



**GOBIERNO DE CHILE
MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS
DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS
DPTO. DE CONSERVACIÓN Y PROTECCIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

DIAGNÓSTICO DE LA CONDICIÓN TRÓFICA DE CUERPOS LACUSTRES UTILIZANDO NUEVAS HERRAMIENTAS TECNOLÓGICAS

**REALIZADO POR:
CENTRO DE ECOLOGÍA APLICADA LTDA.**

S.I.T. N° 347

SANTIAGO, NOVIEMBRE 2014

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS

Ministro de Obras Públicas

Sr. Alberto Undurraga Vicuña

Director General de Aguas (T.P.)

Sr. Carlos Estévez Valencia

Jefa de Dpto. de Conservación y Protección de Recursos Hídricos

Sra. Mónica Musalem Jara

Inspector Fiscal

Sr. Diego San Miguel Cornejo

Profesionales Participantes

Sr. Carlos Quintana Sotomayor

Sra. Marysol Azócar Gutiérrez

NOMBRE CONSULTORES:

Jefe de Proyecto

Sr. Manuel Contreras Leiva (Biólogo, Dr. Ecología)

Profesionales:

Sr. Toradji Uraoka Orlandini (Ing. Civil)

Sra. Claudia Mellado Tigre (Ing. Civil)

Sr. D'Angelo Durán Ayala (Biólogo Ambiental)

Sr. Pedro Fuentes Aguilar (Cartógrafo)

Sra. Fernanda Díaz Leiva (Cartógrafa)

RESUMEN EJECUTIVO

La Dirección General de Aguas (DGA) realiza la medición e investigación de cuerpos lacustres a nivel nacional, y bajo esta directriz opera la Red de Lagos. Actualmente existe la necesidad de ampliar el conocimiento y cobertura de sus monitoreos.

El objetivo principal del estudio fue evaluar el estado trófico de cuerpos lacustres, mediante la implementación de nuevas herramientas tecnológicas de monitoreo remoto y de teledetección.

Mediante la revisión del estado del arte y análisis de herramientas tecnológicas disponibles, se desarrolló una propuesta metodológica para el estudio de parámetros de calidad de agua relacionados con el estado trófico (clorofila *a* y sólidos suspendidos), mediante el uso combinado de nuevas herramientas tecnológicas. Esta propuesta comprendió el uso de teledetección de imágenes aerotransportadas y satelitales, interpretación de firmas espectrales, comparación con datos medidos en campo y el uso de una plataforma de medición continua (boya telemétrica).

La base para la implementación de la metodología fue la generación de conocimiento de la relación entre los constituyentes del agua (clorofila *a* y sólidos suspendidos) y sus propiedades ópticas. Esta información se utilizó para estudiar modelos (regresiones empíricas) que correlacionaran la información espectral con parámetros de calidad de agua. Para ello, se realizaron actividades generales (estudio de propiedades ópticas y sus constituyentes) y específicas (tareas para adquirir información de laboratorio, de campo y aerotransportada). Posteriormente, para el análisis de los resultados y evaluación del desempeño de los modelos, la información fue organizada en diseños experimentales de diferentes escalas espaciales (desde laboratorio hasta una escala regional). En la siguiente **Figura N° 1** se muestra un esquema del desarrollo de actividades en campo, con el levantamiento de información de calidad de agua e imágenes espectrales.

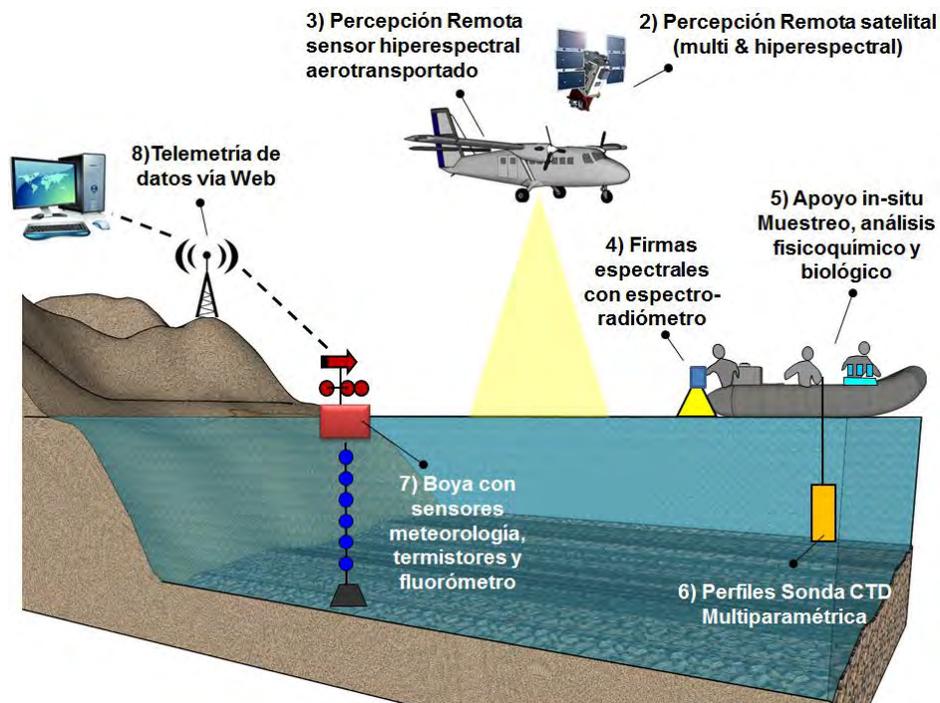


Figura N° 1 Esquema de desarrollo de actividades en campo, con el levantamiento de información de calidad de agua e imágenes espectrales.

Para analizar y evaluar las herramientas de teledetección, la información adquirida se organizó en seis diseños experimentales, que permitieron combinar diferentes escalas espaciales relacionadas con el tipo de medición (laboratorio, medición de campo, aerotransportado y satelital) de la variable objetivo de calidad de agua (clorofila **a** y sólidos suspendidos) y la variable óptica utilizada en los modelos de estimación (firma espectral).

El orden de los diseños se relacionó con el grado de control que se tuvo sobre las mediciones realizadas. El primer diseño experimental consistió en medir, bajo condiciones controladas de laboratorio, la firma espectral de un contenedor de agua y simultáneamente obtener muestras de clorofila **a** y sólidos suspendidos. Los diseños experimentales sucesivos fueron gradualmente aumentando su cobertura espacial y combinando diferentes datos espectrales y mediciones de campo. El resumen de los seis diseños experimentales considerados se muestra en la **Tabla N° 1**.

Tabla N° 1 Diseños experimentales del estudio asociados a la herramienta de teledetección

N°	Diseño Experimental	Escala espacial	Variable objetivo (CHLA y SS)	Medición para variable estimada (Firma espectral)	Observaciones mediciones
1	Condiciones controladas en laboratorio	Contenedor experimental en laboratorio	Muestra del contenedor	Espectrorradiómetro de campo	Simultánea
2	Medición de Campo en estación de muestreo	Estación de muestreo en 5 lagos zona central	Muestra de campo	Espectrorradiómetro de campo	Simultánea
3	Levantamiento aéreo en zona Central	5 Lagos zona central	Muestra de campo	Sensor Hiperespectral	Simultánea (hasta diferencia de horas)
4	Imágenes satelitales en embalse Rapel	Embalse Rapel	Muestra de campo	Imagen satelital multiespectral	Simultánea (hasta diferencia de horas) y diferencia de semanas
5	Levantamiento aéreo e imagen satelital en Red de Lagos	21 Lagos del país (Red de Lagos + adicionales)	Muestra de campo + base de datos Red de Lagos	Sensor Hiperespectral y Multiespectral	Simultánea (hasta diferencia de horas) y base de datos (hasta diferencia de años)
6	Imagen satelital de escala regional en Lago Llanquihue	Lago Llanquihue	Base de datos Red de Lagos	Imagen satelital MODIS	Diferencia de días hasta 1 semana

Para el estudio del estado trófico de cuerpos lacustres mediante el análisis de las características espectrales del agua, se consideró que la clorofila **a** presenta máximos de absorción en determinadas longitudes de onda del espectro electromagnético. Las longitudes de onda en que se producen estas absorciones máximas son el rango azul y el rojo (**Figura N° 2**). Con la información radiométrica de estos rangos se implementaron modelos de estimación de clorofila **a**, que consisten en formulas matemáticas que relacionan la concentración de clorofila **a** con valores de reflectancia, los cuales son obtenidos mediante comparaciones empíricas.

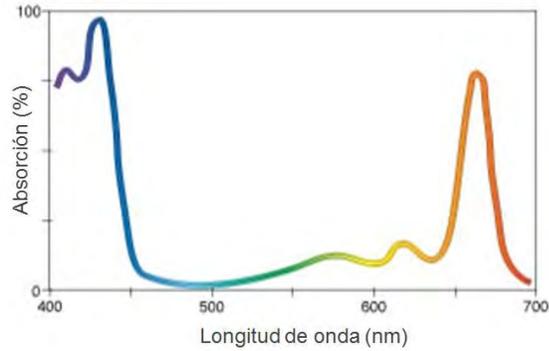


Figura N° 2 Espectro de absorción de clorofila a.

En forma paralela a los estudios de teledetección, se implementó una herramienta de observación temporal continua que consistió en una boya piloto instalada en el embalse Rapel. Esta boya cuenta con diferentes sensores que fueron incorporados para estudiar variables ambientales, hidrodinámicas y de calidad de agua, con una alta resolución temporal. Para registrar los datos de las variables mencionadas, la plataforma consideró una estación meteorológica con sensores de temperatura del aire, dirección, magnitud del viento, radiación solar, una cadena de termistores, y un sensor de fluorescencia de clorofila a in-situ (Figura N° 3). La boya cuenta con un datalogger y un modem de celular, que permite transmitir los datos en tiempo real a un servidor remoto.

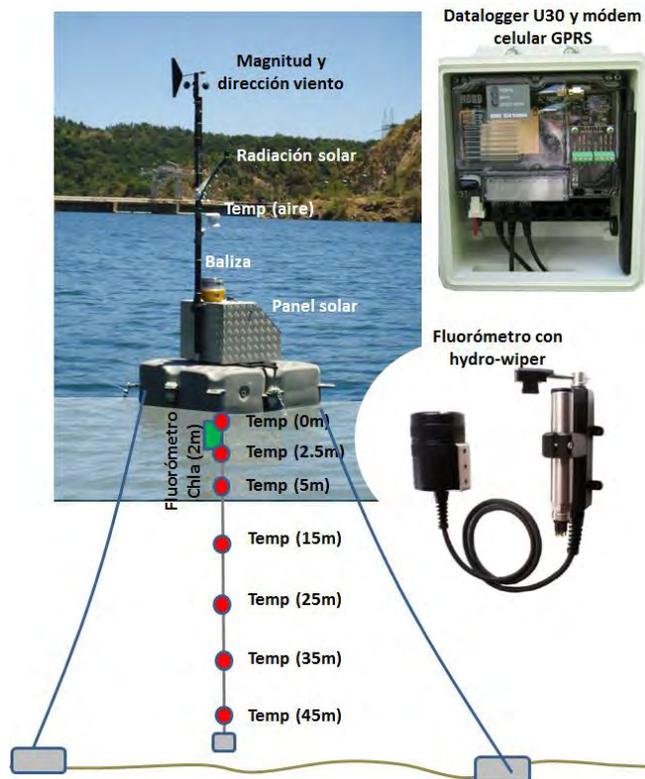


Figura N° 3 Boya Telemétrica instalada en el embalse Rapel

Del análisis de resultados de teledetección, se observó una importante relación entre el grado de ajuste de los modelos y las condiciones experimentales en las cuales se desarrollaron las mediciones.

En un diseño experimental con condiciones controladas (laboratorio), los modelos de estimación de clorofila *a* y sólidos suspendidos tuvieron altas correlaciones ($r^2 > 0.98$), que permitieron detectar pequeños cambios de concentración, lo que demuestra que efectivamente estos parámetros de calidad de agua pueden ser estimados mediante sus propiedades ópticas.

Los sucesivos diseños experimentales realizados con espectrorradiómetro de campo, y con herramientas de teledetección hiperespectral, aplicados en cinco lagos de la zona central, incorporaron variabilidad natural que puede ser encontrada en cuerpos lacustres de la ecorregión Mediterránea (**Figura N° 4**). Aun cuando se observó una mayor dispersión de los datos, el ajuste de los modelos fue alto para clorofila *a* ($r^2 > 0.90$) y medio para sólidos suspendidos (r^2 en torno a 0.80), que son resultados de desempeño alto pero menor a los obtenidos en condiciones controladas (laboratorio).

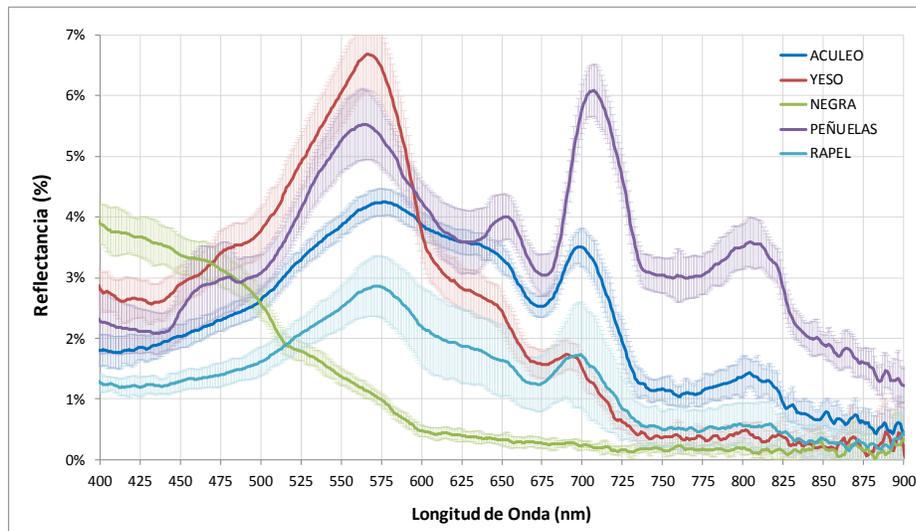


Figura N° 4 Firmas espectrales adquiridas Espectrorradiómetro en campo durante diciembre de 2013, en cinco cuerpos lacustres de la zona central.

Con el objetivo de evaluar la condición trófica de la Red de Lagos DGA, se llevó a cabo la extensión de los análisis a un total de 21 cuerpos lacustres, lo que implicó la incorporación de información de sistemas que geográficamente pertenecen a otras ecorregiones y también que la disponibilidad de datos para calibración fuese extemporánea (base de datos que contiene algunos datos de años anteriores), lo que limitó el desempeño y evaluación de los modelos. Aún bajo estas condiciones, se obtuvieron resultados con correlaciones medias (modelos con coeficientes de determinación $r^2 = 0.88$, $r^2 = 0.81$ y $r^2 = 0.65$) que pueden ser mejorados con la incorporación de datos más contemporáneos en el futuro.

En la **Figura N° 5** se muestra parte de los resultados asociados a la estimación de clorofila *a* en la Red de Lagos. Al comparar las mediciones y estimaciones de clorofila *a* con los modelos hiperespectrales se observa que en la mayoría de los sistemas oligotróficos, el modelo comparte la clase de estado trófico. Los resultados para sistemas mesotróficos presentan mayor diferencia, y sólo 2 de 5 casos, comparten la clase. El error RMSE del modelo es comparable en magnitud a los

rangos tróficos, que indica que bajo las condiciones consideradas en este diseño experimental, la clasificación de estado trófico presentó un importante grado de incertidumbre.

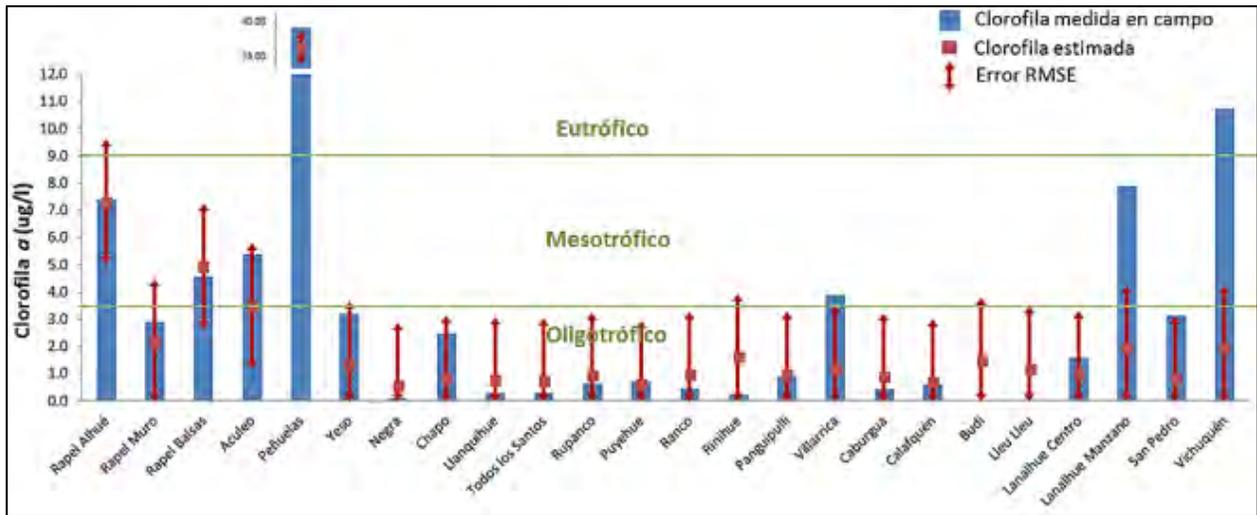


Figura N° 5 Comparación de valores clorofila *a* medidos y estimados con modelos hiperespectrales. Se señalan límites de rangos tróficos de clorofila *a*.

Comparativamente, los modelos basados en imágenes hiperespectrales desempeñaron mejor respecto a las imágenes multispectrales utilizadas. Si bien, existe un grado de incerteza por comparar datos extemporáneos, el mejor desempeño de los modelos hiperespectrales se basa en que el detalle de la información espectral continua permite describir y correlacionar de forma más precisa los rangos de absorción de la clorofila *a*.

Para visualizar espacialmente los patrones de distribución de clorofila *a* y sólidos suspendidos estimados con los modelos hiperespectral y multispectral LANDSAT, se generaron mapas temáticos con los valores de concentración para cada cuerpo lacustres. Los modelos representados en estos mapas fueron escogidos debido a que presentaron los mayores coeficientes de determinación r^2 a la escala regional que comprende la Red de Lagos de DGA.

Los resultados de la estimación mostraron diferentes patrones de distribución según los modelos utilizados. En la **Figura N° 6** se muestran parte de los resultados, que corresponden a mapas de clorofila *a* estimada con métodos de teledetección para la Laguna de Aculeo y el Lago Villarrica.

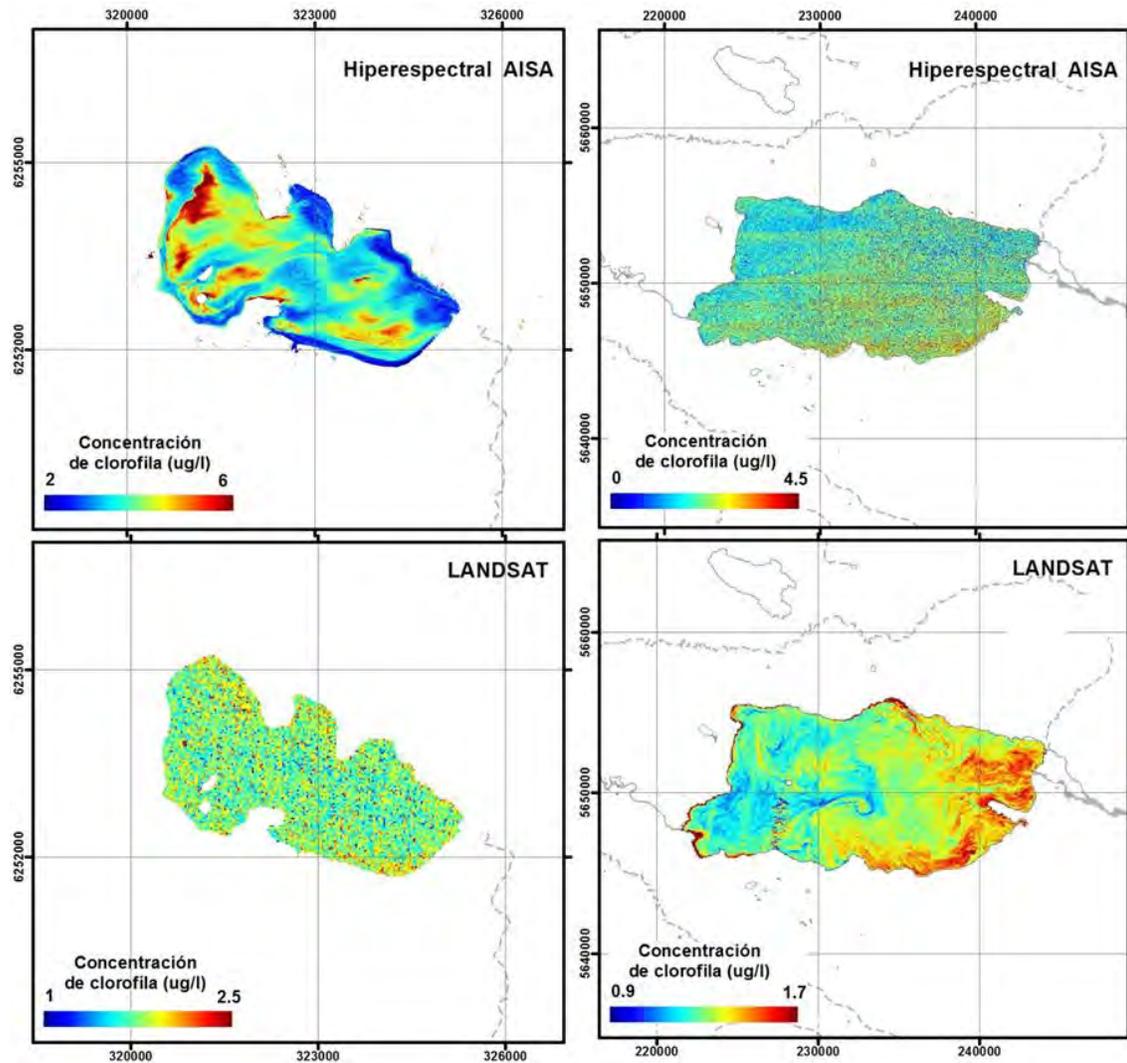


Figura N° 6 Mapas de clorofila *a* estimada con métodos de teledetección hiperespectral (*arriba*) y multispectral LANDSAT (*abajo*), para la Laguna de Aculeo (*izquierda*) y el Lago Villarrica (*derecha*).

Por otro lado, los resultados obtenidos con el uso de la boya telemétrica, mostraron que el diseño del sistema piloto funcionó correctamente durante el período de estudio (diciembre 2013 a noviembre 2014), durante el cual transmitió datos en forma continua y en tiempo real. Los resultados permitieron describir el comportamiento de las series temporales y establecer correlaciones con el funcionamiento del embalse Rapel (**Figura N° 7**).

La observación de los datos de clorofila *a* registrados con el fluorómetro instalado en la boya, han permitido contar con una serie de tiempo continua de la dinámica del fitoplancton en el embalse Rapel (sector Muro). Se observa que en este caso, la clorofila *a* ha presentado una alta variabilidad en el período de observación (**Figura N° 8**), encontrando en algunos casos valores en el rango hipereutrófico, como también en el rango oligotrófico durante otras fechas. Este tipo de información puede ser de gran importancia para evaluar la representatividad temporal de las mediciones discretas que se realizan en los diferentes cuerpos de agua.

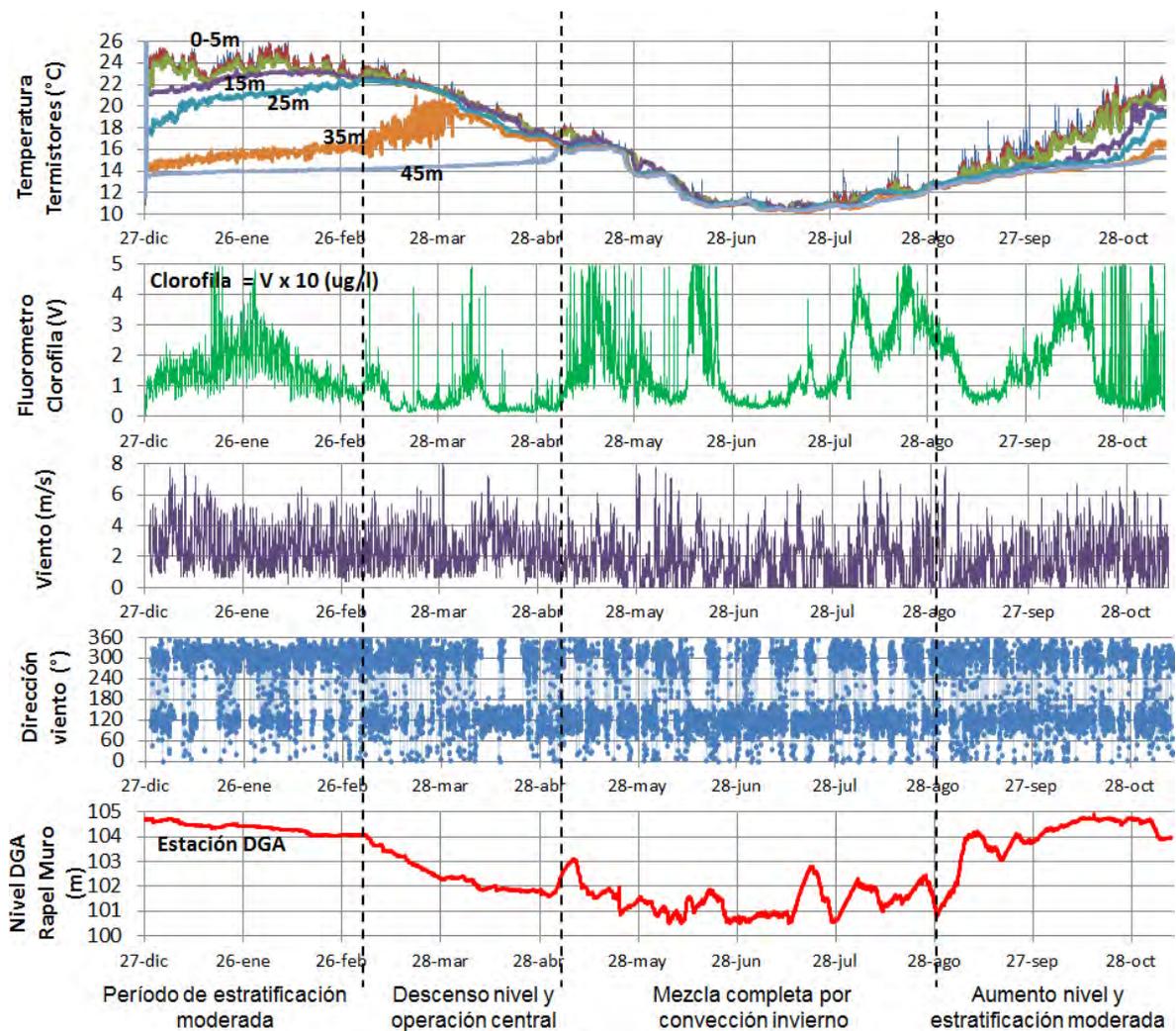


Figura N° 7 Series de tiempo de información registrada por la boya telemétrica durante aproximadamente 5 meses (27 diciembre 2013 al 10 noviembre 2014). Gráficos muestran la temperatura de la cadena de termistores a diferentes profundidades, la medición del fluorómetro de clorofila *a*, la magnitud y dirección el viento. Adicionalmente se muestra el nivel medido por la estación DGA (Rapel Muro).

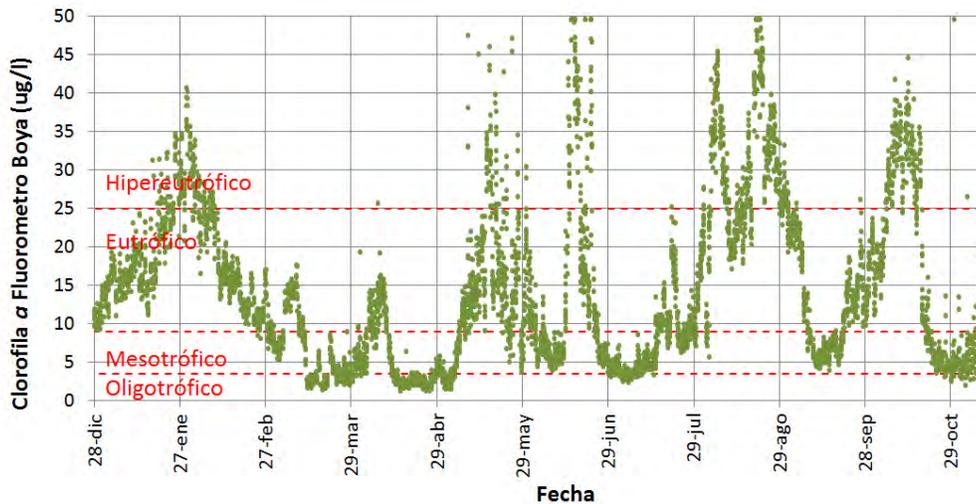


Figura N° 8 Serie de tiempo de clorofila **a** medida con fluorómetro instalado en la boya. Se indica la referencia de los rangos tróficos en embalse Rapel (sector muro).

La propuesta metodológica desarrollada, la que consideró el uso de teledetección con imágenes aerotransportadas y satelitales, interpretación de firmas espectrales y comparación con datos medidos en campo, fue adecuada para evaluar el desempeño de diferentes herramientas tecnológicas relacionadas con el estudio remoto de parámetros de calidad de agua y de estado trófico (clorofila **a** y sólidos suspendidos).

Estas herramientas tecnológicas utilizadas en la ecorregión Mediterránea, permitieron obtener altas correlaciones entre clorofila **a** estimada y medida, bajo el cumplimiento del requisito de simultaneidad entre datos hiperespectrales y muestras de campo. Al extrapolar la utilización de la metodología a la ecorregión de Lagos Valdivianos (Araucanos y Costeros), los resultados disminuyeron su poder de correlación, posiblemente debido a la diferencia temporal entre los datos teledetectados y la base de datos de calidad de agua.

En el caso de imágenes multiespectrales la aplicación se debería restringir a aguas con bajas concentraciones de sólidos suspendidos. Las imágenes hiperespectrales presentaron una mayor aplicabilidad, y pueden utilizarse en diferentes tipos de agua (con o sin sólidos suspendidos), ya que las firmas espectrales permiten analizar ambos rangos donde se expresa la clorofila **a** (espectro azul y rojo).

Cabe señalar que la Red de Lagos (RL) determina fundamentalmente el estado trófico de lagos Araucanos, resultados que no son extensibles a otros cuerpos de agua en el territorio nacional, como son los costeros, andinos, patagónicos, altiplánicos, insulares, entre otros. Considerando la elevada demanda y presión que existe actualmente sobre estos recursos hídricos, es necesario incrementar la cobertura de la RL a lagos de otras ecorregiones. En este contexto, las metodologías de teledetección permitirían extender gradualmente el monitoreo de otros cuerpos lacustres, a escala nacional. Esto permitiría tener un diagnóstico del estado ambiental de las cuencas hidrográficas, toda vez que los lagos son sumideros de los materiales que son exportados en función de los diferentes usos del suelo y actividades industriales asociadas a cada una de ellas.

Para apoyar el ajuste de modelos de estimación más precisos, se recomienda ampliar el banco de firmas espectrales, mediante la adquisición de datos de diversos cuerpos lacustres con un espectrorradiómetro de campo. Para esto, es importante que los monitoreos de la Red de Lagos puedan medir firmas espectrales en conjunto con la toma de muestras superficiales, e incorporar esta información a una base de datos que permita evaluar los modelos de estimación y mejorarlos en el tiempo.

Se necesitan estudios adicionales para mejorar la precisión de los modelos de estimación de clorofila a, entre los cuales puede ser considerada la evaluación de modelos de corrección atmosférica (teóricos y empíricos), evaluación del efecto del brillo solar sobre la superficie del agua, y en caso de aplicar esta metodología en otras ecorregiones, se debe considerar el estudio de otros componentes ópticamente activos (ej: materia orgánica disuelta).

La implementación de un sistema de observación piloto mediante una boya telemétrica, dio la posibilidad de obtener datos de alta resolución, en forma continua y en tiempo real, que permitió observar la dinámica del cuerpo de agua y registrar fenómenos que previamente no eran observables con datos discretos (monitoreos estacionales). Los datos registrados permitieron relacionar simultáneamente el funcionamiento y dinámica de las variables ambientales, la hidrodinámica y el comportamiento del fitoplancton. La información generada y transmitida en tiempo real, ofrece la oportunidad a investigadores, tomadores de decisión y público general, de llevar a cabo acciones de gestión de alerta temprana. Se concluye que esta plataforma puede ser la base de una red de observación regional y global, para entender, predecir y comunicar la respuesta de los cuerpos lacustres en potenciales escenarios de cambio global.

Actualmente el diseño de muestreo asociado a la RL permite obtener valores de referencia del estado del recurso hídrico con una frecuencia estacional en el mejor de los casos, la instalación de boyas de monitoreo en tiempo real permitiría obtener información de alta resolución temporal y de este modo mejorar la efectividad de los Programas de Alerta Temprana (PAT) asociado a los lagos.

Al contar con información de alta frecuencia y en tiempo real, se recomienda acoplar un modelo numérico de predicción de calidad de agua para el apoyo de los sistemas de alerta temprana. Para ello se requiere realizar estudios específicos para la calibración y validación de los modelos.

Es recomendable que la incorporación de boyas esté sustentada en estudios específicos de la hidrodinámica y de las forzantes del cuerpo de agua, para que las observaciones sean representativas de las variables monitoreadas. La instalación de boyas telemétricas podría ser planificada de modo de cubrir diversas zonas geográficas, implementando al menos una por ecorregión y/o en lagos que tengan Normas Secundaria de Calidad y requieran de un monitoreo frecuente.

Finalmente, se recomienda desarrollar un plan de seguimiento complementario en términos de los alcances y metodologías a las utilizadas actualmente en la Red de Lagos, que tiene por objetivo ampliar su cobertura espacial, aumentar la frecuencia de medición en algunos sitios relevantes y desarrollar una herramienta de teledetección operativa, mediante una propuesta posible de implementar en un plazo de 5 años. El diseño de este plan y los costos asociados se detallan en el **Acápito 7**. En él, se valoriza el costo del monitoreo actual realizado en la Red de Lagos DGA, se proponen actividades para mejorarla, y se incluye una fase de expansión hacia ecorregiones que actualmente no pertenecen a la Red de Lagos.



TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	21
2	OBJETIVOS	22
2.1	OBJETIVO GENERAL	22
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Y ESTADO DEL ARTE	23
3.1	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA RELACIONADA CON INFORMACIÓN BASE DE CALIDAD DE AGUAS EN CUERPOS LACUSTRES A NIVEL NACIONAL	25
3.1.1	CLASIFICACIÓN GENERAL DE CUERPOS DE AGUA (ECORREGIONES)	25
3.1.2	REVISIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LAGOS Y EMBALSES CHILENOS	27
3.2	IDENTIFICACIÓN DE METODOLOGÍAS Y TECNOLOGÍAS UTILIZADAS MUNDIALMENTE PARA EL MONITOREO DE LAGOS	41
3.2.1	REVISIÓN DE PROGRAMAS DE MONITOREO DE LAGOS EN EL MUNDO	41
3.2.2	REVISIÓN DE MÉTODOS DE MONITOREO DE CUERPOS LACUSTRES MEDIANTE TELEDETECCIÓN	48
3.2.3	UTILIZACIÓN DE SENSORES Y PLATAFORMAS PARA MONITOREO IN-SITU DE LAGOS	67
3.3	USO DE TELEDETECCIÓN Y/O NUEVAS HERRAMIENTAS EN EL SEGUIMIENTO DE CONDICIÓN TRÓFICA DE CUERPOS LACUSTRES	73
4	METODOLOGÍA	75
4.1	DISEÑO EXPERIMENTAL DEL ESTUDIO	76
4.1.1	DISEÑO DEL USO DE HERRAMIENTAS DE TELEDETECCIÓN	76
4.1.2	DISEÑO DEL USO DE HERRAMIENTAS DE OBSERVACIÓN TEMPORAL CONTINUA	77
4.2	CUERPOS LACUSTRES CONSIDERADOS EN EL ESTUDIO	79
4.2.1	DEFINICIÓN DE UN CONJUNTO DE CUERPOS LACUSTRES SUSCEPTIBLES DE SER MONITOREADOS MEDIANTE TELEDETECCIÓN Y NUEVAS HERRAMIENTAS DE MEDICIÓN	79
4.3	ACTIVIDADES A DESARROLLAR	80
4.3.1	ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES DEL AGUA EN CONDICIONES CONTROLADAS (TAREA N°1)	83
4.3.2	PERCEPCIÓN REMOTA MULTIESPECTRAL SATELITAL (TAREA N°2)	87
4.3.3	PERCEPCIÓN REMOTA SENSOR HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADO (TAREA N°3)	96
4.3.4	FIRMAS ESPECTRALES CON ESPECTRORRADIÓMETRO EN CAMPO (TAREA N°4)	111
4.3.5	MONITOREO DE APOYO IN-SITU. MUESTREO, ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO Y BIOLÓGICO (TAREA N°5)	111
4.3.6	PERFILES CON Sonda CTD MULTIPARAMÉTRICA CIENTÍFICA (TAREA N°6)	123
4.3.7	BOYA CON SENSORES. METEOROLOGÍA, TERMISTORES Y FLUORÓMETRO (TAREA N°7)	126
4.3.8	TELEMETRÍA DE DATOS VÍA WEB (TAREA N°8)	131
4.4	MODELOS DE ESTIMACIÓN DE CLOROFILA Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS	133
4.5	EVALUACIÓN DE LOS MODELOS DE ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA	136
5	RESULTADOS	140
5.1	ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES DEL AGUA EN CONDICIONES CONTROLADAS	140
5.2	PERCEPCIÓN REMOTA MULTIESPECTRAL SATELITAL	142
5.2.1	IMÁGENES LANDSAT	142
5.2.2	IMÁGENES WORLDVIEW-2 Y FASAT-C	143
5.3	PERCEPCIÓN REMOTA SENSOR HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADO	144
5.4	FIRMAS ESPECTRALES CON ESPECTRORRADIÓMETRO EN CAMPO	145
5.5	MONITOREO DE APOYO IN-SITU Y MUESTREO	146
5.5.1	CARACTERIZACIÓN DE NUTRIENTES Y ESTADO TRÓFICO	149
5.6	PERFILES CON Sonda CTD MULTIPARAMÉTRICA CIENTÍFICA	154
5.7	SISTEMA PILOTO BOYA CON SENSORES Y TELEMETRÍA (TAREAS N°7 Y N°8)	167
5.8	ANÁLISIS INTEGRADO DE RESULTADOS SEGÚN DISEÑO EXPERIMENTAL	172
5.8.1	CONDICIONES CONTROLADAS EN LABORATORIO	172
5.8.2	MEDICIÓN DE CAMPO EN ESTACIÓN DE MUESTREO	173



5.8.3	LEVANTAMIENTO AÉREO EN ZONA CENTRAL.....	175
5.8.4	IMÁGENES SATELITALES EN EMBALSE RAPEL.....	177
5.8.5	LEVANTAMIENTO AÉREO E IMAGEN SATELITAL EN RED DE LAGOS	178
5.8.6	IMAGEN SATELITAL DE ESCALA REGIONAL EN LAGO LLANQUIHUE	188
5.9	DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	190
6	CONCLUSIONES.....	192
7	RECOMENDACIONES	193
8	GLOSARIO.....	196
9	REFERENCIAS	200

LISTADO DE ANEXOS

N°	ANEXO	FORMATO
1	FICHAS DE LAGOS	DOC
2	MONITOREO INTERNACIONAL	DOC
3	METODOS DE INSTRUMENTACIÓN	DOC
4	SENSORES DE NUTRIENTES Y CLOROFILA	DOC
5	DATOS DE TERRENO	DOC
6	CALIBRACION ESPECTROFLUOROMETRO	DOC
7	CERTIFICADOS DE LABORATORIO	PDF
8	PERFILES CTD	DOC
9	DATOS PERFILES CTD	XLS
10	DATOS POLIGONOS DE IMÁGENES	XLS
11	DATOS DE LA RED DE LAGOS PARA CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN	DOC
12	DATOS FIRMAS ESPECTRALES TELEDETECTADAS	XLS
13	DATOS FIRMAS ESPECTRALES ESPECTRORADIOMETRO LABORATORIO	XLS
14	DATOS FIRMAS ESPECTRALES DE CAMPO	XLS
15	ANALISIS DE FIRMAS ESPECTRALES	DOC
16	RESULTADOS MODELOS	XLS
17	DATOS BOYA TELEMETRICA	XLS
18	PROCESAMIENTO DE IMÁGENES	DOC
19	ANALISIS SATELITE MODIS	DOC
20	DETALLE TECNICO ECONOMICO	DOC
21	IMÁGENES MULTIESPECTRALES	DOC
22	IMÁGENES HIPERESPECTRALES	DOC
23	MAPAS DE CLOROFILA A	DOC
24	MAPAS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS	DOC
25	ARCHIVOS DE IMÁGENES CRUDAS, REFLECTANCIA Y MODELOS DE CLOROFILA Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS	.RAW (ENVI Standard) .DAT (ENVI Standard) .TIF .JPG



LISTADO DE TABLAS

Tabla N° 1	Diseños experimentales del estudio asociados a la herramienta de teledetección.....	4
Tabla N° 2	Clasificación de Ecorregiones para cuerpos de agua.....	26
Tabla N° 3	Clasificación trófica de lagos a nivel país por criterio de productividad primaria.....	28
Tabla N° 4	Resumen de programas de monitoreo en lagos desarrollados en varios países.....	42
Tabla N° 5	Combinación de tipos de sensor, plataforma y resolución espacial.....	51
Tabla N° 6	Métodos de teledetección utilizados en aplicaciones en Calidad de Agua de cuerpos de agua continentales.....	59
Tabla N° 7	Recopilación de aplicaciones de teledetección a nivel mundial.....	60
Tabla N° 8	Tipos de Sensores para monitoreo de lagos y metodologías de medición.....	69
Tabla N° 9	Sensores de Nutrientes y Clorofila para mediciones in-situ en cuerpos de agua.....	70
Tabla N° 10	Diseños experimentales del estudio asociados a la herramienta de teledetección.....	77
Tabla N° 11	Parámetros e interpretación de variables de la boya telemétrica piloto.....	78
Tabla N° 12	Cuerpos Lacustres y actividades consideradas en el estudio.....	80
Tabla N° 13	Descripción de tareas a desarrollar.....	81
Tabla N° 14	Imágenes satelitales para estimación de parámetros de calidad de agua.....	87
Tabla N° 15	Características Landsat 7 ETM+.....	88
Tabla N° 16	Características Landsat 8 OLI/TIRS.....	88
Tabla N° 17	Cuerpos de Agua según cuadrante Landsat (Path/Row).....	89
Tabla N° 18	Imágenes Landsat seleccionadas para el análisis.....	91
Tabla N° 19	Características generales de imágenes satelitales Worldview-2, Fasad-C y Modis.....	95
Tabla N° 20	Características del sensor Hiperespectral AISA Eagle Specim.....	97
Tabla N° 21	Parámetros de vuelo, captura imágenes Hiperespectrales.....	98
Tabla N° 22	Fechas de captura imágenes Hiperespectrales.....	99
Tabla N° 23	Sitios de muestreo analizados en el presente estudio, se describe su ubicación geográfica, la fecha y hora de la toma de datos. Datum WGS-84, Huso 19 H.....	112
Tabla N° 24	Rango de medición y precisión instrumental asociada a los parámetros medidos en terreno. En el caso de las mediciones en laboratorio se presenta el límite de detección analítico.....	123
Tabla N° 25	Detalle de variables medidas por la sonda CTD.....	124
Tabla N° 26	Coordenadas de la boya y sistema de anclaje.....	128
Tabla N° 27	Modelos de clorofila <i>a</i> y sólidos suspendidos adaptados en el estudio.....	136
Tabla N° 28	Criterio de desempeño según valor de coeficiente de determinación r^2	137
Tabla N° 29	Información de cuerpos lacustres para modelo de clorofila <i>a</i> , agrupada en datos para: 1) Calibración y, 2) Validación.....	138
Tabla N° 30	Información de cuerpos lacustre para modelo de Sólidos suspendidos.....	139
Tabla N° 31	Resumen de datos recolectados en la Laguna Aculeo durante el 10 de diciembre de 2013, entre las 9:00 y las 13:30 hrs.....	146
Tabla N° 32	Resumen de datos recolectados en el Embalse El Yeso y la Laguna Negra durante los días 11 y 12 de diciembre de 2013, entre las 9:00 y las 13:00 hrs, para ambos sitios.....	147
Tabla N° 33	Resumen de datos recolectados en los Embalse Rapel y Peñuelas durante el día 16 de diciembre de 2013 entre las 15:00 y las 17:00 hrs, y 17 de diciembre entre las 14:00 y 17:30 hrs, respectivamente.....	148
Tabla N° 34	Rango de nutrientes definidos para cada estado trófico según Smith <i>et al.</i> (1999).....	149
Tabla N° 35	Estado trófico determinado sobre el valor promedio de nutrientes y de clorofila <i>a</i> registrada los sistemas en estudio durante diciembre de 2013 (modificado de Smith <i>et al.</i> , 1999).* <LD: Bajo el Límite de detección del instrumento.....	152
Tabla N° 36	Estimación del porcentaje del tiempo por cada rango de estado trófico, medido en forma continua entre 27 diciembre 2013 y 10 noviembre 2014, en el embalse Rapel (sector muro).....	171
Tabla N° 37	Resultados de modelos de clorofila <i>a</i> con imágenes hiperespectrales y multispectrales, en embalse Rapel.....	177
Tabla N° 38	Resultados de modelos de sólidos suspendidos con imágenes hiperespectrales y multispectrales en embalse Rapel.....	178
Tabla N° 39	Resultados de modelos de clorofila <i>a</i> con imágenes hiperespectrales y multispectrales en la Red de Lagos.....	179
Tabla N° 40	Resultados de modelos de sólidos suspendidos con imágenes hiperespectrales y multispectrales en la zona central.....	181



