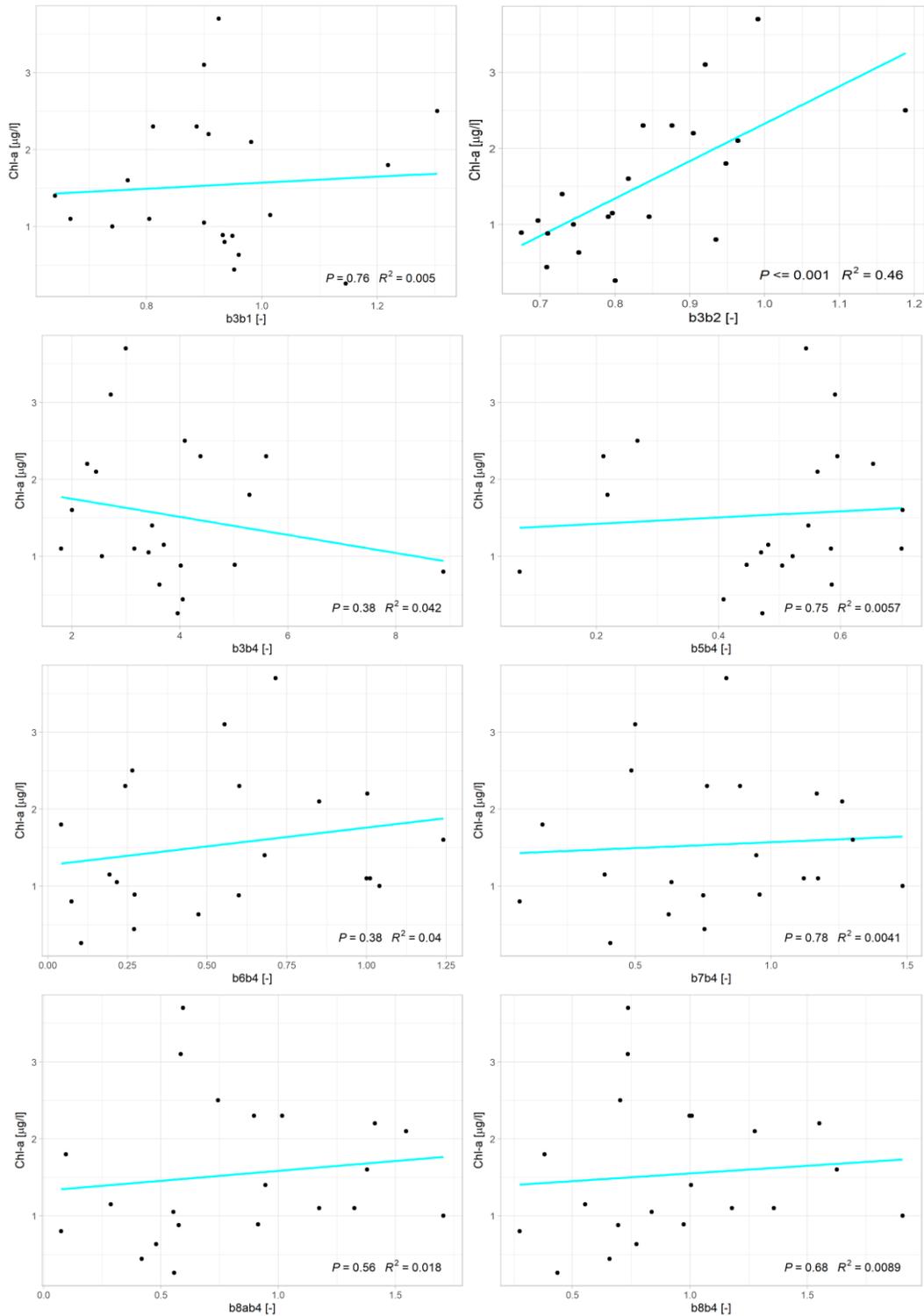


Figura A.1: Regresión lineal entre Chl-a in situ y algoritmos de 2 bandas.