Tabla N° 41 Modelos de clorofila <i>a</i> aplicado a las imágenes hiperespectrales y multiespectrales	182
Tabla N° 42 Modelos de sólidos suspendidos aplicados a las imágenes hiperespectrales y multiespectrales ..	186
Tabla N° 43 Plan de seguimiento recomendado y valorización de nuevas herramientas tecnológicas para un plazo de 5 años	195

LISTADO DE FIGURAS

Figura N° 1 Esquema de desarrollo de actividades en campo, con el levantamiento de información de calidad de agua e imágenes espectrales.	3
Figura N° 2 Espectro de absorción de clorofila <i>a</i>	5
Figura N° 3 Boya Telemétrica instalada en el embalse Rapel.....	5
Figura N° 4 Firmas espectrales adquiridas espectrorradiómetro en campo durante diciembre de 2013, en cinco cuerpos lacustres de la zona central.....	6
Figura N° 5 Comparación de valores clorofila <i>a</i> medidos y estimados con modelos hiperespectrales. Se señalan límites de rangos tróficos de clorofila <i>a</i>	7
Figura N° 6 Mapas de clorofila <i>a</i> estimada con métodos de teledetección hiperespectral (<i>arriba</i>) y multispectral LANDSAT (<i>abajo</i>), para la Laguna de Aculeo (<i>izquierda</i>) y el Lago Villarrica (<i>derecha</i>).....	8
Figura N° 7 Series de tiempo de información registrada por la boya telemétrica durante aproximadamente 5 meses (27 diciembre 2013 al 10 noviembre 2014). Gráficos muestran la temperatura de la cadena de termistores a diferentes profundidades, la medición del fluorómetro de clorofila <i>a</i> , la magnitud y dirección el viento. Adicionalmente se muestra el nivel medido por la estación DGA (Rapel Muro).	9
Figura N° 8 Serie de tiempo de clorofila <i>a</i> medida con fluorómetro instalado en la boya. Se indica la referencia de los rangos tróficos en embalse Rapel (sector muro).	10
Figura N° 9 Estado trófico de los lagos de Chile. Clasificación basada en mediciones históricas promedio de clorofila <i>a</i> , y en la clasificación propuesta por Smith, 1999.....	32
Figura N° 10 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión de Altiplano.	34
Figura N° 11 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión Mediterránea.....	35
Figura N° 12 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión de Lagos Valdivianos.....	37
Figura N° 13 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión de Patagonia.	39
Figura N° 14 Izquierda: ejemplo de la instrumentación instalada en lagos de la red GLEON. Derecha: distribución en el mundo de los lagos que se encuentran suscritos en el programa. (GLEON 2013).	42
Figura N° 15 Comparación de lagos internacionales (símbolos azules) y chilenos (símbolos rojos).	44
Figura N° 16 Esquema de tipos termales de lagos según latitud (°) y altitud (msnm). Comparación de lagos internacionales (cuadrados azules) y chilenos (círculos rojos) según clasificación de tipo termal: amíctico, monomíctico frío, monomíctico cálido, dimíctico, oligomíctico, polimíctico y zonas de transición (achuradas). ...	45
Figura N° 17 Comparación de Área (km ²) y Estado Trófico para lagos internacionales (cuadrados azules) y chilenos (círculos rojos). Notar que el eje de área se encuentra en escala logarítmica.	46
Figura N° 18. Esquema de funcionamiento de un sensor, mediante la separación y registro del espectro electromagnético en diferentes longitudes de onda.	49
Figura N° 19 Plataformas típicas de teledetección satelital y aerotransportada.	50
Figura N° 20 Trayectoria de la luz que llega a un sensor. a) Luz dispersada por la atmósfera. Es posible que haya múltiples combinaciones de dispersión, en que parte de la luz que llega al sensor es reflejada en la superficie del agua antes o después de ser dispersada por la atmósfera. b) Reflejo especular de la luz solar de la superficie del agua. c) Luz ascendente que emerge del agua en dirección al sensor (adaptado de IOCCG 2000).	52
Figura N° 21 Absorción del agua pura en función de la longitud de onda (Hale & Query 1973).	53
Figura N° 22 Izquierda: Diagrama de representación de aguas Caso-I y Caso-II. Las esquinas representan aportes relativos a la absorción de Fitoplancton (P= <i>phytoplankton</i>), Sustancias amarillas (Y= <i>yellow substances</i> ; Materia orgánica disuelta coloreada CDOM), y Material suspendido (S= <i>suspended material</i>). (IOCCG 2000). Derecha: Figura muestra un ejemplo de una muestra "x" de agua de Caso-II , en que los aportes porcentuales de su absorción son 70% de sustancias amarillas, 20% de fitoplancton y 10% de material suspendido.	55
Figura N° 23 Firmas de reflectancia del agua medida en diversas localidades de aguas costeras, estuarinas y continentales, que representa un amplio rango de constituyentes ópticamente activos medidos en campo. C=clorofila <i>a</i> (ug/l); S=seston (plancton + tripton) (mg/l) ; A=absorción de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) a 440 nm (Richardson & LeDrew 2006).	56
Figura N° 24 Relación de concentración de sedimentos suspendidos (rango de 0 a 500 mg/l) y reflectancia entre 400 a 900 nm, para: a) agua clara, y b) agua con microalgas (clorofila <i>a</i> 302 ug/l) (Han 1997).	57
Figura N° 25 Resumen de número de aplicaciones de teledetección en calidad de agua, según variable teledetectada.	65
Figura N° 26 Resumen de número de aplicaciones de teledetección en calidad de agua, según método de adquisición de información.	66

Figura N° 27 Boyas instrumentadas que han sido implementadas en lagos de Estados Unidos, Nueva Zelanda, Suecia, Finlandia, China y Taiwan (GLEON 2013).....	68
Figura N° 28 Diagrama de flujo de las actividades desarrolladas en el estudio.....	76
Figura N° 29 Arriba Izquierda: agua con alta concentración de clorofila. Arriba Derecha: mezcla de aguas del embalse con sedimentos afluentes de un río. Abajo Izquierda: Lago oligotrófico con alta transparencia. Abajo Derecha: Lago con sólidos suspendidos de origen glacial.	79
Figura N° 30 Esquema de implementación de estudio de espectrorradiometría bajo condiciones controladas (laboratorio), para generación de Banco de Firmas Espectrales (Tarea N°1).....	82
Figura N° 31 Esquema de desarrollo de actividades en campo, con el levantamiento de información de calidad de agua e imágenes espectrales (Tareas N°2 a la N°8).....	83
Figura N° 32 Esquema del diseño experimental para toma de firmas espectrales.	84
Figura N° 33 Control del crecimiento del cultivo de microalga clorófica <i>Selenastrum capricornutum</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>) al día 1, 4 y 7 desde su inicio.	85
Figura N° 34 Desarrollo de experimentos y apariencia de la muestra de agua bajo diferentes mezclas de los constituyentes (microalgas y sólidos suspendidos).	86
Figura N° 35 Cuadrantes LANDSAT utilizados en el estudio.	90
Figura N° 36 Diagrama conceptual del pre proceso de las imágenes Landsat.....	92
Figura N° 37 Polígonos comunes del proceso de corrección atmosférico, método Empirical Line Spectra. Ejemplo de Laguna Negra.	93
Figura N° 38 Imagen Landsat LC82330882014057LGN00. Lago Todos los Santos, Rupanco, Puyehue, Ranco, Riñihue, Llanquihue y Panguipulli. Fecha 26/02/2014.	94
Figura N° 39 Imágenes satelitales e hiperespectral en Embalse Rapel. Se muestran los rangos de radianza multiespectral y reflectancia hiperespectral de dos sectores del embalse.	96
Figura N° 40 Plataforma aérea bimotor Piper Navajo y sensor hiperespectral aerotransportado AISA Eagle Specim para levantamiento de imágenes en el rango visible e infrarrojo cercano. Avión y sensor de propiedad del Centro de Ecología Aplicada.	97
Figura N° 41 Ejemplo líneas de vuelo Embalse Peñuelas. Dos líneas de vuelo.....	98
Figura N° 42 Ruta de vuelo entre el 10/12/2013 y 17/12/2013. Cuerpos de agua, Región Metropolitana, de Valparaíso y del Libertador Bernardo O'Higgins.....	100
Figura N° 43 Ruta de vuelo 10/02/2014. Cuerpos de agua, región de los Ríos y de los Lagos.	101
Figura N° 44 Ruta de vuelo 12/02/2014. Cuerpos de agua, Región de los Ríos y de la Araucanía.	102
Figura N° 45 Ruta de vuelo 13/02/2014. Cuerpos de agua, Región de la Araucanía, del Bío Bío y del Libertador Bernardo O'Higgins.	103
Figura N° 46 Comparación de la reflectancia superficial estimada (modelo FLAASH) con la reflectancia superficial medida en campo (espectrorradiómetro), para los cuerpos de agua de la zona central: Rapel, Aculeo, Peñuelas, Yeso y L. Negra.....	105
Figura N° 47 Diagrama Conceptual del pre proceso de imágenes Hiperespectrales.	106
Figura N° 48 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Embalse Rapel, fecha 16/12/2013.	107
Figura N° 49 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Laguna Aculeo, fecha 10/12/2013.	108
Figura N° 50 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Lago Ranco, fecha 10/02/2014.	109
Figura N° 51 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Lago Villarrica, fecha 12/02/2014.	110
Figura N° 52 Espectrorradiómetro ASD HH2, y mediciones en cuerpos acuáticos.	111
Figura N° 53 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en la Laguna de Aculeo, se muestra proyectada sobre imagen satelital (10 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.	114
Figura N° 54 Fotografías tomadas en el sector Bahía Pintué en la Laguna de Aculeo durante la jornada de muestreo. (10 de diciembre de 2013).	115
Figura N° 55 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en el Embalse El Yeso, se muestra proyectada sobre imagen satelital (11 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.	116
Figura N° 56 Fotografías tomadas en el Embalse El Yeso durante la jornada de muestreo (11 de diciembre de 2013).....	117
Figura N° 57 Fotografías tomadas en la Laguna Negra durante la jornada de muestreo (12 de diciembre de 2013).....	117

Figura N° 58 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en el Embalse Rapel, se muestra proyectada sobre imagen satelital (16 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.	118
Figura N° 59 Fotografías tomadas en la zona del muro del Embalse Rapel durante la jornada de muestreo (16 de diciembre de 2013).	119
Figura N° 60 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en el Embalse Peñuelas, se muestra proyectada sobre imagen satelital (17 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.	120
Figura N° 61 Fotografías tomadas en el sector este del Embalse Peñuelas durante la jornada de muestreo (17 de diciembre de 2013).	121
Figura N° 62 Sonda CTD científica para perfiles verticales de propiedades de la columna de agua. Tiene sensores de temperatura, profundidad, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, pH, potencial redox, turbidez, irradiancia y fluorescencia de clorofila a in-situ.	124
Figura N° 63 <i>Izquierda:</i> Estructura de la boya diseñada para el embalse Rapel. <i>Derecha:</i> Sensor fluorómetro Turner para clorofila a con sistema de limpieza automático (hydrowiper).	126
Figura N° 64 Boya telemétrica con sensores instalada en embalse Rapel.	127
Figura N° 65 Esquema lateral de la boya y sistema de anclaje.	128
Figura N° 66 Ubicación de la Boya en el sector Muro del Embalse Rapel.	129
Figura N° 67 Fotografía del sector Muro del Embalse Rapel.	129
Figura N° 68 Boya telemétrica instalada en embalse Rapel.	130
Figura N° 69 Esquema de transmisión de datos desde el datalogger con módem GPRS y el acceso a los datos mediante un servidor web.	131
Figura N° 70 Presentación de datos <i>on-line</i> de la boya telemétrica en servidor HOBOLink.	132
Figura N° 71 Espectro de absorción de clorofila a . (fuente: http://www.giss.nasa.gov/research).	133
Figura N° 72 Firmas espectrales de imágenes hiperespectrales y longitudes de onda específicas que pueden ser utilizadas para la aplicación de modelos de estimación de clorofila a	134
Figura N° 73 Firmas espectrales de imágenes satelitales multiespectrales y bandas utilizadas para la aplicación de modelos de estimación de clorofila a	135
Figura N° 74 Firmas espectrales de muestras de agua con mezcla de constituyentes Chla y SS.	140
Figura N° 75 Firmas Espectrales de Imágenes LANDSAT. . Valores promedios de polígonos sobre estaciones de monitoreo en cada lago.	142
Figura N° 76 Firmas espectrales Worldview-2 para embalse Rapel.	143
Figura N° 77 Firmas espectrales Fasat-C para embalse Rapel.	143
Figura N° 78 Firmas espectrales de imágenes hiperespectrales aéreas. Valores promedios de polígonos sobre estaciones de monitoreo en cada lago.	144
Figura N° 79 Firmas espectrales adquiridas en campo durante diciembre de 2013.	145
Figura N° 80 Concentración de nitrógeno orgánico total medido en el agua superficial de las estaciones distribuidas en los sistemas estudiados y umbrales de clasificación del estado trófico, según este parámetro componente (modificado de Smith <i>et al.</i> , 1999). Datos obtenidos entre el 10 y 17 de diciembre de 2013.	150
Figura N° 81 Concentración de fósforo total medido en el agua superficial de las estaciones distribuidas en los sistemas estudiados y umbrales de clasificación del estado trófico, según este parámetro componente (modificado de Smith <i>et al.</i> , 1999). Se enmarca en amarillo el valor registrado en la estación EY-09, correspondiente a la zona de ingreso del afluente principal al embalse, por lo que corresponde a un sistema lótico y no léntico. Datos obtenidos entre el 10 y 17 de diciembre de 2013.	151
Figura N° 82 Concentración de clorofila a medida en el agua superficial de las estaciones distribuidas en los sistemas estudiados y umbrales de clasificación del estado trófico, según este parámetro componente (modificado de Smith <i>et al.</i> , 1999). Datos obtenidos entre el 10 y 17 de diciembre de 2013.	151
Figura N° 83 Los valores graficados corresponden a promedios de los 9 perfiles registrados en la Laguna Aculeo. Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.	155
Figura N° 84. Los valores graficados corresponden a promedios de los 9 perfiles registrados en la Laguna Aculeo (10 de diciembre de 2013). Perfil 1) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 2) clorofila a , 3) potencial de oxidoreducción y 4) turbidez.	156
Figura N° 85. Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse El Yeso (11 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.	158

Figura N° 86 Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse El Yeso (11 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila a , 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.	159
Figura N° 87 . Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en la Laguna Negra (12 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.	160
Figura N° 88 . Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en la Laguna Negra (12 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila a , 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.	161
Figura N° 89 . Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en el Embalse Rapel (16 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.	163
Figura N° 90 . Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en el Embalse Rapel (16 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila a , 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.	164
Figura N° 91 Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse Peñuelas (17 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.	165
Figura N° 92 Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse Peñuelas (17 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila a , 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.	166
Figura N° 93 Series de tiempo de información registrada por la boya telemétrica durante aproximadamente 5 meses (27 diciembre 2013 al 10 noviembre 2014). Gráficos muestran la temperatura de la cadena de termistores a diferentes profundidades, la medición del fluorómetro de clorofila a , la magnitud y dirección el viento. Adicionalmente se muestra el nivel medido por la estación DGA (Rapel Muro).	168
Figura N° 94 Serie de tiempo de clorofila a medida con fluorómetro instalado en la boya. Se indica la referencia de los rangos tróficos en embalse Rapel (sector muro).	169
Figura N° 95 Porcentaje del tiempo por cada rango de estado trófico en el embalse Rapel (sector muro).....	171
Figura N° 96 Firmas espectrales medidas en condiciones controladas.....	172
Figura N° 97 Correlación entre clorofila a e índice espectral, para el caso en condiciones controladas.....	173
Figura N° 98 Correlación entre sólidos suspendidos e índice espectral, para el caso en condiciones controladas	173
Figura N° 99 Firmas espectrales medidas en campo en cinco lagos de la zona central	174
Figura N° 100 Correlación entre clorofila a e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales en campo	174
Figura N° 101 Correlación entre sólidos suspendidos e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales en campo.....	175
Figura N° 102 Firmas espectrales medidas mediante sensor hiperespectral aerotransportado, en 5 lagos de la zona central.....	176
Figura N° 103 Correlación entre clorofila a e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales con sensor aerotransportado.....	176
Figura N° 104 Correlación entre sólidos suspendidos e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales con sensor aerotransportado	177
Figura N° 105 Comparación de valores clorofila a medidos y estimados con modelos hiperespectrales CHLA_1 y CHLA_5. Se señalan límites de rangos tróficos de clorofila a	180
Figura N° 106 Comparación de valores clorofila a medidos y estimados con modelo multiespectral CHLA_19 sobre imágenes Landsat. Se señalan límites de rangos tróficos de clorofila a	181
Figura N° 107 Mapa de clorofila a estimada (ug/l) mediante teledetección. Laguna de Aculeo.	184
Figura N° 108 Mapa de clorofila a estimada (ug/l) mediante teledetección. Lago Villarrica.	185
Figura N° 109 Mapa de sólidos suspendidos estimados (mg/l) mediante teledetección. Embalse Rapel.	187
Figura N° 110 Imágenes MODIS y modelo OC3 para Lago Llanquihue	188
Figura N° 111 Modelo OC3 y comparación de clorofila a estimada y medida para el Lago Llanquihue	189
Figura N° 112 Estimación de clorofila a mediante modelo OC3 para una selección de 14 cuerpos lacustres ..	189

1 INTRODUCCIÓN

El control e investigación de parámetros lacustres a nivel nacional responde a las atribuciones, funciones y obligaciones de la Dirección General de Aguas (DGA) establecidas en el artº 299 del Código Aguas, en especial a lo referente con la investigación y medición del recurso (DGA 2013b). Dentro de las variables a medir está la calidad natural de las aguas continentales superficiales del país, y mantener los registros de los datos limnológicos (DGA 2013a). Bajo esta directriz, en 1989 se da inicio al monitoreo sistemático de la calidad del agua con la operación de la Red de Lagos.

Actualmente, el levantamiento de información se realiza con metodologías convencionales de monitoreo limnológico, en que las muestras de agua son recolectadas en terreno y llevadas al Laboratorio Ambiental de DGA, donde se realizan análisis físicos-químicos importantes para el control de la calidad del agua en los cuerpos lacustres (ej: clorofila a, nutrientes; DGA 2013a). Otros análisis específicos se realizan mediante la contratación de laboratorios externos.

La información disponible indica que a nivel nacional se cuenta con un registro de 16127 cuerpos lacustres y un área de 11358 km², con una distribución variable según las regiones del país (DGA 2013b).

La Red de Lagos considera exclusivamente 17 de los 819 lagos con superficie mayor de 1 km² lo que equivale al 2.1% del número de cuerpos lacustres del país, en relación con el área monitoreada respecto de un total de 9578 km² se monitorea 2262 km² equivalente al 23.6%, este bajo porcentaje se atribuye a limitantes económicas, accesibilidad, climáticos, de seguridad, entre otros. Esta baja cobertura de monitoreo es considerada una problemática, que ha motivado la redefinición de la Red de Lagos. Mediante una propuesta de ampliación para periodo 2013-2017, se contempla nuevos lagos a monitorear, cambios en las frecuencias de medición y la evaluación del estado trófico (DGA 2013b).

Frente a esta situación, una de las herramientas que potencialmente pueden ser utilizadas para ampliar la cobertura de los monitoreos es la teledetección, que mediante el uso de imágenes aéreas o satelitales se puede obtener cierta información de las propiedades de los cuerpos de agua. La teledetección tiene varias características que la hacen recomendable para complementar la observación y estudio de ecosistemas. Entre ellas se puede considerar la capacidad de estudiar imágenes de áreas extensas, obtener información de lugares de difícil acceso o dispersos, realizar seguimientos repetitivos para estudiar procesos dinámicos, y disminuir los esfuerzos y costos del levantamiento de datos en terreno.

De acuerdo a lo expresado en la Bases Técnicas de la Licitación "Diagnóstico de la condición trófica de cuerpos lacustres utilizando nuevas herramientas tecnológicas" (Licitación Pública N°1019-2-LP13), se advierte la necesidad de la incorporación de tecnologías de monitoreo remoto y de teledetección como medio de apoyo a la Red de Lagos operada por DGA.



2 OBJETIVOS

Los objetivos generales y específicos del estudio son los siguientes:

2.1 OBJETIVO GENERAL

- Desarrollar monitoreos preventivos para determinar la condición trófica de diferentes cuerpos lacustres, aplicando nuevas herramientas tecnológicas a las usadas en la Red de Lagos de la DGA, basadas entre datos de terreno y teledetección.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Entregar el estado del arte del uso de teledetección y nuevas herramientas tecnológicas, a las usadas en la Red de Lagos de la DGA, en la caracterización de la condición trófica de aguas especialmente en cuerpos lacustres.
- Desarrollar una propuesta metodológica que permita realizar, por parte de la DGA, un seguimiento de condición trófica en cuerpos lacustres utilizando teledetección y/o las nuevas herramientas tecnológicas.
- Implementar la metodología propuesta en cuerpos lacustres utilizando una calibración y validación de los resultados.
- Monitoreo piloto de algunos lagos utilizando nuevas herramientas tecnológicas.
- Determinar del estado trófico en lagos de la red de monitoreo de la DGA y en lagos monitoreados por el adjudicatario.
- Elaborar una propuesta de reformulación de la Red de Lagos de la DGA utilizando nuevas herramientas tecnológicas.
- Difusión de los resultados.



3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Y ESTADO DEL ARTE

La revisión bibliográfica se basó en la recopilación de antecedentes asociados al estado trófico de lagos en Chile, planes de monitoreo y el estado del arte del uso de teledetección y nuevas herramientas tecnológicas en el mundo.

Para evaluar el estado trófico de los cuerpos de agua lacustres en Chile, se realizó una revisión bibliográfica de informes técnicos, publicaciones científicas, tesis y documentos relacionados con la elaboración de Líneas Base para estudios de impacto ambiental (EIA). Se recurrió a fuentes web de organismos técnicos gubernamentales, como DGA, SINIA y e-SEIA, así como a otras fuentes de información científicas como SCIELO, entre otras.

Dentro de los cuerpos de agua revisados, tanto naturales como artificiales, no fueron incluidas las lagunas de baja profundidad, dado que la técnica de teledetección en la que se enfoca este estudio tiene poca validez en la caracterización de la calidad de agua en este tipo de sistemas. De acuerdo a algunos criterios utilizados en el manejo de cuerpos acuáticos, se puede considerar en forma general un cuerpo de agua somero cuando su profundidad es menor a umbrales entre 3 m (Cooke et al. 2005; Environment Waikato 2013) a 4,5 m (MPCA 2011; Freshwater Society 2013). Algunas características generales de estos sistemas son la presencia de plantas acuáticas sumergidas y/o emergentes (MPCA 2011) y una alta resuspensión de sedimentos (Scheffer 1998) debido a la agitación inducida por el viento, que afectan la observación de las propiedades de la calidad de agua y estado trófico. Dependiendo del nivel de transparencia del agua, también es posible que el fondo (sustrato) de un sistema acuático incida la señal observada con el método de teledetección, afectando una correcta medición de las propiedades de la columna de agua.

De los estudios señalados, se recopiló información de su ubicación geográfica y de parámetros que permitieran caracterizar su estado trófico, tales como concentración de nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*, transparencia (disco Secchi) y contenido de sólidos suspendidos totales. En caso de existir información sobre otras variables de interés, tales como parámetros generales de calidad de agua o características morfométricas, estas también fueron registradas.

Se evaluó la condición trófica de los cuerpos de agua de acuerdo a la caracterización realizada por Smith et al. (1999), desde el punto de vista de la producción primaria (clorofila *a*). Dependiendo de la cantidad de registros de clorofila con los que se contara en cada caso, se establecieron valores promedio anuales de clorofila *a*, o rangos de valores, con los cuales se determinó el estado trófico de cada lago, desde oligotrófico a hipereutrófico. En caso de existir suficiente información como para determinar estados tróficos que se alternen en el tiempo, por ejemplo lagos que pueden ser oligotróficos o mesotróficos dependiendo de la temporada, se consignaron ambas dentro de la clasificación. Con esta información, se evaluaron patrones geográficos de distribución de la condición trófica de los lagos.

Para el levantamiento de información desde redes de monitoreo de lagos en el mundo, se seleccionaron los países y regiones con mayor desarrollo de esta materia en el mundo, los que además se encuentran indicados en las Bases Técnicas del proyecto.

En cada uno de estos países se revisaron los sitios web de los organismos de gobierno encargados de los temas ambientales de cada país o región, con énfasis en responder las siguientes preguntas: ¿Desarrolla un monitoreo de lagos a nivel país/región?, ¿Qué organismos están encargados de los monitoreos, tanto de la coordinación como ejecución? Dentro de este punto, se busca la naturaleza de la institución (gobierno, centros de investigación, universidades, entre otros), ¿Qué tipo de



monitoreo de realiza y cuál es su objetivo?, ¿Qué parámetros y con qué frecuencia se controlan?, ¿Cómo se analiza, utiliza y difunde la información generada?

Para recopilar el estado del arte del uso de teledetección y nuevas herramientas tecnológicas se realizó la consulta de documentación especializada de los congresos y publicaciones sobre percepción remota en medioambiente y red de monitoreo de lagos, que dieron cuenta del estado del arte de la utilización de la percepción remota y herramientas tecnológicas en la observación de cuerpos lacustres. Esta información permitió conocer las aplicaciones más amplias que se realizan a nivel mundial en este ámbito.

La principal información que se revisó fue: *Journal de Remote Sensing of Environment* (últimos 12 años), *Society of Photographic Instrumentation Engineers* SPIE (últimos 5 años), Proceedings de congresos de *International Symposium on Remote Sensing of Environment* ISRSE (últimos 2 eventos), y *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing* ASPRS (últimos 2 eventos), y documentación técnica de la implementación de la red de monitoreo *Global Lake Ecological Observatory Network* GLEON, entre otros.



3.1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA RELACIONADA CON INFORMACIÓN BASE DE CALIDAD DE AGUAS EN CUERPOS LACUSTRES A NIVEL NACIONAL

3.1.1 CLASIFICACIÓN GENERAL DE CUERPOS DE AGUA (ECORREGIONES)

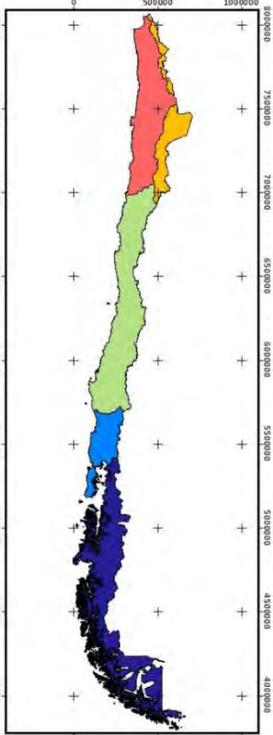
Debido a la heterogeneidad climática y geográfica del país, los cuerpos lacustres pueden presentar diferentes características según la región donde se encuentren localizados. Un modo de estudiar y clasificar estas características regionales, considera agrupar zonas geográficas por ecorregiones que corresponden a zonas con cierto grado de similitud en cuanto a las características ambientales (clima, vegetación, hidrología, etc.) según lo defina el objetivo del estudio.

A nivel global existen clasificaciones de ecorregiones, tanto terrestres, de aguas continentales y marinas que toman en cuenta distribución de especies, comunidades ecológicas y condiciones ambientales (WWF 2013; Hogan 2013), obteniendo agrupaciones de regiones con fines orientados a la conservación de hábitats.

Para el estudio específico de cuerpos acuáticos en Chile, investigadores han efectuado agrupaciones particulares de cuerpos acuáticos para diferenciar aspectos relevantes de su funcionamiento, como por ejemplo, utilizando factores como la latitud, altitud, usos, etc. Entre algunos casos de estudio, Parra et al (2003) observaba diferentes grupos de ecosistemas acuáticos según un dominio geográfico común, tales como lagunas hiper-salinas de la segunda región, el sistema de lagos nord-patagónicos o araucanos, el sistema de lagos de la isla de Chiloé, el sistema de lagos magallánicos o patagónicos y el sistema de lagos costeros de la región centro sur denominados como Lagos Nahuelbutanos. Vila et al (1986) estudió lagos y embalses de la zona central de Chile y separó los sistemas en lagos andinos y lagos del valle central según su altitud y presión antrópica. CEA (2009), en el marco del estudio de caudal ecológico, realizó una clasificación de hidroecorregiones a nivel de cuencas hidrográficas en función de la calidad de agua y fauna íctica nativa de los sistemas fluviales.

En el contexto del presente estudio se consideró una clasificación de ecorregiones global (Abell et al. 2008), adaptada para cuerpos de agua en Chile (Universidad de Chile 2010 y 2011). En esta clasificación se consideran cinco ecorregiones: Altiplano, Atacama, Mediterránea, Lagos Valdivianos y Patagonia, y subdivisiones asociadas a tipologías de lagos, como por ejemplo, Andinos, de Valle, Costeros, Araucanos, de Chiloé, etc. En la **Tabla N° 2** se muestra el detalle de la clasificación de ecorregiones considerada.

Tabla N° 2 Clasificación de Ecorregiones para cuerpos de agua.

Mapa	Ecorregión	Tipos de Lagos por Ecorregión	Ejemplos de cuerpos de agua de la Ecorregión
 <p>Ecorregiones para Chile</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Atacama ■ Altiplano ■ Mediterránea ■ Lagos Valdivianos ■ Patagonia 	<p>Altiplano Se extiende por el Altiplano y la Puna de Atacama comprendiendo las cuencas Altiplánicas (límite norte) y las cuencas endorreicas del Salar de Atacama-Vertiente del Pacífico (límite sur).</p>	Bofedales y Vegas	Chungará y Cotacotani
	<p>Atacama Se extiende desde cuenca de la Quebrada de la Concordia hasta las cuencas costeras entre los ríos Salado y Copiapó y la cuenca del río Salado</p>	Atacameños	Salares. Ríos Lluta y Loa.
	<p>Mediterránea Se extiende desde la cuenca del río Copiapó (límite norte) hasta la cuenca del río Imperial (límite sur)</p>	Andino	Laguna Negra, Embalse el Yeso, Laguna Laja, Maule, etc.
		De Valle	Aculeo, Embalse Rapel, Embalse La Paloma
		Costeros*	Vichuquén, Torca, Embalse Peñuelas, Lleulleu, Lanahue, etc
	<p>Lagos Valdivianos Se extiende desde la cuenca del Río Toltén hasta las cuencas e islas entre río Bueno y río Puelo, abarcando los lagos Villarrica por el norte, Llanquihue por el sur, e Isla de Chiloé.</p>	Araucanos	Villarrica, Calafquén, Ranco, Llanquihue, Puyehue, Rupanco, etc.
		Costeros*	Budi
		De Chiloé	Cucao, Huillinco, Tarahuin, Popetán, Tepuhueico, etc.
	<p>Patagonia Se extiende desde la cuenca del río Puelo hasta las cuencas de las islas al sur del Canal Beagle.</p>	Patagónicos y Magallánicos	Yelcho, Bertrand, Cochrane, O'Higgins , General Carrera, etc.

*Lagos costeros (con y sin influencia marina).

Fuente: Universidad de Chile (2010 y 2011), adaptado de Abell et al. (2008)



3.1.2 REVISIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LAGOS Y EMBALSES CHILENOS

En este acápite se analiza el estado trófico de los sistemas estudiados desde el punto de vista del contenido de clorofila *a*, mediante la clasificación propuesta por Smith et al. (1999). Cabe destacar que, dado que de la revisión bibliográfica se desprenden diferentes registros de clorofila para cada lago o embalse, la clasificación del estado trófico fue realizada utilizando principalmente el promedio de los registros. En casos en que solo se contó con un rango, se clasificó binominalmente (estado 1- estado 2). Se realizó la misma clasificación en casos en que el promedio se encontró cerca del límite entre dos estados y cuyo valor mínimo o máximo se encontró en la clasificación siguiente a la de dicho promedio.

Los resultados de esta clasificación se presentan en la **Tabla N° 3** y **Figura N° 9**. Si bien esta clasificación agrupa información determinada en distintos periodos de tiempo, así como distinta cantidad de registros, se buscó obtener promedios anuales en base a la mayor cantidad posibles de mediciones. De todas formas, este análisis constituye una aproximación gruesa del estado trófico de lagos y embalses a nivel país.

En el **Anexo 1** se entregan fichas de los lagos con información disponible de parámetros morfométricos, información de calidad de agua e hidrodinámica para cada lago.

Tabla N° 3 Clasificación trófica de lagos a nivel país por criterio de productividad primaria.

Cuerpo de Agua			Clasificación (Ecorregión)	Clorofila <i>a</i> [µg/L]			N	Estado Trófico	Fuente	Año	
Nombre	Tipo	Región		Prom.	Mín.	Máx.					Tipo
Chungará	Lago	15	Altiplánico	3.13	0.34	8.74	18	Oligo- Mesotrófico	Publicación Científica	Dorador et al.	2003
									Estudio Técnico	Universidad de Tarapacá	1989
La Paloma	Embalse	4	Mediterráneo de Valle	10.50	4.50	21.80	11	Meso-Eutrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
									Estudio Técnico	DGA	1990
Peñuelas	Embalse	5	Mediterráneo Costero	22.49	4.20	70.30	15	Eutrófico	Publicación Científica	Pardo & Vila	2006
									Tesis	Uraoka	2003
									Estudio Técnico	DGA	1993
Acúleo	Lago	13	Mediterráneo de Valle	32.10	19.16	42.04	195	Eutro- Hipereutrófico	Publicación Científica	Montecino & Cabrera	1984
									Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
El Yeso	Embalse	13	Mediterráneo Andino	0.88	0.40	1.06	11	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - U. de Chile	1987
									Publicación Científica	Montecino & Cabrera	1991
Laguna Negra	Lago	13	Mediterráneo Andino	2.55	0.06	5.60	3	Oligotrófico	Publicación Científica	Montecino et al.	1986
									Publicación Científica	Montecino et al.	1986
Lo Encañado	Lago	13	Mediterráneo Andino	-	2.26	3.27	2	Oligotrófico	---	GENER	2008
Rapel	Embalse	6	Mediterráneo de Valle	25.26	0.50	259.20	243	Eutro- Hipereutrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
									Estudio Técnico	CEA	2010
									Publicación Científica	Montecino et al.	1986
Vichuquén	Lago	7	Mediterráneo Costero	2.11	1.77	2.80	2	Oligotrófico	Estudio Técnico	CEA	2011
Laguna Grande de San Pedro	Lago	8	Mediterráneo Costero	4.79	3.06	5.88	254	Mesotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
Lanalhue	Lago	8	Mediterráneo	7.63	5.38	10.54	201	Mesotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009



Cuerpo de Agua			Clasificación (Ecorregión)	Clorofila a [$\mu\text{g/L}$]			N	Estado Trófico	Tipo	Fuente	
Nombre	Tipo	Región		Prom.	Mín.	Máx.				Autor (es)	Año
			Costero								
Lleulleu	Lago	8	Mediterráneo Costero	1.10	-	-	1	Oligotrófico	Estudio Técnico	CEA	2011
Laguna del Laja	Lago	8	Mediterráneo Andino	1.49	1.19	1.70	274	Oligotrófico	Estudio Técnico Publicación Científica	DGA - POCH Karrasch et al.	2009 2011
Budi	Lago	9	Valdiviano Costero	6.47	2.80	10.48	11	Mesotrófico	Tesis Tesis	Antimán & Martínez Sandoval	2005 2009
Villarica	Lago	9	Valdiviano Araucano	1.69	0.40	3.12	251	Oligotrófico	Estudio Técnico Estudio Técnico Estudio Técnico	DGA - POCH Campos et al. Campos	2009 1984 1994
Caburgua	Lago	9	Valdiviano Araucano	0.95	0.01	1.63	183	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
Calafquén	Lago	9	Valdiviano Araucano	0.85	0.42	1.83	161	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
Panguipulli	Lago	9	Valdiviano Araucano	1.44	0.82	2.38	117	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
Neltume	Lago	9	Valdiviano Araucano	0.58	0.20	1.54	25	Oligotrófico	Estudio Técnico Estudio Técnico	U. Austral de Chile U. Austral de Chile	2012 1999
Riñihue	Lago	9	Valdiviano Araucano	1.18	0.10	3.30	157	Oligotrófico	Estudio Técnico Estudio Técnico Publicación Científica Estudio Técnico	DGA - POCH Campos Woelfl Campos et al.	2009 1997 1996 1984
Pirihueico	Lago	9	Valdiviano Araucano	0.69	0.22	1.40	27	Oligotrófico	Estudio Técnico Estudio Técnico	U. Austral de Chile U. Austral de Chile	2012 1999
Ranco	Lago	14	Valdiviano Araucano	0.80	0.22	2.85	139	Oligotrófico	Estudio Técnico Estudio Técnico	DGA - POCH Campos et al.	2009 1984
Maihue	Lago	14	Valdiviano Araucano	1.17	0.01	3.79	224	Oligotrófico	Estudio Técnico Estudio Técnico	U. Austral de Chile DGA - POCH	2011 2009
Puyehue	Lago	14	Valdiviano Araucano	1.09	0.06	2.10	4	Oligotrófico	Estudio Técnico Publicación Científica	DGA - POCH Soto	2009 2002



Cuerpo de Agua			Clasificación (Ecorregión)	Clorofila a [$\mu\text{g/L}$]			N	Estado Trófico	Tipo	Fuente	
Nombre	Tipo	Región		Prom.	Mín.	Máx.				Autor (es)	Año
									Publicación Científica	Campos et al.	1989
Rupanco	Lago	14	Valdiviano Araucano	0.48	0.06	1.20	4	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
									Publicación Científica	Soto	2002
									Publicación Científica	Campos et al.	1992
									Publicación Científica	Geller	1992
Llanquihue	Lago	10	Valdiviano Araucano	1.10	0.39	1.58	436	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
									Publicación Científica	Soto	2002
									Estudio Técnico	Campos et al.	1987
Todos los Santos	Lago	10	Valdiviano Araucano	0.53	0.19	0.79	181	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
									Publicación Científica	Geller	1992
Chapo	Lago	10	Valdiviano Araucano	1.83	0.25	2.90	115	Oligotrófico	Estudio Técnico	DGA - POCH	2009
									Estudio Técnico	Prado	1999
Popetan	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	1.59	0.41	4.07	24	Oligotrófico	Estudio Técnico	Prado	1999
Cucao	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	4.41	0.91	13.35	36	Mesotrófico	Estudio Técnico	Campos	1997
Huillinco	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	2.90	0.56	6.30	36	Oligo-Mesotrófico	Estudio Técnico	Campos	1997
Tarahuin	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	8.41	2.52	14.92	59	Meso-Eutrófico	Estudio Técnico	Campos	1997
Tepuhueico	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	3.65	0.23	19.55	59	Mesotrófico	Estudio Técnico	Campos	1997
Natri	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	16.70	3.30	77.40	35	Eutrófico	Estudio Técnico	Campos	1997
San Antonio	Lago	10	Valdiviano de Chiloé	2.50	0.30	4.00	24	Oligotrófico	Estudio Técnico	Prado	1999
Yelcho	Lago	10	Patagónico	0.60	0.07	1.04	34	Oligotrófico	Estudio Técnico	Prado	1999
Risopatrón	Lago	11	Patagónico	<1	-	-	1	Oligotrófico	Estudio de Impacto Ambiental	Knight Piesold Consulting	2009
Yulton	Lago	11	Patagónico	0.0012	0.0000	0.0062	104	Oligotrófico	Estudio de Impacto Ambiental	Knight Piesold Consulting	2009
Meullin	Lago	11	Patagónico	0.0006	0.0003	0.0010	38	Oligotrófico	Estudio de Impacto Ambiental	Knight Piesold Consulting	2009



Cuerpo de Agua			Clasificación (Ecorregión)	Clorofila a [$\mu\text{g/L}$]			N	Estado Trófico	Tipo	Fuente	
Nombre	Tipo	Región		Prom.	Mín.	Máx.				Autor (es)	Año
Riesco	Lago	11	Patagónico	0.58	0.10	1.76	24	Oligotrófico	Estudio Técnico Publicación Científica	Campos Villalobos	1997 1999
Elizalde	Lago	11	Patagónico	0.3611	0.12	0.68	21	Oligotrófico	Estudio Técnico	Campos	1996
Norsdenkjold	Lago	12	Patagónico	0.25	-	-	1	Oligotrófico	Publicación Científica	Soto et al.	1994
Sarmiento	Lago	12	Patagónico	0.34	-	-	1	Oligotrófico	Publicación Científica	Campos et al.	1994
Pehoe	Lago	12	Patagónico	0.40	-	-	1	Oligotrófico	Publicación Científica	Soto et al.	1994
Toro	Lago	12	Patagónico	0.43	0.35	0.50	2	Oligotrófico	Publicación Científica Publicación Científica	Montecino Campos et al.	1991 1994

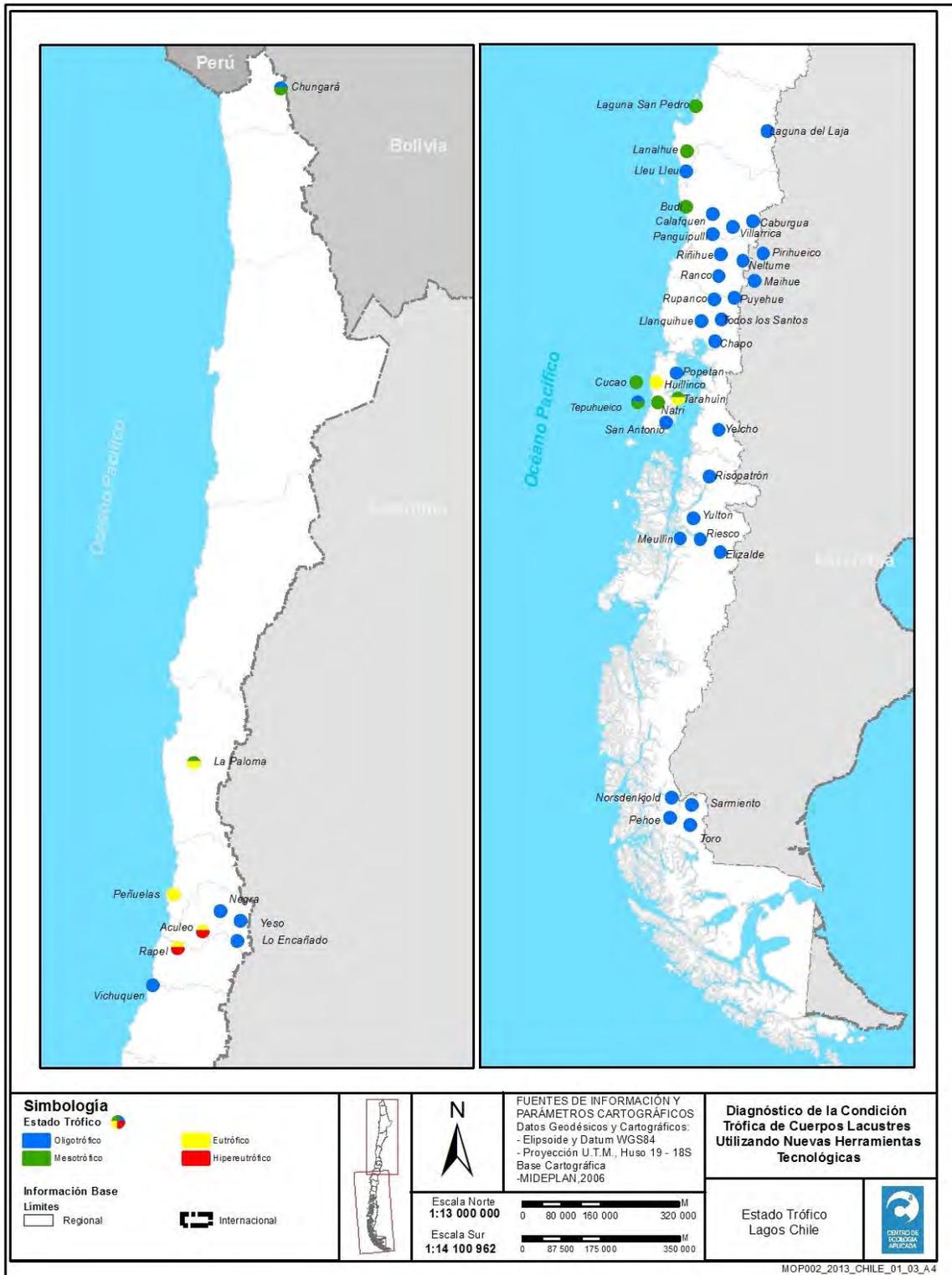


Figura N° 9 Estado trófico de los lagos de Chile. Clasificación basada en mediciones históricas promedio de clorofila *a*, y en la clasificación propuesta por Smith, 1999.

En primer lugar, los resultados presentados en la **Figura N° 9** indican que la mayoría de los lagos y embalses cuya condición trófica ha sido estudiada se concentran en la zona centro sur de Chile.

Cabe señalar que las características geográficas, climáticas y régimen de precipitaciones a lo largo de Chile condicionan una mayor disponibilidad de recursos hídricos superficiales en la zona centro sur que en la zona norte. En efecto, desde Santiago al norte prevalecen las condiciones áridas y la disponibilidad media de agua superficial está por debajo de los 800 m³/persona/año, mientras que al sur de Santiago la disponibilidad de agua superficial supera los 10.000 m³/persona/año (Banco Mundial, 2011).

Adicionalmente, los resultados de esta clasificación permiten también distinguir un gradiente latitudinal entre las zonas centro y sur del país, donde varios de los lagos y embalses de la cuarta a la octava región presentan una condición entre mesotrófica e hipereutrófica, cambiando a oligotrófica hacia el sur. También, se observa un gradiente altitudinal, donde los lagos ubicados entre el valle central y la cordillera presentan una mejor condición trófica que aquellos ubicados entre la costa y el valle central.

A continuación se analizan los resultados por ecorregiones, de acuerdo a la clasificación general de la **Tabla N° 2**.

3.1.2.1 Ecorregión de Altiplano

En la siguiente **Figura N° 10** se muestra un mapa de la Ecorregión de Altiplano con la ubicación de los cuerpos de agua y su categoría de estado trófico.

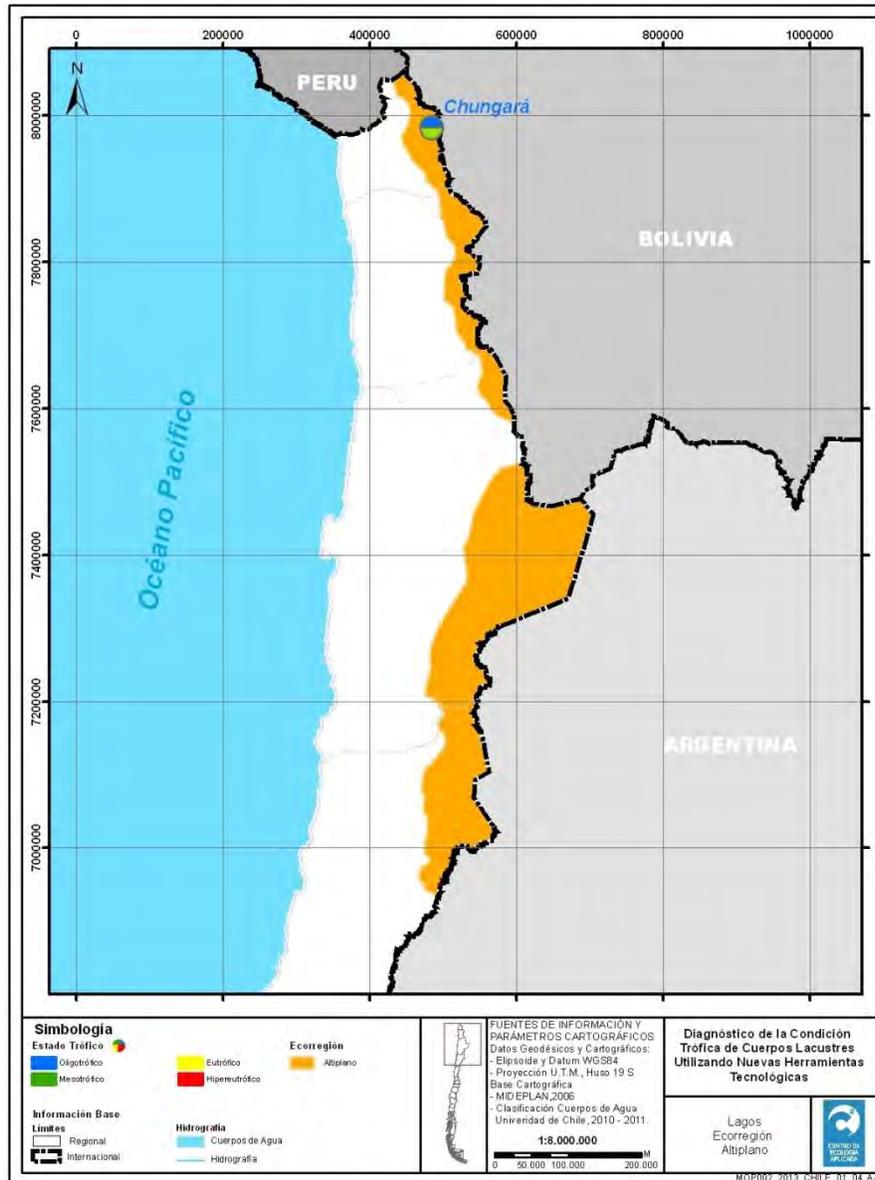


Figura N° 10 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión de Altiplano.

- **Altiplano**

Destaca el lago Chungará como un caso interesante de estudio, que de acuerdo a esta revisión se encuentra en un estado intermedio entre oligotrofia y mesotrofia. Este sistema se encuentra en una zona sometida a condiciones extremas de temperatura y radiación solar, lo que lo mantiene en una condición de dinámica variable de volumen y concentración de sales importante.

3.1.2.2 Ecorregión Mediterránea

En la siguiente **Figura N° 11** se muestra un mapa de la Ecorregión Mediterránea con la ubicación de los cuerpos de agua y su categoría de estado trófico.



Figura N° 11 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión Mediterránea

- **Mediterránea Andina**

Estos cuerpos de agua presentaron condición oligotrófica lo que se explica principalmente por su ubicación altitudinal y el origen directamente nival de sus aguas. Estos sistemas están poco alterados antrópicamente por la importancia que revisten como fuentes de agua potable como es el caso del embalse El Yeso y Laguna Negra, ambos ubicados sobre los 2500 m.s.n.m.

- **Mediterránea de Valle**

En esta zona se encontraron los cuerpos de agua con las mayores concentraciones de clorofila **a** detectadas, su clasificación va desde Eutrófico hasta Hipertrófico.

Estos sistemas lacustres, dos de ellos embalsados artificialmente, están sometidos a la mayor presión antrópica (por la concentración de la población en esta región), lo que combinado al clima mediterráneo de la zona donde están emplazados, los hace vulnerables a procesos de eutrofización por sobrecarga de nutrientes y por disminución de volumen de agua por uso y fenómenos de sequía.

A modo de ejemplo, el embalse Rapel alcanza una concentración promedio histórica (2000-2008) de 118 mg/l de fósforo total y 1475 mg/l de nitrógeno total (DGA-POCH, 2009), valores bastante elevados desde el punto de vista de trofia por nutrientes (Smith *et al.*, 1999)

- **Mediterránea Costera**

El estado trófico en este conjunto de lagos varía desde sistemas oligotróficos como los Lagos Lleulleu y Vichuquén, hasta mesotróficos como los lagos Lanalhue y la laguna Grande de San Pedro. Esto puede relacionarse con variados factores tales como la presión antrópica ejercida sobre las cuencas que drenan estos cuerpos de agua, los que varían en relación a la densidad poblacional que albergan, las actividades productivas que se realizan en ellas, lo que produce un ingreso de nutrientes diferencial en cada uno de estos lagos, calidad de las aguas de origen, y características hidrodinámicas propias de cada sistema.

Respecto a la concentración de nutrientes en estos lagos, destaca el lago Lleulleu como un sistema de baja intervención antrópica, con registros promedio de 3,4 mg/l de fósforo total y 0,2 mg/l de nitrógeno total (Parra *et al.*, 2003). Contrasta con lo anterior el caso de la laguna San Pedro, cuya concentración promedio de nutrientes es de 32 mg/l de fósforo total y 305 mg/l de nitrógeno total (DGA-POCH, 2009). Es importante señalar que la Laguna San Pedro se encuentra en una zona con diversos niveles de intervención humana, donde destaca la influencia urbana (Parra et al., 2003).

3.1.2.3 Ecorregión de Lagos Valdivianos

En la siguiente **Figura N° 12** se muestra un mapa de la Ecorregión de Lagos Valdivianos con la ubicación de los cuerpos de agua y su categoría de estado trófico.

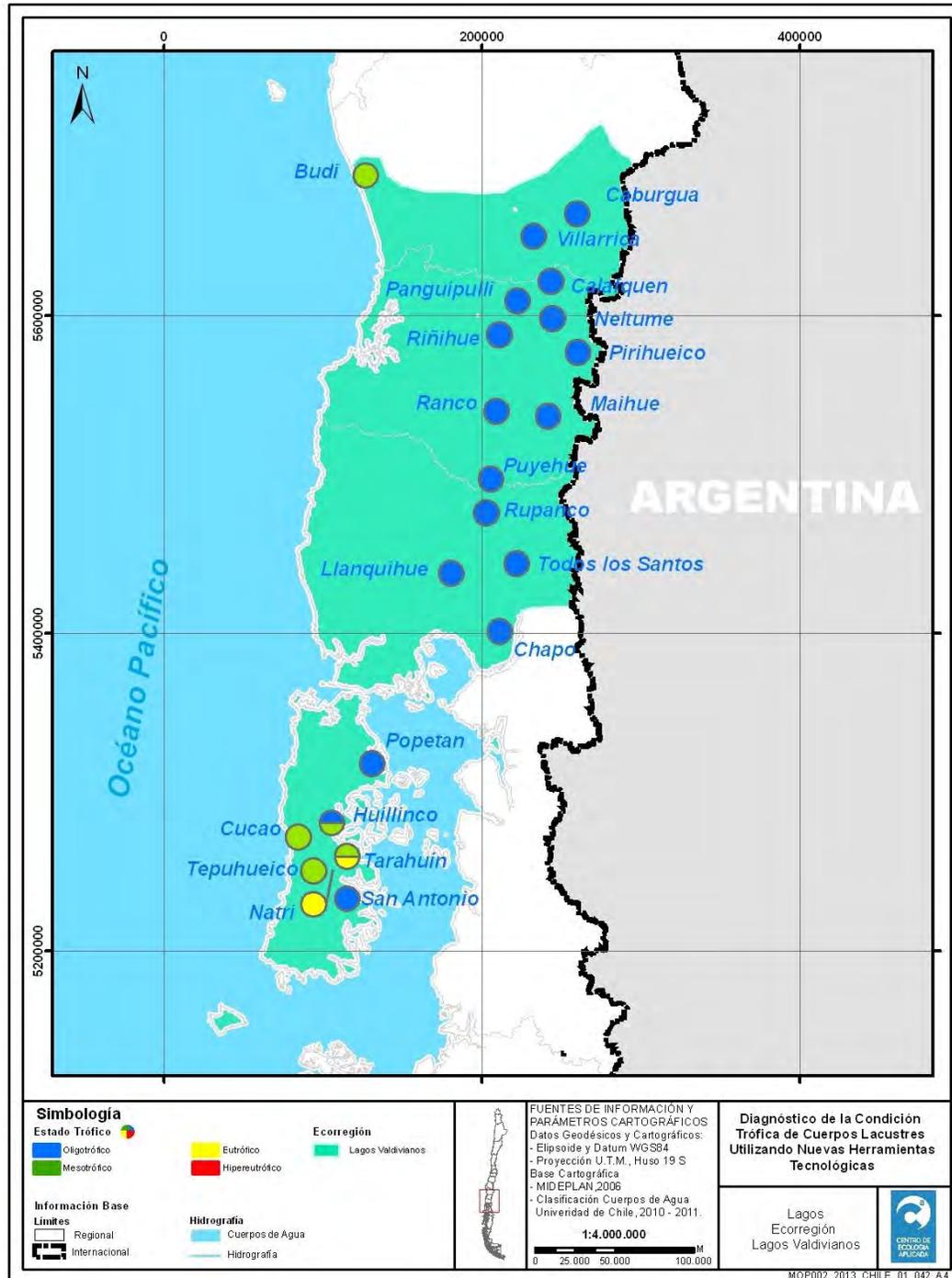


Figura N° 12 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión de Lagos Valdivianos.

- **Lagos Valdivianos Araucanos**

Estos sistemas presentaron en su totalidad concentraciones de clorofila clasificadas como oligotrofia. En esta zona se presentan los cuerpos de agua más extensos, que abarcan las zonas de la depresión intermedia, cordillera y precordillera de los Andes, emplazándose en cuencas de gran tamaño. El estado trófico de estos sistemas se relaciona con la poca presión antrópica ejercida sobre estos y con la condición climática presente, caracterizada por gran cantidad de precipitaciones y temperaturas bajas.

Respecto al contenido de nutrientes, como referencia el lago Maihue alcanza una concentración promedio histórica (2000-2008) de 9,5 mg/l de fósforo total y 114 mg/l de nitrógeno total, y el Lago Todos Los Santos en el mismo periodo registra 8,5 mg/l de fósforo total y 116 mg/l de nitrógeno total (DGA-POCH, 2009).

- **Lagos Valdivianos de Chiloé**

Una excepción la constituye la zona de Chiloé, donde sólo 2 de los 7 lagos revisados presentan un estado oligotrófico, mientras que los restantes se clasifican entre mesotrófico y eutrófico. Lo anterior podría estar asociado al desarrollo de la acuicultura en la zona, así como a las características físicas y de ubicación geográfica propias de cada sistema.

En el lago Huillinco, Campos (1997) registró concentraciones de 731 ug/l de fósforo total y 10151 mg/l de nitrógeno total en aguas de fondo, mientras que en lago Natri, el mismo autor registró concentraciones de fósforo total de 25,6 mg/l y 328,5 mg/l de nitrógeno total.

3.1.2.4 Ecorregión de Patagonia

En la siguiente **Figura N° 13** se muestra un mapa de la Ecorregión de Patagonia con la ubicación de los cuerpos de agua y su categoría de estado trófico.

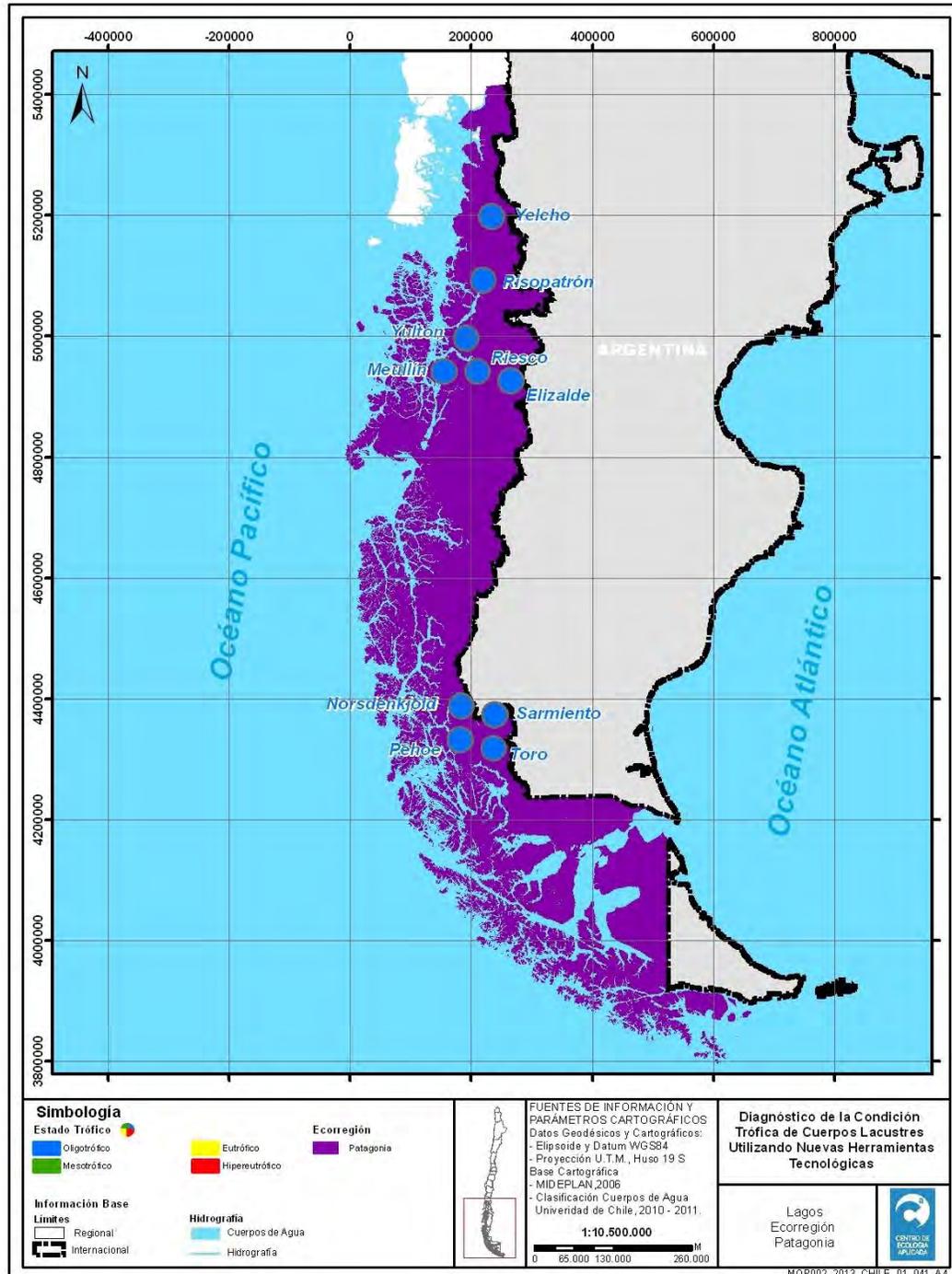


Figura N° 13 Estado trófico de los lagos de la Ecorregión de Patagonia.



- **Patagonia**

Estos lagos mostraron los valores menores de concentración de clorofila **a**, lo que estaría explicado por la zona donde se emplazan, que corresponde a la zona más fría y lluviosa del país. Junto a lo anterior, corresponden a lagos que se forman muy cerca de glaciares y campos de hielo por lo que la productividad de estos sistemas es extremadamente baja. Además, son lagos con muy baja influencia antrópica.

Respecto al contenido de nutrientes, en el lago Yulton se han registrado concentraciones de fósforo total menores a 0,02 ug/l y de hasta 0,3 mg/l de nitrógeno total (Knight Piesold, 2009).

3.2 IDENTIFICACIÓN DE METODOLOGÍAS Y TECNOLOGÍAS UTILIZADAS MUNDIALMENTE PARA EL MONITOREO DE LAGOS

3.2.1 REVISIÓN DE PROGRAMAS DE MONITOREO DE LAGOS EN EL MUNDO

A continuación se presenta una revisión de diversos programas de monitoreo de lagos en el mundo. La información ha sido obtenida mayoritariamente de los sitios web de cada programa de monitoreo. En la **Tabla N° 4** se presenta un resumen con los distintos programas de monitoreo de lagos que se desarrollan a nivel mundial. Mayor detalle de estos programas se presenta en el **Anexo 2**.

De los resultados de esta revisión, enfocada en países o regiones consideradas pioneras en el desarrollo de monitoreo y regulación de la calidad de sus aguas, se constata que la mayoría de los programas que se desarrollan de forma permanente son del tipo convencional, es decir monitoreos que consideran la toma de muestra u observación directa en el cuerpo de agua, mientras que monitoreos que implican el uso de nuevas tecnologías tales como boyas con sensores de medición continua o percepción remota son escasos.

En el caso de los monitoreos convencionales, la mayoría de los programas revisados se enfocan en el control de la contaminación bacteriológica, asociado a un objetivo de salud pública, y al control de la eutrofización de lagos. Por otra parte, los monitoreos con sensores consideran el monitoreo de alta resolución temporal de algunos parámetros físico químicos generales, clorofila *a*, variables meteorológicas, entre otros. Los monitoreos mediante percepción remota consideran el seguimiento en alta resolución espacial, en escala de tiempo estacional o anual, de la transparencia de los lagos en la mayoría de los casos, y de otras variables cuantificables mediante esta tecnología en una menor cantidad de casos.

Además de los programas de monitoreo estudiados, existen una serie de redes de cooperación para la observación de lagos a distintas escalas territoriales. De éstas, destaca la red GLEON (*Global Lake Ecological Observatory Network*), que reúne a limnólogos, ecólogos, técnicos e ingenieros de todo el mundo, los cuales intercambian información sobre el estudio y monitoreo de lagos, en particular de 65 de ellos que se encuentran con boyas que miden variables meteorológicas y de calidad de agua con alta resolución temporal. Esta información ha permitido caracterizar y entender tanto el funcionamiento de estos lagos como el rol ecológico que ellos cumplen en su medio. La **Figura N° 14** muestra un ejemplo de la instrumentación instalada en lagos de la red GLEON, así como la distribución en el mundo de los lagos que se encuentran suscritos en el programa.



Figura N° 14 Izquierda: ejemplo de la instrumentación instalada en lagos de la red GLEON. Derecha: distribución en el mundo de los lagos que se encuentran suscritos en el programa. (GLEON 2013).

Tabla N° 4 Resumen de programas de monitoreo en lagos desarrollados en varios países.

PAÍS/REGIÓN/DOMINIO	PROGRAMA	ORGANISMOS INVOLUCRADOS	TIPO DE MONITOREO			PERMANENCIA
			Convencional	Boyas con instrumentación	Percepción remota	
EUROPA						
➤ Italia, Polonia, Hungría, Austria	EULAKES (4 lagos)	Gobierno, universidades, comunidad, fundaciones, Centros de Investigación			•	Eventual (proyecto de 3 años)
➤ Reino Unido	UKLEON (11 lagos)	Centre for Ecology & Hydrology (CEH), Universidades, OTT Hydrometry Ltd (instrumentación), Organismos gubernamentales		•		Permanente (frecuencia variable dependiendo del lago)
➤ Suiza, Italia, Alemania	Lagos perialpinos	Universidades, Centros de Investigación			•	Eventual, depende del estudio
ESTADOS UNIDOS						
➤ Cuenca de los grandes lagos (8 estados de EEUU y 2 provincias canadienses)	Programa Nacional de los grandes Lagos	USEPA, Gobierno Federal, estatal, tribal, local, ONGs, Industria, Ciudadanía	•			Permanente (Invierno y Verano)
➤ Nueva Jersey	NJDEP Ambient Lake Monitoring Network	Gobierno regional y de los condados donde se encuentran los lagos	•			200 lagos con monitoreo 2 veces por año cada 5 años, y 40 lagos 2 veces por año



PAÍS/REGIÓN/DOMINIO	PROGRAMA	ORGANISMOS INVOLUCRADOS	TIPO DE MONITOREO			PERMANENCIA
			Convencional	Boyas con instrumentación	Percepción remota	
➤ Illinois	Illinois Volunteer Lake Monitoring Program	Agencia de protección ambiental de Illinois, comunidad	•			Permanente
➤ Wisconsin	Citizen-based water monitoring network	Departamento de recursos naturales, Universidad de Wisconsin, ciudadanos	•			Permanente
➤ Minnesota	Departamento de Percepción Remota en Recursos Hídricos	Universidad de Minnesota, Investigadores			•	Eventual
	Citizen water monitoring	Agencia para el control de la contaminación de Minnesota, comunidad	•			Permanente y eventual, dependiendo del lugar
CANADÁ						
➤ Cuenca de los grandes lagos (8 estados de EEUU y 2 provincias canadienses)	Programa Nacional de los grandes Lagos	USEPA, Gobierno Federal, estatal, tribal, local, ONGs, Industria, Ciudadanía	•			Permanente (Invierno y Verano)
	Programa nacional de monitoreo	Gobierno, autoridades de las provincias, comunidad	•			Permanente
NUEVA ZELANDA						
	Programas regionales de monitoreo	Gobierno regional	•			Permanente
➤ Waikato, Bay of Plenty	LERNZ	Universidades, gobiernos regionales, privados, comunidad		•		Permanente y eventual, dependiendo del lugar
VARIOS PAÍSES						
	GLEON	Universidades, Centros de Investigación, comunidad		•		Permanente y eventual, dependiendo del lugar

3.2.1.1 Comparación de lagos internacionales con lagos chilenos

Los planes de monitoreo internacionales considerados en la presente revisión, presentan lagos localizados en diferentes latitudes, longitudes y altitudes, y con diversas características de área, profundidades y estados tróficos. Para realizar una comparación entre los lagos internacionales y los estudiados a nivel nacional, se consideraron dos análisis gráficos que muestran: 1) los tipos termales de lagos, para comparar la estructura térmica y dinámica de mezcla, y 2) la relación de

área y estado trófico para comparar las características generales de los lagos en cuanto a su cobertura y producción biológica.

La información de lagos chilenos fue obtenida desde los diversos estudios revisados y citados en este estudio. La información de lagos de distintas regiones del mundo fue obtenida desde los sitios web de sus programas de monitoreo, seleccionándose algunos de los lagos monitoreados, procurando abarcar una diversidad alta de las características a comparar. Adicionalmente, se revisó la información de calidad de agua disponible en el Compendio de Información Ambiental de la OCDE (OCDE, 2005), particularmente las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total reportadas entre 1980 y 2001. En la siguiente **Figura N° 15** se muestran las ubicaciones de los lagos revisados para la comparación general de cuerpos lacustres internacionales y chilenos.

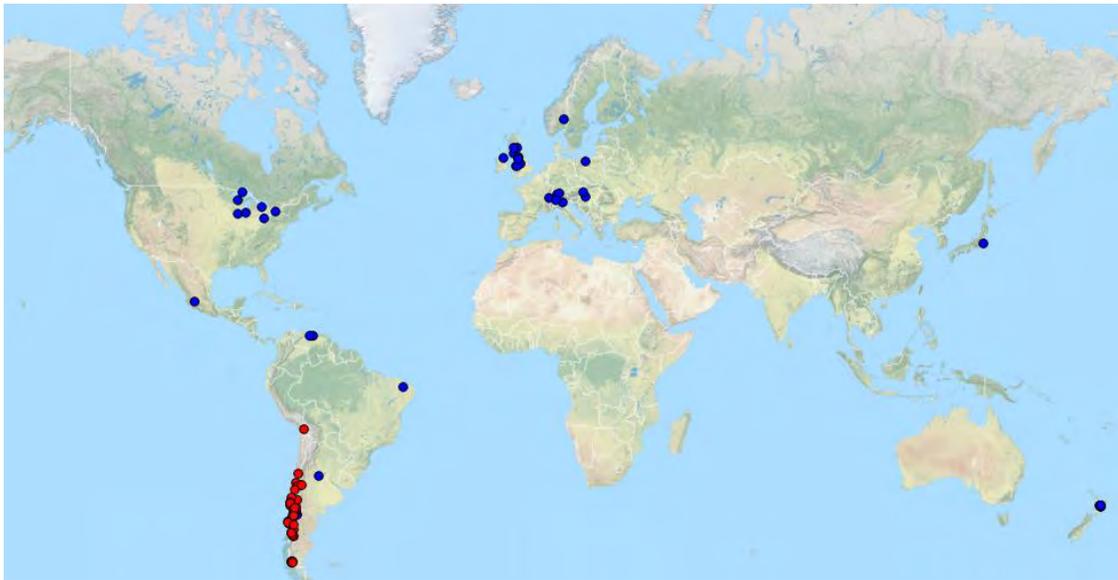


Figura N° 15 Comparación de lagos internacionales (símbolos azules) y chilenos (símbolos rojos).

La **Figura N° 16** muestra un esquema de tipos térmicos de lagos según latitud y altitud (Wetzel 2001). Las condiciones geográficas de cada lago pueden incidir en su estructura térmica y patrones de mezcla, produciendo lagos del tipo amíctico (sin mezcla, cubiertos de hielo), monomíctico frío (una mezcla a temperaturas $<4^{\circ}\text{C}$), monomíctico cálido (una mezcla a temperaturas $>4^{\circ}\text{C}$), dimíctico (dos mezclas al año), oligomíctico (mezcla irregular) o polimíctico (mezcla continua).

Se observa que la mayor parte de los lagos internacionales revisados se encuentra a latitudes entre 40° hasta los 58° , que corresponden a zonas principalmente de transición y tipo dimíctico, en tanto que los lagos nacionales se encuentran principalmente entre los 35° y 46° , en zonas de transición y tipo monomíctico cálido.

Entre los sistemas revisados se encuentran también cuerpos lacustres con condiciones geográficas diferentes, como por ejemplo los lagos de Venezuela y México (en zona tipo oligomíctico) o de Noruega (transición y tipo monomíctico frío). En el caso de los cuerpos lacustres en Chile, la cordillera de los Andes ofrece condiciones geográficas particulares, en que la componente altitudinal influye en el comportamiento de los lagos, como en los casos de la Laguna del Laja, Laguna Negra, Embalse El Yeso (límite monomíctico cálido y dimíctico) y Lago Chungará (tipo polimíctico).

El tipo de comportamiento térmico de los lagos y su capacidad de mezcla, puede afectar potencialmente el funcionamiento, hidrodinámica, calidad de agua, disponibilidad de nutrientes y estado trófico de los cuerpos lacustres. En este contexto, se puede considerar que los lagos internacionales que pueden ser más comparables con los lagos chilenos, son los que comparten un funcionamiento del tipo termal monomictico cálido en que se estratifican en verano, y difícilmente su temperatura baja de 4°C en el fondo (Ej: Lagos de Nueva Zelanda). En el caso de los lagos costeros (someros y expuestos a vientos permanentes), se puede buscar una comparación con lagos del tipo polimictico, y los lagos de altura y patagónicos pueden ser comparables a los sistemas expuestos a zonas más frías en que se logra un tipo termal dimictico (Ej: lagos de EEUU y Europa).

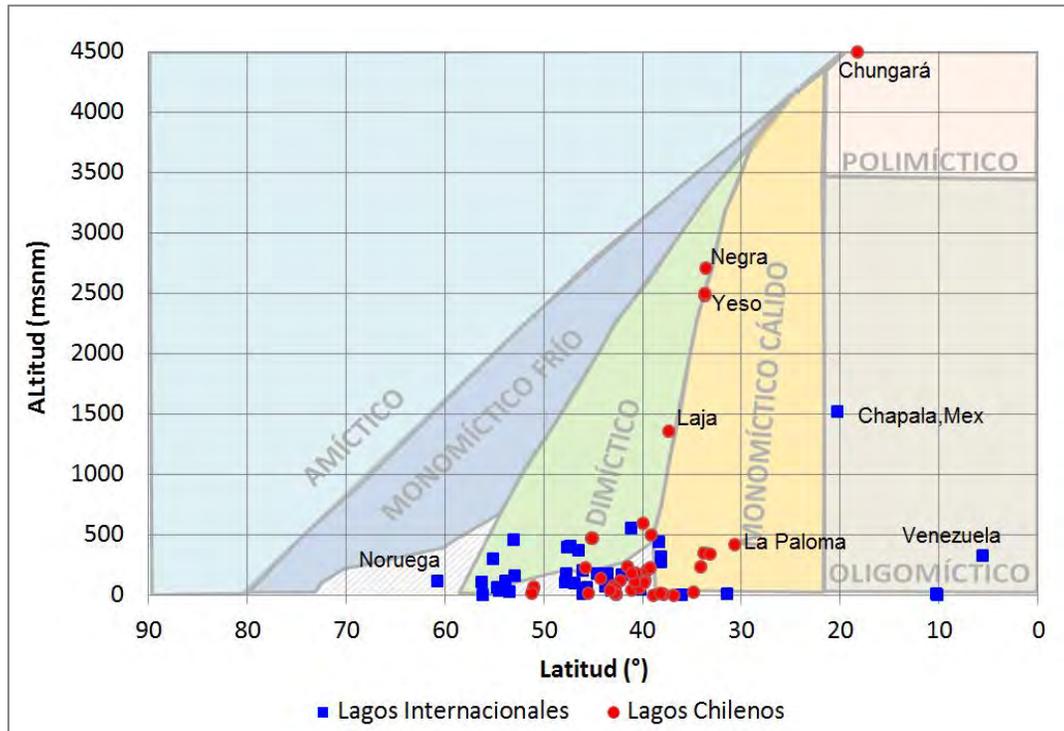


Figura N° 16 Esquema de tipos termales de lagos según latitud (°) y altitud (msnm). Comparación de lagos internacionales (cuadrados azules) y chilenos (círculos rojos) según clasificación de tipo termal: amíctico, monomictico frío, monomictico cálido, dimictico, oligomictico, polimictico y zonas de transición (achuradas).

Respecto a los rangos de tamaño y estados tróficos de los lagos revisados, se puede encontrar que éstos cubren un amplio rango en ambas características. En la **Figura N° 17** se grafican estas propiedades, con el objetivo de analizar qué lagos internacionales pueden ser comparables a los lagos chilenos. Se observa que la áreas de los cuerpos de aguas pueden diferir en varios órdenes de magnitud, y se puede notar una diversidad de estados tróficos, desde sistemas oligotróficos como los Grandes Lagos y Constance, hasta sistemas hipereutróficos como el Embalse Suata de Venezuela.

Comparativamente, los lagos chilenos del rango oligotrófico presentan áreas principalmente concentradas entre 1 y 1.000 km², representando un punto intermedio entre lagos monitoreados en Reino Unido (Ej: Round Loch, Blenheim Tarn) de menos de 1 km² hasta los Grandes Lagos de EEUU

y Canadá (Ej: Superior, área de 82.414 km²). En este contexto algunos lagos perialpinos como el Constance y Maggiore pueden ser comparables con los lagos Llanquihue y Ranco en Chile.

Para estados tróficos más enriquecidos, desde mesotróficos hasta eutróficos, los lagos chilenos presentan tamaños entre 1 y 100 km², que en general son de menor tamaño que los monitoreados internacionalmente (Ej: Mendota, Garda, Geneve, etc.) que llegan a áreas de hasta 1.000 km².

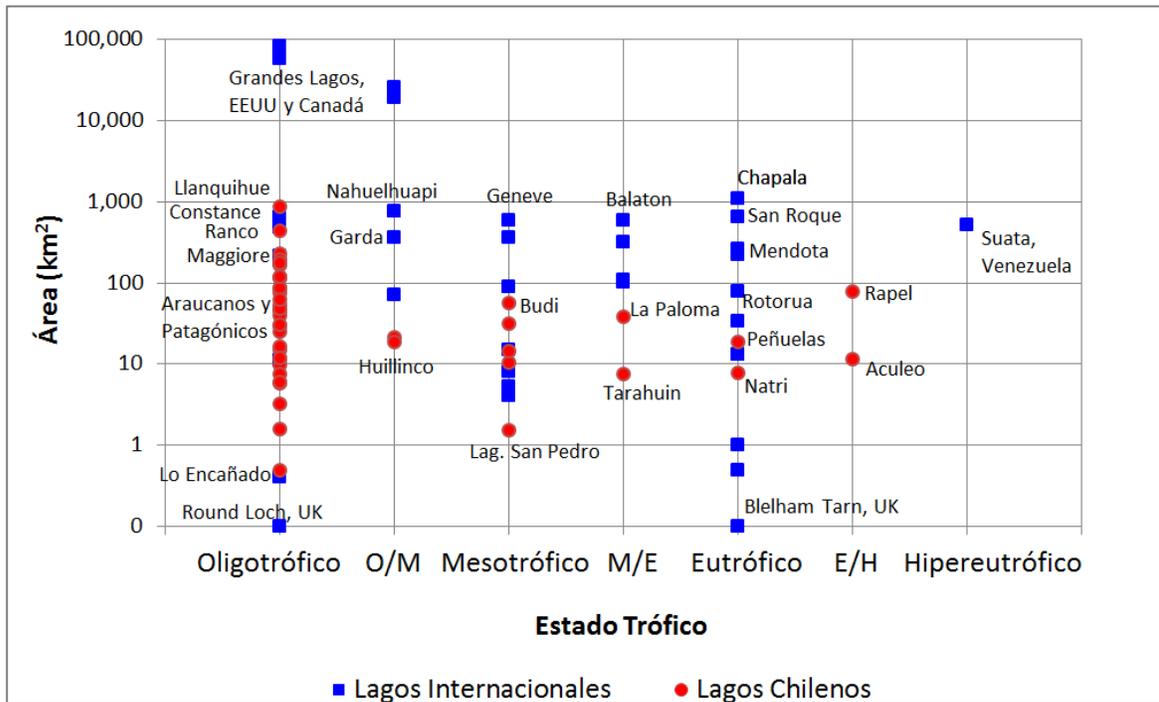


Figura N° 17 Comparación de Área (km²) y Estado Trófico para lagos internacionales (cuadrados azules) y chilenos (círculos rojos). Notar que el eje de área se encuentra en escala logarítmica.

Como se ha señalado en el presente documento, la calidad de agua de un lago como indicador de su estado ecológico responde a múltiples variables, tales como su ubicación latitudinal, altitudinal, características morfológicas, entre otras. Sin embargo, otros factores relacionados con las presiones antrópicas del entorno del lago pueden implicar diferencias en la calidad de agua entre lagos, las que se espera sean similares desde el punto de vista de su ubicación.

A modo de ejemplo, en estudios de ecosistemas acuáticos en Argentina se suele dividir el país en seis regiones geográficas principales: Puna; Planicie Chaco-pampeana; Sierras Peri-Pampeanas y valles y "bolsones" relacionados; Patagonia Andina; Planicie Patagónica y Meseta Misionera (Quirós, 2000). Según señala Quirós (2000), los lagos más profundos de Argentina se encuentran ubicados en los Andes Patagónicos y, dada su ubicación, suelen encontrarse en un estado que va de ultraoligotrófico a oligotrófico. Sin embargo, se ha informado de problemas de calidad de agua característicos de procesos de eutrofización para los lagos Lacar y Nahuel Huapi, en sectores cercanos a concentraciones urbanas medias. Situación similar se ha observado en lagos ubicados en la región "Planicie Patagónica", donde lagos considerados como poco perturbados han visto afectada la calidad de sus aguas producto de actividades de riego y acuicultura.

Como segundo ejemplo, en el caso de Nueva Zelanda se han definido 25 ecorregiones, basado principalmente en criterios geológicos, climáticos, geomorfológicos, edáficos y de cobertura de

vegetación (Harding et al., 1997). Aun dentro de una misma ecorregión es posible encontrar diferentes estados tróficos, como en la región de lagos de Bay of Plenty, donde se encuentra el lago Rotorua en una condición hipereutrófica y el lago Rotoma, distante a 20 km de este último, en condición oligotrófica. Las principales diferencias relativas a la actividad antrópica son que a orillas del lago Rotorua se localiza un centro urbano, mientras que el lago Rotoma solamente presenta vegetación nativa y actividades forestales de menor impacto.

En el caso de Chile, los lagos monomícticos templados del sur del país son generalmente oligotróficos, de gran transparencia, baja productividad y aparente resistencia a perturbaciones tales como adiciones de fósforo (Soto, 2002). Esto es apreciable en la gran mayoría de los lagos araucanos. Un caso particular lo constituye el lago Villarrica, con valores promedio de clorofila a que lo clasifican como oligotrófico, pero con algunos registros que indican un estado eutrófico en algunos monitoreos puntuales (DGA-POCH, 2009). Lo anterior está probablemente ligado a la ocurrencia de algunos eventos de *bloom* algales, que podrían ser más frecuentes en la temporada estival, cuando el lago se encuentra sometido a una mayor presión producto del aumento de población flotante.

De esta forma, la información presentada en este acápite sugiere que la agrupación de lagos en ecorregiones o zonas con ciertas características similares, si bien refleja en primera instancia las características generales de estos cuerpos de agua, no es suficiente para realizar asociaciones entre su estado trófico, sino que es necesario conocer otras características de la cuenca hidrográfica que permitan establecer las presiones antrópicas a las que está sujeto.

3.2.2 REVISIÓN DE MÉTODOS DE MONITOREO DE CUERPOS LACUSTRES MEDIANTE TELEDETECCIÓN

3.2.2.1 Conceptos Generales

Actualmente existen múltiples aspectos ambientales asociados a los sistemas acuáticos continentales, que abarcan un rango de procesos muy amplio, que pueden ir desde la contaminación difusa, incremento del nivel trófico del agua y potenciales efectos del cambio climático, entre otros. Estos fenómenos pueden ocurrir en variadas escalas de tiempo y espacio, y es un reto para quienes estudian estos sistemas acuáticos efectuar la priorización de los esfuerzos de modo de monitorear y mapear los cambios que pueden experimentar.

El uso de nuevas tecnologías y metodologías para el monitoreo de sistemas acuáticos puede ser de gran ayuda en el manejo de éstos recursos, dado que permiten recolectar información en diferentes escalas. Por ejemplo, parte de la problemática hoy se encuentra en que los sistemas de monitoreo convencionales *in situ* permiten observar en forma discreta solamente algunos cuerpos lacustres, en algunos puntos y en algunas fechas del año, quedando acotados en espacio y tiempo según los recursos disponibles.

Entre las metodologías que pueden dar respuesta a esta problemática espacial se encuentra la teledetección, que se ha posicionado como una herramienta emergente en el estudio de la calidad de agua (Chipman et al. 2009). Efectivamente, la utilización de imágenes aéreas o satelitales capaces de cubrir grandes áreas y entregar información espacialmente continua, ha permitido mejorar la interpretación de los fenómenos que ocurren en los cuerpos lacustres.

Sin embargo, varias preguntas siguen pendientes respecto a cuales con las plataformas y sensores más adecuados para las diferentes aplicaciones, como también la disponibilidad de imágenes, costos asociados y capacidad de los modelos de traducir efectivamente la información teledetectada en estimaciones de calidad de agua.

Existe un amplio número de plataformas disponibles para obtener imágenes, sin embargo su selección dependerá de varios factores, como el tamaño y número de lagos, procesos que se requieren estudiar, grado de resolución y costos, entre otros. Difícilmente la teledetección puede reemplazar completamente el monitoreo de lagos, pero sí puede complementar los programas actuales, dando la posibilidad de extender ampliamente la información y análisis (Heiskary et al. 2006).

Otra restricción importante que presentan los planes de monitoreo convencionales tiene que ver con la frecuencia de observación, que puede acotarse por ejemplo, a mediciones trimestrales, semestrales o anuales. Sin embargo, muchos fenómenos que ocurren en un cuerpo lacustre y que afectan su calidad de agua pueden tener escalas de desarrollo temporales de horas, días o semanas, procesos que no son capturados por el monitoreo (Ejemplo: *bloom* de algas).

En alguna medida, la teledetección también comparte esta problemática de temporalidad dado que la frecuencia de imágenes depende del tiempo de revisita del satélite, de la programación de un vuelo o que las condiciones de la imagen sean adecuadas (Ejemplo: sin nubosidad). Esta frecuencia puede ser del orden semanas o meses, por lo tanto puede ser necesaria la utilización de métodos complementarios de observación para aquellos casos en que se requiera hacer un seguimiento temporal más frecuente.

El aumento de frecuencia de medición con un método de monitoreo convencional puede significar un aumento desproporcionado de los costos de operación, por lo que algunas metodologías de observación con sensores y registro continuo de información con *dataloggers* han pasado a ser una herramienta de gran utilidad en el estudio de lagos.

Debido a la heterogeneidad de ecosistemas y condiciones que se encuentran en la naturaleza, es posible que un plan de monitoreo exhiba algún grado de dificultad para representar espacial y temporalmente su estado o funcionamiento. La experiencia de la investigación aplicada en este ámbito, indica que el mejor avance se ha obtenido con el uso combinado de técnicas de observación (Goetz et al. 2008). Se entiende que la utilidad de diferentes metodologías se complementan, formando aproximaciones multi-escaladas.

Los sensores más utilizados en teledetección reciben la radiación solar (teledetección pasiva) que es reflejada en la superficie terrestre, y mediante un efecto de prisma se descompone en diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético (**Figura N° 18**). Estos son registrados por sensores digitales (fotodetectores) que cuantifican la intensidad de la luz en cada longitud de onda, generando información que posteriormente permite producir una imagen digital.

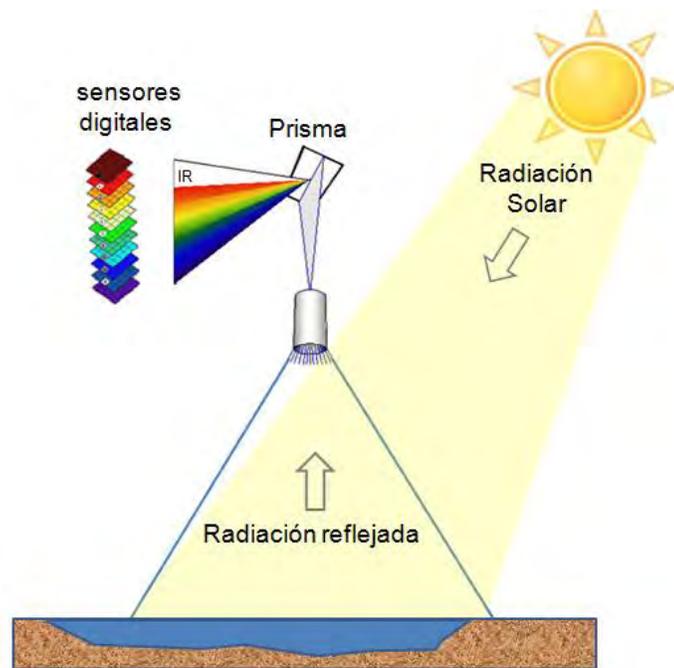


Figura N° 18. Esquema de funcionamiento de un sensor, mediante la separación y registro del espectro electromagnético en diferentes longitudes de onda.

Estos sensores pueden funcionar a bordo diversas plataformas como satélites o sistemas aerotransportados, que de acuerdo a la altura (o distancia de observación a la tierra) pueden tener diferentes áreas de cobertura de imagen. En la **Figura N° 19** se muestran algunos ejemplo de plataforma, y cuáles son los rangos de altitud aproximados en que pueden operar.

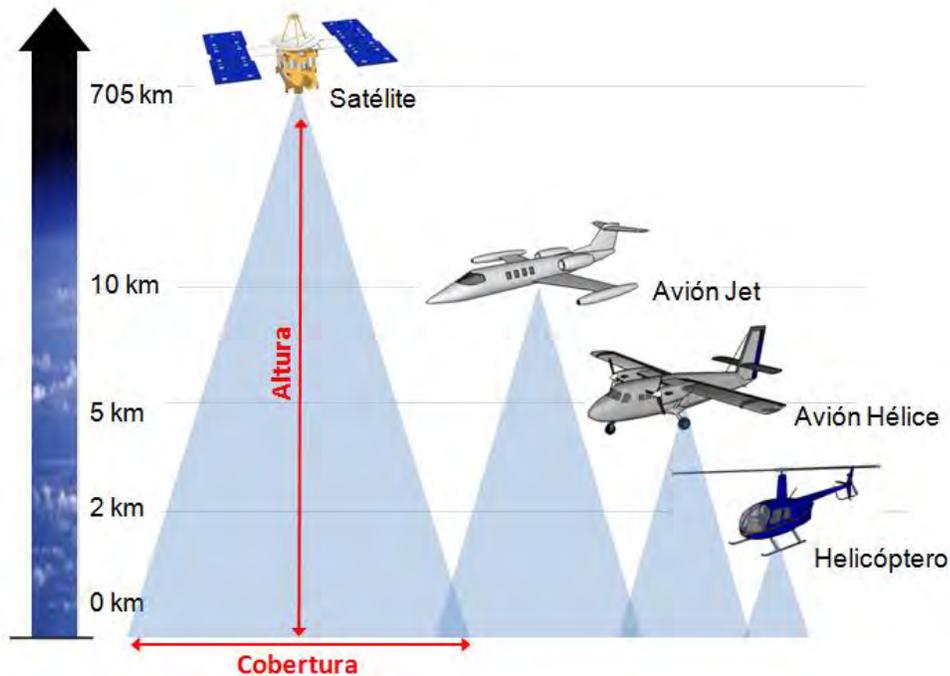


Figura N° 19 Plataformas típicas de teledetección satelital y aerotransportada.