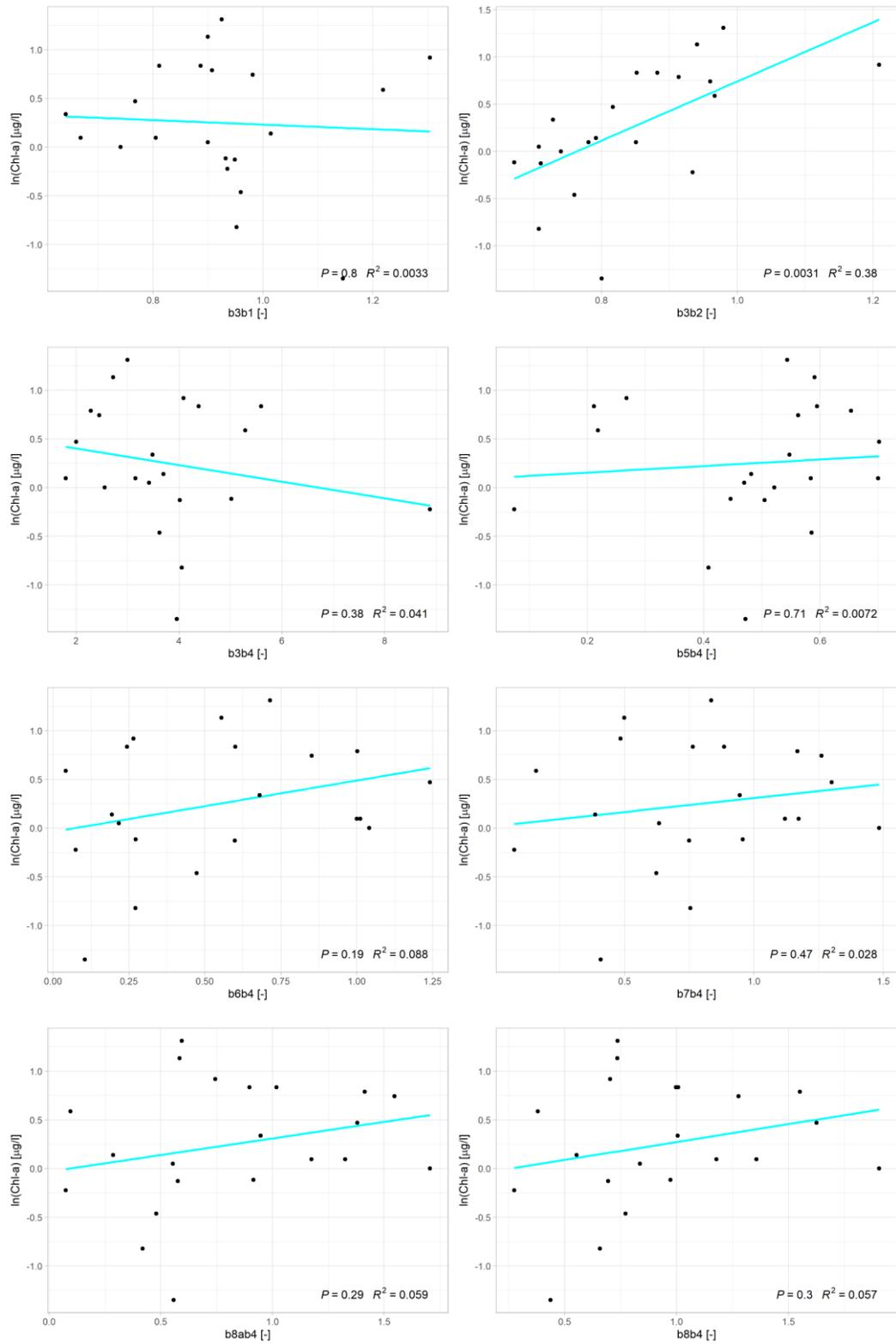


Figura A.2: Regresión lineal entre $\ln(\text{Chl-a})$ in situ y algoritmos de 2 bandas.

Anexo B: Florecimiento de algas 2020

A continuación, se presentan los mapas de distribución espacial de Chl-a obtenidos mediante el algoritmo OC4 para imágenes Sentinel 2 (S2) y el OC5 para imágenes Sentinel 3 (S3).

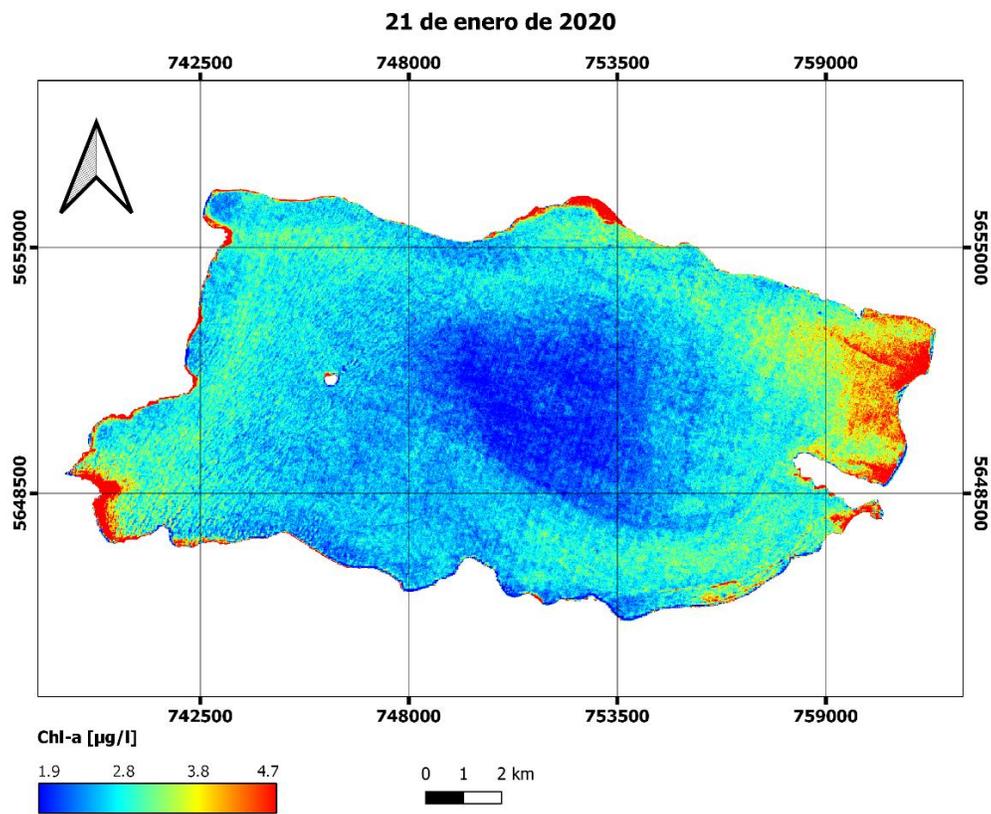
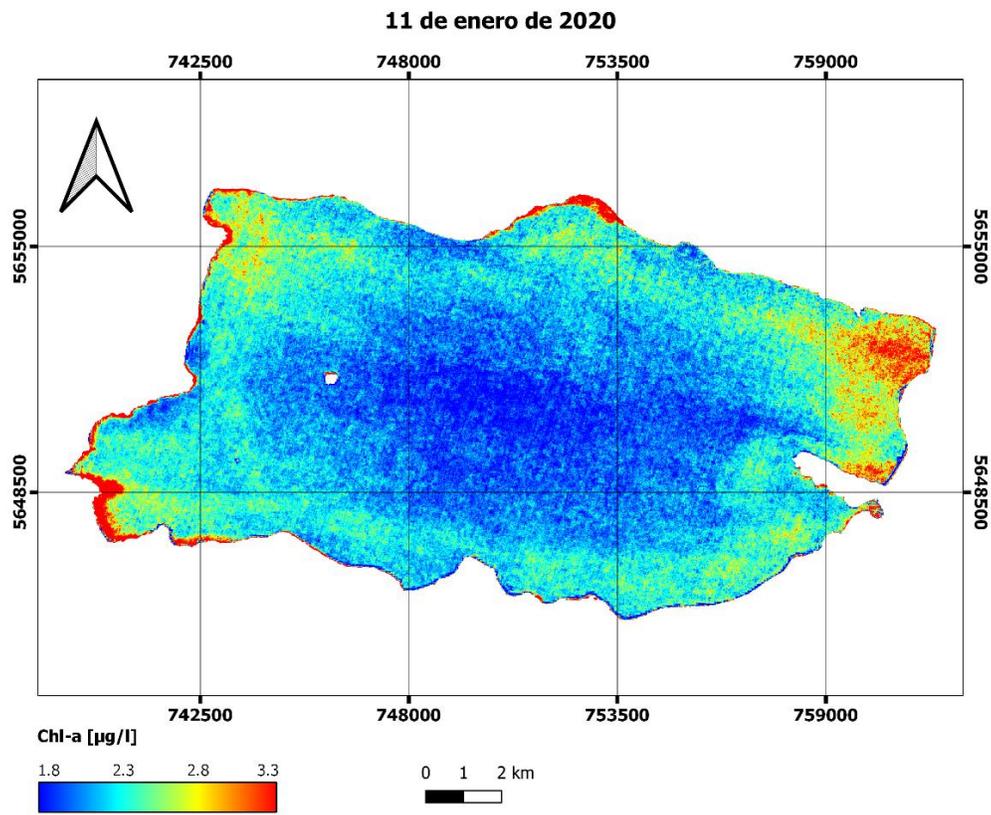