Las principales escalas de observación que se consideran para la observación y caracterización de cuerpos lacustres mediante teledetección, son las siguientes:

- **Resolución Espacial.** Es el tamaño del píxel que es capaz de observar y registrar un sensor. La cobertura espacial de una imagen es el tamaño de abarca sobre la superficie terrestre.
- **Resolución Temporal.** Es la frecuencia de revisita que tiene un satélite o sensor sobre un lugar. Estas pueden tener un calendario regular, y en otros casos pueden ser programadas.
- **Resolución Espectral.** Es el número de bandas espectrales que un sensor es capaz de medir, y registrar como radianza reflejada. Dependiendo de la cantidad de bandas en las que puede ser dividido el espectro electromagnético se encuentran los sensores multiespectrales (Ejemplo: de 4 a 7 bandas discretas), o sensores hiperespectrales (Ejemplo: de 60 a 240 bandas continuas).
- **Resolución Radiométrica.** Es la sensibilidad radiométrica que representa el número de niveles digitales que un sensor es capaz de registrar. Debe ser considerada en la planificación, de acuerdo a las características de reflectancia de los objetos observados.

Para mayor detalle, se puede consultar el **Acápite 8** donde se presenta un glosario de términos asociados a la teledetección y explicación de los acrónimos de instrumentos y sensores utilizados en el levantamiento de imágenes

Dependiendo de las resoluciones necesarias para observar un fenómeno, se pueden encontrar diversas combinaciones de métodos de teledetección (Ej: pasiva o activa), tipos de sensor (Ej: multiespectral, hiperespectral, fotografía convencional o sensores activos), tipos de plataformas (Ej:

satelital o aéreo) y tipos de resolución espacial (Ej: fina, media o gruesa). Un resumen de los principales sistemas de teledetección que se pueden utilizar en el estudio de sistema acuáticos, se muestra en la **Tabla N° 5**

Tabla N° 5 Combinación de tipos de sensor, plataforma y resolución espacial.

	Sistema Pasivo						Sistema Activo	
Sensor	Multiespectral			Hiperespectral		Fotografía	Radar	Lidar
Plataforma	Satélite			Aéreo	Satélite	Aéreo	Satélite	Aéreo
Resolución espacial	fina	media	gruesa	fina	media	fina	gruesa	media

Fuente: Elaboración propia

Las diferentes escalas espaciales, temporales, espectrales y radiométricas pueden ser un factor limitante en la utilización de la teledetección para diferentes aplicaciones. Debido a restricciones técnicas, los sistemas de adquisición de datos deben compensar, por ejemplo, que una alta resolución espacial está asociada a una baja resolución espectral, y viceversa. También el tiempo de revisita presenta usualmente una relación inversa con la resolución y cobertura espacial. Por esta razón, es necesario encontrar una combinación de resoluciones que permita la observación más adecuada de los procesos que se estudian.

Si bien existe disponibilidad de varios tipo de sensores, que se diferencian en el tipo de plataforma (aérea o satelital) y sus tipos de resoluciones, la aplicabilidad de la teledetección sobre cuerpos lacustres requiere conocer la respuesta espectral de los elementos observados en una imagen, como el agua, sus constituyentes disueltos y particulados, bióticos y abióticos, y otros elementos que pueden afectar su reflectancia (ángulo del sol, oleaje, etc.).

3.2.2.2 Teledetección y Propiedades Espectrales de Aguas Naturales

La teledetección es la técnica de observación y registro de información, que permite adquirir la señal de radianza proveniente del sol, que sufre diversos procesos de dispersión y absorción a través de su paso por la atmósfera y los elementos que impacta, y que posteriormente viaja en dirección a un sensor capaz de registrar el nivel de energía con fotodetectores digitales.

En la **Figura N° 20** se muestra un diagrama con múltiples posibles trayectorias de la luz que llegan a un sensor, en un esquema en que la energía es aportada por el sol. Gran parte de los esfuerzos en el estudio con teledetección se enfocan en analizar la luz que emerge del agua en dirección al sensor, que es la componente que transporta información útil respecto a las propiedades del cuerpo de agua.

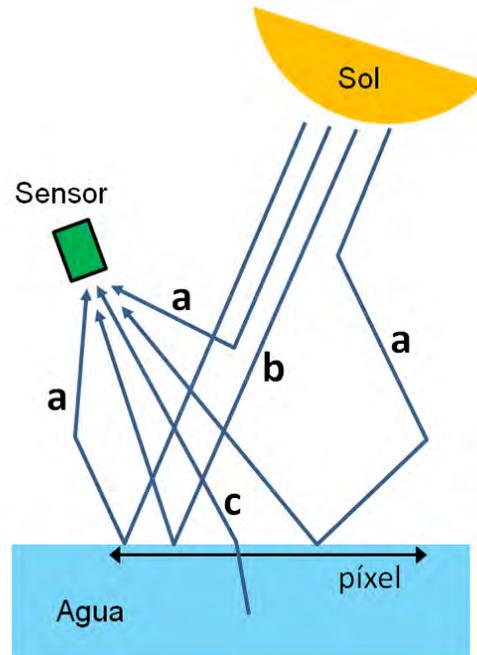


Figura N° 20 Trayectoria de la luz que llega a un sensor. a) Luz dispersada por la atmósfera. Es posible que haya múltiples combinaciones de dispersión, en que parte de la luz que llega al sensor es reflejada en la superficie del agua antes o después de ser dispersada por la atmósfera. b) Reflejo especular de la luz solar de la superficie del agua. c) Luz ascendente que emerge del agua en dirección al sensor (adaptado de IOCCG 2000).

El estudio del espectro de electromagnético puede mostrar absorciones de luz en algunas longitudes de onda específicas que dan cuenta de diferentes propiedades del agua. Respecto a la caracterización específica de cuerpos lacustres, es necesario estudiar las propiedades de absorción selectiva que tiene al agua en su estado puro y luego en agua de distintas características ópticas (Wetzel 2001). En agua pura (sin sedimentos ni colorantes), el espectro visible muestra un mínimo de absorción en torno a los 500 nm (Ver **Figura N° 21**), en tanto que hacia las bandas de menor longitud de onda $\lambda < 300$ (UV) y longitud de onda infrarrojas $\lambda > 700$ nm se presenta una intensa absorción de la energía (Kondratyev & Filatov 1999).

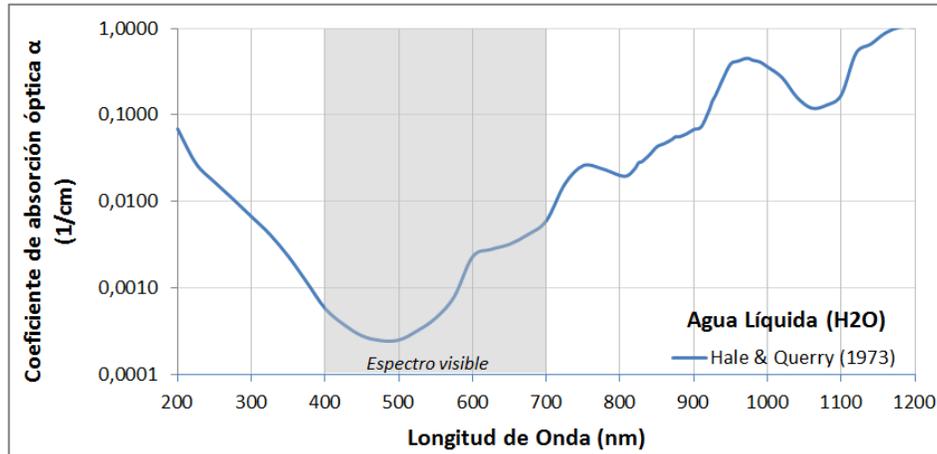


Figura N° 21 Absorción del agua pura en función de la longitud de onda (Hale & Query 1973).

Se debe considerar que los conocimientos que se puedan recopilar de la experimentación en laboratorio, permiten tener un entendimiento de la óptica que se aproxima más a la teoría, pero en sistemas naturales es esperable encontrar desviaciones debido a la complejidad de los fenómenos que ocurren.

En el medio ambiente los mecanismos de dispersión y absorción de luz pueden tener una gran variación como resultado de la diversa composición del agua. Los ecosistemas naturales pueden presentar diferentes combinaciones de partículas en suspensión (inorgánica u orgánica), materia disuelta y composición química (Carbonneau y Piégay 2012). Entre los principales elementos presentes en el agua que afectan sus propiedades ópticas se encuentran:

- **Fitoplancton.** El fitoplancton ($P=phytoplankton$) debido a su concentración de pigmentos de clorofila a (CHLa) tiene propiedades ópticas en la cual refleja fuertemente longitudes de onda del espectro verde e infrarrojo, y absorbe azul y rojo. Por ejemplo, algunos pigmentos específicos como la ficocianina (Phycocyanin, PC) son utilizados para discriminar la presencia de cianobacterias.
- **Material suspendido.** La concentración, tamaño, forma e índice de refracción del material suspendido ($S=suspended\ material$) aumenta la turbidez e incrementa la cantidad de energía retrodispersada en cuerpos de agua. Puede ser denominado como sólidos suspendidos (SS).
- **Sustancias amarillas.** Son sustancias orgánicas, disueltas y de color. Se conocen como sustancias amarillas ($Y=yellow\ substances$) o materias orgánicas disueltas coloreadas (CDOM, de sus siglas en inglés). Dentro de este componente se suelen incluir detritos particulados, que tienen características ópticas similares a las sustancias amarillas, en que absorben fuertemente las longitudes de onda ultravioleta y azul.

Desde la perspectiva de la teledetección, y dependiendo de las concentraciones de los constituyentes ópticamente activos, científicos han dividido las aguas en dos tipos : los tipos de agua Caso-I y Caso-II (Morel & Prieur 1977).

Aguas Caso-I son aquellas dominadas por fitoplancton (por ejemplo, los océanos abiertos). Aguas de Caso-II contienen no sólo fitoplancton, sino que también sedimentos en suspensión, materia

orgánica disuelta y sustancias antropogénicas, como ocurre normalmente en aguas costeras y continentales (Bukata 2005; Bhatti et al. 2010).

La teledetección en caso aguas Caso-I, ha sido ampliamente estudiada en aplicaciones oceanográficas. Sin embargo el caso de aguas Caso-II presenta mayores complicaciones. Muchos científicos han señalado que esto se debe a las complejas interacciones de las principales sustancias ópticamente activas en las aguas de tipo-II: el agua, el fitoplancton (clorofila a, CHLa), sedimentos en suspensión, materia orgánica disuelta coloreada (CDOM), conocida también como sustancias amarillas.

En la **Figura N° 22**, se muestra un diagrama de representación de aguas Caso-I y Caso-II, en que se muestran los aportes relativos de absorción de los tres principales constituyentes ópticamente activos (fitoplancton, material suspendido y sustancias amarillas).

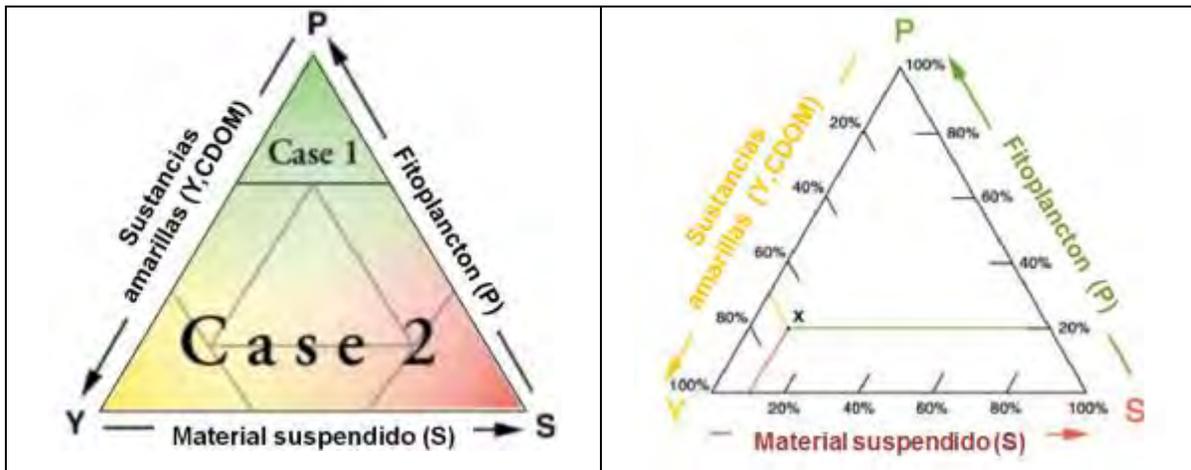


Figura N° 22 Izquierda: Diagrama de representación de aguas Caso-I y Caso-II. Las esquinas representan aportes relativos a la absorción de Fitoplancton (P=*phytoplankton*), Sustancias amarillas (Y=*yellow substances*; Materia orgánica disuelta coloreada CDOM), y Material suspendido (S=*suspended material*). (IOCCG 2000). **Derecha:** Figura muestra un ejemplo de una muestra "x" de agua de Caso-II, en que los aportes porcentuales de su absorción son 70% de sustancias amarillas, 20% de fitoplancton y 10% de material suspendido.

Dependiendo de la combinación de cada uno de estos componentes, el agua puede exhibir diferencias en sus firmas espectrales. En la **Figura N° 23** se muestra un grupo de firmas de reflectancia del agua medida en diversas localidades de aguas costeras, estuarinas y continentales (Richardson & LeDrew 2006). Estos representan un amplio rango de constituyentes ópticamente activos en aguas naturales, con mezclas de clorofila (CHLa), seston (sólidos suspendidos) y absorción de materia orgánica disuelta (CDOM). Se observa una gran heterogeneidad de respuestas espectrales, según sus diversas composiciones disueltas y particuladas, se encuentran sistemas con aguas oligotróficas hasta hipereutróficas, transparentes y turbias, y con diversos grados de materia orgánica disuelta.

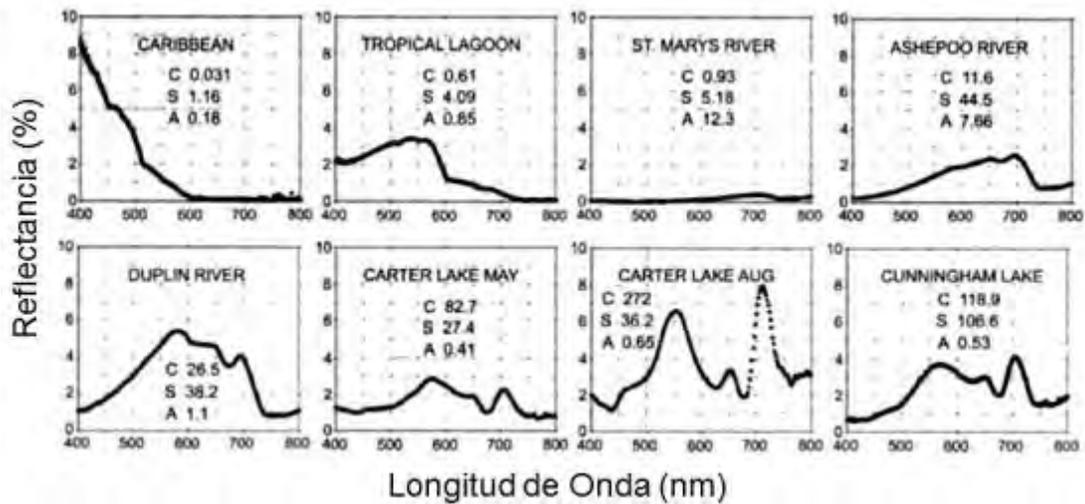


Figura N° 23 Firmas de reflectancia del agua medida en diversas localidades de aguas costeras, estuarinas y continentales, que representa un amplio rango de constituyentes ópticamente activos medidos en campo. C=clorofila a (ug/l); S=seston (plancton + tripton) (mg/l) ; A=absorción de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) a 440 nm (Richardson & LeDrew 2006).

Debido a la complejidad de las aguas naturales, diversos científicos han realizado estudios específicos de las características ópticas del agua en condiciones experimentales controladas, de modo de poder evaluar cuantitativamente los cambios que tienen las firmas espectrales ante la variación en composición de los constituyentes del agua (Han 1997; Bhatti et al. 2008; Gin et al. 2003; Rundquist et al. 1996; Blanco et al. 2012; Han & Rundquist 2003; Murat & Ceylan 2005; Hunter et al. 2008; Gitelson 1992).

Los casos más estudiados, se relacionan con análisis de los cambios de respuesta espectral visible e infrarroja cercana, que mediante la implementación de un tanque experimental se miden un rango amplio de calidades de agua, desde agua clara a concentraciones altas de sólidos suspendidos (SS), clorofila a (CHLa) o una combinación de ambas.

En la **Figura N° 24** se muestra una relación obtenida entre una concentración de sedimentos suspendidos y la reflectancia (Han 1997). Si bien, se puede determinar una relación empírica entre la concentración y alguna longitud de onda específica, los fenómenos exhiben comportamientos sinérgicos de carácter no lineal, que dificulta la extrapolación de resultados cuantitativos.

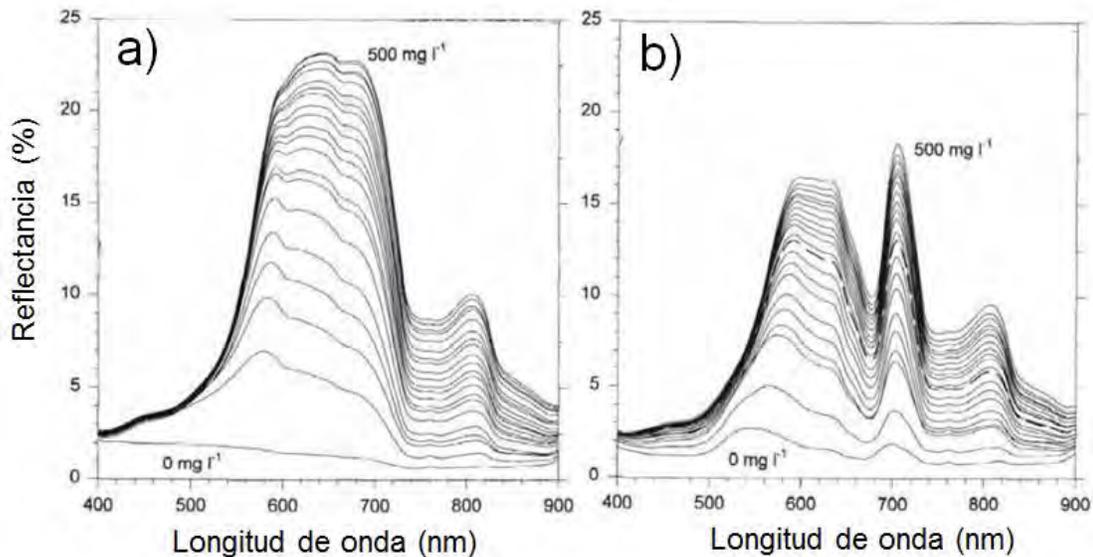


Figura N° 24 Relación de concentración de sedimentos suspendidos (rango de 0 a 500 mg/l) y reflectancia entre 400 a 900 nm, para: a) agua clara, y b) agua con microalgas (clorofila a 302 $\mu\text{g/l}$) (Han 1997).

Otro aspecto relevante en la percepción remota de cuerpos acuáticos es que aparte de los constituyentes del agua influyen en la respuesta espectral, existen otras variables que pueden afectar sensiblemente la teledetección de las características ópticas del agua (Moore 1980). Tanto la atmósfera, la superficie, el fondo del cuerpo de agua, y las condiciones de iluminación en el instante de la adquisición de la imagen, pueden contribuir en la absorción o reflectancia de ciertas longitudes de onda específicas. Entre los elementos más importantes a considerar se encuentran:

- **Fondo del cuerpo de agua.** Dependiendo si el agua es suficientemente somera y clara, la reflectancia del fondo del cuerpo de agua puede contribuir en la señal espectral observada. El fondo por ejemplo puede ser rocoso, arenoso, cubierto parcial o totalmente por una variedad de organismos bénticos como algas y/o moluscos. De esta forma las características del sustrato afectarán el color del agua, sumándose a los constituyentes del agua previamente señalados (CHLa, SS, CDOM, etc.). Cuando el fondo influye en la reflectancia teledetectada se considera un cuerpo de agua "ópticamente somero", y cuando la energía es atenuada antes de llegar al fondo se considera un cuerpo de agua "ópticamente profundo".
- **Rugosidad de la superficie del agua.** La rugosidad de la superficie del agua (oleaje) puede producir mayor o menor reflejo especular que una superficie lisa.
- **Aerosoles atmosféricos y composición molecular del aire.** Estos constituyentes determinan la cantidad de energía solar que es absorbida y dispersada por la atmósfera. Hay energía que es recibida por el sensor (satelital o aerotransportado), que es retrodispersada (hacia el sensor) antes de que alcance la superficie del agua.
- **Contenido de vapor de agua de la atmósfera.** El vapor de agua afecta la absorción de energía en los rangos infrarrojo cercano e infrarrojo termal. Un caso extremo es la presencia de nubosidad que invalida la información de interés.
- **Ángulo de elevación del sol.** Con ángulos menores de elevación del sol, una mayor cantidad de energía solar es reflejada especularmente. También, con ángulos menores la



trayectoria de la energía solar a través de la atmósfera es mayor, lo que hace que mayor energía sea absorbida y dispersada.

- **Brillo especular.** Dependiendo de la combinación de ángulos del sol, superficie del agua y ángulo de elevación del sensor, se puede producir un ángulo agudo en que la energía solar se refleja especularmente al lente del sensor, generando un brillo que satura la medición de los fotodetectores (receptores digitales).
- **Día del año.** La tierra puede recibir un 7% más de energía del sol en enero que en julio, debido a su órbita elíptica.

Dado que el estudio de firmas espectrales obtenidas por medio de la teledetección, pueden verse afectadas por una serie de variables controladas y no controladas, se debe considerar la aplicación de métodos de planificación y análisis que efectúen un tratamiento adecuado de los datos, en lo que se refiere a corrección atmosférica y condiciones de iluminación que eviten el brillo especular, entre otros.

3.2.2.3 Aplicación de la Teledetección en el Estudio de Cuerpos de Agua

En este acápite se efectúa una recopilación aplicaciones donde se utiliza la detección en cuerpos de agua como forma de estudiar parámetros de calidad de agua.

De acuerdo a lo revisado, se pudo notar que son reducidas las instituciones públicas que tienen implementados en forma rutinaria estudios de teledetección. Los casos más permanentes son las aplicaciones desarrolladas por estados de Minnesota, Wisconsin y Nebraska, en Estados Unidos.

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) de Estados Unidos y los diferentes estados, responsables de la estimación de la calidad de agua en lagos, hace años señalaron que la cobertura porcentual de los lagos estudiados en años recientes no había incrementado, y que incluso pudo haber disminuido. Se indicó que los recursos (federales, estatales y locales) eran insuficiente para evaluar los lagos en forma oportuna usando métodos convencionales (Chipman et al. 2009). Entre las medidas a implementar para asegurar la evaluación de lagos a nivel de país, se propone que la teledetección puede servir como herramienta para complementar el actual monitoreo convencional (in-situ), y que tiene el potencial de permitir el estudio costo-efectivo de todos los lagos.

En forma complementaria a los esfuerzos de las instituciones públicas y privadas que están involucradas con el estudio y manejo de cuerpos lacustres, existe un aporte significativo desde el lado de la ciencia básica e investigación aplicada que ha desarrollado nuevas aplicaciones y ha puesto a prueba metodologías de teledetección en calidad de agua.

De la revisión bibliográfica de aplicaciones de teledetección a nivel mundial realizada, se recopilaron 80 publicaciones, que fueron agrupadas en 61 publicaciones según la colaboración de los de los autores y afinidad de las metodologías.

En cada una de éstas se señala las principales variables teledetectadas, relacionadas con calidad de agua y estado trófico: 1) Clorofila *a* (CHLa), como variable de pigmentación de microalgas en general.; 2) Sólidos Suspendidos (SS), como variable representativa de material suspendido, sedimento suspendido, tripton y otras denominaciones de material particulado inorgánico en suspensión; 3) Materia Orgánica Disuelta (CDOM), como variable representativa de sustancias

amarillas y carbono orgánico disuelto; 4) Ficocianina (PC) como variable de pigmentación de cianobacterias.

De acuerdo a la revisión se encontraron diferentes métodos de teledetección, los cuales fueron agrupados en 7 clases según se detalla en la **Tabla N° 6**. Esta agrupación se debe principalmente al tipo de plataforma, resolución espectral y resolución espacial.

Tabla N° 6 Métodos de teledetección utilizados en aplicaciones en Calidad de Agua de cuerpos de agua continentales.

Método de Teledetección	Resolución espacial	Tipos de Sensores
Proximal in-situ con Espectrorradiómetro	In situ (0,1 m – 0,5 m)	ASD, OCEAN OPTICS
Aerotransportado Hiperespectral alta resolución	0,5 – 3 m	AISA, CASI, HYMAP, GER-EPS-A
Satelital Hiperespectral de mediana resolución	10 - 100 m	HYPERION, CHRIS/PROBA, HICO, HJ1A/HSI, AVIRIS*
Aerotransportado Multiespectral de alta resolución	0,5 – 3 m	AADS-ATM, MIVIS
Satelital Multiespectral de alta resolución	0,6 – 4 m	IKONOS, QUICKBIRD, WORLDVIEW
Satelital Multiespectral de moderada resolución	10 - 100 m	LANDSAT, SPOT, ALI, ALOS, IRS-1C
Satelital Multiespectral de escala regional	250 – 1000 m	MODIS, MERIS, SEAWIFS, OCEANSAT-1, SENTINEL3-OLCI

*AVIRIS por volar 20km, al límite de la tropósfera se consideró dentro de las plataformas satelitales.

En la siguiente **Tabla N° 7**, se resumen las variables teledetectadas y los métodos utilizados, para todos las publicaciones recopiladas que dan cuenta de la aplicación de esta herramienta a nivel mundial.

Tabla N° 7 Recopilación de aplicaciones de teledetección a nivel mundial.

		Variables Teledetectadas					Método de Teledetección							
							Hiperespectral			Multiespectral				
							Resolución espacial							
							Muy alta	Alta	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Regional	
Lugar	Referencia / Autor	Clorofila a (CHLa)	Sólidos Suspendidos (SS)	Transparencia / D. Secchi (SECCHI)	Materia Orgánica Disuelta (CDOM)	Ficocianina / Cianobacterias (PC)	Proximal	Aerotransportado	Satelital	Aerotransportado	Satelital	Satelital	Satelital	
Lagos de Rotorua, Nueva Zelanda	(Allan et al. 2007)	•		•									•	
Florida, EEUU	(Bhatti et al. 2010)	•	•	•				•					•	
Lago Malawi (Malawi, Mozambique y Tanzania)	(Chavula et al. 2009)	•												•
Frisian Lakes, Holanda	(Dekker et al. 2001)		•										•	
Lagos Erken y Malaren, Suecia	(Flink et al. 2001); (Ostlund et al. 2001)	•						•					•	•
Lago de Garda, Italia	(Giardino et al. 2007)	•	•							•				
Norte de Italia	(Giardino et al. 2001); (Brivio et al. 2001)	•		•									•	
Estuario Chesapeake Bay, EEUU	(Gitelson et al. 2007)	•					•							•
Grandes Lagos EEUU y Canadá	(Gons et al. 2008)	•												•
Lagos en Finlandia	(Härmä et al. 2001)	•	•	•				•					•	•
Lagos en Finlandia	(Kallio et al. 2001); (Kallio et al. 2003); (Koponen et al. 2002)	•	•	•	•			•						•
Grandes Lagos EEUU y Canadá	(Leshkevich et al. 2012)	•	•		•									•
Lagos en Alemania y Polonia	(Mannheim et al. 2004)	•							•					

		Variables Teledetectadas					Método de Teledetección						
							Hiperespectral			Multiespectral			
							Resolución espacial						
							Muy alta	Alta	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Regional
Lugar	Referencia / Autor	Clorofila a (CHLa)	Sólidos Suspendidos (SS)	Transparencia / D. Secchi (SECCHI)	Materia Orgánica Disuelta (CDOM)	Ficocianina / Cianobacterias (PC)	Proximal	Aerotransportado	Satelital	Aerotransportado	Satelital	Satelital	Satelital
Lagos de Fremont, EEUU	(Moses et al. 2012); (Gitelson et al. 2009); (Gurlin et al. 2011)	•						•					•
Lagos región de Minnesota, EEUU	(Olmanson et al. 2008)			•									•
Lago Kasumigaura, Japón	(Oyama et al. 2009)	•											•
Lagos boreales de Alberta, Canadá	(Sass et al. 2007)	•		•									•
Embalses de Indianapolis, EEUU	(Sengpiel 2007)	•				•		•					
Lagos de Mecklenburg, Alemania	(Thiemann & Kaufmann 2000); (Thiemann & Kaufmann 2002)	•		•				•					•
Lagos de Holanda	(Vos et al. 2003)	•	•					•					•
Lago Loch Leven, Escocia	(Hedger et al. 2002)	•							•				
Estuario Gironde, Francia	(Doxaran et al. 2002)		•										•
Lago Erie, EEUU-Canadá	(Vincent et al. 2002)	•		•		•							•
Lagos de Finlandia y Suecia	(Kutser et al. 2005)				•								•
Lagos de Nebraska	(Dall'Olmo et al. 2005)	•											•
Lago Michigan, EEUU	(Pozdnyakov et al. 2005)	•	•		•								•
Lagos de España y Holanda	(Simis et al. 2007; Ruiz-	•				•							•



		Variables Teledetectadas					Método de Teledetección						
							Hiperespectral			Multiespectral			
							Resolución espacial						
							Muy alta	Alta	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Regional
Lugar	Referencia / Autor	Clorofila a (CHLa)	Sólidos Suspendidos (SS)	Transparencia / D. Secchi (SECCHI)	Materia Orgánica Disuelta (CDOM)	Ficocianina / Cianobacterias (PC)	Proximal	Aerotransportado	Satelital	Aerotransportado	Satelital	Satelital	Satelital
	<i>Verdú et al. 2008</i>												
Lagos de Nebraska, Iowa, Minnesota y Maryland	<i>(Gitelson et al. 2008)</i>	•					•						•
Lagos Taihu, Chaohu y embalse Three Gorges, China	<i>(Le et al. 2009; Le et al. 2011)</i>	•					•						
Lago Taihu, China	<i>(Wang et al. 2008 y 2011)</i>	•											•
Lagos perialpinos, Italia, Suiza, Alemania y Austria	<i>(Odermatt et al. 2010)</i>	•											•
Lago Tanganyika, Africa	<i>(Bergamino et al. 2010; Horion et al. 2010)</i>	•											•
Estuario de Venecia, Italia	<i>(Santini et al. 2010)</i>	•	•		•				•	•			
Lago Zeekoevlei, embalses Hartbeespoort, y Loskop, Sudáfrica	<i>(Matthews et al. 2010; Matthews et al. 2012)</i>	•	•	•	•								•
Lagos de Escocia e Inglaterra	<i>(Hunter et al. 2010)</i>	•			•			•					
Lago Dianchi, China y lago Kasumigaura, Japón	<i>(Yang et al. 2011)</i>	•	•		•								•
Embalse Burdekin Falls, Australia	<i>(Campbell et al. 2011)</i>	•	•	•									•
Lac des Allemands, Louisiana, EEUU	<i>(Dash et al. 2011)</i>												
Lagos de Maine	<i>(McCullough et al. 2012a y</i>			•									•

		Variables Teledetectadas					Método de Teledetección							
							Hiperespectral			Multiespectral				
							Resolución espacial							
							Muy alta	Alta	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Regional	
Lugar	Referencia / Autor	Clorofila a (CHLa)	Sólidos Suspendidos (SS)	Transparencia / D. Secchi (SECCHI)	Materia Orgánica Disuelta (CDOM)	Ficocianina / Cianobacterias (PC)	Proximal	Aerotransportado	Satelital	Aerotransportado	Satelital	Satelital	Satelital	Satelital
	2012)													
Lagos Taihu, Gehu y Dongjiu, China	(Duan et al. 2012)	•				•								•
Lago Greinfensee, Suiza	(Odermatt et al. 2012)	•												•
Piscinas de acuicultura en Mississippi, EEUU	(Mishra et al. 2013)	•				•	•							
Lake Taihu, Chaohu, Dianchi, y embalse Three Gorges, China	(Sun et al. 2013)		•							•				
Embalses Geist, Morse, Indiana EEUU	(Li et al. 2013)	•						•						
Lagos de Australia, China y EEUU	(Song et al. 2013)	•					•		•					•
Mar de Azov, Rusia	(Gitelson et al. 2011)	•								•				
Estuario Carolina del Norte, EEUU	(Lunetta et al. 2009; Karaska et al. 2004)	•	•	•	•					•				
Lagos de Minnesota, EEUU	(Sawaya et al. 2003)			•							•			
Lago, Okeechobee, EEUU	(Chang et al. 200; Makkeasorn et al. 2008; Daranpob et al. 2009)	•		•										•
Lago Idro, Italia	(Bresciani et al. 2009)	•												•
Lago Taihu	(Wei & Chen 2008; Lu et al. 2008; Liu et al.	•											•	•

		Variables Teledetectadas					Método de Teledetección						
							Hiperespectral			Multiespectral			
							Resolución espacial						
							Muy alta	Alta	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Regional
Lugar	Referencia / Autor	Clorofila a (CHLa)	Sólidos Suspendidos (SS)	Transparencia / D. Secchi (SECCHI)	Materia Orgánica Disuelta (CDOM)	Ficocianina / Cianobacterias (PC)	Proximal	Aerotransportado	Satelital	Aerotransportado	Satelital	Satelital	Satelital
	<i>2008; Wu & Cheng 2008; Zhang et al. 2009)</i>												
New Hampshire, Massachusetts, Connecticut y Rhode Island, EEUU	<i>(Keith et al. 2012)</i>	•						•					
Lago Kitaka, Japón	<i>(Aoyama 2010)</i>	•										•	
Lago Qarun, Egipto	<i>(Bitelli & Mandanici 2010)</i>	•							•			•	
Embalse Asprokremmos, Chipre	<i>(Papoutsas et al. 2010)</i>			•								•	
Lago Taihu, China	<i>(Bao & Tian 2011)</i>	•							•				•
Estuario Kelantan, Malasia	<i>(Syahreza et al. 2012)</i>			•								•	
Lagos Sri Lanka y Japón	<i>(Dahanayaka et al. 2012)</i>	•										•	
Lago Volta, Africa	<i>(Beiermann 2011)</i>	•							•				
Lago Burley Griffin, Australia	<i>(Dekker et al. 2011)</i>	•									•		
Marina reservoir, Singapore	<i>(Liew et al. 2011)</i>		•		•						•		

Cabe señalar que a nivel nacional, existe escasa información de aplicaciones sobre cuerpos lacustres, siendo encontrado principalmente lo realizado en el Embalse Rapel por Lavanderos et al. (1990) en que se correlacionaron imágenes LANDSAT con sólidos suspendidos, clorofila y disco Secchi, y lo realizado por CEA (2011) en que se utilizó una imagen hiperespectral aerotransportada AISA calibrada con datos de campo de clorofila y sólidos suspendidos.

De acuerdo a las aplicaciones recopiladas a nivel mundial, se puede observar que el parámetro más analizado es la clorofila a (CHLa), luego la transparencia (SECCHI) y sólidos suspendidos (SS), y en menores casos la materia orgánica disuelta (CDOM) y el pigmento asociado a ficocianina (PC), según se muestra en la **Figura N° 25**.

En el caso de los métodos usados en teledetección (**Figura N° 26**), las imágenes obtenidas mediante plataforma satelitales de resolución moderada y de escala regional son las más utilizadas. Luego los métodos de imágenes hiperespectrales, y finalmente los estudios con adquisición de datos con espectrorradiómetro (proximal) y las imágenes multiespectrales de alta resolución espacial.

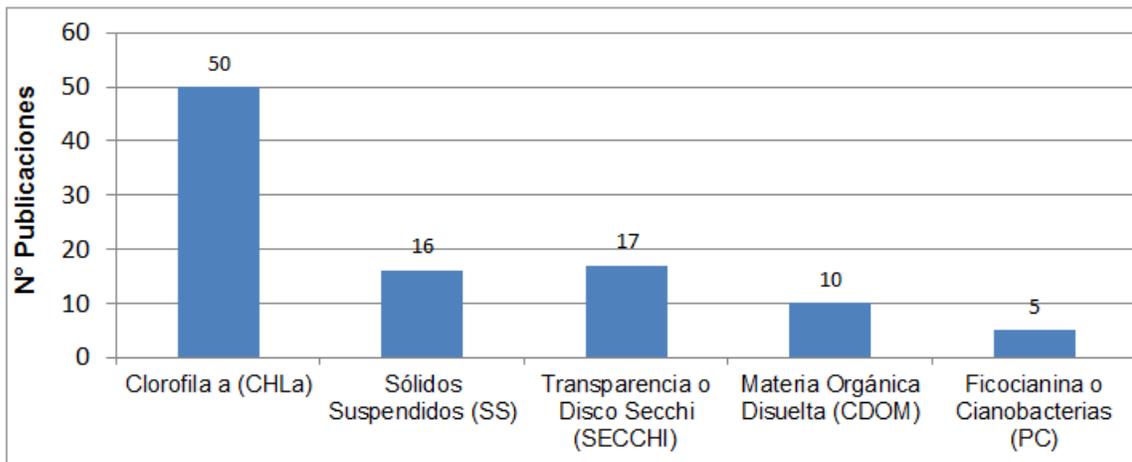


Figura N° 25 Resumen de número de aplicaciones de teledetección en calidad de agua, según variable teledetectada.

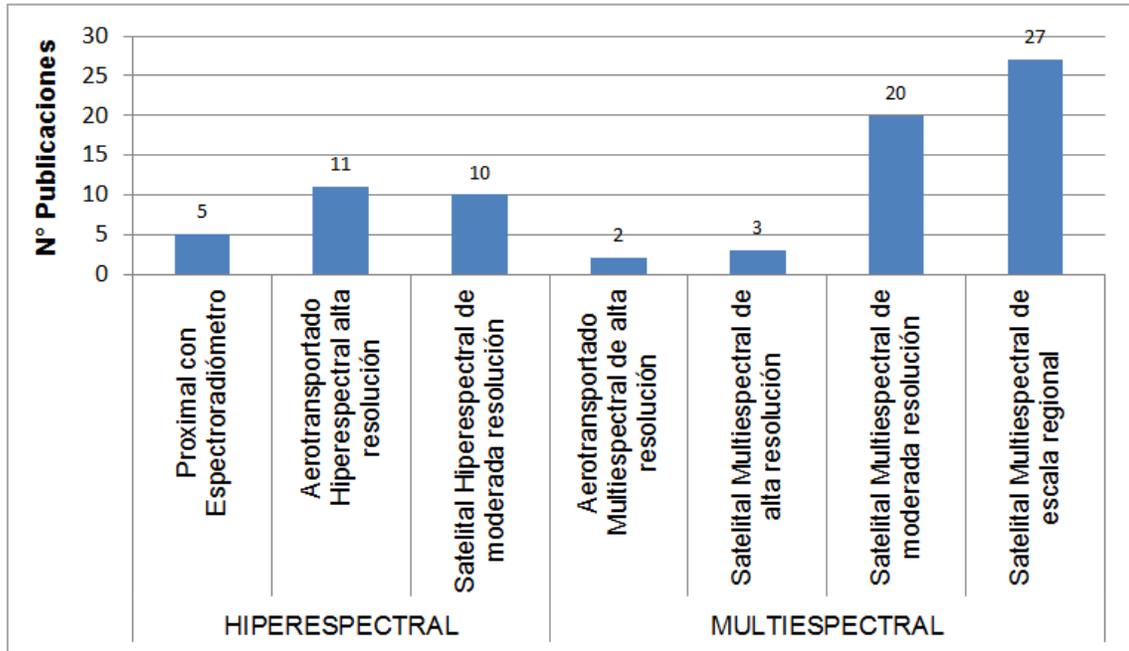


Figura N° 26 Resumen de número de aplicaciones de teledetección en calidad de agua, según método de adquisición de información.

3.2.3 UTILIZACIÓN DE SENSORES Y PLATAFORMAS PARA MONITOREO IN-SITU DE LAGOS

En este acápite se presenta una revisión de los principales sensores y plataformas utilizadas en el monitoreo de cuerpos acuáticos, con el fin de contar con información actualizada para evaluar el potencial uso de instrumentación en lagos de Chile.

La necesidad de contar con información detallada del estado y funcionamiento de cuerpos de agua en conjunto con el avance tecnológico de los instrumentos científicos, ha permitido que grupos de investigadores implementar equipamiento permanente para el monitoreo de lagos in-situ, mediante el uso de sensores, *dataloggers* y diversas plataformas de medición, en numerosos diversos del mundo.

En el estudio de cuerpos acuáticos, quienes comenzaron a utilizar boyas limnológicas ahora son capaces de estudiar cambios importantes de los procesos físicos y biológicos que puede experimentar una lago, tanto en una escala temporal de minutos hasta meses. Así las preguntas han evolucionado desde procesos estacionales, a semanales, y finalmente a escala horaria o de minutos (Porter et al. 2005).

La utilización de sensores, en combinación de una plataforma adecuada, ha apoyado el entendimiento de la interacción entre los factores forzantes ambientales (viento, radiación, precipitaciones) con los cambios que puede experimentar un cuerpo de agua como respuesta a estos factores. Son múltiples los procesos que se pueden observar mediante sensores, como registrar cambios en la estructura de temperatura y densidad, dinámica de la producción primaria, consumo de oxígeno en hipolimnion, ondas internas y movimiento de masas de agua, etc.

En la **Figura N° 27** se muestra la implementación de boyas con sensores en diversos países, que se agrupan en una red de observación global de lagos (GLEON 2013).



Figura N° 27 Boyas instrumentadas que han sido implementadas en lagos de Estados Unidos, Nueva Zelanda, Suecia, Finlandia, China y Taiwan (GLEON 2013).

3.2.3.1 Sensores para monitoreo de lagos

Un sensor es un dispositivo que responde a un cierto parámetro produciendo una señal que puede ser interpretada por un observador o un equipo electrónico. En el contexto de monitoreo de cuerpos acuáticos, estos sensores son utilizados para medir variables ambientales que permiten apoyar el análisis de parámetros de calidad de agua con importancia a limnológica. Los sensores son categorizados usualmente dependiendo del parámetro que miden, como por ejemplo, parámetros físicos, químicos, biológicos del agua, como también condiciones meteorológicas del entorno (Lake Scientist 2013).

Si bien, los sensores se pueden poner en categorías, usualmente estos se combinan en dispositivos de múltiples sensores, o bien, equipos multi-paramétricos. Usando sensores de diferentes parámetros en forma combinada, es posible desarrollar un entendimiento más completo del estado de los lagos y cómo funcionan.

En la siguiente **Tabla N° 8** se detallan los principales sensores utilizados en el monitoreo de lagos, agrupados según tipo de parámetro. En el **Anexo 3** se presentan fichas de detalle de cada metodología.

Tabla N° 8 Tipos de Sensores para monitoreo de lagos y metodologías de medición.

Tipos de Sensores	Parámetros	Metodologías
Parámetros Físicos	Temperatura	Tecnologías de termopar (termocupla), resistencias o semiconductores.
	Materia orgánica disuelta CDOM	Fluorómetro.
	Turbidez	Transmisómetro y Nefelómetro.
	Transparencia	Dos sensores de luz a diferentes profundidades y Disco Secchi.
	Profundidad / Presión	Transductores de presión.
Parámetros Químicos	pH	Electrodos selectivos de iones.
	Conductividad / Salinidad	Electrodos selectivos de iones.
	Oxígeno Disuelto / Dióxido de Carbono	Sensores de electrodos con membrana, sensores ópticos con membrana fluorescente.
	Nutrientes (parámetros más utilizados NH ₄ , NO ₂ , NO ₃ , PO ₄ , CL)	Electrodos selectivos de iones, espectrometría y fluorometría, mediante absorciones específicas UV e IR
Parámetros Biológicos	Clorofila	Sensores de fluorescencia
	Algas verde-azules/ Cianobacterias (Ficocianina/Ficoeritrina)	Sensores de fluorescencia
	Peces	Mediante SONAR, radio telemetría.
Parámetros Meteorológicos	Velocidad y dirección del viento	Anemómetros: molinete, sónicos.
	Humedad Relativa	Sensores que usan materiales que cambian su resistencia o capacidad eléctrica, dependiendo de la concentración relativa de la humedad en el aire. (higrómetro eléctrico*)
	Precipitación	Pluviómetros, pluviógrafos, sensores de radar y sensores de presión.
	Radiación solar	Fotodetectores de intensidad de luz

Respecto a los parámetros que resultan de mayor interés para estimar la condición trófica de un lago, como son los nutrientes y la clorofila, se recopiló información específica de los principales sensores comercialmente disponibles. En la **Tabla N° 9** se detallan sensores de nutrientes y clorofila. En el **Anexo 4** se detallan fichas con los sensores de nutrientes y clorofila.

Tabla N° 9 Sensores de Nutrientes y Clorofila para mediciones in-situ en cuerpos de agua.

Tipo de parámetro	Método	Modelo / Marcas (parámetros específicos)
Nutrientes	Electrodos selectivos de iones	<ul style="list-style-type: none">• Troll 9500 ISE Sensors INSITU (NH₄, NO₃, CL)• Nutrient Ises YSI (NH₄, NO₃, CL)• ISE Sensors HACH (NH₄, NO₃, CL)
	Espectrometría y fluorimetría, mediante absorciones específicas UV e IR	<ul style="list-style-type: none">• Subchempak Analyzer SUBCHEM (NO₂, NO₃, PO₄)• Ecolab 2 ENVIROTECH (NH₄, NO₃, CL, SIO₄)• Cycle phosphate sensor WETLABS (PO₄)• Props-UV TRIOS (NO₂, NO₃)• Submersible UV Nitrate SATLANTIC (NO₃)• Isus V3 SATLANTIC (NO₃)• Nitratax plus sc sensor HACH (NO₃)• WIZ SYSTEAM (NH₃, NO₂, NO₃, PO₄)
Clorofila a (y pigmentos como ficocianina)	Sensores de fluorescencia	<ul style="list-style-type: none">• Unilux CHELSEA• Cyclops 7 TURNER• EcoFL WETLABS• Fluorometer SEAPOINT• microFlu-chi TRIOS• Chlorophyll Sensor (6-Series) YSI

A continuación se señalan algunas consideraciones que se debe tener en cuenta respecto al uso de sensores.

Al utilizar sensores, los aspectos iniciales que se analizan son su disponibilidad, costos asociados, requerimientos de energía y la idoneidad para ser situado en campo considerando todas las dificultades que significa su instalación, desde el *fouling* hasta el robo.

Debido a la complejidad de las mediciones químicas y biológicas, la mayor parte del muestreo convencional se realiza en laboratorio siguiendo estrictos protocolos normalizados, por lo que usualmente esta aproximación puede tomar bastante tiempo. En general, los sensores químicos y biológicos, utilizan sensores que utilizan métodos alternativos (ópticos, o intercambio de iones, etc.) que entregan una respuesta muy rápida del parámetro, pero de forma más o menos aproximada, dependiendo de la adecuada calibración con datos de laboratorio. Este tipo de medición in-situ queda sujeto a múltiples sustancias en el agua (disueltas y particuladas) y condiciones que no se pueden controlar en el campo, por lo tanto los valores pueden verse afectados por desviaciones importantes. Es pertinente considerar las mediciones realizadas por estos sensores como valores semi-cuantitativos.

3.2.3.2 Telemetría de datos

De acuerdo a lo revisado, los sensores pueden facilitar la adquisición de información de diversos parámetros en intervalos frecuentes de tiempo, y también sobre áreas extensas, apoyando el entendimiento de los procesos en el medio ambiente.

Actualmente la telemetría de datos permite implementar sensores en tiempo real, otorgando la posibilidad a los investigadores de reaccionar de forma rápida antes determinados eventos.

En una etapa de diseño de implementación de sensores en campo, se sugiere seguir algunas directrices para identificar la necesidad del uso de telemetría (Porter et al. 2005), según las siguientes preguntas:

- **¿Se requiere información de una amplia cobertura?** Una red de sensores puede reducir drásticamente los costos de logística asociados a la visita de una gran número de lugares, y hace que el monitoreo extensivo sea posible, que de otra forma sería prohibitivo.
- **¿Se requiere que la información sea recolectada con alta frecuencia?** Por un lado la revisita a los lugares de monitoreo para recolectar información, requieren usualmente de un costo de logística importante. Por otro lado, la información que es transmitida se puede almacenar en lugares externos, lo que significa que se puede evitar que el almacenamiento en dataloggers se llene, debido al volumen de datos recolectados a alta frecuencia.
- **¿Se requiere información en tiempo-real o casi-tiempo-real?** Dependiendo de algunos objetivos experimentales y de manejo, se puede necesitar un rápido acceso a la información. Puede ser importante para detectar fallas en los sensores, y dar prioridad a su ajuste, para evitar pérdida de datos. En algunas condiciones puede ser importante para saber si hay condiciones de mal tiempo, o inundaciones. Podría ser usado como un sistema de alerta en casos como la ocurrencia de *blooms* de algas.

Una vez establecida la necesidad y beneficios que puede tener la implementación de telemetría de datos, existen variadas formas de transmitir los datos según las condiciones del lugar de medición, la distancia al usuario final, distancia a las redes de comunicación más cercanas, cantidad de datos a transmitir, etc. Entre las principales tecnologías se encuentran las transmisiones vía radio, celular, satelital, wifi, entre otras.

3.2.3.3 Plataformas para monitoreo de lagos

Diferentes plataformas permiten obtener información en distintas escalas espaciales, y en diferentes direcciones (horizontal, vertical), y se deben diseñar de acuerdo a la estructura y temporalidad del fenómeno a observar. Por ejemplo, si un cuerpo de agua presenta una marcada estratificación, será preferible aumentar el detalle de la resolución espacial en un perfil vertical, pero si la información se utiliza para el apoyo de teledetección, puede ser más relevante aumentar los esfuerzos de monitoreo horizontal enfocado en la zona fótica.

A continuación, se describen tipos generales de plataformas disponibles que se utilizan para la adquisición de datos en cuerpos de agua (Twardowski et al. 2005; ACT 2013):

- **Botes / Embarcaciones** Es uno de los métodos más comunes utilizados, en que se realiza la medición o perfil desde un bote detenido. Los sensores son protegidos por alguna estructura, y los datos son registrados por algún controlador que registra la información. La energía es aportada por baterías sumergibles y los datos pueden ser grabados en un datalogger y ser rescatados posteriormente. Al estar desde un bote se tiene la posibilidad

de tomar muestras de agua en forma simultánea a la medición, para análisis de laboratorio y realizar calibraciones de los sensores.

- **Plataformas ancladas / Boyas** Son sistemas flotantes que contienen instrumentación para medir en la columna de agua y también sobre la superficie (Ejemplo: Variable meteorológicas). Pueden ser plataformas tipo pontones o boyas, que se encuentran en una posición fija mediante sistemas de anclajes al fondo. Esta ha sido la forma más utilizada para recolectar información de largo plazo y de alta frecuencia. Debido a que parte de la instrumentación queda usualmente en la zona fótica, el biofouling es un tema importante que se debe controlar.
- **Sistemas de circulación de agua** Este sistema hace circular agua en forma continua hacia alguna cabina a bordo de un bote, donde se pueden encontrar instrumentos de laboratorio. A medida que el bote se desplaza se pueden realizar mediciones continuas de las propiedades del agua. Un aspecto importante de esta metodología, es que se pueden eliminar las burbujas del agua y controlar las condiciones de iluminación de la medición, haciendo que la medición sea más representativa de las propiedades ópticas inherentes. La información permite resolver escalas horizontales pequeñas, principalmente en la capa más superficial del cuerpo de agua (zona eufótica), que es de especial interés para la teledetección. Una ventaja de este método es que se pueden realizar mediciones con instrumentos de laboratorio de mayor capacidad, que no tienen sensores similares en versiones de instrumentos sumergibles.
- **Vehículos sumergibles autónomos (AUV, autonomous underwater vehicles)** Estos son vehículos sumergibles que portan sensores y que se desplazan con propulsión propia, recorriendo un cuerpo de agua vertical y horizontalmente de acuerdo a un programa predefinido que controla el sistema propulsor. Se orienta se orienta según compás, sonar, *Doppler* o GPS cuando sale a superficie. Su forma es como un torpedo.
- **Vehículos remolcados de trayectoria ondulatoria (TUV, towed undulated vehicle)** Son equipos que se remolcan con un bote mediante un sistema de cables que permite la comunicación de datos y control de profundidad. Estos vehículos sumergibles cuentan con un sistema similar a las alas de un avión, por lo que la velocidad de desplazamiento horizontal la convierten en desplazamiento vertical, siendo capaces de sumergirse o subir hacia superficie según el control de un operador a bordo del bote. Usualmente los datos que registran tienen una trayectoria ondulatoria en el eje de desplazamiento del bote.
- **Vehículos operados remotamente (ROV, remote operated vehicle)** Estos son vehículos tipo robot controlado remotamente por un operador en superficie, con un sistema de propulsión que le permite moverse libremente en los planos horizontales y verticales. Se utilizan para realizar fotografías o filmaciones, a la vez que se toman parámetros de calidad de agua en forma supervisada.

3.3 USO DE TELEDETECCIÓN Y/O NUEVAS HERRAMIENTAS EN EL SEGUIMIENTO DE CONDICIÓN TRÓFICA DE CUERPOS LACUSTRES

De la recopilación de aplicaciones en teledetección, se pueden inferir algunas tendencias relacionadas con el uso efectivo de la teledetección en el monitoreo de lagos que es pertinente analizar para evaluar la aplicabilidad de las técnicas a nivel nacional.

Si bien, la clorofila *a* es el objetivo científico más buscado por los investigadores, no es necesariamente el que tiene mayor precisión. El hecho que sea de alto interés, es principalmente porque es una variable biológica de respuesta de los sistemas acuáticos que tiene una correspondencia directa con el estado trófico.

De acuerdo a lo revisado en los acápite anteriores, en aguas del Caso-II la clorofila *a* exhibe un máximo de absorción secundario en torno al borde rojo (*red edge*, aprox. entre 685 a 705 nm) (Gitelson 1992; Han 1997; Odermatt et al. 2012; IOCCG 2000; Nair et al. 2008; Ruiz-Verdú et al. 2008; Hunter et al. 2008), que corresponde a un diferencial de absorción que se produce debido a la mezcla de clorofila con las propiedades espectrales del agua. Para cuantificar estos cambios de absorción debido a la clorofila, el sensor utilizado debería ser capaz de registrar información en esas bandas.

Una limitación de los sensores multiespectrales en general es que el ancho de las bandas no contempla mediciones en ese sector de interés para la clorofila, dejando una ventana sin datos precisamente entre los 690 y 750 nm (Ej: LANDSAT), que corresponde a las longitudes de onda entre el límite superior del rojo y el límite inferior del infrarrojo cercano. Una excepción es el satélite MERIS (que dejó de operar en el año 2012) que contaba con una banda centrada justamente en 705 nm.

Respecto a estas limitaciones, algunos investigadores señalan que LANDSAT y MODIS tienen una aplicación limitada debido a que no permiten interpretar el contenido de clorofila en agua (Härmä et al. 2001) por la pobre resolución espectral (Kallio et al. 2003), y en consecuencia se logra una pobre capacidad de predicción (Zimba & Gitelson 2006) y resultados con baja correlación con clorofila (Chipman et al. 2009).

Aun bajo estas limitaciones de carácter espectral, la recopilación de aplicaciones mostró que las imágenes satelitales son las más utilizadas, motivado principalmente por la amplia disponibilidad de imágenes, bajos costos, tiempos de revisita más frecuentes, y coberturas espaciales extensas.

En algunos casos, la utilización de modelos de estimación de clorofila con métodos satelitales (mediante la relación de bandas rojas e infrarrojas), ha reportado casos exitosos que han llegado a tener altas correlaciones con datos de campo ($R^2=0,9$), sin embargo, se debe tener en consideración que los modelos para lagos con aguas del Caso-II con altas concentraciones de clorofila (Ej: eutróficos) pueden no ser extensibles para lagos con CHLa < 10 ug/l (Ej: oligotróficos), para los cuales puede ser más aplicable un modelo de aguas Caso-I (Odermatt et al. 2012).

Algunos grupos de trabajo que han aplicado la teledetección en forma operacional, han implementado un seguimiento de teledetección a través del parámetro de transparencia y calibrado por múltiples mediciones de disco Secchi (Olmanson et al. 2008), en la mayoría llevadas a cabo por la comunidad mediante planes de vigilancia voluntaria. Esto es una estrategia de obtener una



estimación de calidad de agua con un parámetro más simple, pero más robusto en cuanto a factor de correlación.

Si bien, existen múltiples técnicas de teledetección aplicadas a nivel internacional, se observa una limitada transferibilidad de los resultados específicos de cada estudio, dado que los métodos requieren de una calibración con parámetros de calidad de agua locales, que pueden variar de región en región.

En el caso de Chile, es posible encontrar cuerpos lacustres de características muy diferentes dependiendo de la latitud, altitud, tipo de régimen de alimentación, uso de la cuenca hidrográfica, etc. Estos elementos inciden en la calidad de agua y su estado trófico, lo que se puede manifestar en diferentes concentraciones de los constituyentes del agua (CHLa, SS, CDOM), y que en consecuencia, diferentes propiedades ópticas posibles de ser teledetectadas.

4 METODOLOGÍA

En un enfoque general, la metodología se basó en la aplicación de herramientas tecnológicas de teledetección para la descripción de las propiedades del agua en una escala espacial, y sensores de medición continua para una caracterización en la escala temporal.

En función de la revisión de antecedentes y la experiencia del ejecutor, la estrategia llevada a cabo para alcanzar los objetivos planteados para los lagos de Chile, consideró la aplicación de diferentes técnicas multiespectrales e hiperespectrales.

La base para la implementación de la metodología fue la generación de conocimiento de la relación entre los constituyentes del agua (clorofila y sólidos suspendidos) y sus propiedades ópticas. Esta información se utilizó para estudiar modelos (regresiones empíricas) que pueden correlacionar la información espectral con parámetros de calidad de agua. Para ello, se realizaron actividades generales (estudio de propiedades ópticas y sus constituyentes) y específicas (tareas para adquirir información de laboratorio, de campo y aerotransportada, detalladas en el acápite **4.3**). Posteriormente, para el análisis de los resultados y evaluación del desempeño de los modelos, la información fue organizada en diseños experimentales de diferentes escalas espaciales (desde laboratorio hasta una escala regional).

En la **Figura N° 28** se muestra un diagrama de flujo de las actividades desarrolladas en el estudio.

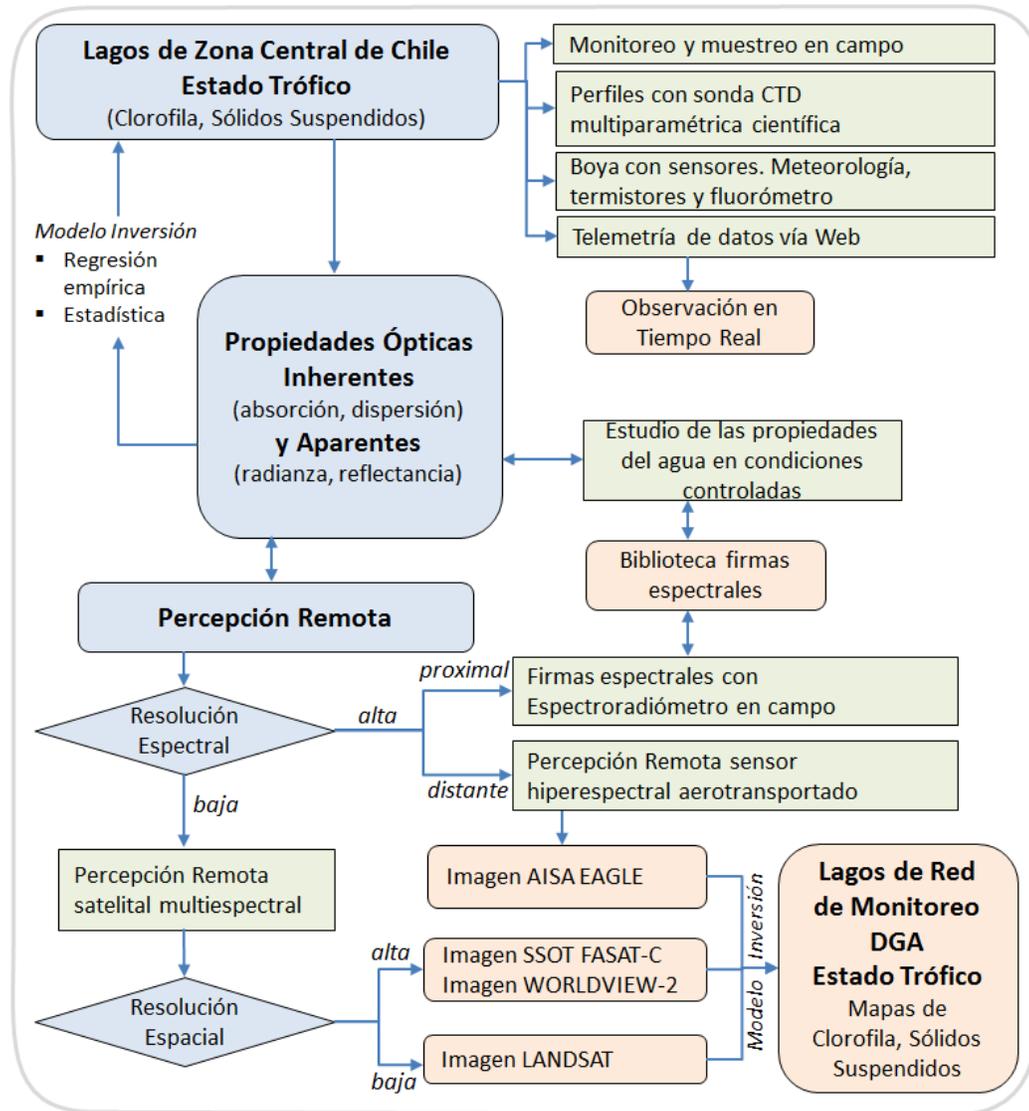


Figura N° 28 Diagrama de flujo de las actividades desarrolladas en el estudio

4.1 DISEÑO EXPERIMENTAL DEL ESTUDIO

4.1.1 DISEÑO DEL USO DE HERRAMIENTAS DE TELEDETECCIÓN

Para analizar y evaluar las herramientas de teledetección, la información adquirida se organizó en seis diseños experimentales, que permitieron combinar diferentes escalas espaciales relacionadas con el tipo de medición de la variable objetivo de calidad de agua (clorofila *a* y sólidos suspendidos) y la variable óptica utilizada en los modelos de estimación (firma espectral).

El orden de los diseños se relaciona principalmente con el grado de control que se tiene sobre las mediciones realizadas. El primer diseño experimental, consideró realizar las mediciones en

condiciones controladas de laboratorio en el cual se pudieron obtener muestras simultáneas de clorofila **a** y sólidos suspendidos, junto con la firma espectral del contenedor de agua. Los diseños experimentales sucesivos fueron gradualmente aumentando su cobertura espacial. El resumen de los seis diseños experimentales considerados se muestra en la **Tabla N° 10**.

Tabla N° 10 Diseños experimentales del estudio asociados a la herramienta de teledetección

N°	Diseño Experimental	Escala espacial	Variable objetivo (CHLA y SS)	Medición para variable estimada (Firma espectral)	Observaciones mediciones
1	Condiciones controladas en laboratorio	Contenedor experimental en laboratorio	Muestra del contenedor	Espectrorradiómetro de campo	Simultánea
2	Medición de Campo en estación de muestreo	Estación de muestreo en 5 lagos zona central	Muestra de campo	Espectrorradiómetro de campo	Simultánea
3	Levantamiento aéreo en zona Central	5 Lagos zona central	Muestra de campo	Sensor Hiperespectral	Simultánea (hasta diferencia de horas)
4	Imágenes satelitales en embalse Rapel	Embalse Rapel	Muestra de campo	Imagen satelital multiespectral	Simultánea (hasta diferencia de horas) y diferencia de semanas
5	Levantamiento aéreo e imagen satelital en Red de Lagos	21 Lagos del país (Red de Lagos + adicionales)	Muestra de campo + base de datos Red de Lagos	Sensor Hiperespectral y Multiespectral	Simultánea (hasta diferencia de horas) y base de datos (hasta diferencia de años)
6	Imagen satelital de escala regional en Lago Llanquihue	Lago Llanquihue	Base de datos Red de Lagos	Imagen satelital MODIS	Diferencia de días hasta 1 semana

4.1.2 DISEÑO DEL USO DE HERRAMIENTAS DE OBSERVACIÓN TEMPORAL CONTINUA

El diseño de la boya piloto instalada en el embalse Rapel cuenta con diferentes sensores que han sido incorporados para estudiar variables meteorológicas, hidrodinámicas y de calidad de agua. En la **Tabla N° 11** se señalan los parámetros medidos con la estación piloto y una guía para la interpretación y análisis de los datos que se adquieren.

El sistema de boya telemétrica ha permitido medir, registrar y transmitir información de sus sensores en forma continua durante 5 meses de funcionamiento (27 diciembre 2013 al 04 junio 2013). La información adquirida es de alta resolución temporal (datos cada 30 minutos), lo que permite tener series de tiempo capaces de capturar la variabilidad de los parámetros en varias escalas temporales: estacional, mensual, semanal, diaria y subdiaria.

Tabla N° 11 Parámetros e interpretación de variables de la boya telemétrica piloto.

Parámetro medido	Sensor	Interpretación de datos
Ambiental / Meteorológico	Radiación solar	Indicador de energía incidente disponible para calentar el cuerpo lacustre, como también para hacer posible la fotosíntesis. Valores oscilan entre día y noche, y variando a nivel estacional. Es indicador indirecto de nubosidad, al bloquear la radiación solar durante el día.
	Temperatura del aire	Indicador de las condiciones del aire, que pueden ser comparadas con la temperatura superficial del agua y estimar posible intercambio de calor. Cuando la temperatura del aire enfría al cuerpo de agua, se produce convección y mezcla.
	Magnitud y Dirección del viento	La magnitud es un Indicador de energía mecánica que puede ser aportada al sistema, en forma de mezcla (agitación mecánica) o movimiento de masas de agua (advección). La dirección puede ser indicador de la existencia de patrones hidrodinámicos en el cuerpo lacustre. Puede ser especialmente importante en cuerpos de agua con geometrías alargadas o alineadas con los valles (Ej: lagos glaciales o de formas dendríticas).
Físico / Hidrodinámico	Cadena de termistores. Sensores de temperatura en el agua ubicados a diferentes profundidades (0m, 2.5m, 5m, 15m, 25m, 35m y 45m)	Indicador de la estructura térmica vertical del cuerpo lacustre. En sistemas continentales dulces, se correlaciona a la densidad del agua y estabilidad de la columna de agua. Valores de temperatura diferentes en la componente vertical, indican gradiente de densidad, estabilidad y posible estratificación. Valores similares indican densidad similar, inestabilidad y mezcla.
Calidad de agua / producción primaria	Fluorómetro (clorofila <i>a</i>) ubicado a 2m de profundidad.	Variable de respuesta del sistema. Aumento de respuesta fluorométrica se asocia a mayor concentración de clorofila <i>a</i> , y mayor producción primaria. Es indicador del estado trófico, y permite inferir disponibilidad de nutrientes, luz y temperatura.
Operacional / Hardware	Nivel de batería	Parámetro necesario para asegurar el funcionamiento de la medición y transmisión de datos.

4.2 CUERPOS LACUSTRES CONSIDERADOS EN EL ESTUDIO

4.2.1 DEFINICIÓN DE UN CONJUNTO DE CUERPOS LACUSTRES SUSCEPTIBLES DE SER MONITOREADOS MEDIANTE TELEDETECCIÓN Y NUEVAS HERRAMIENTAS DE MEDICIÓN

Los sistemas lacustres del país pueden presentar una alta variabilidad de su condición trófica, como también de sus características de calidad de agua debido a la influencia de sus tributarios. En la **Figura N° 29** se muestran ejemplos de casos de aguas de cuerpos lénticos con diversas condiciones: estado eutrófico (agua verdosa), oligotrófico (agua transparente) y aportes de sedimentos fluviales (agua marrón) y glaciales (agua grisácea/lechosa), que son una característica relevante de los tributarios a lo largo del país.

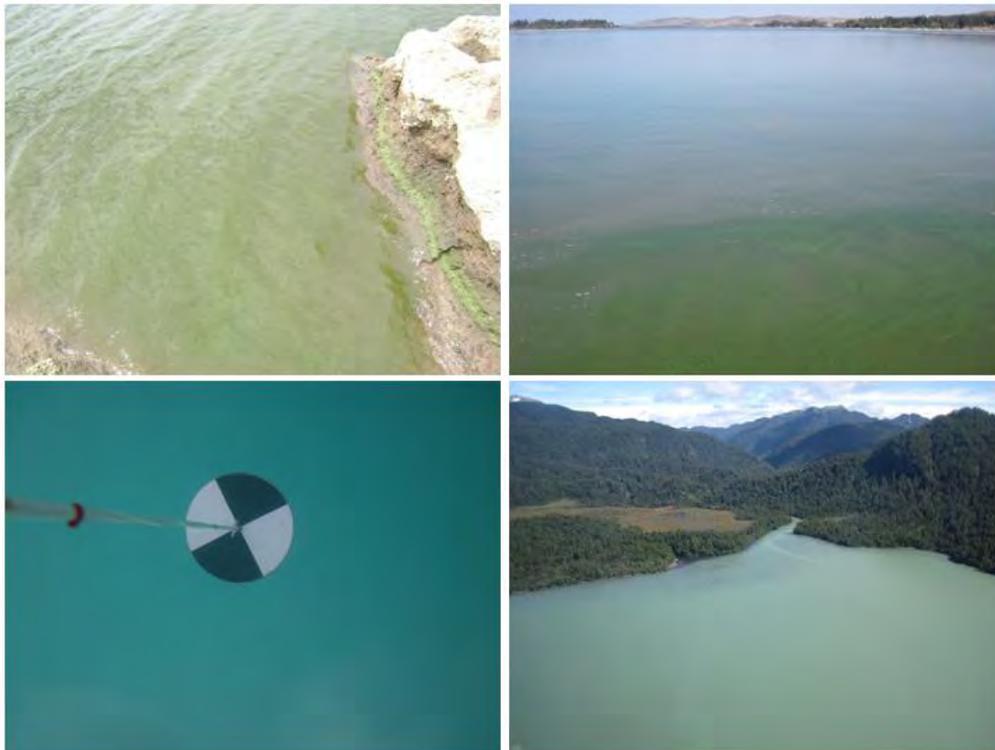


Figura N° 29 Arriba Izquierda: agua con alta concentración de clorofila. Arriba Derecha: mezcla de aguas del embalse con sedimentos afluentes de un río. Abajo Izquierda: Lago oligotrófico con alta transparencia. Abajo Derecha: Lago con sólidos suspendidos de origen glacial.

La selección de los lagos del estudio, se realizó de un modo que se pudieran incluir sistemas de diferentes características limnológicas. Esta selección de lagos se basó en la heterogeneidad de rangos de estados tróficos de los cuerpos lacustres en el país, y se incluye la mayoría de los lagos de la Red de Lagos monitoreada por DGA. Un resumen de los alcances (número de lagos y tareas a desarrollar) de cada proceso se muestra en la siguiente **Tabla N° 12**.

Tabla N° 12 Cuerpos Lacustres y actividades consideradas en el estudio.

Descripción de Tareas	Actividades consideradas en el estudio							
	1) Estudio de las propiedades del agua en condiciones controladas	2) Percepción Remota satelital (multiespectral)	3) Percepción Remota sensor hiperespectral aerotransportado	4) Monitoreo de apoyo in-situ. Muestreo, análisis fisicoquímico y biológico	5) Firmas espectrales con Espectroradiómetro en campo	6) Perfiles con sonda CTD Multiparamétrica Científica	7) Boya con sensores. Meteorología, termistores y fluorómetro	8) Telemetría de datos vía Web
Embalse Rapel*	•	•	•	•	•	•	•	•
Laguna Aculeo		•	•	•	•	•		
Laguna Negra*		•	•	•	•	•		
Embalse Yeso*		•	•	•	•	•		
Embalse Peñuelas*		•	•	•	•	•		
Lago Lanalhue		•	•					
Laguna San Pedro		•	•					
Lago Villarrica		•	•					
Lago Caburgua		•	•					
Lago Calafquén		•	•					
Lago Riñihue		•	•					
Lago Ranco		•	•					
Lago Panguipulli		•	•					
Lago Llanquihue		•	•					
Lago Todos los Santos		•	•					
Lago Chapo		•	•					
Lago Rupanco		•	•					
Lago Puyehue		•	•					
Lago Lleu Lleu*		•	•					
Lago Budi*		•	•					

*Lago que no pertenecen a la Red de Lagos DGA

4.3 ACTIVIDADES A DESARROLLAR

Para la ejecución de la propuesta metodológica, se consideró el desarrollo de las siguientes tareas específicas, según se detalla en la **Tabla N° 13**, **Figura N° 30** y **Figura N° 31**. A continuación, se describe en forma más detallada cada una de las tareas desarrolladas:

Tabla N° 13 Descripción de tareas a desarrollar.

Tarea N°	Descripción de Tareas
1	Estudio de las propiedades del agua en condiciones controladas. Implementación de un laboratorio para captura de firmas espectrales bajo condiciones controladas, utilizando agua con concentraciones variables de clorofila <i>a</i> (CHLa) y sólidos suspendidos (SS). Permite conocer el comportamiento de las propiedades espectrales visibles y de infrarrojo cercano, en distintas calidades de agua. Generación de un banco de firmas espectrales.
2	Percepción Remota satelital (multiespectral). Análisis de imágenes satelitales multiespectrales de distinta resolución, para evaluar aplicabilidad y grado de ajuste en la estimación de parámetros de calidad de agua
3	Percepción Remota sensor hiperespectral aerotransportado. Levantamiento de imágenes hiperespectrales de alta resolución, para el estudio experimental de la aplicabilidad del análisis de firmas espectrales en la estimación de parámetros de calidad de agua.
5	Firmas espectrales con Espectrorradiómetro en campo. Levantamiento de información radiométrica en campo, para establecer comparación con banco de firmas generadas en laboratorio. Se podrá conocer la variabilidad natural y características espectrales de los sistemas observados.
4	Monitoreo de apoyo in-situ. Muestreo, análisis fisicoquímico y biológico. Levantamiento de información en lagos y embalses, para correlacionar con información teledetectada.
6	Perfiles con sonda CTD Multiparamétrica Científica. Medición de perfiles para conocer la estructura vertical de los sistemas acuáticos, y así definir la representatividad de las herramientas de teledetección asociada a las capas superficiales.
7	Boya con sensores. Meteorología, termistores y fluorómetro. Información para describir temporalmente las variables ambientales y estructura térmica de los sistemas acuáticos. El uso de un sensor de fluorimetría permitirá realizar un seguimiento de la respuesta de clorofila <i>a</i> como aproximación a la dinámica del fitoplancton.
8	Telemetría de datos vía Web. La utilización de tecnología telemétrica permitirá contar con datos en tiempo real, disponible mediante plataforma web.

1) Estudio de propiedades del agua en condiciones controladas (espectroscopía de materiales)

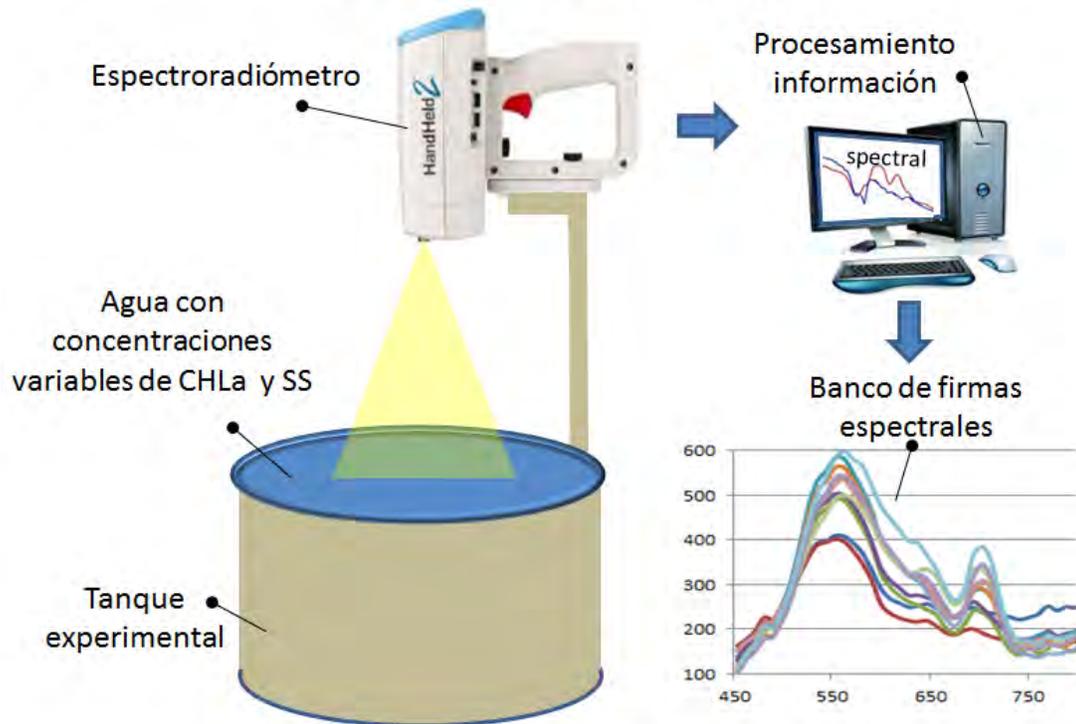


Figura N° 30 Esquema de implementación de estudio de espectrorradiometría bajo condiciones controladas (laboratorio), para generación de Banco de Firmas Espectrales (Tarea N°1).

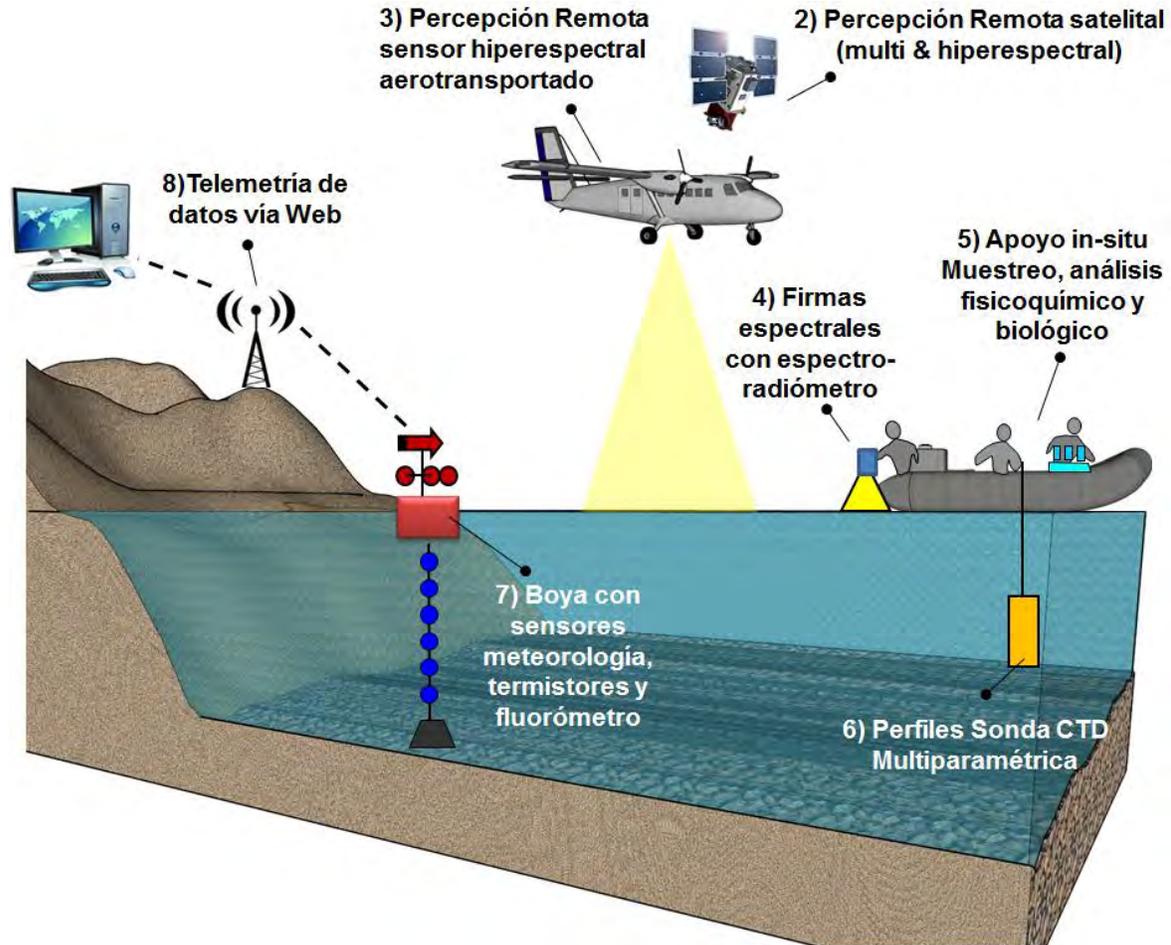


Figura N° 31 Esquema de desarrollo de actividades en campo, con el levantamiento de información de calidad de agua e imágenes espectrales (Tareas N°2 a la N°8).

4.3.1 ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES DEL AGUA EN CONDICIONES CONTROLADAS (TAREA N°1)

En esta tarea se realizó una captura de firmas espectrales con un espectrorradiómetro de campo, utilizando como objetivo un volumen de agua con concentraciones variables de clorofila *a* (CHL*a*) y sólidos suspendidos (SS) bajo condiciones controladas de mezcla de sus constituyentes.

El desarrollo de esta actividad se basó en casos realizados por grupos de investigación de radiometría (Han, 1997; Tolk *et al*, 2000; Murat y Ceylan, 2005; Hunter *et al*, 2008; Tuominen *et al*, 2010), que utilizaron esta técnica para reconocer las propiedades espectrales del agua y sus componentes.

El diseño experimental utilizado fue conformado por un contenedor blanco de 20 litros (altura 35 cm, diámetro 30 cm) y un espectrorradiómetro portátil ASD-HH2 de rango espectral 325-1075 nm (VNIR) y ángulo FOV 10°, ubicado a 30 cm sobre la superficie del agua. Para evitar brillo especular,

las mediciones se realizaron en condiciones en que el ángulo del sol estaba entre 30° a 35° (ver **Figura N° 32**).

En base a pruebas preliminares, y en concordancia a la experiencia documentada por Tolk *et al* (2000), se optó por un contenedor de color blanco que permitiese integrar una señal de reflectancia de alta resolución radiométrica (debido a la mayor energía reflejada), respecto de la que se puede obtener en un contenedor oscuro.

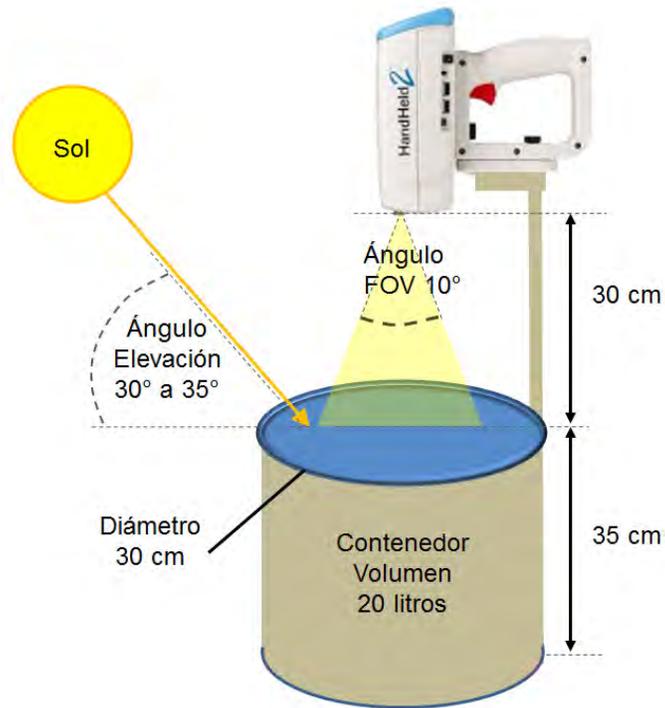


Figura N° 32 Esquema del diseño experimental para toma de firmas espectrales.

Para asegurar que las series de experimentos pudieran tener una cantidad determinada de clorofila **a**, se llevó a cabo un proceso de cultivo de microalgas en laboratorio bajo condiciones controladas de nutrientes, temperatura, aireación y control de iluminación con simulación de fotoperiodo. Se utilizó la especie *Selenastrum capicornutum* (previamente denominada *Pseudokirchneriella subcapitata*) de la clase de clorofíceas (algas verdes) que representan un tipo de alga presente en los sistemas lacustres de Chile.

El cultivo se conformó de 5 matraces Erlenmeyer con 1.5 litros cada uno (total de 7.5 litros de microalgas concentradas) y se mantuvo en un laboratorio con temperatura ambiente entre 16°C a 20°C , aireación directa con bomba de aire, control de *timer* para mantener un fotoperíodo de 16 horas de luz blanca para aparentar iluminación natural.

La instalación experimental permitió hacer un seguimiento de la concentración de clorofila **a** de los cultivos mediante un espectrofluorómetro Fluoroprobe, con el objetivo de obtener un volumen y concentración adecuada ($> \text{chl}a \text{ } 1000 \text{ } \mu\text{g/l}$) para generar muestras de agua que pudieran representar diversos estados tróficos. El seguimiento mostró que la concentración de clorofila **a** de

1000 ug/l se alcanzó al séptimo día de cultivo, momento en que el agua presentaba color verde debido a la alta densidad de microalgas (ver **Figura N° 33**).

Cultivo de microalga clorofita *Selenastrum capricornutum* (*Pseudokirchneriella subcapitata*)

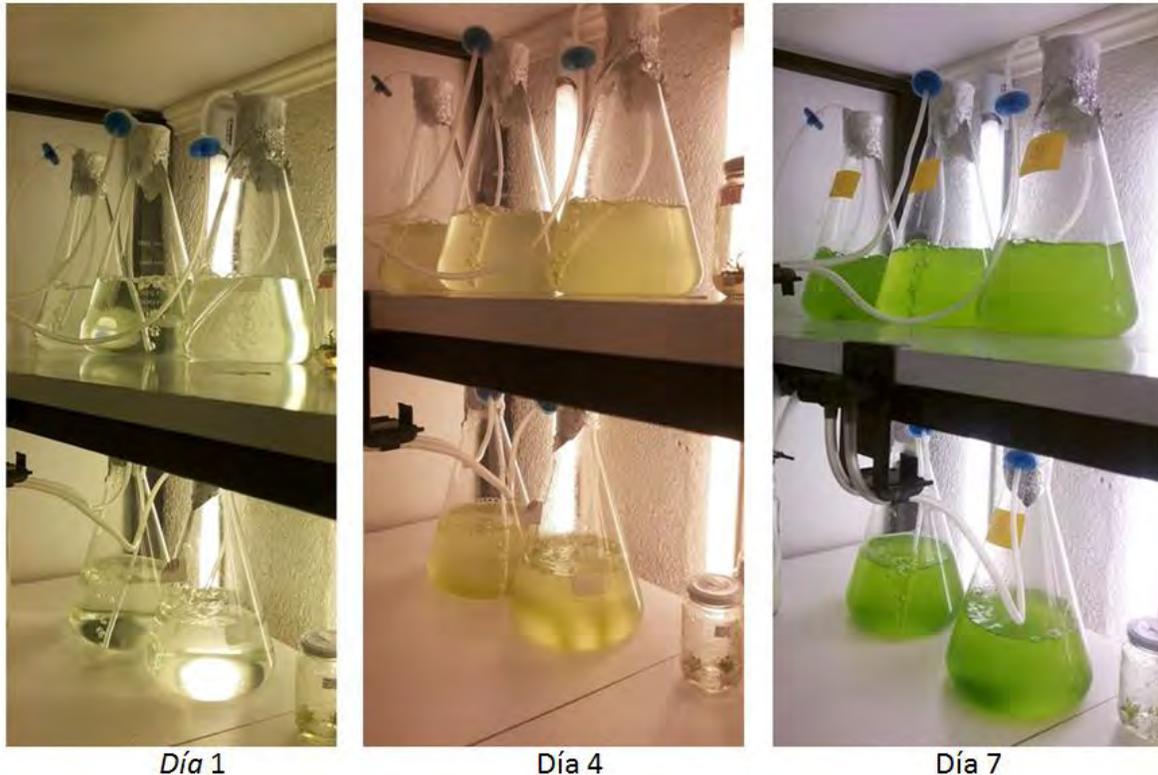


Figura N° 33 Control del crecimiento del cultivo de microalga clorofítica *Selenastrum capricornutum* (*Pseudokirchneriella subcapitata*) al día 1, 4 y 7 desde su inicio.

Para obtener las diferentes concentraciones de sólidos suspendidos en la muestra de agua, se utilizó un material particulado fino de arcilla (greda) capaz de mantenerse en suspensión durante la realización de las mediciones. El material particulado que se agregó al agua, fue controlado en una balanza analítica y disuelto con agua del mismo contenedor experimental para facilitar la incorporación a la columna de agua. Al momento de su incorporación y previo a las mediciones, se agitó la columna de agua para homogeneizar y mantener el material en suspensión.

Las series de mediciones se realizaron para las concentraciones de clorofila *a* de: 0, 0.2, 1.9, 7.5 y 18 ug/l, y para las concentraciones de sólidos suspendidos: 0, 1, 5, 10 y 32 mg/l. En la **Figura N° 34** se muestra un esquematización del desarrollo de los experimentos, en los cuales se fueron adicionando cantidades predeterminadas de arcilla y de la solución concentrada de microalgas, para lograr las diferentes mezclas de constituyentes.

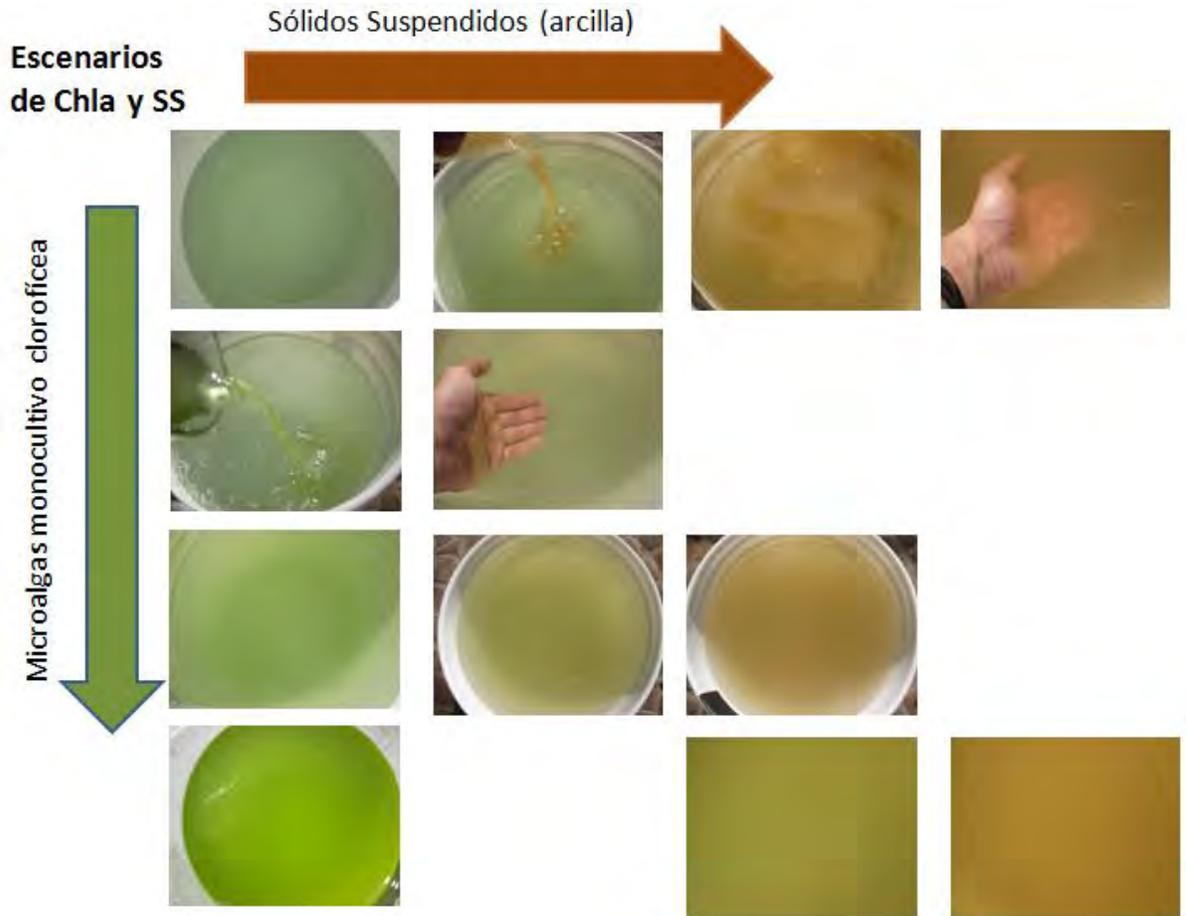


Figura N° 34 Desarrollo de experimentos y apariencia de la muestra de agua bajo diferentes mezclas de los constituyentes (microalgas y sólidos suspendidos).