Figura B.1: Mapas de Chl-a del 11 y 21 de enero de 2020 (Sentinel 2).

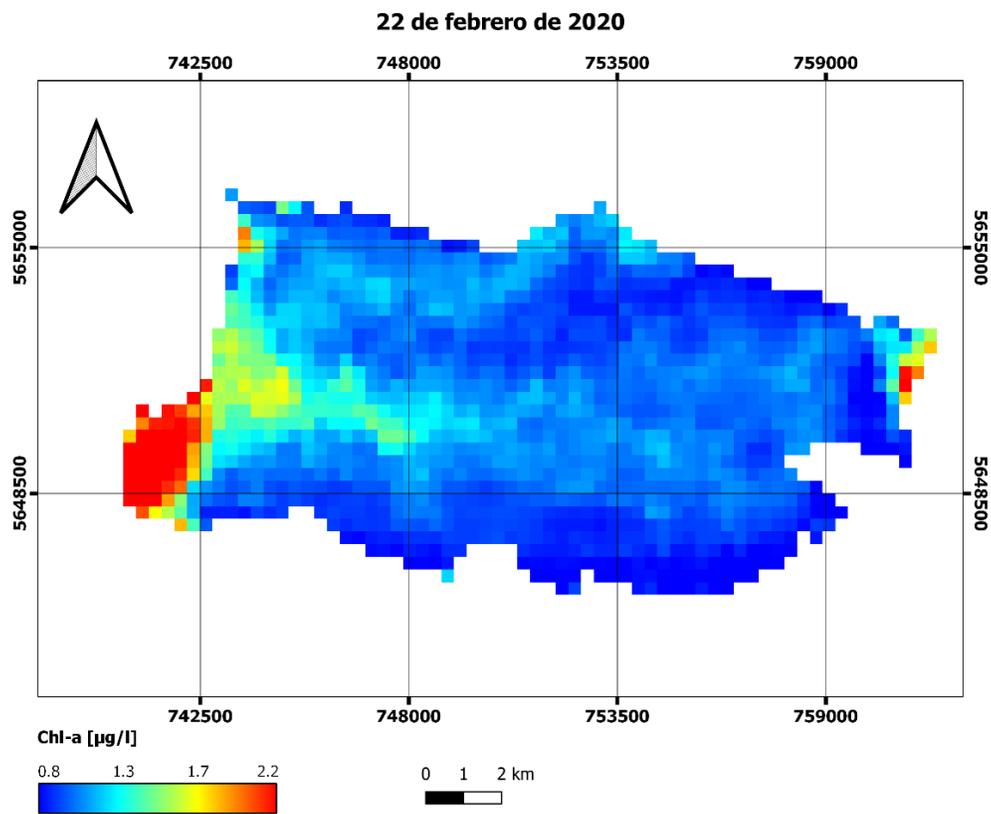
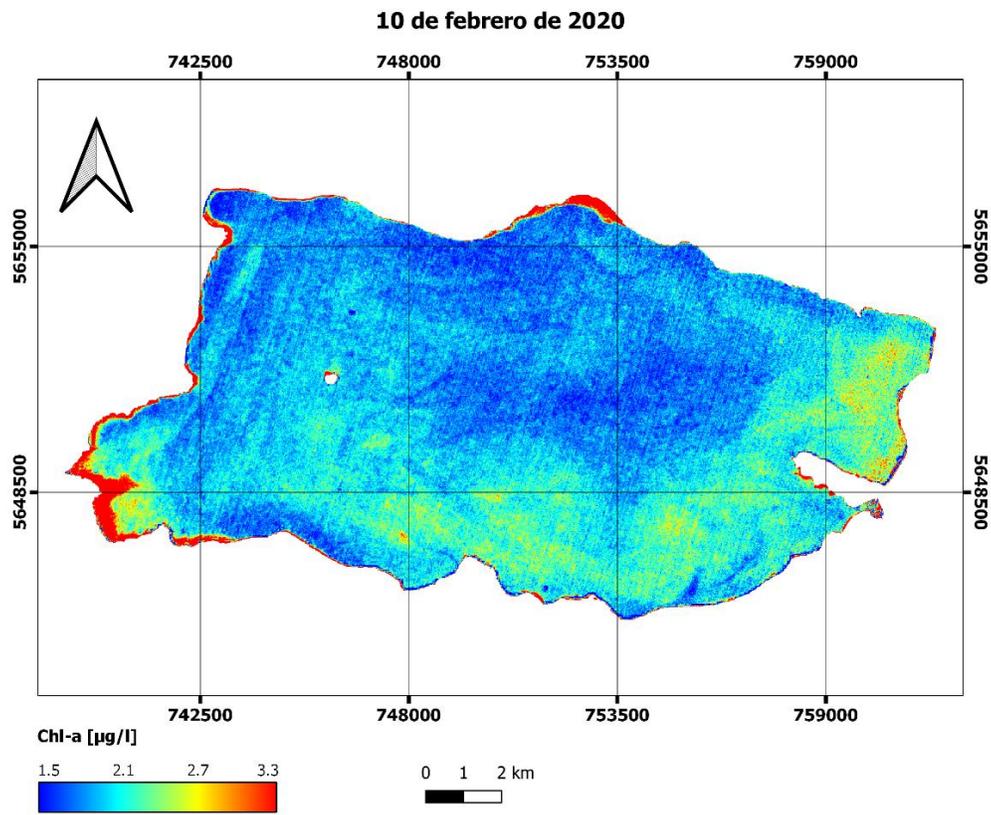


Figura B.2: Mapas de Chl-a del 10 de febrero (S2) y 22 de febrero (S3) de 2020.