4.3.2 PERCEPCIÓN REMOTA MULTIESPECTRAL SATELITAL (TAREA N° 2)

Esta actividad consideró la utilización de imágenes satelitales multiespectrales de distinta resolución (**Tabla N° 14**), para evaluar aplicabilidad y grado de ajuste en la estimación de parámetros de calidad de agua

Tabla N° 14 Imágenes satelitales para estimación de parámetros de calidad de agua.

Sensor / Satélite	Tipo de sensor	Rango espectral*	Resolución Espacial (m)
Landsat 7/8	Multiespectral	VNIR, SWIR, TIR (0,45 a 12,5 μm)	30
SSOT FASat-Charlie	Multiespectral	VNIR (0,45 a 0,89 μm)	5,8
Worldview-2	Multiespectral	VNIR (0,4 a 1,04 μm)	2,4
MODIS	Multiespectral	VNIR y bandas oceánicas en espectro azul y verde	1 km

*VNIR: visible e infrarrojo cercano; SWIR: Infrarrojo de onda corta; TIR: Infrarrojo termal

4.3.2.1 Imágenes satelitales Landsat

El proyecto consiste en programa espacial, compuesto por una serie de misiones de observación de la tierra por satélites, gestionado por la NASA y el Servicio Geológico de EEUU (USGS). Tiene como objetivo, el registro continuo de los cambios en la superficie terrestre, su inicio se efectúa en el año 1972, y a la fecha se encuentra en su octava versión, manteniéndose dos de los 8 satélites en órbita, Landsat 7 y 8. Las principales características radiométricas de Landsat 7 están basadas en la lectura de sus ocho bandas (ETM+), todas ellas con una resolución de 8 bits según se presenta en la **Tabla N° 15**. En cuanto a Landsat 8, sus principales características radiométricas, que lo diferencian con su predecesor, están basadas en la incorporación de dos sensores, OLI (*Operational Land Imager*) y TIRS (*Thermal InfraRed Sensor*), ambos con una resolución de 12 bits, aportando el primero dos bandas (banda 1, azul visible y banda 9, nuevo canal infrarrojo) al barrido de información. Por otro lado TIRS recoge dos bandas espectrales en longitudes de onda incluidas en Landsat 7 (TM y ETM+). Cabe destacar que los dos satélites tienen una resolución espacial de 30 metros aproximadamente, información que se detalla en la **Tabla N° 15** y **Tabla N° 16**.

Tabla N° 15 Características Landsat 7 ETM+.

Bandas	Longitud de onda (micrómetros)	Resolución Espacial (metros)	Resolución Radiométrica (bits)
Banda 1 azul	0,45 - 0,52	30	8
Banda 2 verde	0,52 - 0,61	30	
Banda 3 rojo	0,63 - 0,69	30	
Banda 4 Infrarrojo cercano 1	0,78 - 0,90	30	
Banda 5 Infrarrojo cercano 2	1,55 - 1,75	30	
Banda 6 infrarrojo térmico	10,4 - 12,5	120	
Banda 7 infrarrojo medio	2,09 - 2,35	30	
Banda 8 Visible	0,52 - 0,9	15	

Tabla N° 16 Características Landsat 8 OLI/TIRS.

Bandas	Longitud de onda (micrómetros)	Resolución Espacial (metros)	Resolución Radiométrica (bits)
Banda 1 aerosol costero	0,43 - 0,45	30	12
Banda 2 azul	0,45 - 0,51	30	
Banda 3 verde	0,53 - 0,59	30	
Banda 4 rojo	0,64 - 0,67	30	
Banda 5 infrarrojo cercano (NIR)	0,85 - 0,88	30	
Banda 6 SWIR1	1,57 - 1,65	30	
Banda 7 SWIR2	2,11 - 2,29	30	
Banda 8 Pancromático	0,50 - 0,68	15	
Banda 9 Cirrus	1,36 - 1,38	30	
Banda 10 infrarrojo térmico (TIR) 1	10,96 - 11,19	100	
Banda 11 infrarrojo térmico (TIR) 2	11,50 -12,51	100	

- **Selección de Imágenes Landsat**

En consideración a la información anterior, se estableció una metodología que permitiese evaluar como primer punto, los cuadrantes (Path/Row) en los cuales se encontraban los cuerpos de agua propuesto para el análisis (ver **Figura N° 35**), información que se detalla en la **Tabla N° 17**, además se determinó que la toma de las imágenes, debiesen pertenecer al periodo de tiempo de toma de imágenes Hiperespectrales (Diciembre 2013 – Febrero 2014), relación dada por la similitud radiométrica que se debe dar para el análisis y posterior calibración de las imágenes, además de un porcentaje de nubosidad en la escena inferior al 30%.

La información total de las imágenes que cumplían estas características, se contrarrestó con las fechas de las tomas de imágenes Hiperespectrales, dando como resultado, las diferencias en fechas para cada una de ellas. Posteriormente, se estableció como criterio una diferencia no superior a 20 días de diferencia con el terreno y en conjunto a esto se revisó que la nubosidad presente en la escena no cubriese el o los cuerpos presentes.

A continuación se presentan en la **Tabla N° 18** las imágenes Landsat seleccionadas para el análisis, identificando sus principales características.

Tabla N° 17 Cuerpos de Agua según cuadrante Landsat (Path/Row).

ID	SECTOR	PATH	ROW
1	Embalse Rapel	233	84
2	Laguna Aculeo	233	83/84
3	Laguna Negra	233	83
4	Embalse Yeso	233	83
5	Embalse Peñuelas	233	83
6	Lago Lanalhue	1	86
7	Laguna San Pedro	1	86
8	Lago Villarrica	233	87
9	Lago Caburgua	233	87
10	Lago Calafquén	233	87
11	Lago Riñihue	233	88
12	Lago Ranco	233	88
13	Lago Panguipulli	233	87
14	Lago Llanquihue	233	88/89
15	Lago Todos los Santos	233	88/89
16	Lago Chapo	233	89
17	Lago Rupanco	233	88
18	Lago Puyehue	233	88
19	Lago Lleu Lleu	1	86
20	Lago Budi*	233	87
21	Vichuquén	233	84

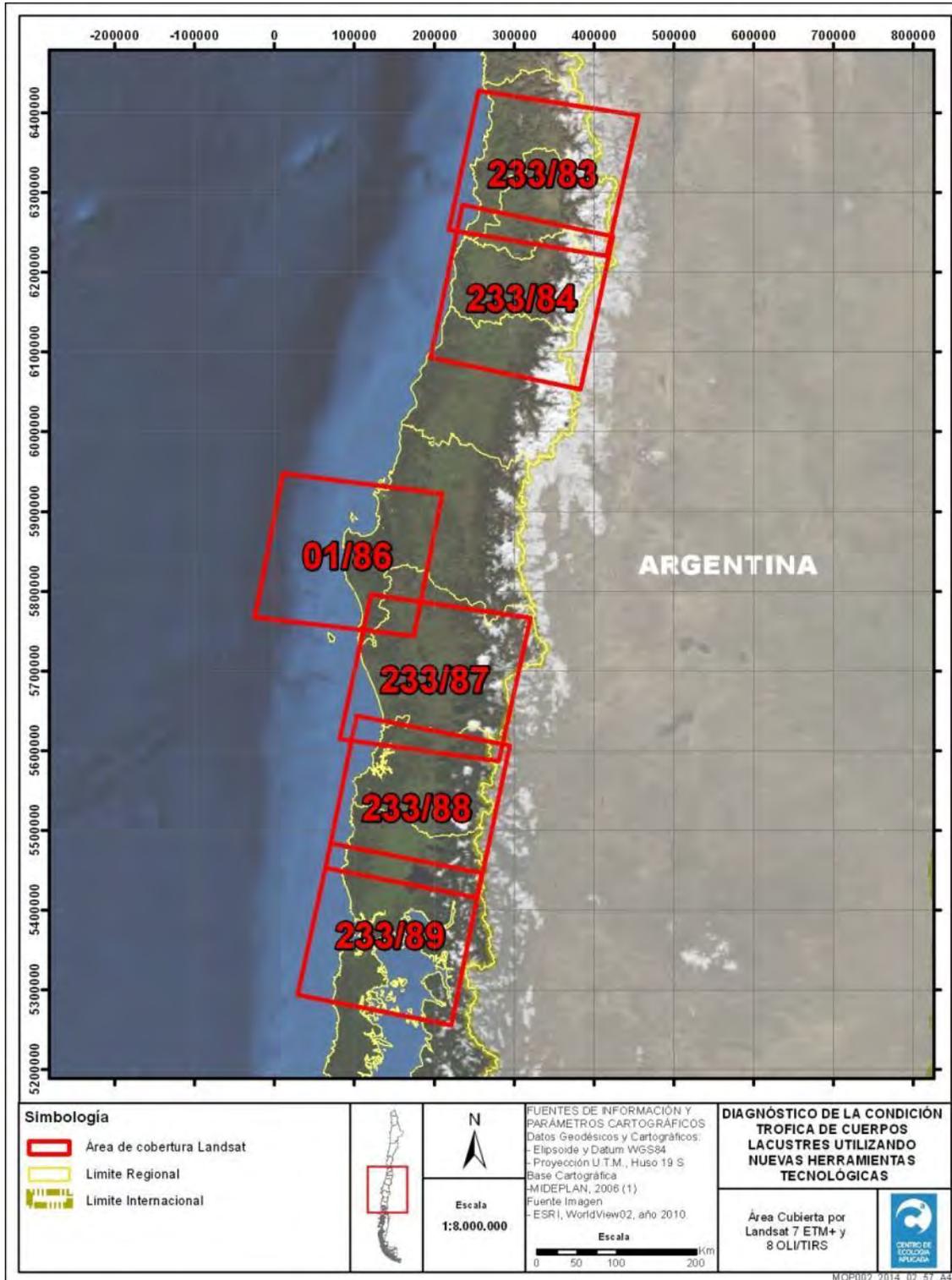


Figura N° 35 Cuadrantes LANDSAT utilizados en el estudio.

Tabla N° 18 Imágenes Landsat seleccionadas para el análisis.

Nombre Imagen	Satélite / Sensor	Cobertura de Nubes %	Fecha imagen Satelital	Fecha de terreno	Diferencia Días	Lagos	Polígonos utilizados para corrección atmosférica (método ELS)				Área Polígono Oscuro (m2)	Área Polígono Reflectivo (m2)
							Coordenadas Polígono Reflectivo (m) Datum WGS84		Coordenadas Polígono Oscuro (m) Datum WGS84			
							UTM Este	UTM Norte	UTM Este	UTM Norte		
LC8233084 2014057LGN 00	8 / OLI_TIRS	5	26/02/20 14	13/02/20 14	13	Vichuquén	269487	6219108	262417	6227213	25426	25426
LC8233087 2014041LGN 00	8/ OLI_TIRS	3	10/02/20 14	12/02/20 14	-2	Lago Budi- Caburgua- Villarrica	775457	5658035	777418	5661383	92487	7066
LC8233088 2014057LGN 00	8/ OLI_TIRS	16	26/02/20 14	10/02/20 14	16	Lago Todos los Santos-Rupanco- Puyehue-Ranco- Riñihue- Panguipulli - Llanquihue	716918	5443337	723598	5443947	17579	5022
LE7001086 2014040EDC 00	7 / ETM+ L1T	9	09/02/20 14	13/02/20 14	-4	Laguna San Pedro. Lanalhue- Lleu Lleu	640383	5804678	647983	5802368	24014	3845
LE7233083 2013334CUB 00	7 / ETM+ L1T	26	30/11/20 13	12/12/20 13	-12	Embalse Peñuelas	261553	6330249	263803	6329004	15303	9417
LE7233083 2013350CUB 01	7 / ETM+ L1T	25	16/12/20 13	10/12/20 13	6	Laguna Negra- Embalse el Yeso- Aculeo	403072	6276772	395928	6276892	14126	14283
LE7233084 2013334CUB 00	7 / ETM+ L1T	14	30/11/20 13	16/12/20 13	-16	Embalse Rapel	269487	6219108	262417	6227213	25426	25426

• Pre-Procesamiento de Imágenes Landsat

Luego de la selección de las imágenes, se ejecutó la etapa de pre-procesamiento, la cual consta de tres pasos (**Figura N° 36**). El primero, consiste en corregir radiométricamente las imágenes Landsat 7 y 8, de tal forma que los valores digitales se escalan a valores de radianza. Este paso se lleva a cabo mediante una preselección de los metadatos (archivo MLT) según cada sensor, desde donde se obtienen los coeficientes necesarios para la conversión.

Como segundo paso en el pre-procesamiento, se efectuó una corrección geográfica (co-registro) de las imágenes, seleccionando al menos 8 puntos de control con coordenadas conocidas. Cabe señalar que no es necesario hacer este procedimiento con todas las imágenes, pues en general la mayoría de estas, presentan un buen co-registro desde la fuente, caso que no sucedió con las imágenes Landsat 7, que tuvieron que pasar por esta etapa.

El tercer paso, consiste en corregir atmosféricamente las imágenes. Debido a que el estudio contempla realizar evaluaciones entre diferentes métodos de teledetección, es importante considerar que la corrección atmosférica sea capaz de entregar valores de reflectancia comparables entre ellos.

Entre las diferentes aproximaciones existentes para realizar esta corrección, Gao *et al.* (2006) señala que el método empírico es el que entrega los mejores resultados para comparar imágenes con firmas de campo o laboratorio. Este método se conoce como Empirical Line Spectra (ELS), el cual se basa en igualar una imagen o firma espectral de entrada (número digital DN, o radianza) a una firma de campo de reflectancia superficial o de referencia. Este proceso es equivalente a remover los efectos atmosféricos de una escena teledetectada. Para aplicar este método, se han considerado como referencia las firmas de reflectancia hiperespectrales que han sido corregidas atmosféricamente.

Para que este método entregue resultados más precisos, se requiere que las firmas de referencia se conformen por al menos de una región oscura y otra de mayor brillo. En este estudio se realizó una selección de dos polígonos comunes en ambas escenas (hiperespectral y multiespectral) que fuesen representativos de los extremos de absorción, reflectivo (tierra) y oscuro (agua), que permitió escalar las bandas multiespectrales a valores de reflectancia equivalentes con los hiperespectrales (**Figura N° 37**). Para que la resolución espectral fuese comparable, la información hiperespectral fue promediada en bandas equivalentes a las que presentan los sensores multiespectrales. El detalle de los polígonos utilizados en cada escena se muestra en la **Tabla N° 18**.

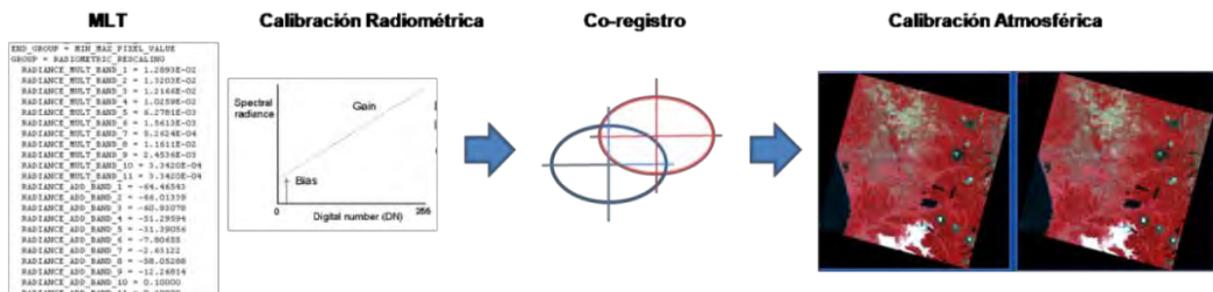


Figura N° 36 Diagrama conceptual del pre proceso de las imágenes Landsat.

Multiespectral

Hiperespectral

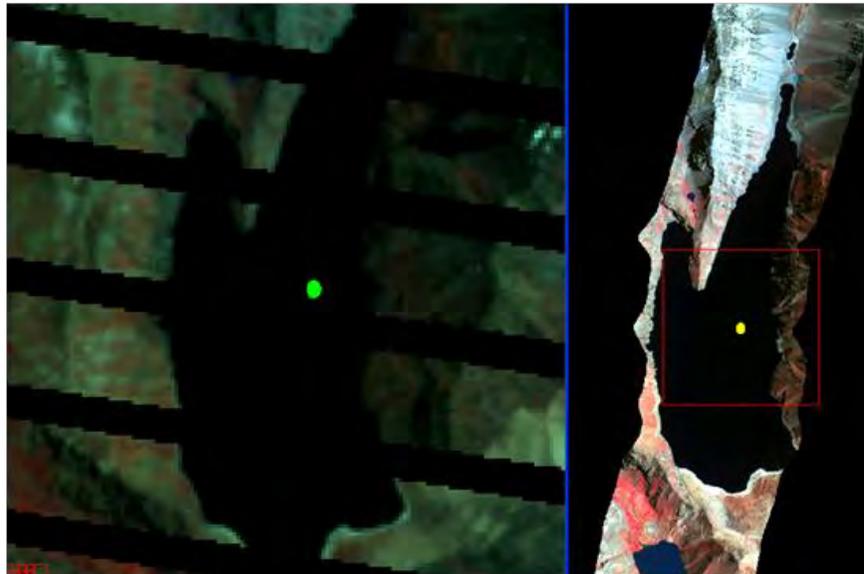


Figura N° 37 Polígonos comunes del proceso de corrección atmosférica, método Empirical Line Spectra. Ejemplo de Laguna Negra.

Para cada una de las imágenes multiespectrales procesadas, se extrajo una firma espectral representativa de la repuesta radiométrica medida con el sensor LANDSAT, en polígonos de la escena que están asociados a la ubicación de las muestras de campo disponibles. Se definió un tamaño de polígono (círculo) entre 80 a 100 m de radio, que en promedio presenta un número de 30 píxeles y cubre un área de 27000 m².

El detalle de cada uno de los polígonos utilizados se muestra en el **Anexo 10**, donde se especifica el nombre de la estación, coordenadas, huso, N° promedio píxeles, tamaño de píxel de cada escena y área del polígono.

A continuación se presenta el resultado del procesamiento de una escena Landsat (**Figura N° 38**). El total de las imágenes seleccionadas se encuentra en el **Anexo 21**.

En el **Anexo 18** se entregan más detalles relativos al procesamiento de imágenes, y en el **Anexo 25** se incluyen todos los archivos en formato digital.

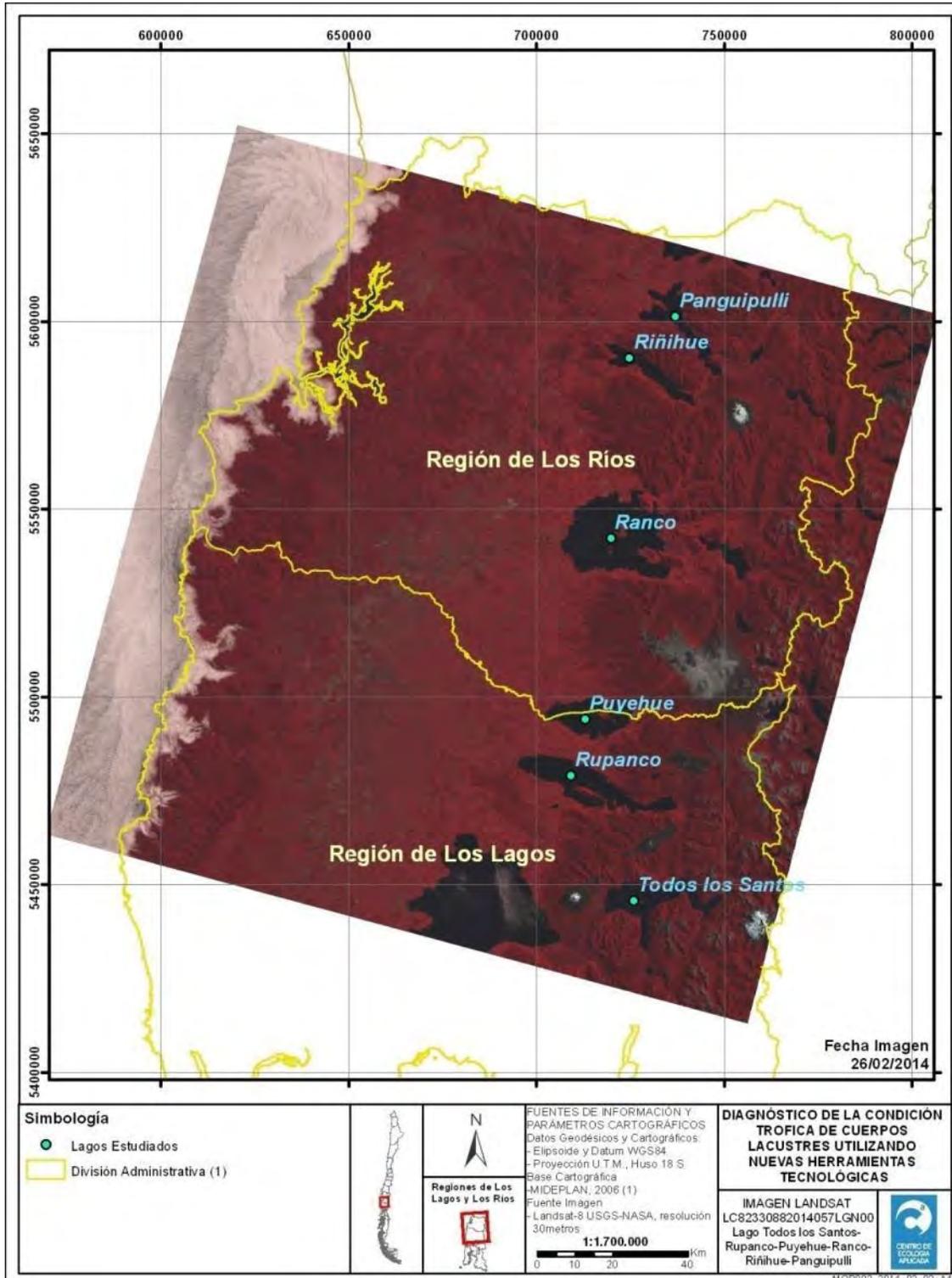


Figura N° 38 Imagen Landsat LC82330882014057LGN00. Lago Todos los Santos, Rupanco, Puyehue, Ranco, Riñihue, Llanquihue y Panguipulli. Fecha 26/02/2014.

4.3.2.2 IMÁGENES SATELITALES WORLDVIEW-2, FASAT-C y MODIS.

Para efectuar una comparación de imágenes satelitales y evaluar su aplicabilidad en el estudio de la condición trófica, se adquirieron dos imágenes satelitales diferentes de LANDSAT. Estas corresponden a los satélites WORLDVIEW-2 y FASAT-C, y fueron solicitadas para el embalse Rapel en torno a la fecha de los muestreos de diciembre 2013, de modo de minimizar la diferencia temporal de los datos teledetectados y medidos en campo. Adicionalmente se consideró el uso experimental de imágenes MODIS para aplicaciones de color de océano.

En la **Tabla N° 19** se indican las características generales de las escenas adquiridas.

Tabla N° 19 Características generales de imágenes satelitales Worldview-2, Fasat-C y Modis.

Sensor / Satélite	Tipo de sensor	Rango espectral*	Bandas espectrales	Resolución Espacial (m)	Fecha adquisición
FASAT-Charlie (SSOT)	Multiespectral	VNIR (0,45 a 0,89 μm)	455-520 nm (azul) 528-588 nm (verde) 625-695 nm (rojo) 758-881 (IR cercano)	5,8	Mosaico generado con imágenes del 12, 23 y 28 de diciembre 2013
Worldview-2	Multiespectral	VNIR (0,4 a 1,04 μm)	450-510 nm (azul) 510-580 nm (verde) 630-690 nm (rojo) 770-895 (IR cercano)	2,4	29 diciembre-2013
MODIS	Multiespectral	VNIR* Color de océano	Aplicaciones oceánicas Bandas N° / Rango nm 8 405 - 420 9 438 - 448 10 483 - 493 11 526 - 536 12 546 - 556	1 km	Entre 2004 y 2013

La imagen Fasat-C fue solicitada con un nivel de procesamiento 2A que considera un proceso de corrección geométrica y radiométrica (SAF, 2013). La imagen WorldView-2 fue solicitada con un nivel de procesamiento Standard, que es un producto que también se encuentra corregido geométrica y radiométricamente (Digitalglobe, 2010).

Debido a las especificaciones técnicas de cada sensor, las firmas contienen la información radiométrica en diferentes formatos y unidades (**Figura N° 39**), y estas deben ser sometidas a un proceso de corrección atmosférica. Para hacer comparables las firmas espectrales, se empleó el mismo procedimiento descrito para las imágenes Landsat, mediante la aplicación de una corrección atmosférica con el método ELS (Empirical Line Spectra) utilizando como referencia dos polígonos de reflectancia de la imagen hiperespectral (polígono oscuro y reflectivo).

El mosaico Fasat-C del embalse Rapel analizado estuvo compuesto por un grupo de imágenes de diferentes fechas (12, 23, y 28 de diciembre de 2013), las que presentaron diferentes ángulos formados por el sol, embalse y sensor (ángulos transversales a la órbita del satélite entre -0.1° a -12.4°). En consecuencia, los valores de radianza dentro de la escena variaron de forma importante

según la fecha y ángulos en que fueron adquiridas. La corrección atmosférica ELS aplicada a la imagen no permitió corregir los cambios radiométricos de ésta, y las firmas de reflectancia superficial estimada presentaron valores anómalos dentro de la escena.

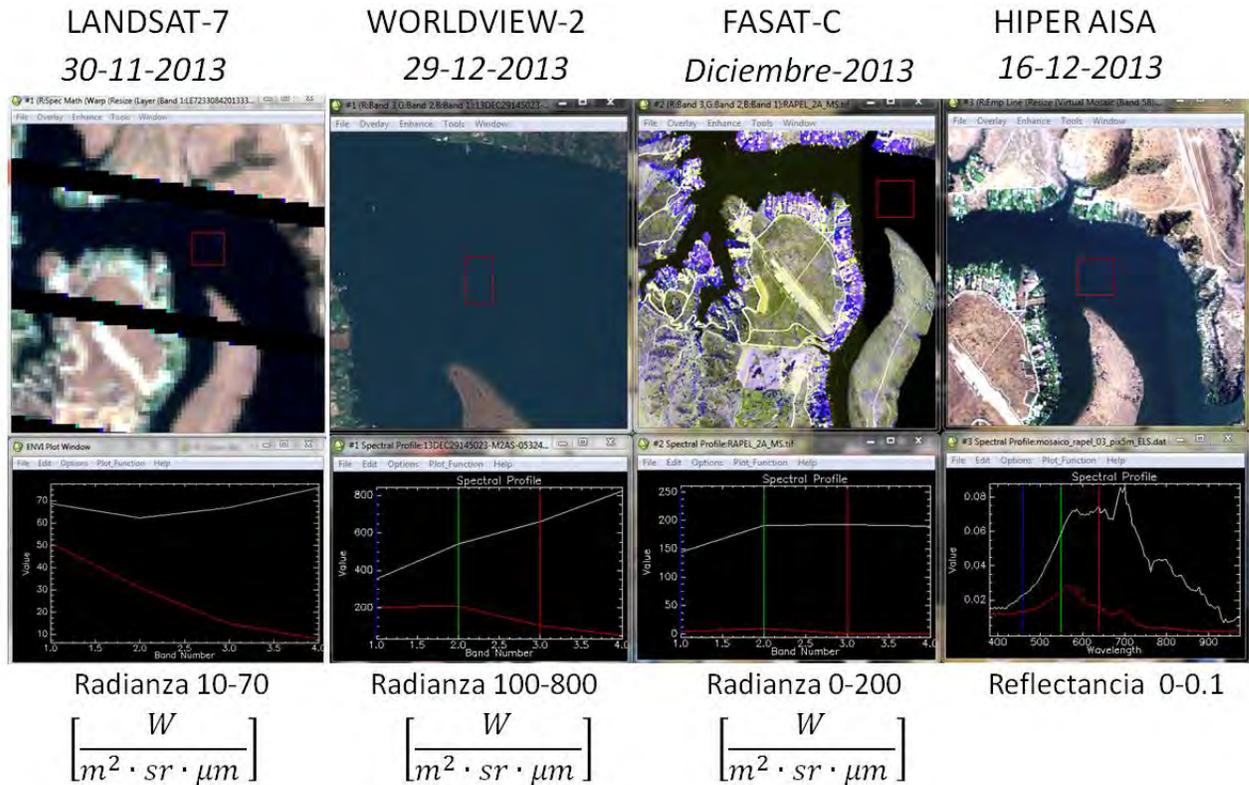


Figura N° 39 Imágenes satelitales e hiperespectral en Embalse Rapel. Se muestran los rangos de radianza multispectral y reflectancia hiperespectral de dos sectores del embalse.

Las imágenes MODIS fueron descargadas de Ocean Color Web <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> como productos "ocean color level 1 and 2 data", y analizadas mediante software SeaDAS. Debido a la resolución espacial gruesa (píxel 1 km), sólo pudo ser aplicada al Lago Llanquihue. Se analizaron 22 imágenes entre el año 2014 y 2013, según se detalla en el **Anexo 19**.

4.3.3 PERCEPCIÓN REMOTA SENSOR HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADO (TAREA N°3)

Esta etapa se relaciona con el levantamiento de imágenes hiperespectrales aerotransportadas de alta resolución espectral y espacial, para evaluar la aplicabilidad de modelos de estimación de parámetros de calidad de agua (Clorofila *a*, Sólidos Suspendidos) mediante la adquisición e interpretación de firmas espectrales de los cuerpos de agua en estudio.

La metodología utiliza teledetección basada en la respuesta óptica de la composición del agua, mediante el levantamiento de imágenes con un sensor hiperespectral aerotransportado AISA Eagle

Specim (**Figura N° 40**). Esta imagen permite caracterizar firmas espectrales en el rango visible e infrarrojo cercano (**Tabla N° 20**).

Este tipo de sensores capta información de las características de la superficie terrestre y acuática simultáneamente en cientos de bandas espectrales adyacentes, lo que permite obtener información espectral continua del objeto teledetectado. Lo anterior logra ampliar el rango de información para la interpretación de algún tipo de cobertura en particular, ya sea analizando cada banda de manera individual o generando índices en base a la combinación de éstas.



Figura N° 40 Plataforma aérea bimotor Piper Navajo y sensor hiperespectral aerotransportado AISA Eagle Specim para levantamiento de imágenes en el rango visible e infrarrojo cercano. Avión y sensor de propiedad del Centro de Ecología Aplicada.

Tabla N° 20 Características del sensor Hiperespectral AISA Eagle Specim.

Sensor	Especificación
Rango espectral	380 – 960 nm
Resolución espectral	2.3 – 10 nm
N° bandas espectrales	64 – 244
Modo de operación	Hiperespectral
Frecuencia de barrido	<60 Hz
Dimensión barrido espacial	960 píxel

- **Planificación de vuelo**

Para lograr una captura óptima del objeto a analizar, es necesario implementar una metodología tal, que contemple parámetros como la altura de vuelo, el horario fotogramétrico, la velocidad del avión, el nivel de exposición del sensor, la resolución de la toma, el tamaño del píxel y la cantidad de líneas de vuelo. A continuación en la **Tabla N° 21** se resumen los parámetros generales para el

estudio de los cuerpos de agua, además en la **Figura N° 41** se muestra un ejemplo de las líneas de vuelo a capturar.

Tabla N° 21 Parámetros de vuelo, captura imágenes Hiperespectrales.

Velocidad (nudos)	Horario fotogramétrico (hrs)	Tamaño Pixel (m)	Resolución espectral	Exposición (ms)	Altura de Vuelo (m)
145	9 a 11:30 - 16 a 18:30	2.5	5 nm	31,1	3000



Figura N° 41 Ejemplo líneas de vuelo Embalse Peñuelas. Dos líneas de vuelo.

Estos parámetros unidos, dan como resultado el tamaño del pixel efectivo del levantamiento aéreo. Para este estudio, se determinó un tamaño del pixel de la información adquirida de aproximadamente 2.5 m. En la etapa de procesamiento más avanzada, se consideró un aumento del píxel a 5m que pudiese optimizar el rendimiento computacional sin comprometer el objetivo del estudio.

La planificación del vuelo, estableció que las fechas de captura de las imágenes, debían estar dentro del periodo diciembre 2013 y febrero 2014. En consideración a lo anterior, se presentan en las siguientes figuras (**Figura N° 42** a la **Figura N° 45**), las rutas y fechas de vuelo (**Tabla N° 22**) de los cuerpos estudiados.

Tabla N° 22 Fechas de captura imágenes Hiperespectrales.

Cuerpos de Agua		Fecha
Laguna Aculeo		10-12-2013
Laguna Negra	Embalse el Yeso	11-12-2013
Embalse Rapel		16-12-2013
Embalse Peñuelas		17-12-2013
Lago Chapo	Lago Puyehue	10-02-2014
Lago Llanquihue	Lago Ranco	
Lago Todos los Santos	Lago Riñihue	
Lago Rupanco	Lago Panguipulli	
Lago Villarrica	Lago Calafquén	12-02-2014
Lago Caburgua	Lago Budi	
Lago Lleu Lleu	laguna San Pedro	13-02-2014
Lago Lanalhue	Lago Vichuquén	

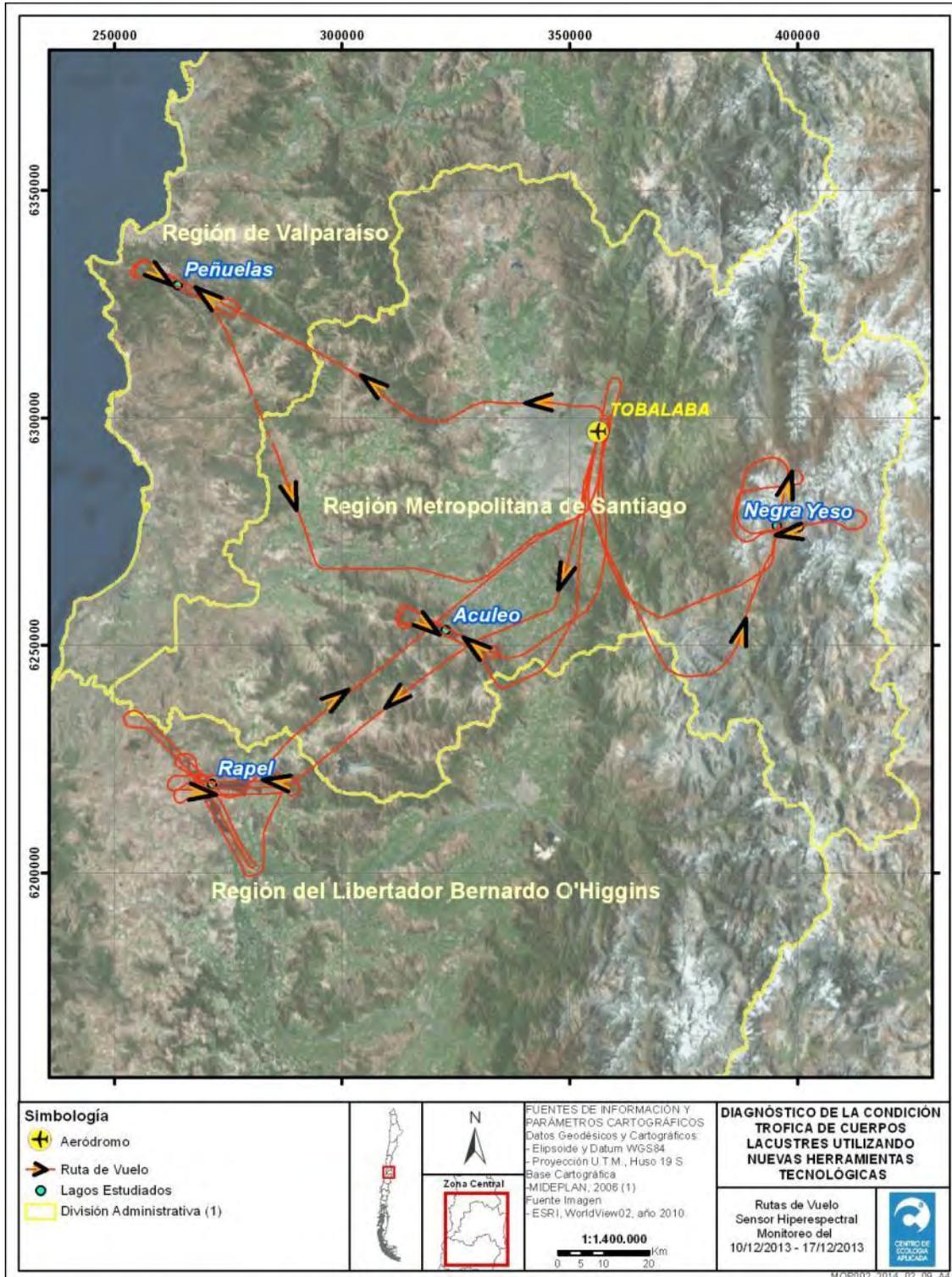


Figura N° 42 Ruta de vuelo entre el 10/12/2013 y 17/12/2013. Cuerpos de agua, Región Metropolitana, de Valparaíso y del Libertador Bernardo O'Higgins.

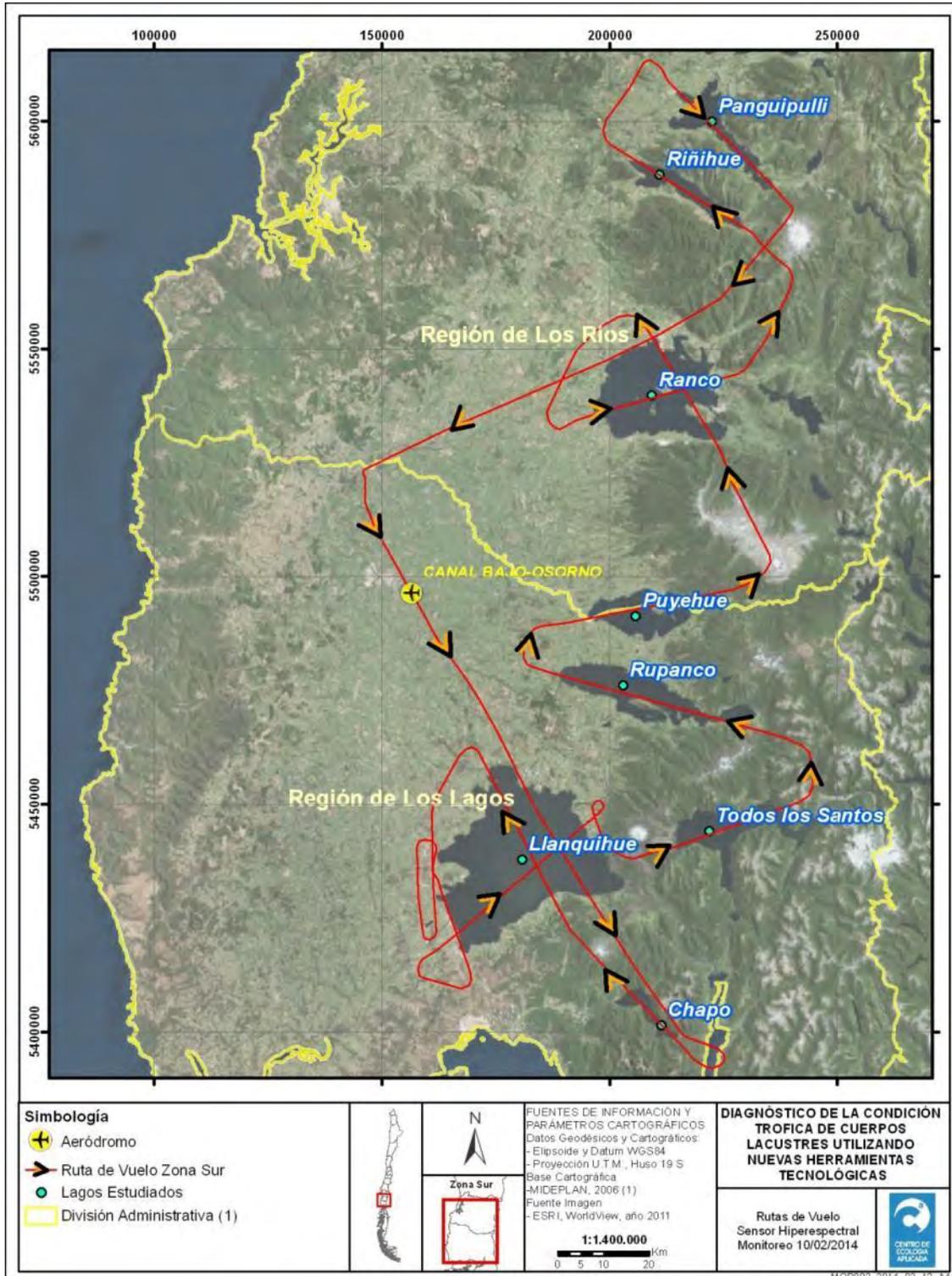


Figura N° 43 Ruta de vuelo 10/02/2014. Cuerpos de agua, región de los Ríos y de los Lagos.

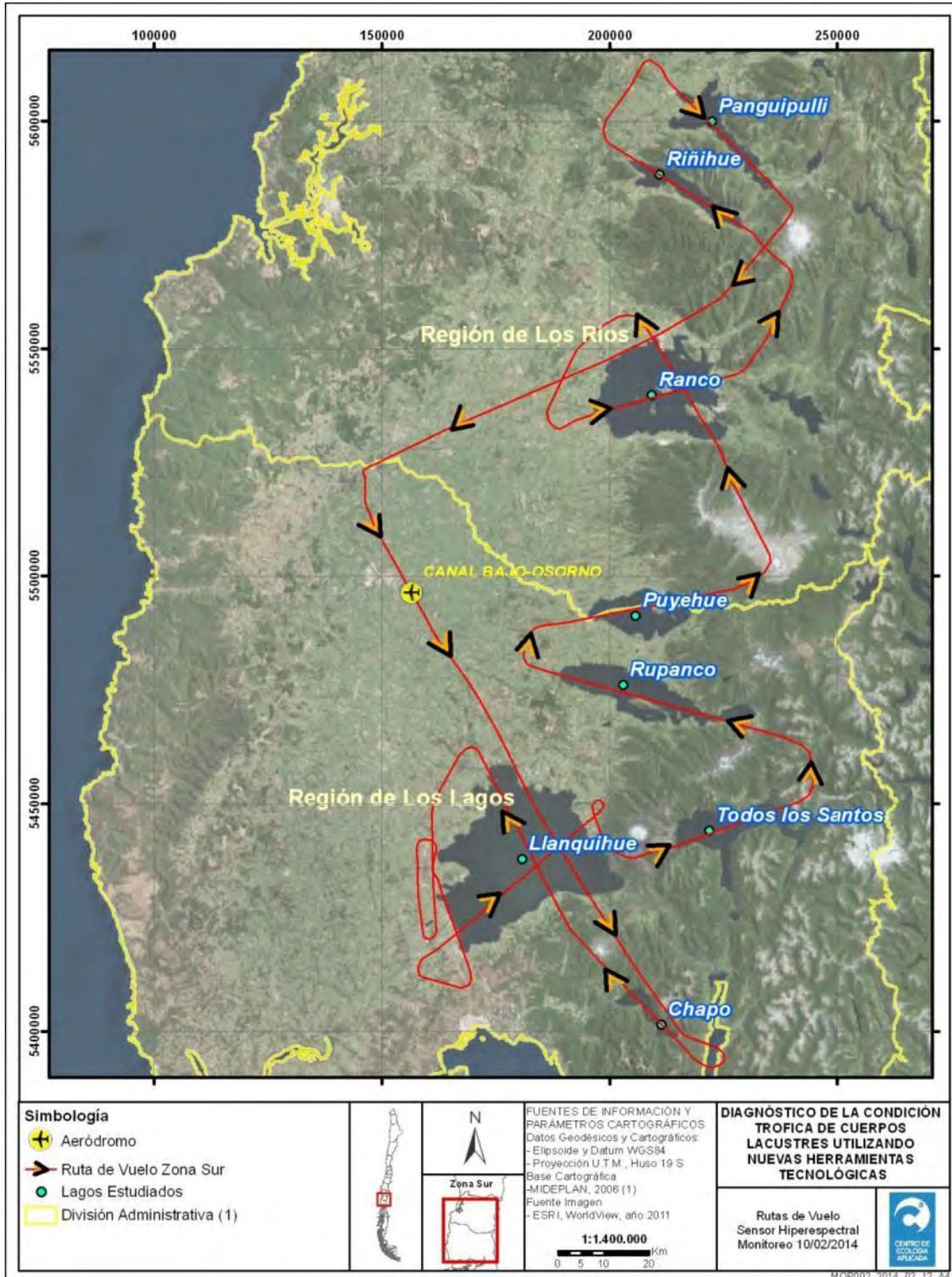


Figura N° 44 Ruta de vuelo 12/02/2014. Cuerpos de agua, Región de los Ríos y de la Araucanía.