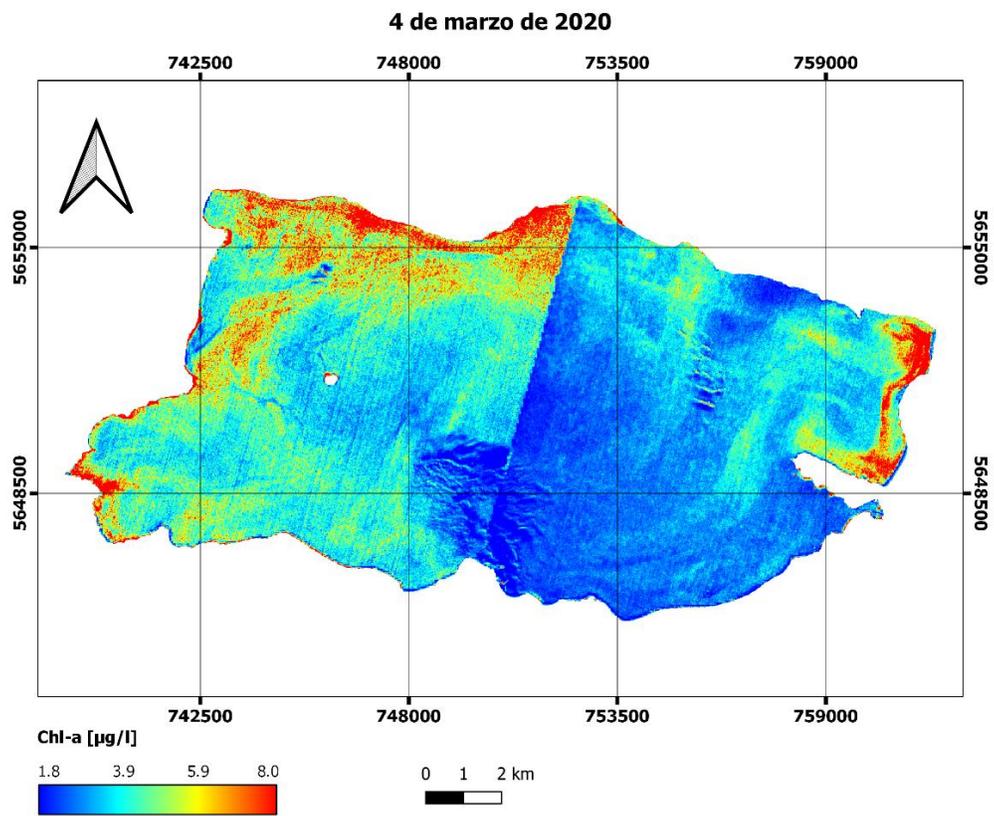
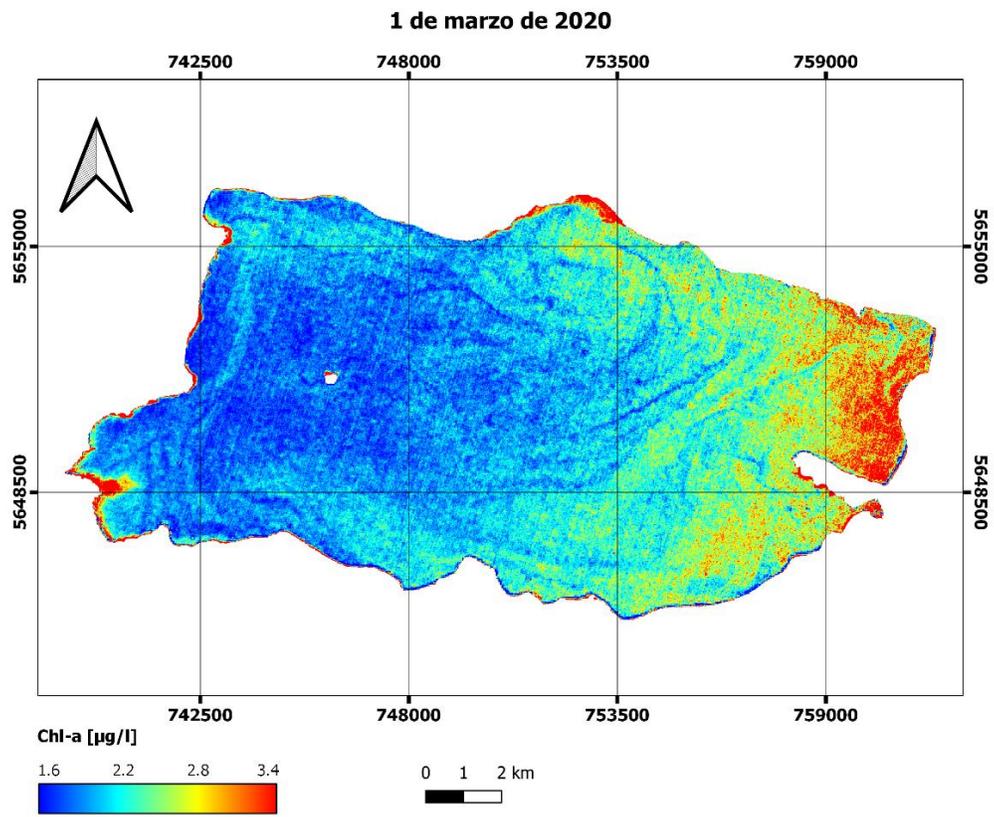


Figura B.3: Mapas de Chl-a del 1 y 4 de marzo de 2020 (Sentinel 2).

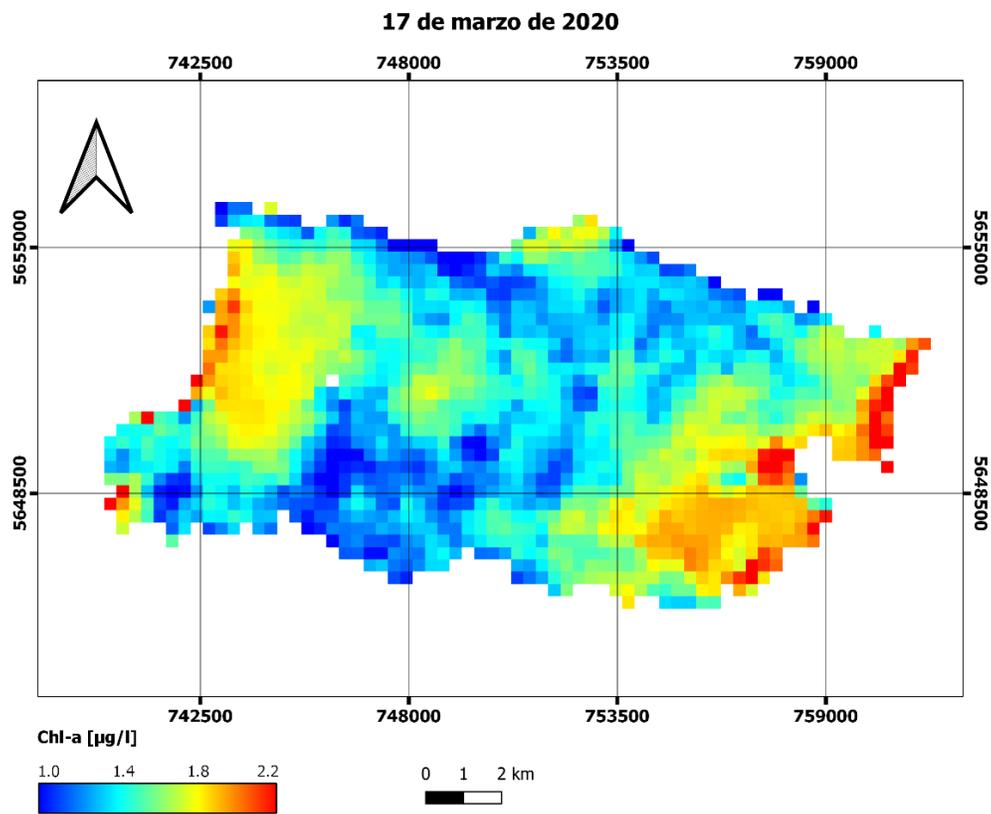
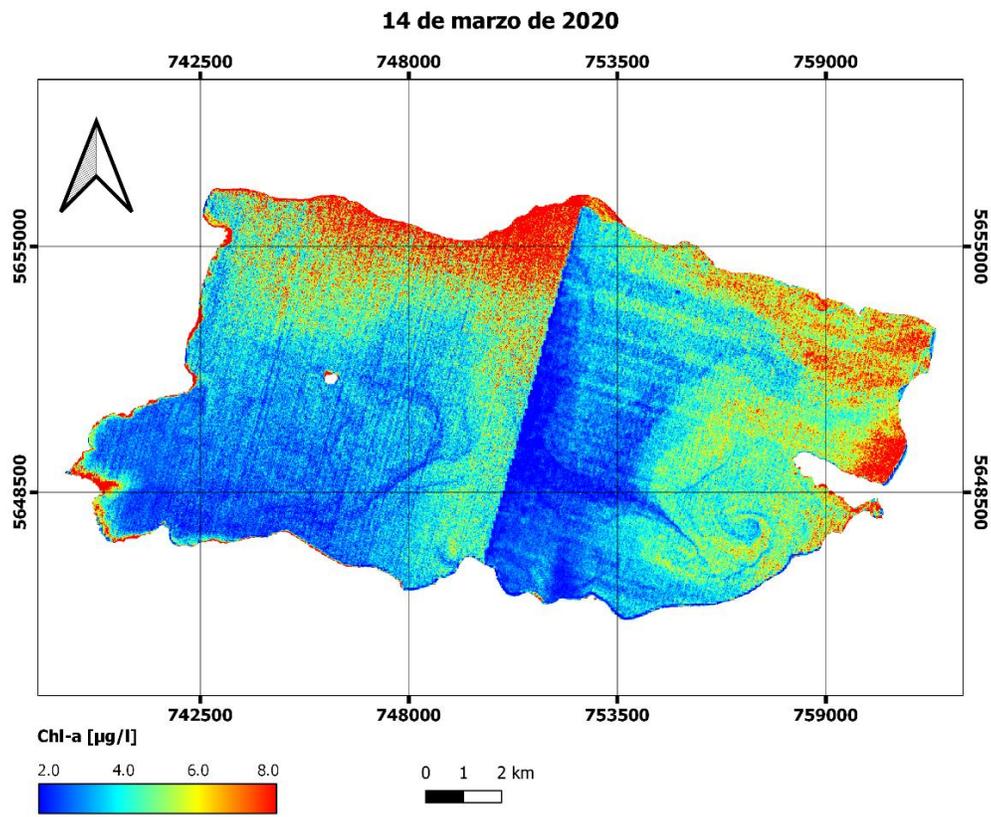


Figura B.4: Mapas de Chl-a del 14 de marzo (S2) y 17 de marzo (S3) de 2020.