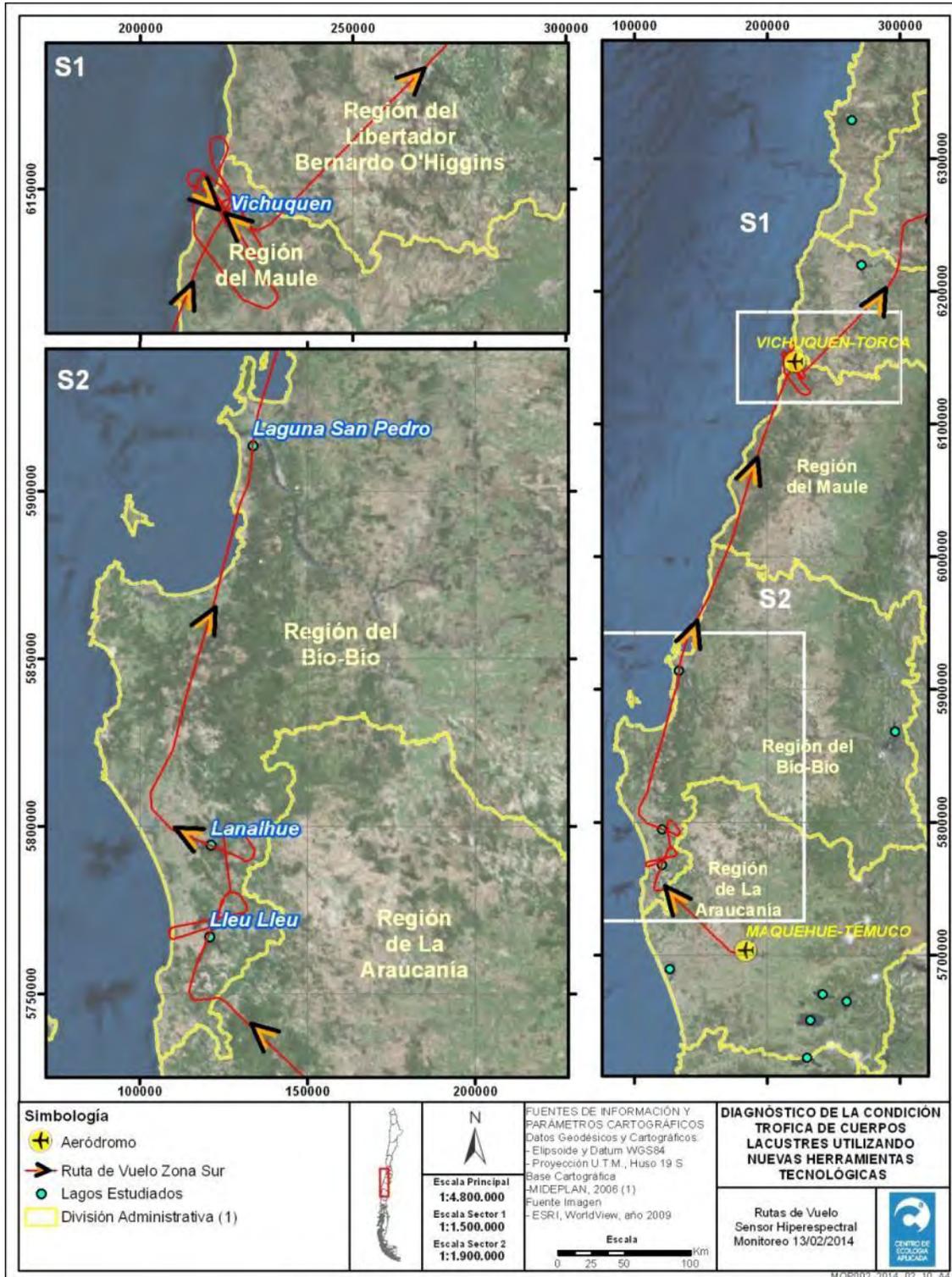


Figura N° 45 Ruta de vuelo 13/02/2014. Cuerpos de agua, Región de la Araucanía, del Bio Bio y del Libertador Bernardo O'Higgins.

- **Pre-Procesamiento Imágenes Hiperespectrales**

El pre-procesamiento de las imágenes Hiperespectrales, consta de tres pasos metodológicos, esenciales en la obtención de un archivo final (mosaico hiperespectral, que contemple todas las líneas de vuelos del cuerpo en estudio.

Estos pasos comienzan con la corrección radiométrica de la imagen capturada, la cual consiste al igual que en la metodología multiespectral, en la conversión de números digitales a valores de radianza, mediante el uso del software Caligeo y los archivos de calibración que contienen los coeficientes de corrección de los fotodetectores digitales que componen el sensor.

Posteriormente, se aplicó una corrección atmosférica a cada línea de vuelo capturada, para esto se utilizó el método FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectr Hypercubes), el cual consiste en disminuir el efecto de la interacción de las moléculas y partículas de la atmósfera (vapor de agua, partículas de polvo, entre otras) con la radiación electromagnética captada por los sensores, que al atravesar la atmosfera sufren una modificación de sus valores debido a la dispersión de las partículas atmosféricas.

Para evaluar el desempeño de la corrección atmosférica aplicada, se realizó una comparación de la reflectancia superficial estimada (modelo FLAASH) con la reflectancia superficial medida en campo (espectrorradiómetro).

Los resultados mostraron la obtención de curvas prácticamente idénticas (**Figura N° 46**), pero con una leve diferencia de reflectancia (Embalse Rapel 0.47%, Laguna de Aculeo 1.71%, Embalse Peñuelas 1.21%, Embalse el Yeso 0.89% y Laguna Negra 0.51%) que puede estar asociada a condiciones particulares de la atmósfera al momento de la adquisición de la imagen (vapor de agua, aerosoles, smog, etc.). En promedio los cinco cuerpos de agua mostraron una diferencia que es menor a 1% de reflectancia (0.96%).

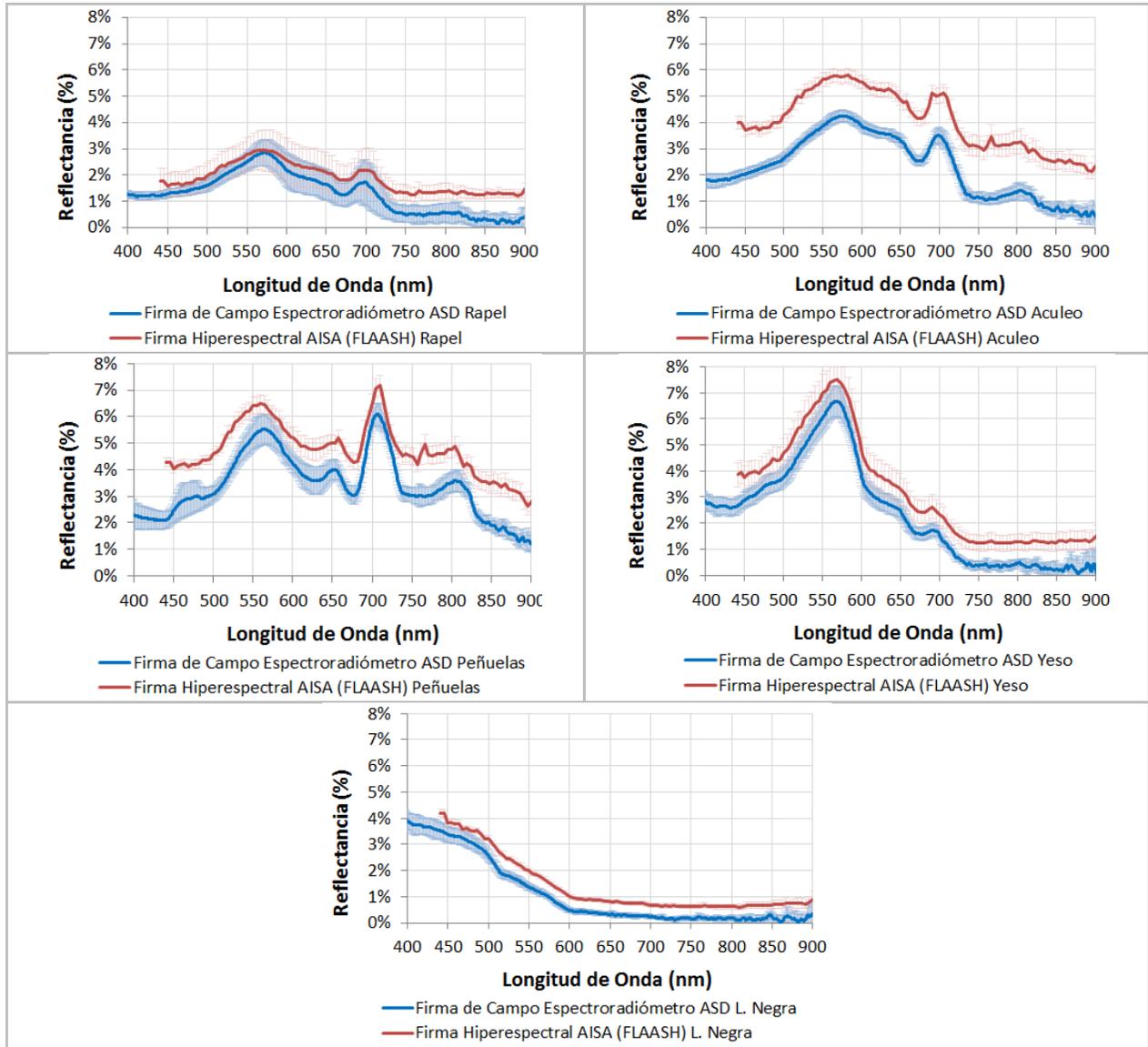


Figura N° 46 Comparación de la reflectancia superficial estimada (modelo FLAASH) con la reflectancia superficial medida en campo (espectrorradiómetro), para los cuerpos de agua de la zona central: Rapel, Aculeo, Peñuelas, Yeso y L. Negra.

Una vez terminado los dos pasos anteriores, la línea de vuelo se corrige geométricamente, dándole las propiedades geograficas a cada una de estas. La corrección geométrica es realizada mediante el software Caligeo (SPECIM, Finlandia), con información registrada por la unidad de medición inercial (IMU, Novatel) que se encuentra adherida y solidaria al sensor hiperespectral, y registra las coordenadas espaciales y ángulos de giro en los diferentes ejes (conocidos como *pitch*, *roll* y *yaw*, en inglés). Para mejorar la precisión de posicionamiento, durante la ejecución del vuelo se cuenta con un sistema de corrección en tiempo real de doble frecuencia L1/L2 Omnistar XP, que para una altitud de vuelo de 3000m permite obtener una precisión de posicionamiento de mapeo de 8,7 m.

A partir de este punto, las imágenes cuentan con un datum de referencia, además de un sistema coordenados que permite como paso final, el mosaico que contenga la totalidad de líneas de vuelo capturadas para el cuerpo de agua estudiado. A continuación, en la **Figura N° 47** se presenta el diagrama conceptual del pre procesamiento de las imágenes hiperespectrales.

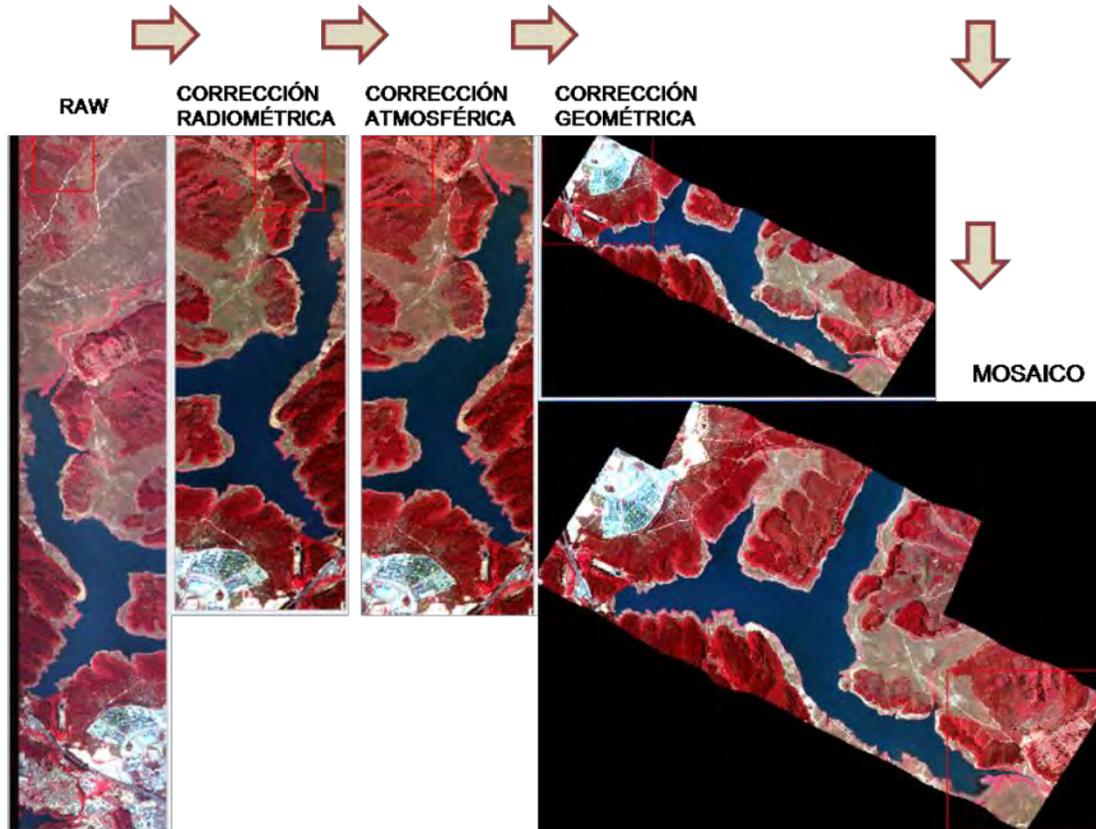


Figura N° 47 Diagrama Conceptual del pre proceso de imágenes Hiperespectrales.

A continuación se presentan cuatro ejemplos de los resultados del pre procesamiento de las imágenes Hiperespectrales (Rapel, Aculeo, Ranco y Villarrica, **Figura N° 48** a la **Figura N° 51**). Además en el **Anexo 22**, se adjunta la totalidad de imágenes Hiperespectrales procesadas.

En el **Anexo 25** se incluyen todos los archivos en formato digital.

Para cada una de las imágenes hiperespectrales procesadas, se extrajo una firma espectral representativa de la respuesta radiométrica medida con el sensor AISA, en polígonos de la escena que están asociados a la ubicación de las muestras de campo disponibles. Se definió un tamaño de polígono (círculo) entre 40 a 50m de radio, que en promedio presenta un número de 245 píxeles y cubre un área de 6100 m².

El detalle de cada uno de los polígonos utilizados se muestra en el **Anexo 10**, donde se especifica el nombre de la estación, coordenadas, huso, N° promedio píxeles, tamaño de píxel de cada escena, área del polígono

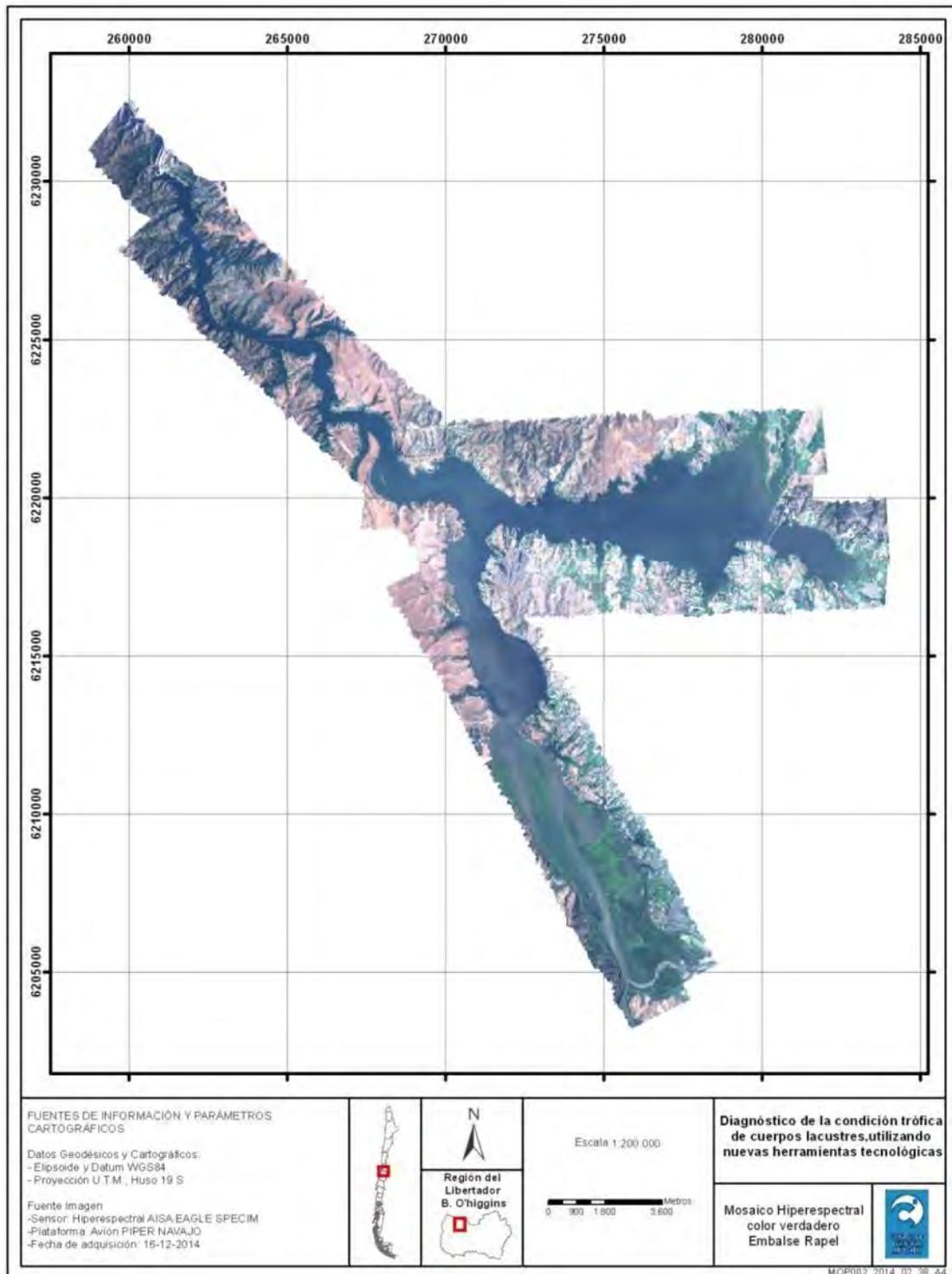


Figura N° 48 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Embalse Rapel, fecha 16/12/2013.

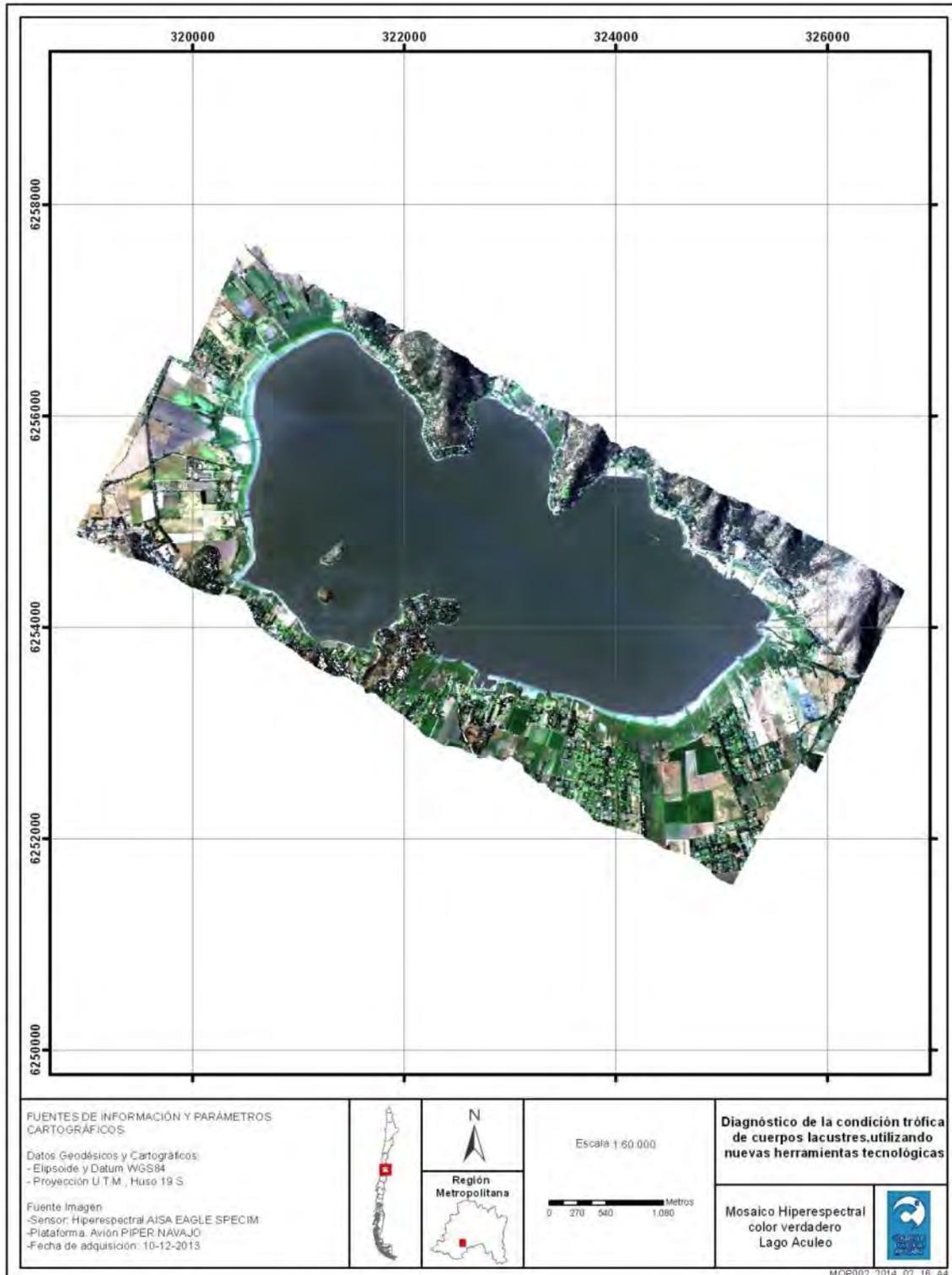


Figura N° 49 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Laguna Aculeo, fecha 10/12/2013.

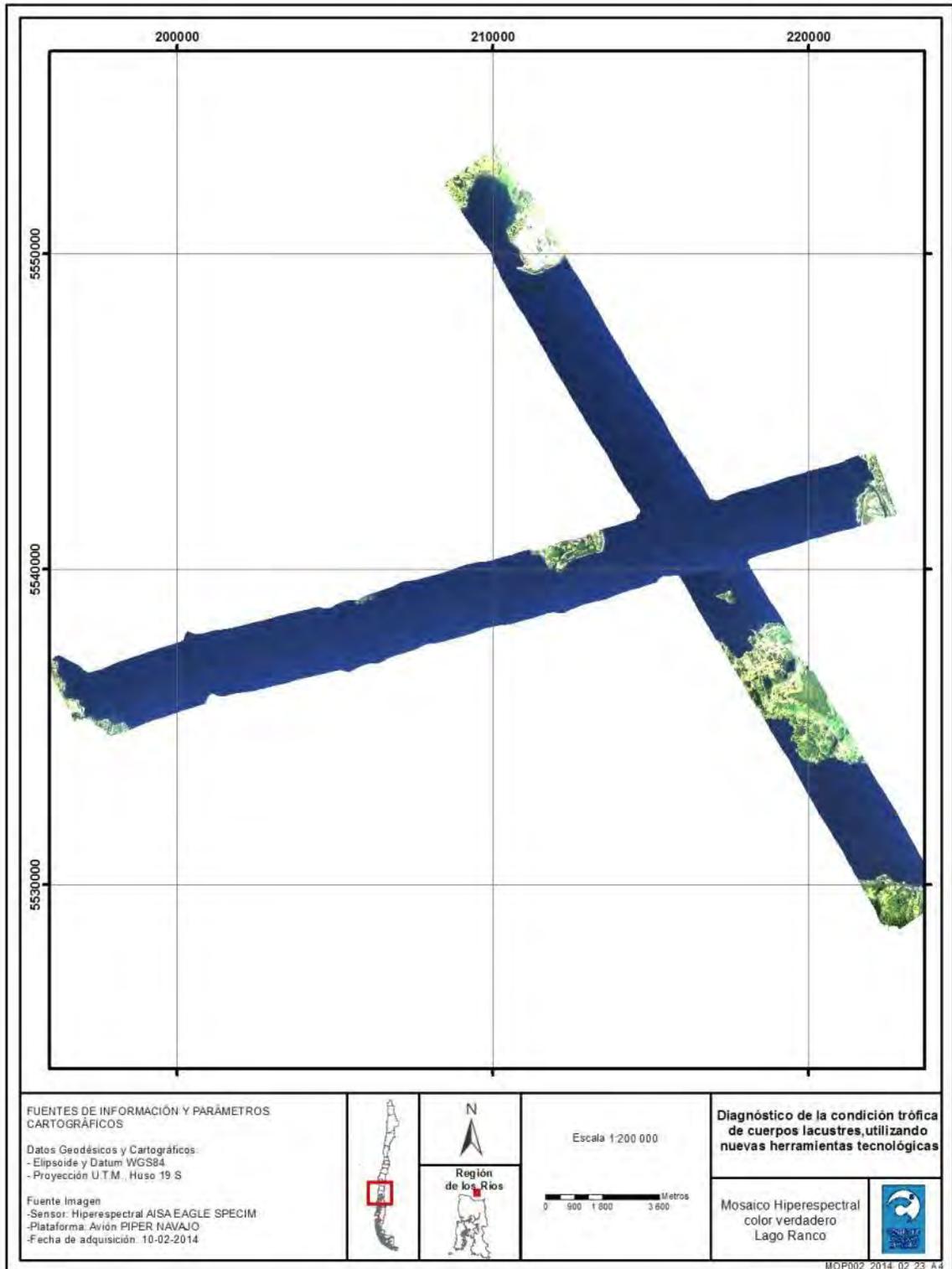


Figura N° 50 Mosaico Hiperspectral color verdadero, perteneciente a Lago Ranco, fecha 10/02/2014.

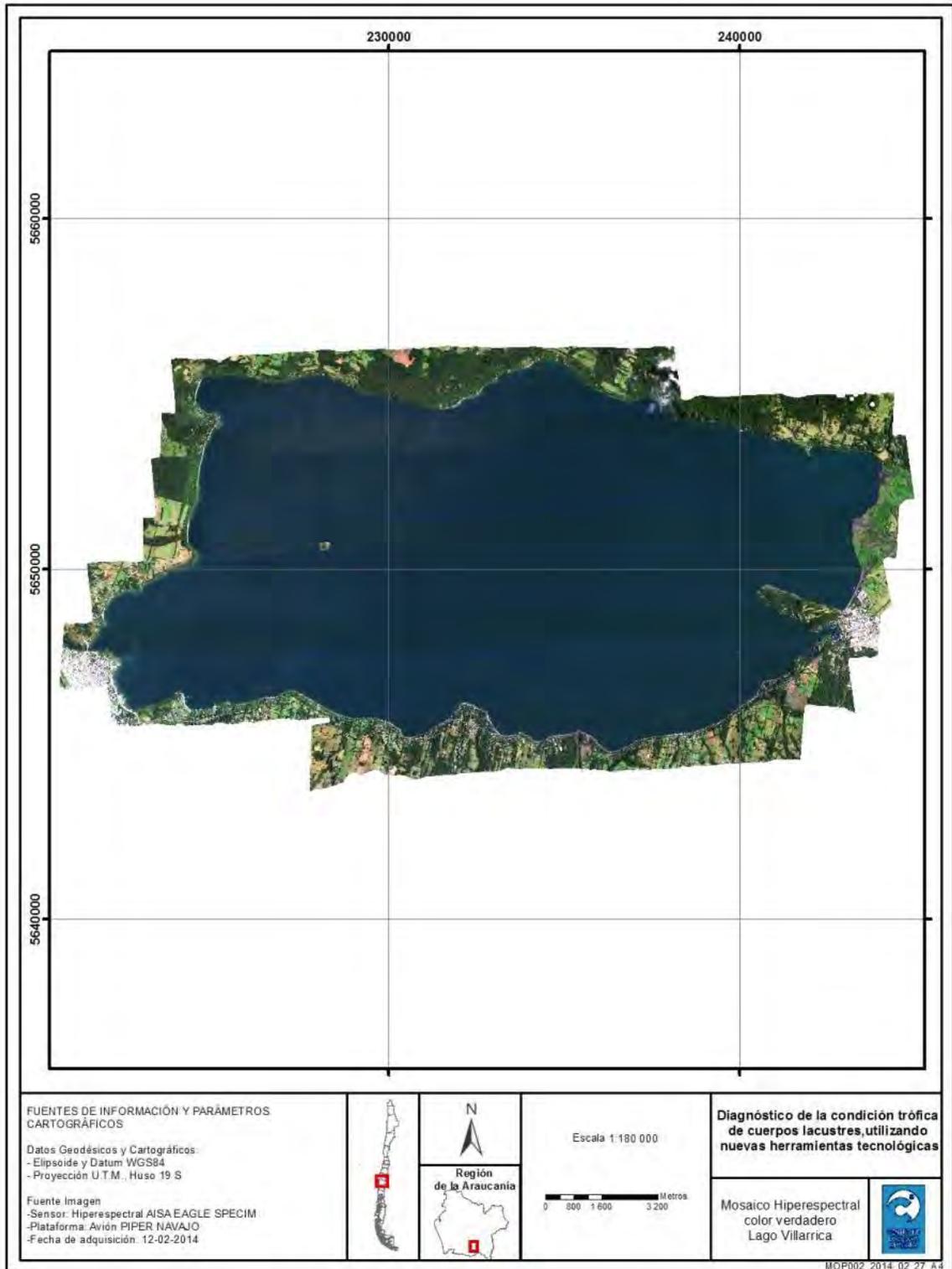


Figura N° 51 Mosaico Hiperespectral color verdadero, perteneciente a Lago Villarrica, fecha 12/02/2014.

4.3.4 FIRMAS ESPECTRALES CON ESPECTRORRADIÓMETRO EN CAMPO (TAREA N°4)

Esta actividad se refiere al levantamiento de información radiométrica en campo. Mediante el estudio de las firmas se puede reconocer la variabilidad natural y características espectrales de los sistemas observados. Esta información es importante para la calibración de imágenes satelitales/aerotransportadas.

Para el estudio de las propiedades radiométricas de los cuerpos acuáticos, se utilizó un espectrorradiómetro portátil ASD-HH2 (**Figura N° 52**) de rango espectral 325-1075 nm (VNIR). El equipo fue usado para medir las propiedades de la capa superficial del agua en las estaciones de monitoreo de los lagos y embalses de la zona central.



Figura N° 52 Espectrorradiómetro ASD HH2, y mediciones en cuerpos acuáticos.

Las firmas de reflectancia superficial han sido utilizadas para apoyar diversas actividades dentro del estudio, entre las que se pueden mencionar: Aportar información para una biblioteca de firmas espectrales, apoyar el análisis de las propiedades del agua y absorción de sus constituyentes, y ser utilizadas como referencia para evaluar desempeño de la corrección atmosférica.

4.3.5 MONITOREO DE APOYO IN-SITU. MUESTREO, ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO Y BIOLÓGICO (TAREA N°5)

Esta actividad corresponde al levantamiento de información en cinco lagos y embalses en la zona central del país (Embalse Rapel, Laguna de Acuelo, Embalse Peñuelas, Embalse el Yeso y Laguna Negra) para establecer correlaciones con información teledetectada.

4.3.5.1 LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN DE CALIDAD DE AGUA

El levantamiento de datos de terreno se realizó entre el 10 y el 17 de diciembre de 2013. Los días fueron escogidos particularmente prefiriendo una condición meteorológica despejada. Se distribuyeron de manera espacialmente heterogénea 10 estaciones de muestreo por cada sistema estudiado. En el caso del sistema Embalse El Yeso, la estación EY10 quedó ubicada en una zona litoral del cuerpo de agua, debido a que la última imagen satelital disponible no mostró el retroceso del espejo de agua. El detalle de las estaciones se muestra en la **Tabla N° 23**.

Tabla N° 23 Sitios de muestreo analizados en el presente estudio, se describe su ubicación geográfica, la fecha y hora de la toma de datos. Datum WGS-84, Huso 19 H.

Cuerpo de Agua		Muestreo		Coordenadas UTM		Altitud
Lugar	Estación	Fecha	Hora	E (m)	N (m)	(m.s.n.m.)
Laguna Aculeo	LA01	10-12-2013	13:30	324750	6252564	347
	LA02	10-12-2013	13:10	324053	6252256	351
	LA03	10-12-2013	12:45	323967	6253225	345
	LA04	10-12-2013	12:15	323239	6252579	345
	LA05	10-12-2013	11:50	322821	6253191	346
	LA06	10-12-2013	11:24	322862	6253977	346
	LA07	10-12-2013	10:55	322055	6253576	338
	LA08	10-12-2013	10:20	321519	6252909	350
	LA09	10-12-2013	9:40	321158	6253749	350
	LA10	10-12-2013	9:10	321296	6254599	350
Embalse El Yeso	EY01	11-12-2013	9:10	398599	6276287	2555
	EY02	11-12-2013	9:50	399236	6275892	2555
	EY03	11-12-2013	10:10	399244	6275142	2549
	EY04	11-12-2013	10:45	400067	6276826	2558
	EY05	11-12-2013	11:05	400231	6276057	2552
	EY06	11-12-2013	11:25	401359	6276940	2548
	EY07	11-12-2013	11:45	401425	6276405	2554
	EY08	11-12-2013	12:10	402208	6276869	2553
	EY09	11-12-2013	12:40	402468	6276952	2555
Laguna Negra	LN01	12-12-2013	13:00	395823	6276751	2694
	LN02	12-12-2013	12:40	395314	6276358	2693
	LN03	12-12-2013	12:20	395967	6275868	2695
	LN04	12-12-2013	12:00	395314	6275800	2694
	LN05	12-12-2013	11:45	395823	6275297	2694
	LN06	12-12-2013	11:25	395237	6276737	2695
	LN07	12-12-2013	10:40	395814	6277370	2693
	LN08	12-12-2013	11:00	395064	6277441	2695
	LN09	12-12-2013	10:00	396052	6278079	2694
	LN10	12-12-2013	9:20	396355	6278908	2693

Cuerpo de Agua		Muestreo		Coordenadas UTM		Altitud
Lugar	Estación	Fecha	Hora	E (m)	N (m)	(m.s.n.m.)
Embalse Rapel	ER01	16-12-2013	15:20	261512	6229948	104
	ER02	16-12-2013	15:50	262335	6227368	106
	ER03	16-12-2013	16:07	263703	6225288	98
	ER04	16-12-2013	16:35	267465	6222424	100
	ER05	16-12-2013	16:50	269118	6220229	97
	ER06	16-12-2013	18:00	271133	6219606	99
	ER07	16-12-2013	18:25	275003	6219203	103
	ER08	16-12-2013	18:40	276935	6219020	107
	ER09	16-12-2013	17:40	270842	6217751	100
	ER10	16-12-2013	17:18	271230	6215693	100
Embalse Peñuelas	LP01	17-12-2013	17:30	265378	6327656	332
	LP02	17-12-2013	17:20	264825	6327815	332
	LP03	17-12-2013	17:10	264284	9328116	330
	LP04	17-12-2013	17:00	264122	9328733	334
	LP05	17-12-2013	16:40	263666	6329202	342
	LP06	17-12-2013	16:20	264458	6329920	340
	LP07	17-12-2013	16:05	264821	6330654	335
	LP08	17-12-2013	15:45	262956	6329480	335
	LP09	17-12-2013	14:25	262980	6330042	333
	LP10	17-12-2013	14:05	262146	6329395	330

La **Figura N° 53** a la **Figura N° 61** muestran los mapas con la ubicación de las estaciones de muestreo y fotografías de terreno.

- **Laguna de Aculeo**

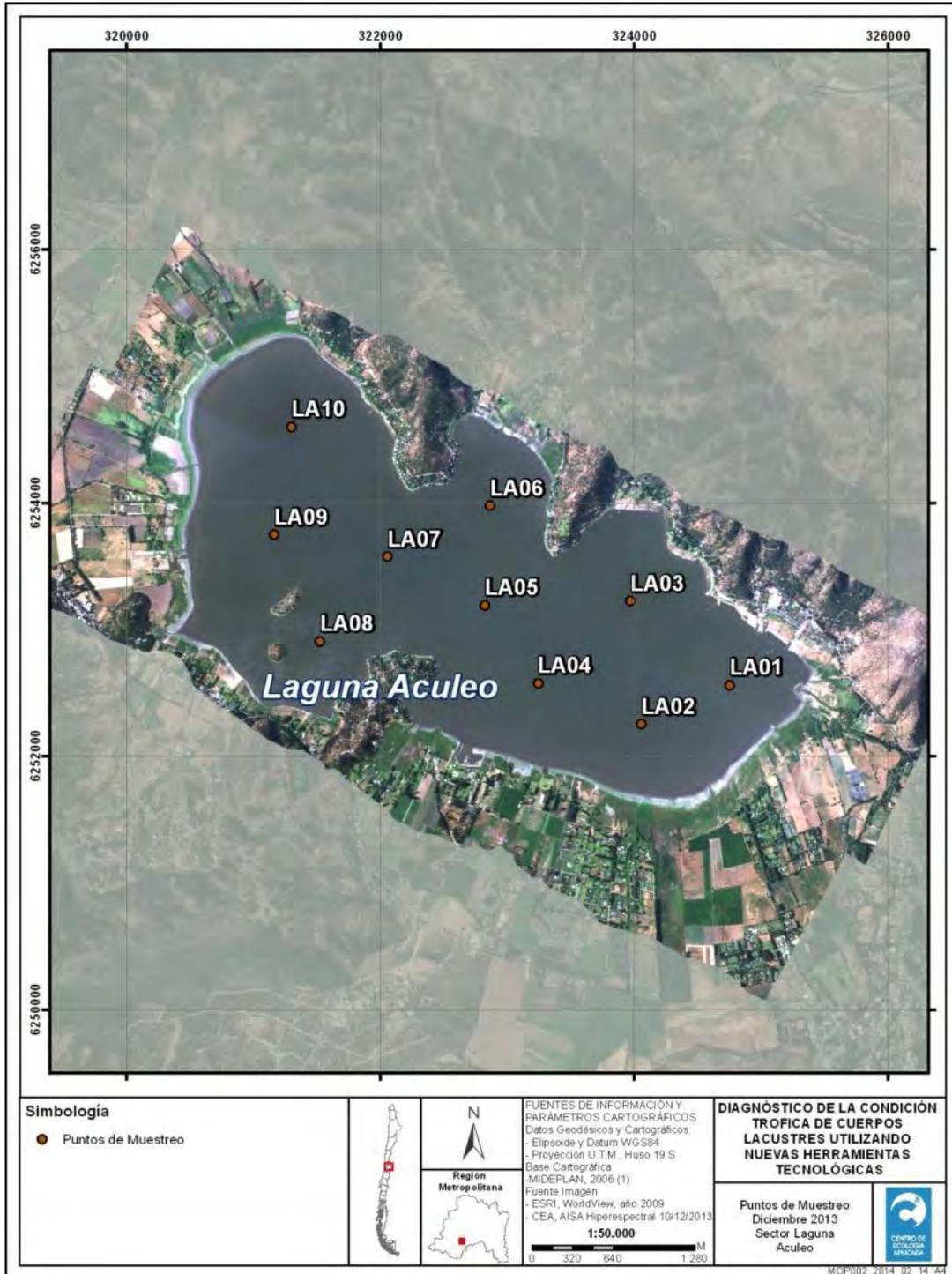


Figura N° 53 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en la Laguna de Aculeo, se muestra proyectada sobre imagen satelital (10 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.



Figura N° 54 Fotografías tomadas en el sector Bahía Pintué en la Laguna de Aculeo durante la jornada de muestreo. (10 de diciembre de 2013).

- **Embalse El Yeso y Laguna Negra**

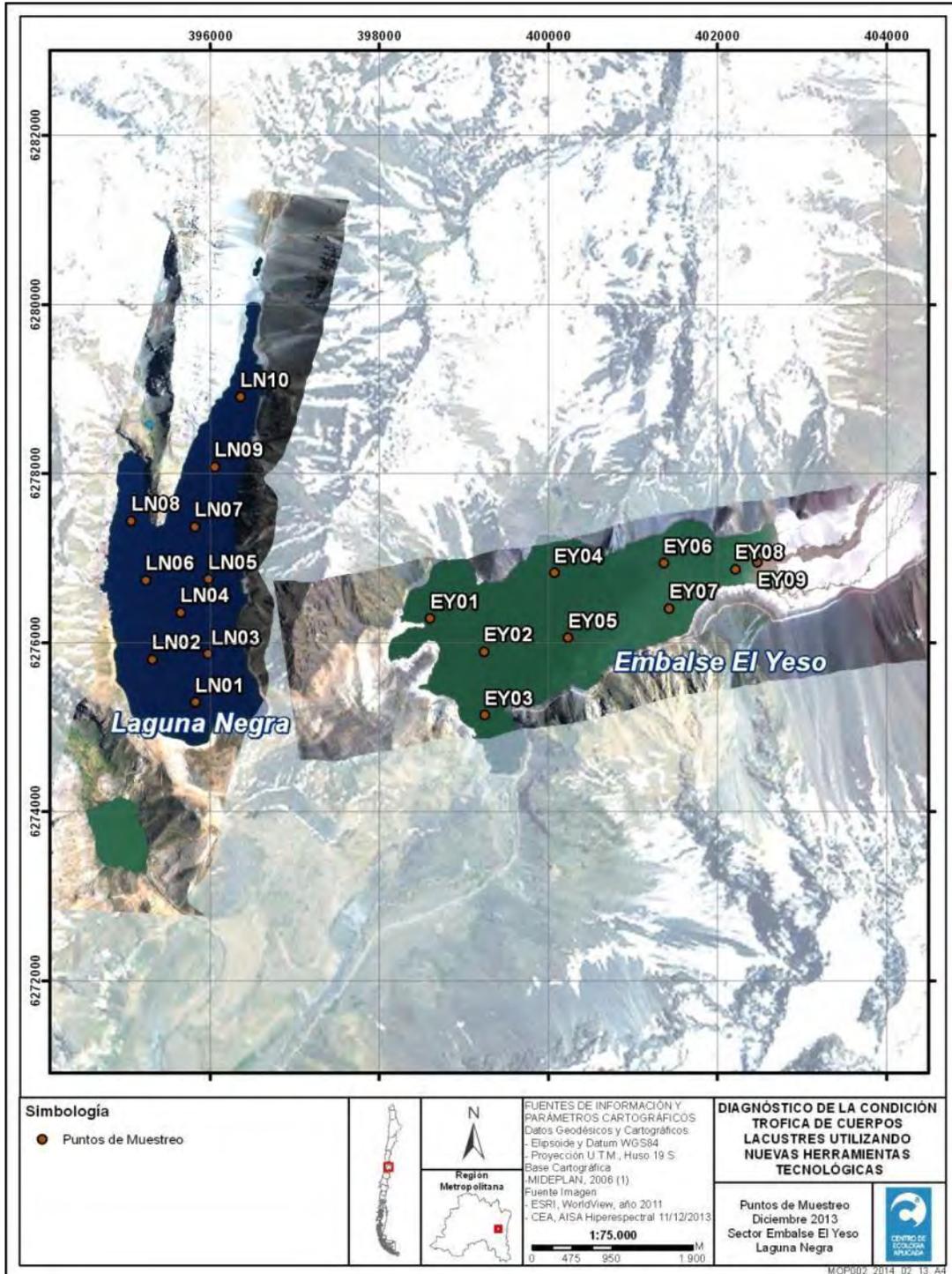


Figura N° 55 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en el Embalse El Yeso, se muestra proyectada sobre imagen satelital (11 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.



Figura N° 56 Fotografías tomadas en el Embalse El Yeso durante la jornada de muestreo (11 de diciembre de 2013).

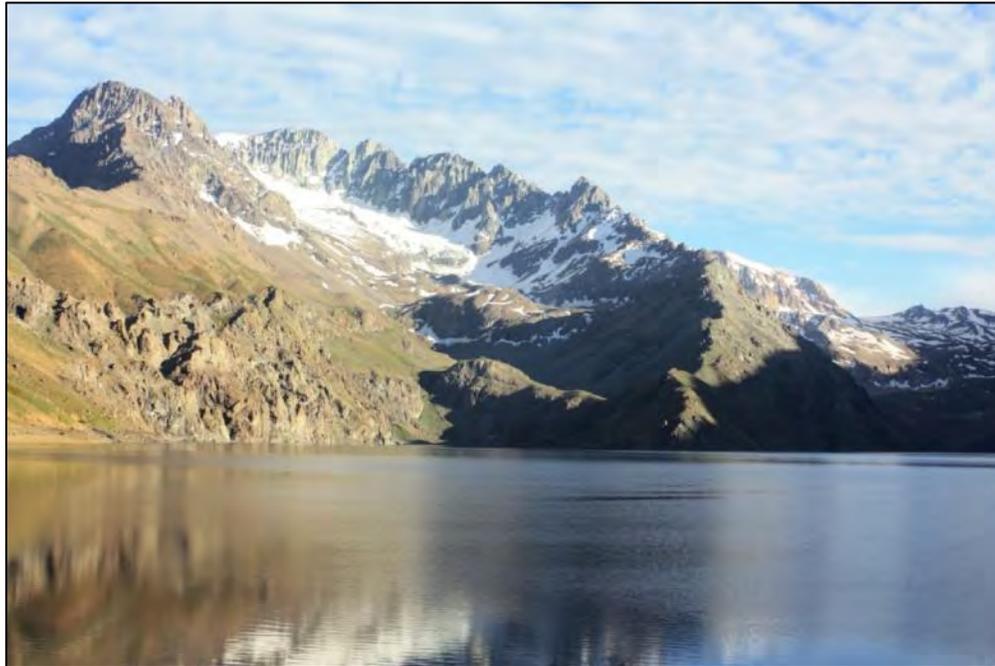


Figura N° 57 Fotografías tomadas en la Laguna Negra durante la jornada de muestreo (12 de diciembre de 2013).