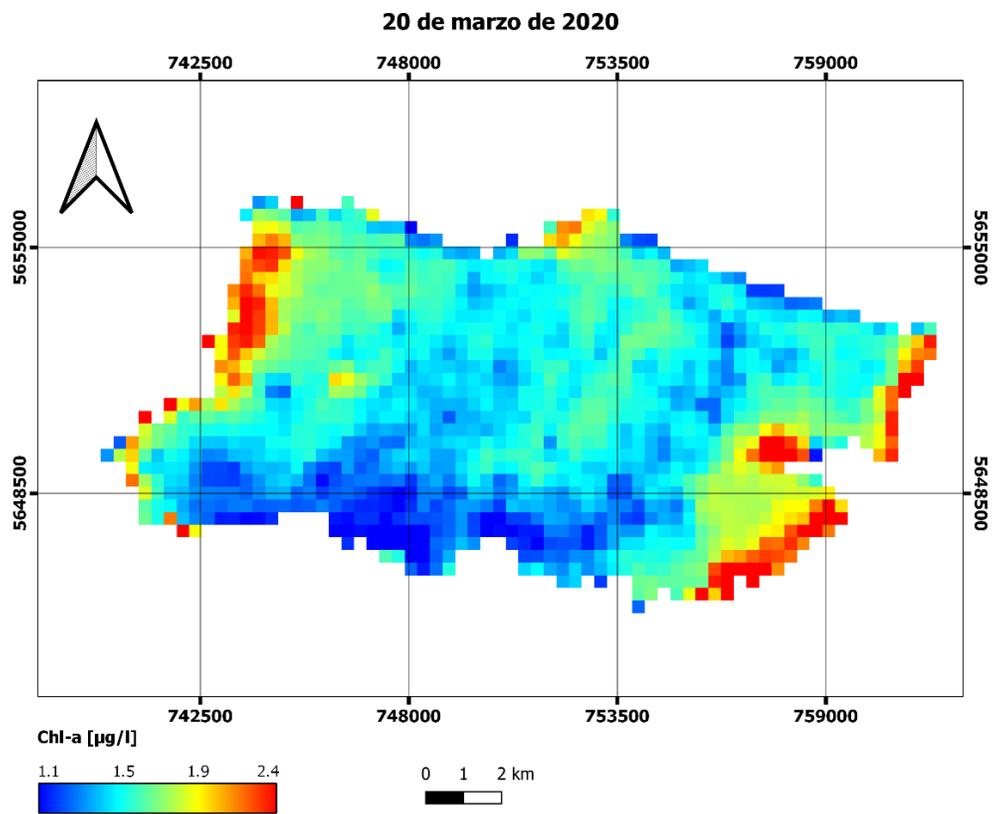
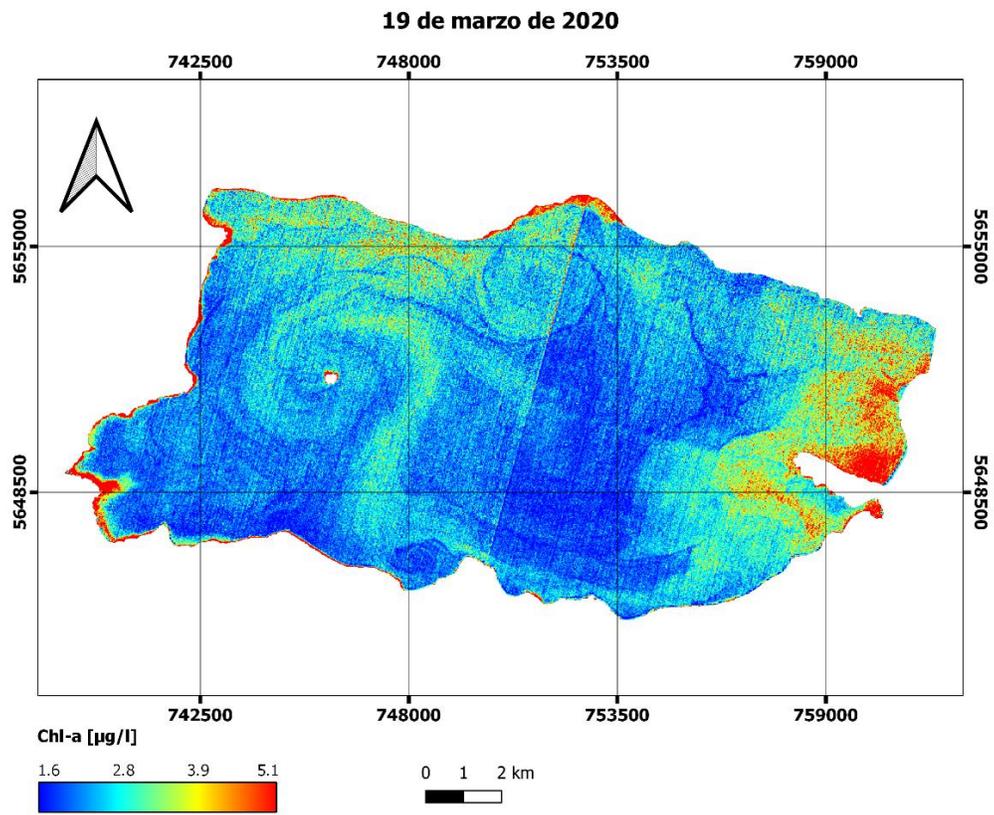


Figura B.5: Mapas de Chl-a del 19 de marzo (S2) y 20 de marzo (S3) de 2020.

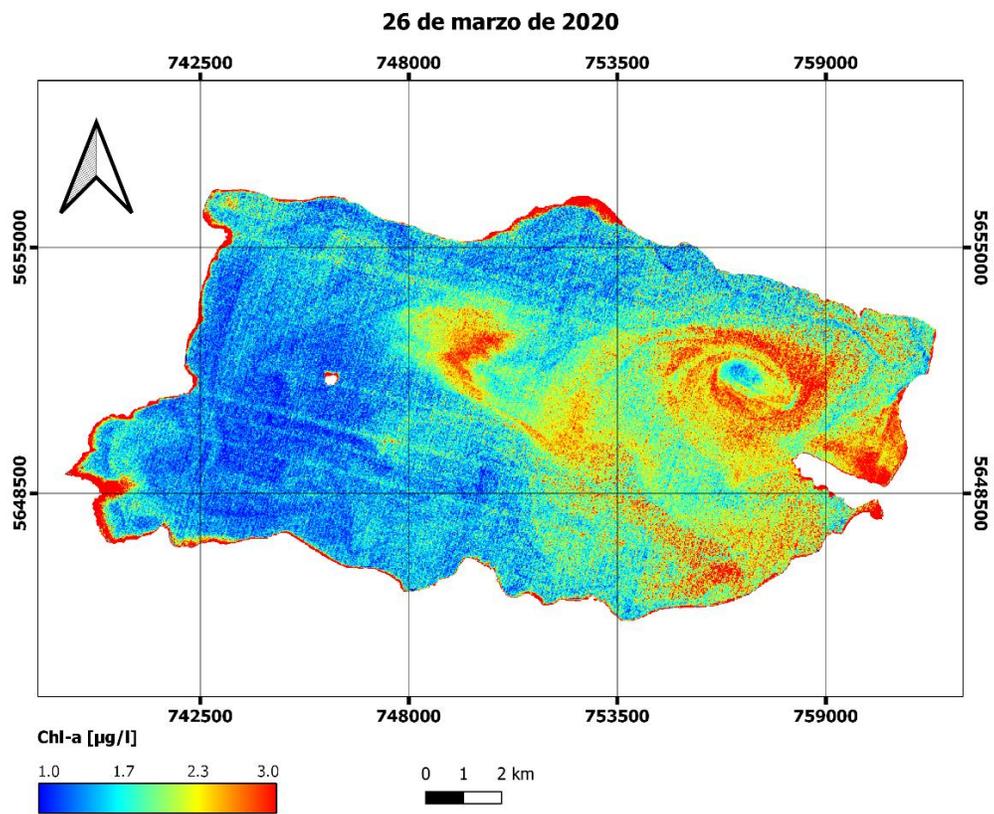
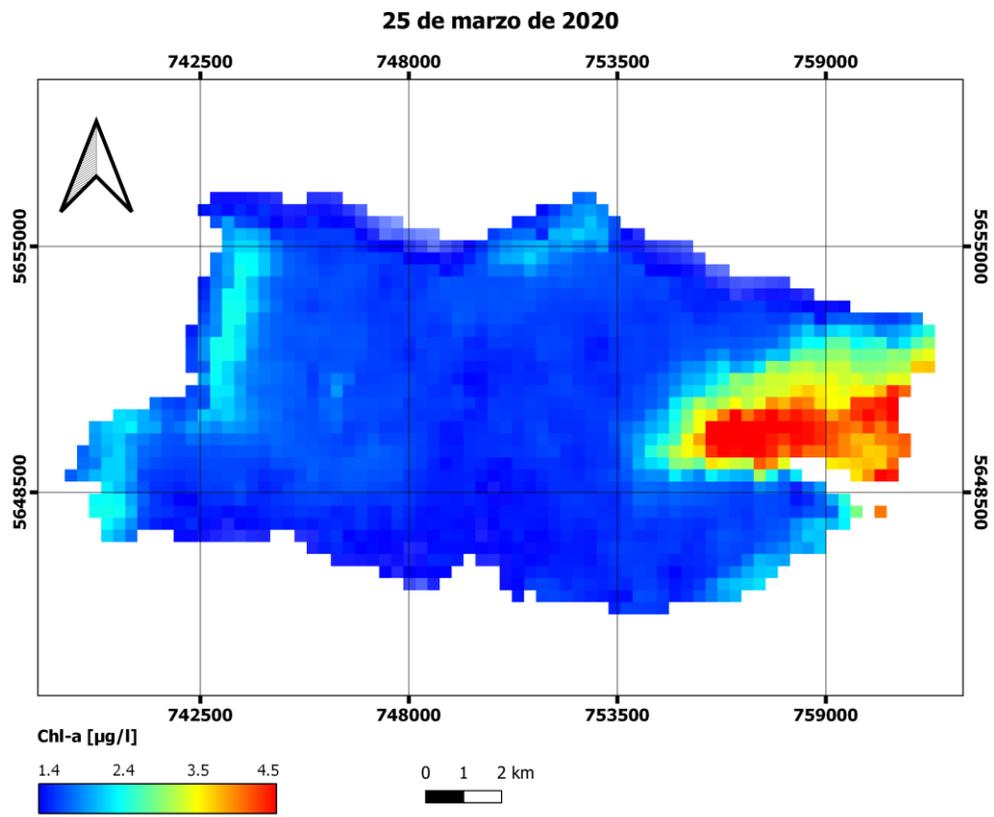


Figura B.6: Mapas de Chl-a del 25 de marzo (S3) y 26 de marzo (S2) de 2020.

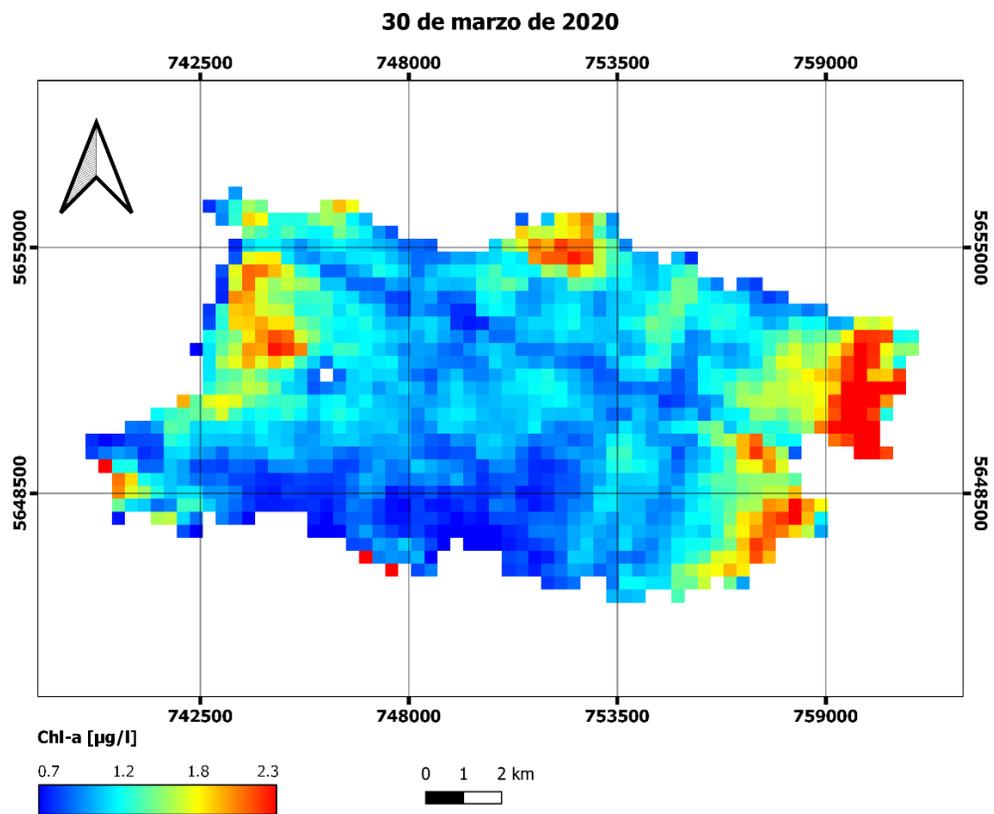
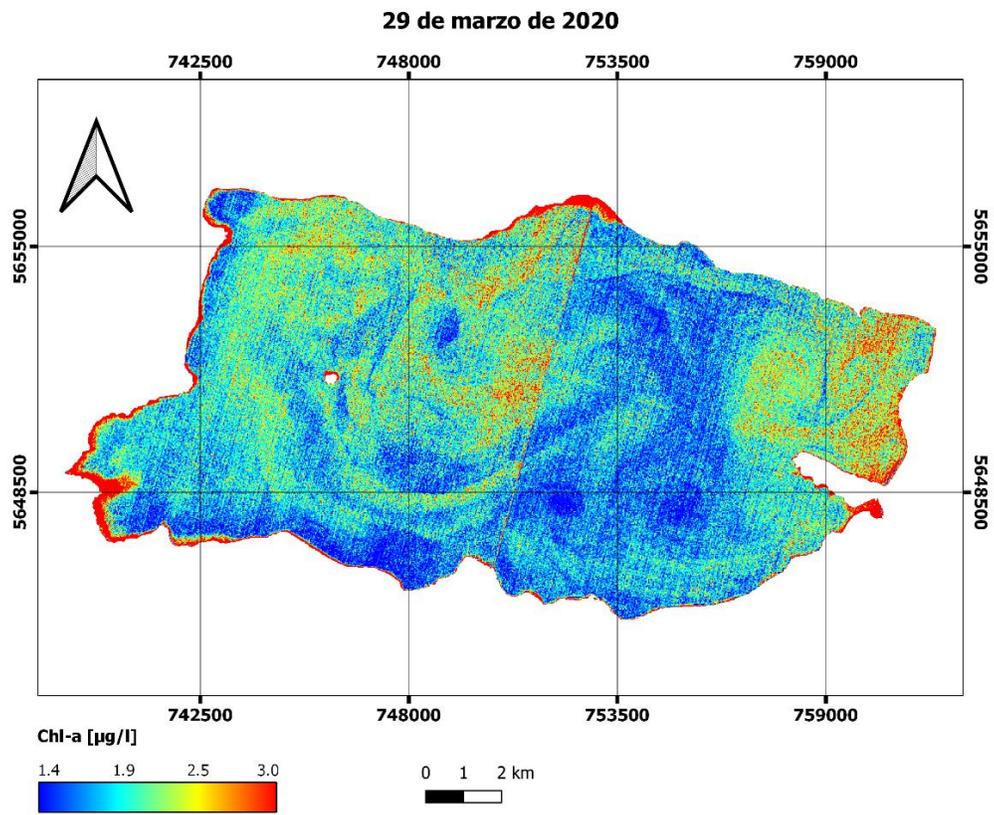


Figura B.7: Mapas de Chl-a del 29 de marzo (S2) y 30 de marzo (S3) de 2020.

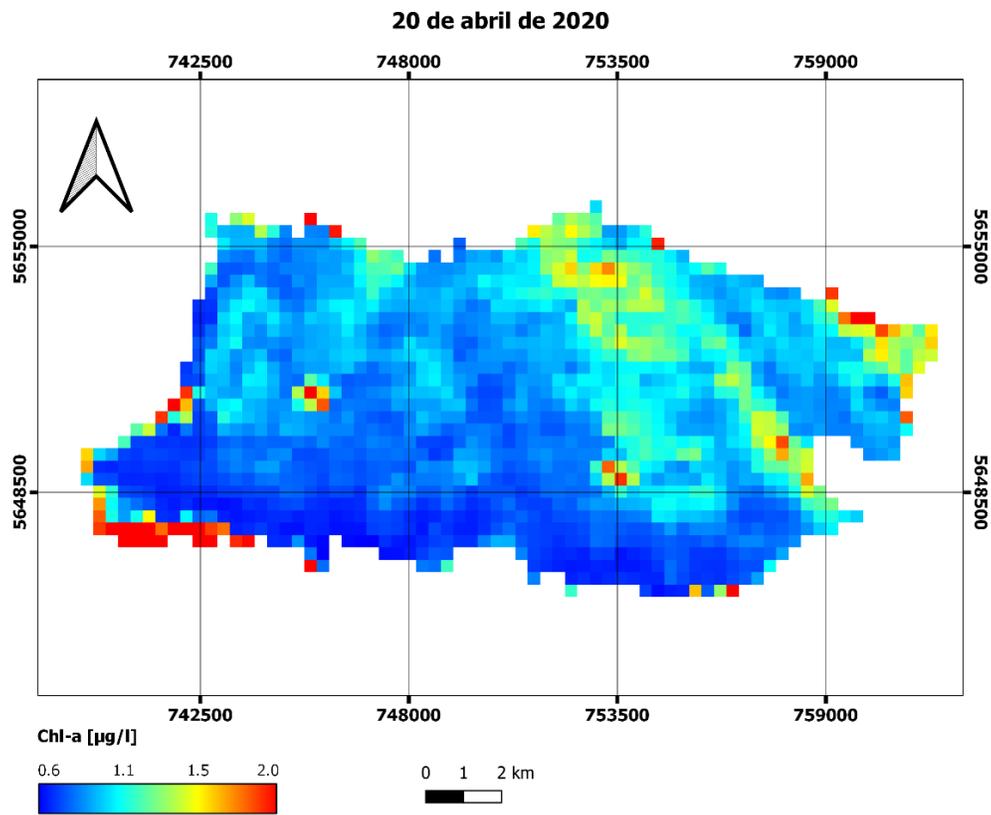


Figura B.8: Mapa de Chl-a del 20 de abril de 2020 (Sentinel 3).