- **Embalse Rapel**

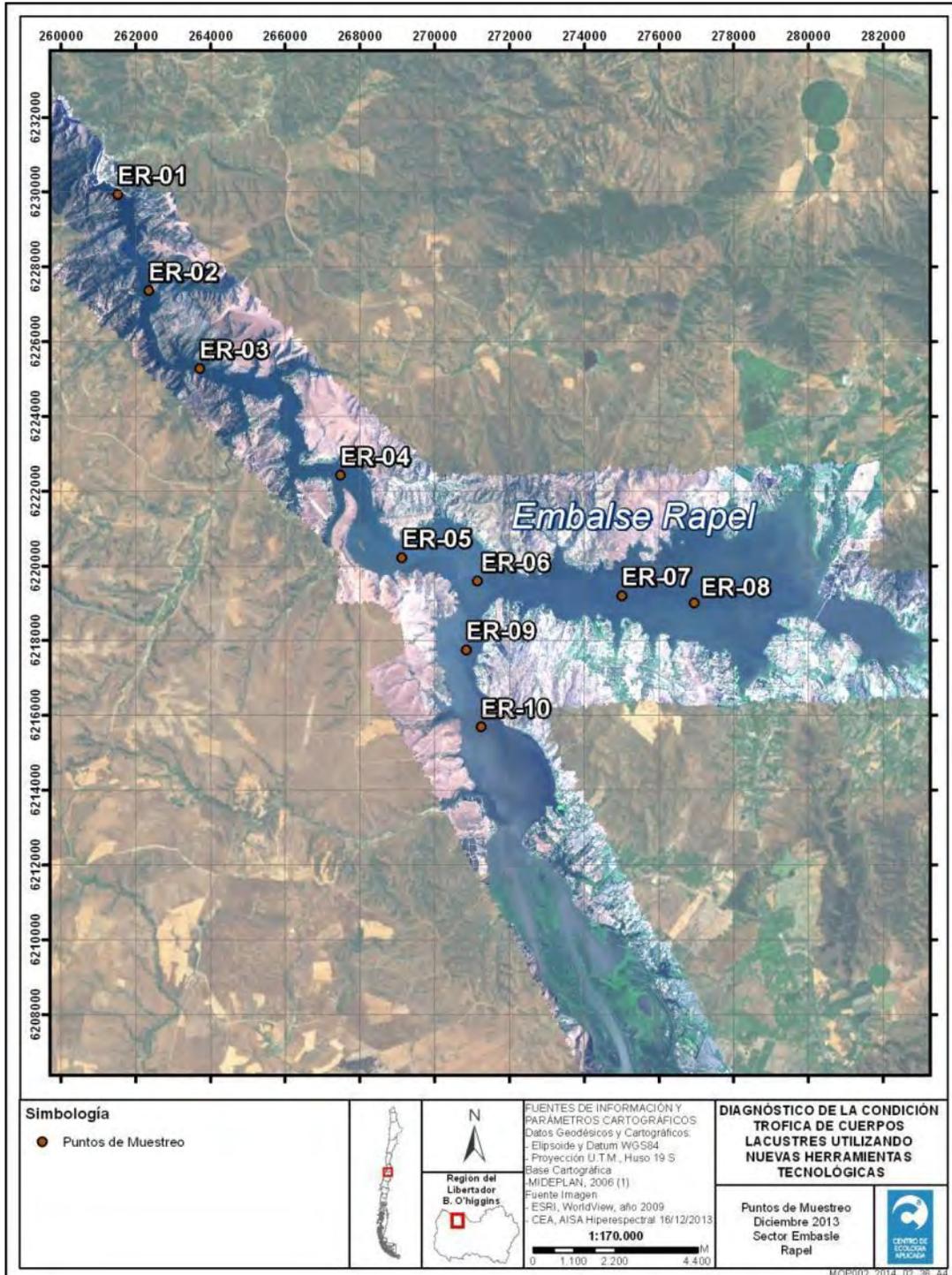


Figura N° 58 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en el Embalse Rapel, se muestra proyectada sobre imagen satelital (16 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.



Figura N° 59 Fotografías tomadas en la zona del muro del Embalse Rapel durante la jornada de muestreo (16 de diciembre de 2013).

- **Embalse Peñuelas**

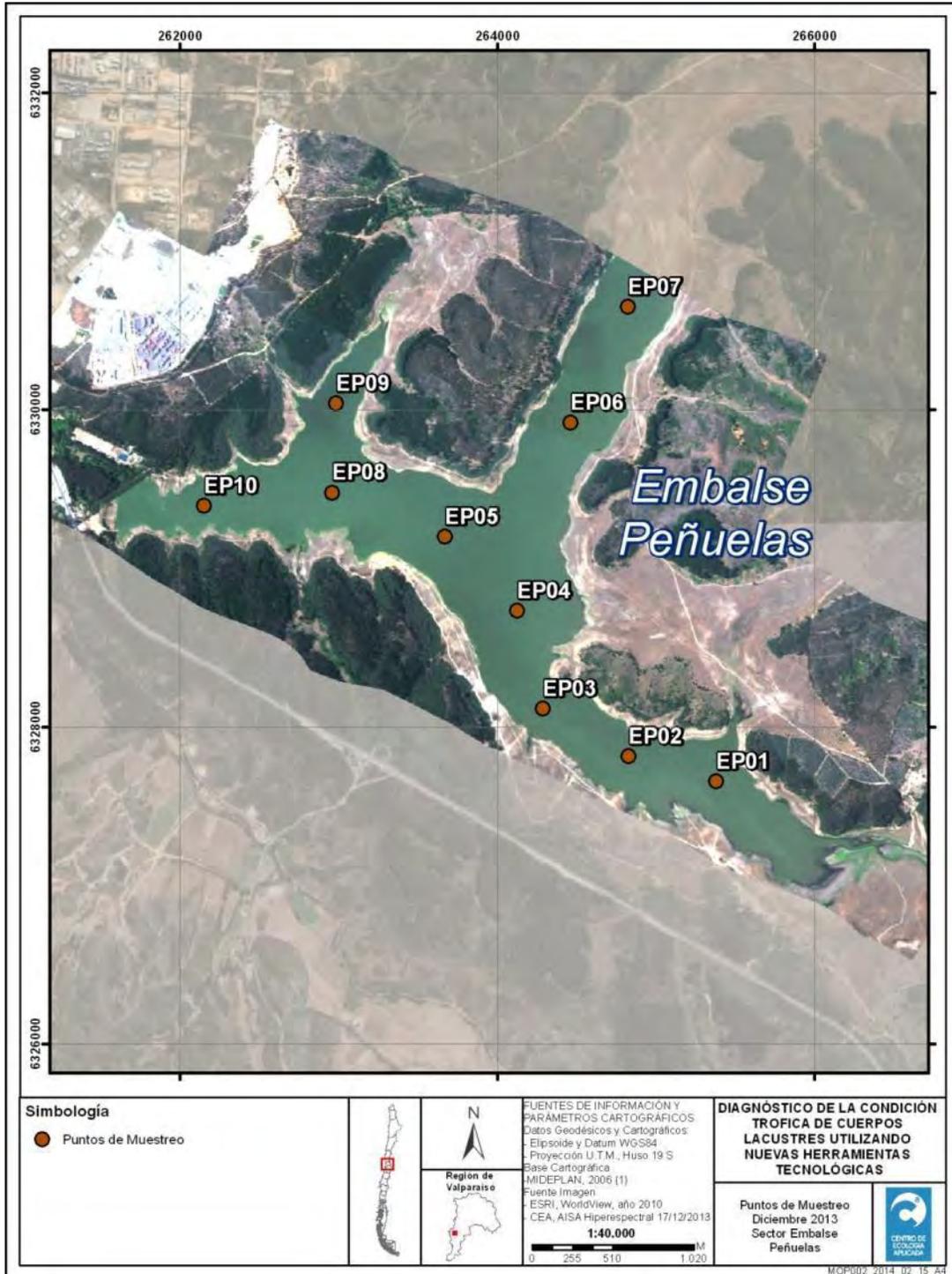


Figura N° 60 Imagen Hiperespectral capturada la jornada de muestreo en el Embalse Peñuelas, se muestra proyectada sobre imagen satelital (17 de diciembre de 2013). Se muestra también la ubicación de las estaciones de monitoreo.



Figura N° 61 Fotografías tomadas en el sector este del Embalse Peñuelas durante la jornada de muestreo (17 de diciembre de 2013).

Se realizó un levantamiento de datos en lagos y embalses, para efectuar una correlación con la información teledetectada. Para esto se llevó a cabo un monitoreo en aguas superficiales (a 0.10 m de profundidad) de parámetros medidos in situ, así como también toma de muestras para posterior análisis de laboratorio. Además se caracterizó la columna de agua realizando perfiles verticales con sonda CTD.

El procedimiento de la toma de muestras y preservación se realizó de acuerdo a lo establecido por *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA-AWWA-WEF, 2005). Los envases para la toma de muestra fueron proporcionados por el laboratorio ambiental del CEA, siguiendo el tipo de envase y el procedimiento de lavado para cada tipo de análisis (APHA-AWWA-WEF, 2005).



Los parámetros y las metodologías asociadas fueron los siguientes:

- Temperatura (°C)
 - o Determinación in situ basado en el Manual de Equipo Multiparamétrico P4 y Multi 340i y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 2520-B
- Oxígeno disuelto (mg/l) y Saturación de oxígeno (%)
 - o Determinación in situ basado en el Manual de Equipo Multiparamétrico P4 y Multi 340i y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 4500-O G.
- Transparencia (m)
 - o Determinación a través de la profundidad en la que un disco Secchi (0,30 m de diámetro) ya no es visible para un observador ubicado en la superficie del agua de Disco Secchi.
- Turbidez (NTU)
 - o Determinación en laboratorio basado en el Manual de Empleo Turbiquant 1000IR, Merck y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 2130-B.
- Sólidos Suspendidos (mg/l)
 - o Determinación en laboratorio según procedimiento establecido en *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 2540-D.
- Nitrógeno Orgánico total (ug/l)
 - o Determinación en laboratorio según Test de N-NH₄, Spectroquant. Nova 60, Merck. Previa digestión.
- Fósforo total (ug/l)
 - o Determinación en laboratorio según procedimiento establecido en *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 4500-P B y E.
- Dirección, Velocidad del viento (m/s) y temperatura del aire (°C)
 - o Determinación in situ a través de la utilización de un termo – anemómetro portátil (Mini Termo-Anemómetro, marca EXTECH INSTRUMENT modelo 45118). Cada valor registrado correspondió a un promedio de 2 minutos de medición continua (± 0.2 m/s, $\pm 1^\circ\text{C}$).
- Clorofila *a* (ug/l)
 - o Procedimiento establecido en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 10200 H.
 - o Determinación con equipo de espectrofluorometría (Fluoroprobe BBE, Moldaenke GMBH), basado en la medición de la excitación de fluorescencia en diferentes longitudes de onda, caracterizando los pigmentos a través del análisis del espectro de excitación. En el **Anexo 6** se presenta una curva de calibración para este instrumento, y en el **Anexo 7** los certificados de laboratorio.

Tabla N° 24 Rango de medición y precisión instrumental asociada a los parámetros medidos en terreno. En el caso de las mediciones en laboratorio se presenta el límite de detección analítico.

Parámetro	Unidad	Rango / Límite de detección	Precisión
Temperatura del Agua	° C	-5.0 - 105.0	± 0.1
Oxígeno Disuelto	mg / L	0.00 - 19.99	± 0.01
Saturación de Oxígeno	%	0.0 - 199.9	± 0.1
Transparencia	m	LD = 0.01	-
Turbidez	NTU	LD = 0.02	-
Sólidos Suspendidos Totales	mg / L	LD = 0.1	-
Nitrógeno Orgánico Total	µg / L	LD = 10	-
Fósforo Total	µg / L	LD = 3	-
Velocidad del Viento	m / s	0.50 - 28.00	± 0.01
Temperatura del Aire	° C	-18.0 - 50.0	± 0.1
Clorofila <i>a</i>	µg / L	LD = 0.1	-

4.3.6 PERFILES CON Sonda CTD MULTIPARAMÉTRICA CIENTÍFICA (TAREA N°6)

Esta actividad considera la medición de perfiles verticales con una sonda multiparamétrica científica para conocer la estructura vertical de los sistemas acuáticos, y así definir la representatividad de las herramientas de teledetección asociada a las capas superficiales.

Para esta tarea se utilizó una sonda CTD científica Idronaut 316+ para perfiles verticales de propiedades de la columna de agua (**Figura N° 62**), que mide y registra la temperatura, profundidad, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, pH, potencial redox, turbidez, irradiancia (medición de luz con sensor LICOR) y fluorescencia de clorofila *a* in-situ (sensor SEAPOINT). El detalle de variables medidas por la sonda CTD, unidad de medida, rango de detección y precisión de las mediciones se indica en la **Tabla N° 25**.

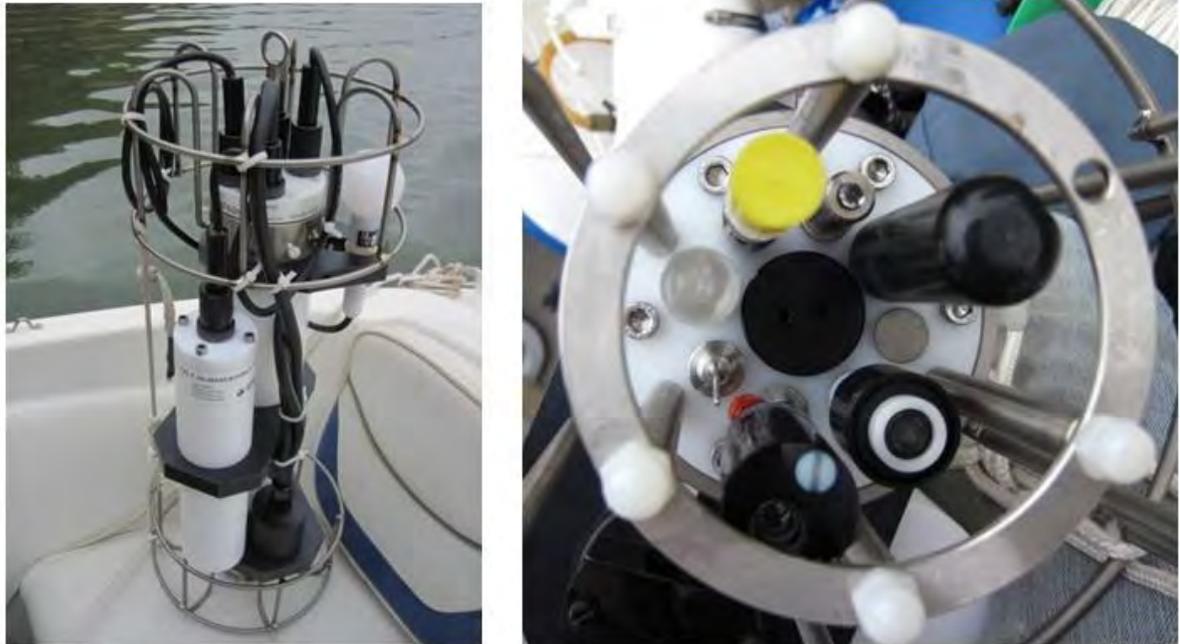


Figura N° 62 Sonda CTD científica para perfiles verticales de propiedades de la columna de agua. Tiene sensores de temperatura, profundidad, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, pH, potencial redox, turbidez, irradiancia y fluorescencia de clorofila *a* in-situ.

Tabla N° 25 Detalle de variables medidas por la sonda CTD.

Variable	Unidad	Rango	Precisión
Presión	dbar	0 a 10000 dbar	0.05% de la escala
Temperatura	°C	-3° a +50° C	0.003 °C
Conductividad	mS/cm	0 a 50 mS/cm	0.003 mS/cm
Salinidad	PSU	2 a 42	ver conductividad
Saturación de Oxígeno	%	0 a 500%	1%
Oxígeno Disuelto	ppm	0 a 50 ppm	0.1 ppm
pH	-	1 a 14	0.01 pH
Redox	mV	-1000 a +1000 mV	1 mV
Clorofila <i>a</i>	µg/L	0.02 - 150 µg/l	0.1 - 0.3 ug/l
Turbidez	FTU	750 FTU (comportamiento lineal)	
Radiación Solar	µmol / (m ² x s)	10000 mmol / (s*m ²) (comportamiento lineal)	

- **Interpretación de los perfiles CTD**

La estructura vertical de la columna de agua de cada uno de los sistemas en estudio fue analizada con la Sonda CTD. Con este instrumento pudo observarse la variación en profundidad de los principales parámetros fisicoquímicos y biológicos en cada sistema lacustre.

Es importante destacar que los datos registrados por este instrumento fueron utilizados principalmente para la caracterización de la columna de agua, más que por los valores absolutos registrados de cada parámetro.

El comportamiento térmico de la columna de agua es el principal indicador del flujo de energía dentro del sistema, y en cuerpos de aguas dulces continentales, es el principal indicador de compartimentalización de la estructura vertical de las características fisicoquímicas (estratificación).

Es a partir del conocimiento de la temperatura del agua en su gradiente vertical que se puede definir el grado de mezcla del sistema. Con esto, la presencia o ausencia de estratificación puede ser la causante de hipoxia (bajas concentraciones de oxígeno disuelto) o anoxia (ausencia de oxígeno disuelto) en aguas profundas, lo que se relaciona con procesos tales como la dinámica de reducción de nutrientes en sedimentos y aguas subyacentes, generación de compuestos tóxicos para la fauna (CH₄ y H₂S), entre otros. Esto también puede verse manifestado en niveles negativos de potencial Redox en el agua y sedimentos.

Es conocida la importancia de la medición de la concentración de oxígeno disuelto en el agua, ya que de la presencia de este compuesto depende principalmente la existencia de biota aeróbica en los sistemas acuáticos (microorganismos, ictiofauna, macrófitas, etc.). Además, este parámetro es un indicador de la producción fotosintética del sistema, por ejemplo, altos niveles de oxígeno pueden estar asociados a altas tasas fotosintéticas y presencia de anoxia puede indicar algún grado de eutroficación por alta actividad descomponedora.

El comportamiento óptico de la columna de agua es de vital importancia para la vida dentro de los sistemas acuáticos puesto que la profundidad de penetración de la luz (medida como transparencia) y la intensidad de la radiación útil para la fotosíntesis (PAR) son factores fundamentales y limitantes para el desarrollo de la actividad productiva primaria.

La turbidez del agua es una medida directa de la concentración de elementos suspendidos que bloquean el paso de la luz, como sedimentos y material suspendido y disuelto, además de zoo y fitoplancton. Estos elementos constituyen un bloqueo a la luz solar y, consecuentemente, evitan, en algún grado, el paso de la PAR, la que los organismos requieren para la fotosíntesis.

Por otra parte, la fluorescencia de clorofila *a* mide la respuesta óptica de los microorganismos fotosintéticos suspendidos en la columna de agua, los cuales estarán presentes a niveles de radiación suficiente, y por ende transparencia y/o turbidez apropiadas.

4.3.7 BOYA CON SENSORES. METEOROLOGÍA, TERMISTORES Y FLUORÓMETRO (TAREA N°7)

Esta tarea busca obtener información para describir temporalmente las variables ambientales, la estructura térmica de los sistemas acuáticos y la dinámica del fitoplancton dentro de un cuerpo lacustre, mediante la implementación de una herramienta de medición remota.

Para adquirir información temporal de las variables mencionadas, se implementó una boya que cuenta con una estación meteorológica con sensores de temperatura del aire, dirección, magnitud del viento y radiación solar. Para describir la estructura térmica se utiliza una cadena de termistores, y para la respuesta biológica del sistema se utiliza un sensor de fluorescencia de clorofila *a in-situ* (ver **Figura N° 63** y **Figura N° 64**).



Figura N° 63 *Izquierda:* Estructura de la boya diseñada para el embalse Rapel. *Derecha:* Sensor fluorómetro Turner para clorofila *a* con sistema de limpieza automático (hydrowiper).

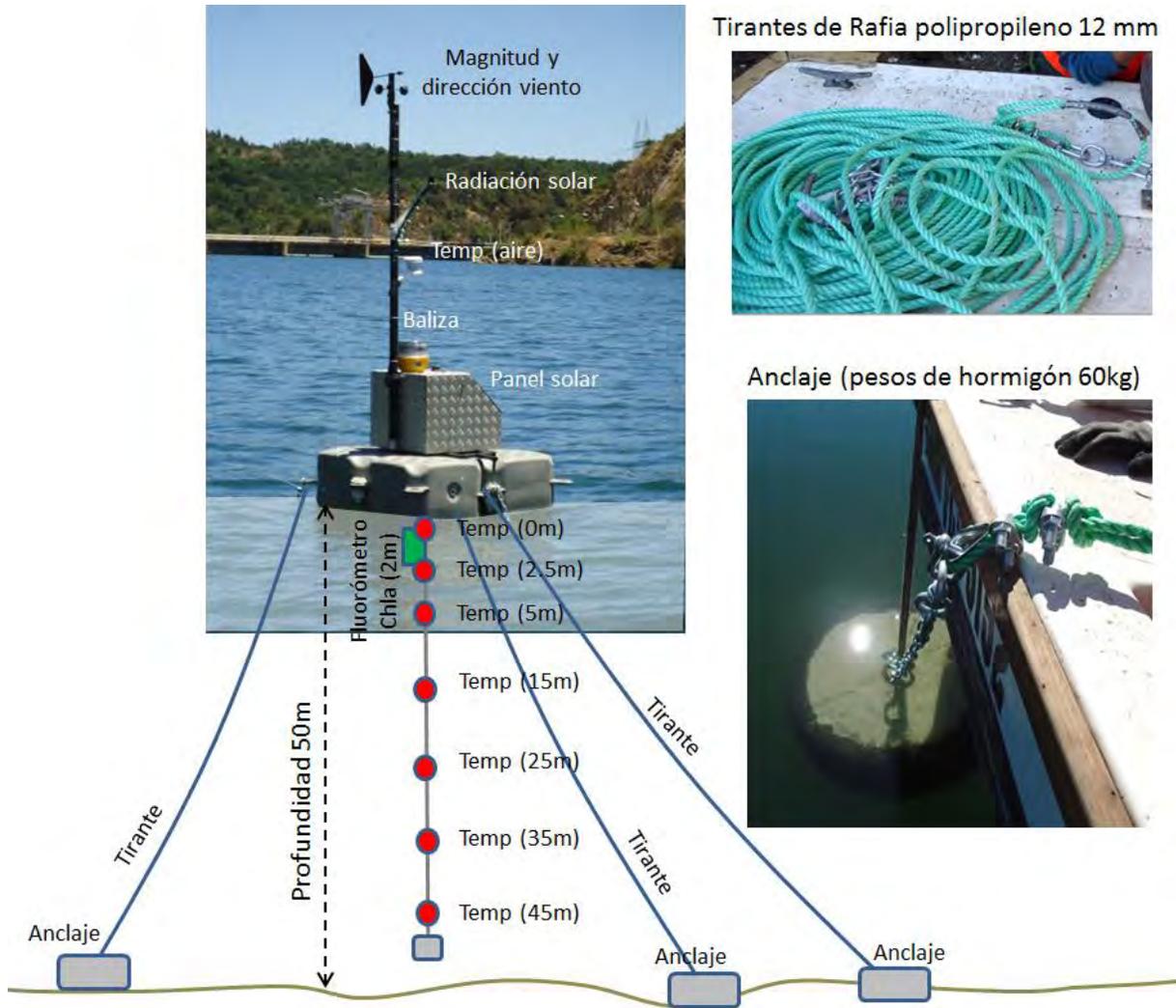


Figura N° 64 Boya telemétrica con sensores instalada en embalse Rapel.

La instalación de la boya se ejecutó el día 27 de diciembre de 2013, durante la mañana (7:30 a las 13:30). La boya se instaló en el sector del Muro del embalse Rapel, que es una de las zonas de mayor profundidad (50 m) y que cuenta con restricción de acceso al público debido a que se localiza dentro de la línea de seguridad de Endesa. En la **Figura N° 65** y **Figura N° 66** se muestra un esquema lateral y una vista en planta de la boya y el sistema de anclaje. En la **Tabla N° 26** se indica el listado de coordenadas. En la **Figura N° 67** y **Figura N° 68** se muestra una fotografía durante el proceso de instalación y la boya ya instalada.

Tabla N° 26 Coordenadas de la boya y sistema de anclaje.

Coordenadas WGS84 Huso 19	UTM E	UTM N
Anclaje1	261461.7	6229987.8
Anclaje2	261390.7	6230058.7
Anclaje3	261364.9	6229961.9
Boya	261405.8	6230002.8

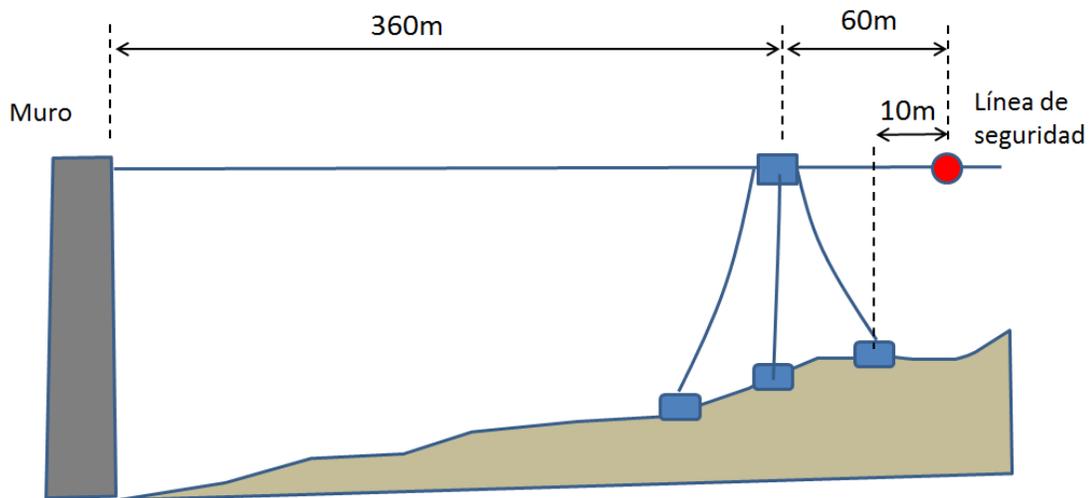


Figura N° 65 Esquema lateral de la boya y sistema de anclaje.



Figura N° 66 Ubicación de la Boya en el sector Muro del Embalse Rapel.



Figura N° 67 Fotografía del sector Muro del Embalse Rapel.



Figura N° 68 Boya telemétrica instalada en embalse Rapel.

Para efectos de seguimiento del funcionamiento de la boya, el sistema transmite información de los sensores mediante telefonía celular cada una hora y cuenta con un sistema activo de alarma en caso de encontrar problemas como: 1) pérdida de comunicación, 2) Batería baja, 3) Memoria baja, y 4) Falla de sensores.

Como medida de avistamiento y seguridad a la navegación, la boya presenta un sistema de baliza solar que se activa en modo nocturno con destello color ámbar de intensidad > 10 cd, 60 destellos por minuto, luz divergente 270° y visibilidad $> 3,6$ km.

4.3.8 TELEMETRÍA DE DATOS VÍA WEB (TAREA N°8)

Para esta actividad se ha implementado un sistema de tecnología telemétrica capaz de disponer datos en tiempo real, accesibles en forma remota mediante plataforma web (**Figura N° 69**).

El dispositivo *datalogger* registra la información de los sensores cada 30 minutos, y cada 1 hora se conecta mediante señal celular GPRS y transmite los datos a un servidor que aloja la información (HOBOLINK). Este servidor mantiene archivos descargables con datos históricos, lecturas recientes, y gráficos de todas las variables a nivel diario, semanal y mensual (**Figura N° 70**).



Figura N° 69 Esquema de transmisión de datos desde el datalogger con módem GPRS y el acceso a los datos mediante un servidor web.

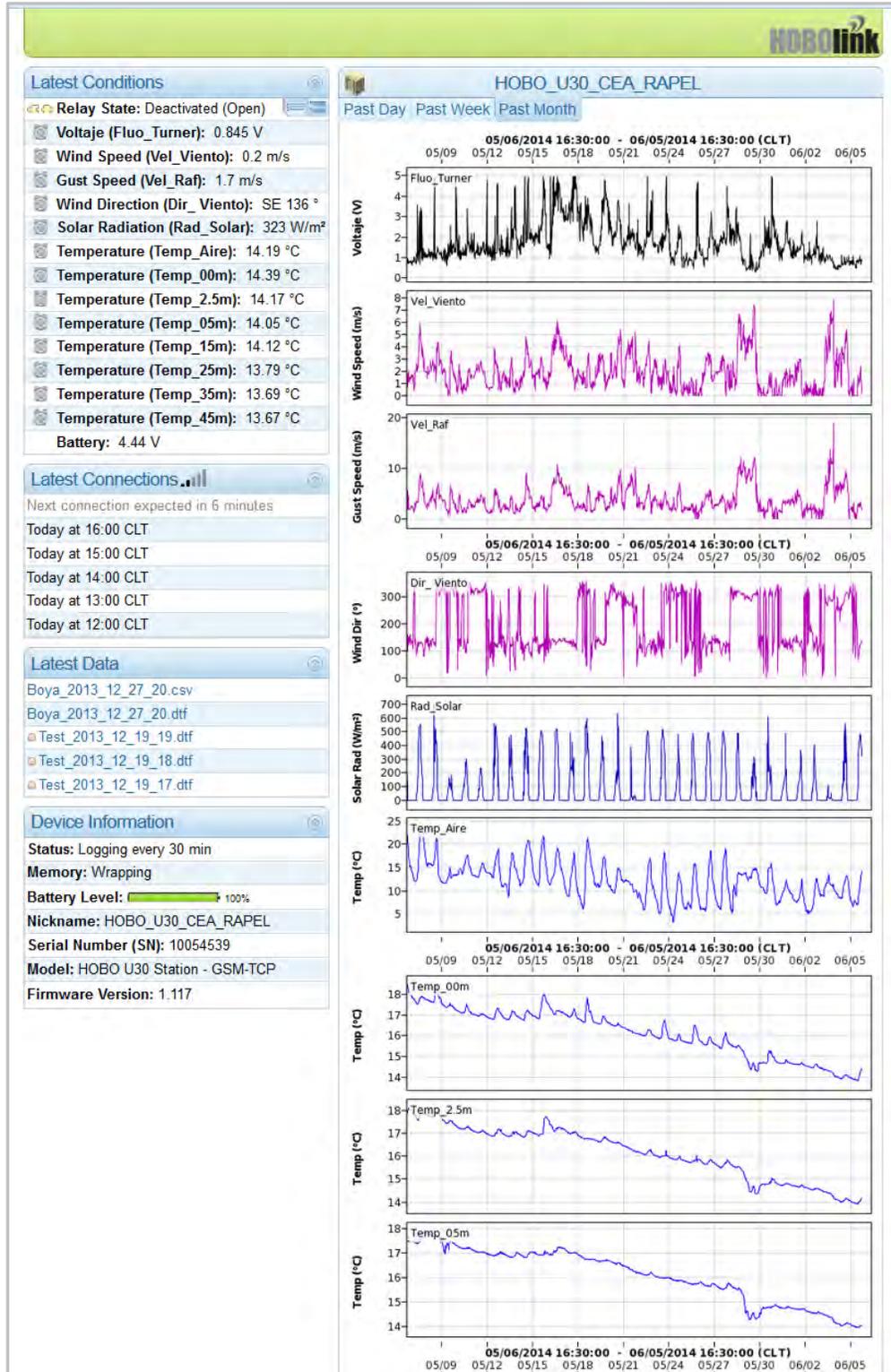


Figura N° 70 Presentación de datos *on-line* de la boya telemétrica en servidor HOBOLink.

4.4 MODELOS DE ESTIMACIÓN DE CLOROFILA Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Para el estudio del estado trófico de cuerpos lacustres mediante el análisis de las características espectrales del agua, se debe considerar que la clorofila **a** presenta máximos de absorción en determinadas longitudes de onda del espectro electromagnético. Las longitudes de onda en que se producen estas absorciones máximas son el rango azul y el rojo (ver **Figura N° 71**), produciendo consecuentemente firmas espectrales de fitoplancton con máximos de reflectancia en los rangos verde e infrarrojo cercano.

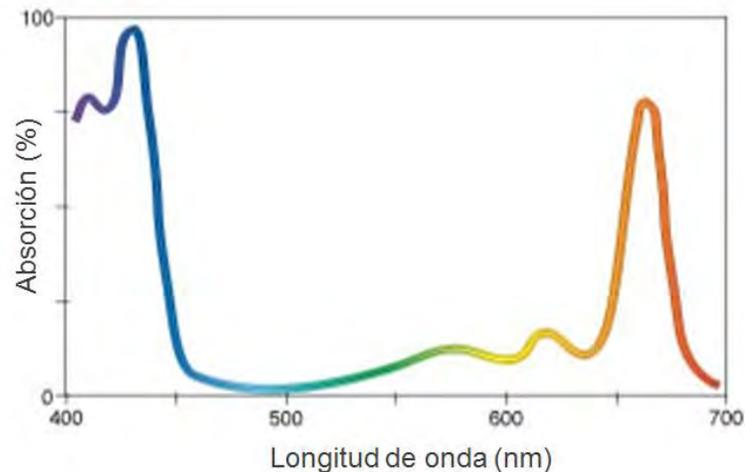


Figura N° 71 Espectro de absorción de clorofila **a**. (fuente: <http://www.giss.nasa.gov/research>).

Para el estudio de aguas Caso-I (sin sólidos suspendidos, sin materia orgánica disuelta y sólo dominadas por fitoplancton), los modelos utilizados se enfocan en cuantificar el máximo de absorción del rango azul. En aguas oligotróficas, se observa que prácticamente toda la energía del rango rojo e infrarrojo es absorbida por el agua, impidiendo que se pueda cuantificar la absorción de la clorofila **a** en el rango rojo.

Para aguas Caso-II la interacción de algunas sustancias ópticamente activas (sólidos suspendidos, materia orgánica disuelta coloreada) interfiere sensiblemente sobre el máximo de absorción del rango azul. La mayor reflectancia de estas firmas permite que el máximo de absorción del rango rojo se pueda distinguir a medida que la clorofila **a** aumenta en concentración, y en consecuencia, pueda ser utilizado como un predictor de su concentración.

La estimación de sólidos suspendidos mediante teledetección se basa en que cambios de concentración aumentan la turbidez e incrementan la cantidad de energía retrodispersada de los cuerpos de agua. Los sensores ópticos pueden detectar los cambios de reflectancia, en bandas como el rango verde, rojo o infrarrojo cercano, y utilizar esta información en modelos de estimación de sólidos suspendidos.

Al observar las firmas espectrales adquiridas con las imágenes satelitales y vuelos hiperspectrales, se puede encontrar una importante heterogeneidad de respuestas entre los lagos estudiados. En la

Figura N° 72 se muestran las firmas espectrales de los cuerpos lacustres, y se señala la ubicación de las longitudes de onda más relevantes que podrían permitir estimar el grado de absorción o reflectancia producida por los constituyentes ópticamente activos del agua considerados en el estudio (Chla y SS).

En el **Anexo 15** se realiza un análisis de las firmas espectrales de laboratorio, de campo y teledetectadas en que se verifican los rango de longitudes de onda más sensibles a la variación de clorofila **a** y sólidos suspendidos.

En las imágenes hiperespectrales se pueden aplicar modelos para estimación de clorofila **a** para aguas Caso-I, que se enfocan en la absorción del rango azul (longitudes de onda 443, 490 y 550 nm; Hooker. 2000). En aguas Caso-II se pueden utilizar modelos que se enfocan en la absorción del rango rojo, mediante la elección de longitudes de onda específicas que puedan describir la absorción de la clorofila **a** de acuerdo a lo que muestran las firmas espectrales que han sido adquiridas (Ej: longitudes de onda 665, 681 y 709 nm). Los sólidos suspendidos podrían correlacionarse con longitudes de onda del rango, verde rojo o infrarrojo cercano.

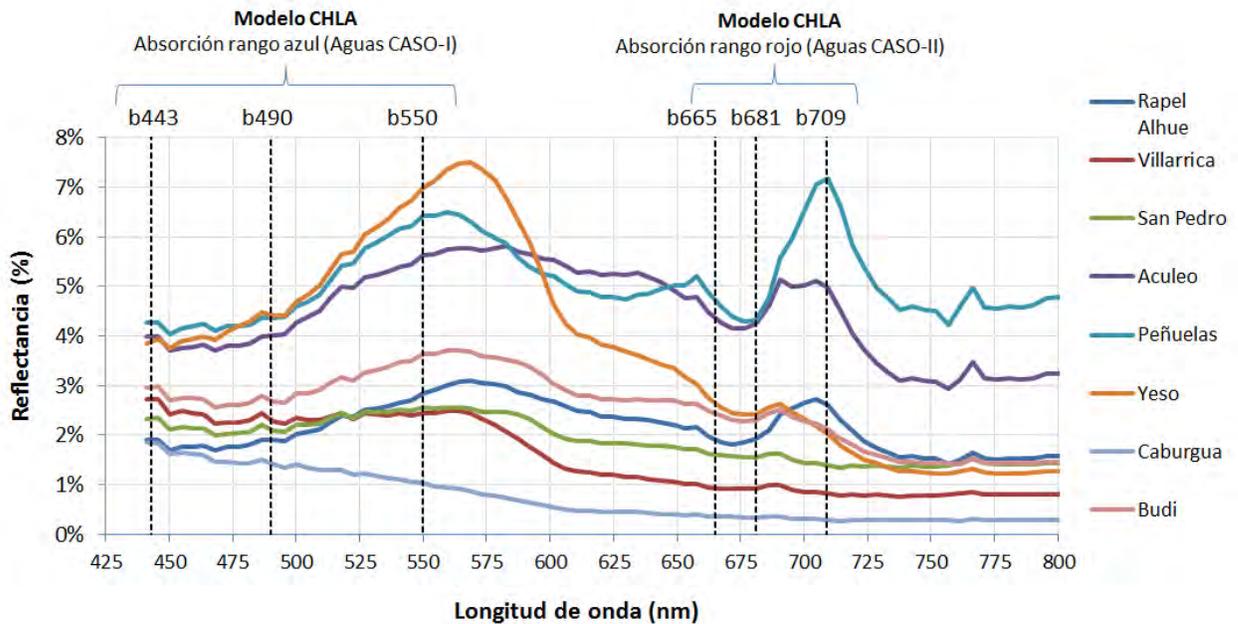


Figura N° 72 Firmas espectrales de imágenes hiperespectrales y longitudes de onda específicas que pueden ser utilizadas para la aplicación de modelos de estimación de clorofila **a**.

En las imágenes satelitales multiespectrales se cuenta con información espectral más gruesa (anchos de banda de 30 a 60 nm), agrupada en rango de longitudes de onda que componen bandas de colores (1=azul, 2=verde, 3=roja, 4=infrarroja cercana). La distribución de estas bandas omite un rango entre el límite superior del rojo (670 nm) y el límite inferior del infrarrojo cercano (850 nm), donde se manifiesta la mayor diferencia de reflectancia de máximo de absorción del rango rojo. Debido a esto, los modelos de clorofila **a** utilizan principalmente combinaciones de bandas que se correlacionan con la absorción del rango azul.

En la **Figura N° 73** se muestran las firmas espectrales de los cuerpos lacustres, y se señala la ubicación de las longitudes de onda más relevantes que pueden permitir la estimación de clorofila *a*.

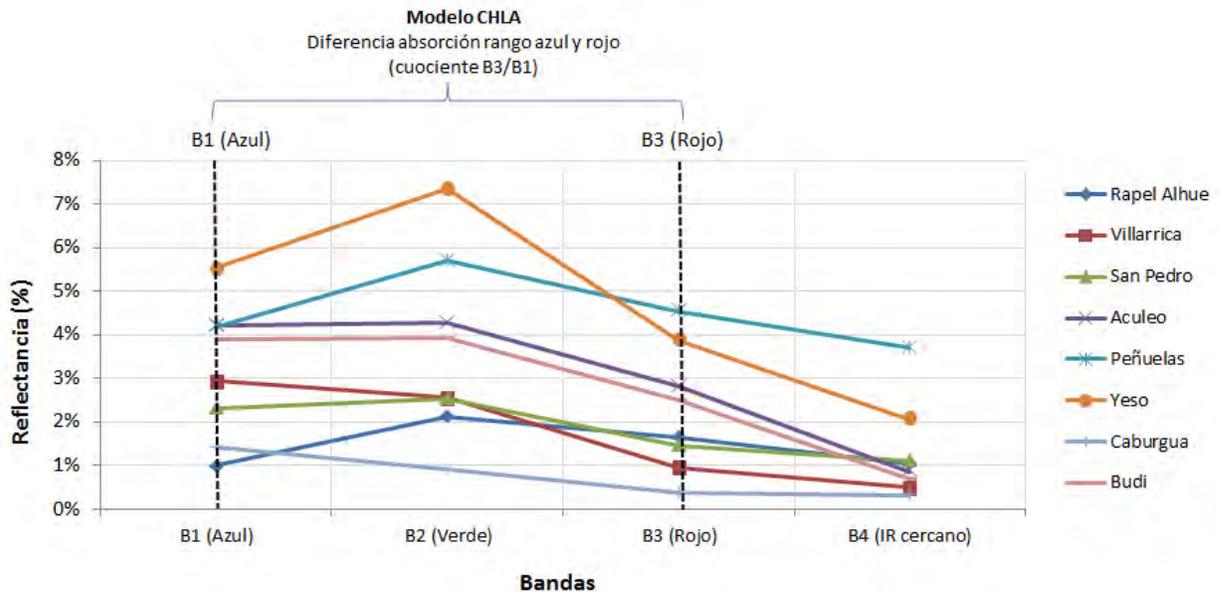


Figura N° 73 Firmas espectrales de imágenes satelitales multispectrales y bandas utilizadas para la aplicación de modelos de estimación de clorofila *a*.

Basándose en los modelos aplicados en la literatura (**Tabla N° 27**), se escogieron diversos modelos que tienen por objetivo predecir la concentración de clorofila *a* y sólidos suspendidos en cuerpos lacustres, mediante la aplicación de técnicas de teledetección de imágenes hiperespectrales aéreas y multispectrales satelitales.

De la revisión de modelos de estimación de clorofila *a*, se distinguen dos grupos principales en los que se pueden clasificar los modelos: 1) Rango de absorción Azul/ Verde y 2) Rango de absorción rojo/infrarrojo cercano (Odermatt *et al* 2012).

Con el fin de comparar las capacidades radiométricas de las plataformas de teledetección, en algunos casos las firmas hiperespectrales fueron promediadas (en porciones del espectro verde, azul rojo e infrarrojo cercano) para simular una resolución multispectral equivalente.

En la **Tabla N° 27** se presentan los modelos adaptados en el estudio, mostrando la variable independiente (variable óptica: bandas, valores o rangos de reflectancia) utilizada para la estimación de la variable dependiente (calidad de agua: clorofila *a* y sólidos suspendidos). Para ajustar los coeficientes que permiten relacionar directamente la variable estimada con la variable medida, se realizó una calibración de datos de clorofila *a* y sólidos suspendidos con datos de campo locales (**Tabla N° 29**). Para encontrar estos coeficientes se estableció una correlación de la variable estimada v/s la variable medida, y se calcularon las constantes de la curva que pudieran satisfacer la condición de pendiente 1:1 entre las variables. En el **Anexo 16** se detallan los valores numéricos para cada modelo de estimación de parámetros de calidad de agua.

Tabla N° 27 Modelos de clorofila *a* y sólidos suspendidos adaptados en el estudio

Modelo Clorofila <i>a</i> adaptado en este estudio	Referencias
Multiespectral B_3/B_1	<i>Sass et al. (2007), Allan et al (2007)</i>
Multiespectral B_2/B_1	<i>Adaptado de Hooker et al (2000)</i>
Hiperespectral $\max(R_{681} \text{ a } R_{709}) - \min(R_{665} \text{ a } R_{681})$	<i>Gitelson (1992); Gitelson et al. (2009)</i>
Hiperespectral $\max(R_{681} \text{ a } R_{709}) / \min(R_{665} \text{ a } R_{681})$	<i>Thiemann y Kaufmann, (2002); Chipman et al (2009), Harma et al (2001); Kallio (2003)</i>
Hiperespectral $(R_{665-675}^{-1} - R_{705-725}^{-1}) \cdot (R_{730-755})$	<i>Chipman et al (2009); Moses (2012); Zimba y Gitelson (2006)</i>
Hiperespectral (AISA) OC3M $10^{a_0+a_1*x+a_2*x^2+a_3*x^3+a_4*x^4}$ Donde $x = \log 10 \left(\frac{\max(R_{443}, R_{490})}{R_{550}} \right)$, $a_i = \text{coeficientes de ajuste}$	<i>Hooker et al (2000)</i>
Modelo Sólidos suspendidos adaptado en este estudio	Referencias
Multiespectral B_i donde $i = 1 \text{ a } 4$ con $1=\text{azul}$, $2=\text{verde}$, $3=\text{rojo}$ y $4=\text{infrarrojo cercano}$	<i>Ostlund et al (2001); Dekker et al (2001)</i>
Hiperespectral R_i donde $i = 400 \text{ a } 900 \text{ nm}$	<i>Flink et al (2001); Ostlund et al (2001)</i>
Hiperespectral $(R_{730-740})/(R_{540-560})$	<i>Chipman et al (2009)</i>

4.5 EVALUACIÓN DE LOS MODELOS DE ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA

Para evaluar la calibración y desempeño del modelo se consideró el uso de una metodología utilizada por diversos investigadores en este tipo de estudios (Harma *et al*, 2001; Kallio *et al*, 2003; Gitelson *et al*, 2007; Chipman *et al*, 2009, y Bhatti *et al*, 2010). Esta se basa en el cálculo del coeficiente de determinación r^2 sobre una relación exponencial o lineal (variable medida v/s variable estimada), en tanto, que la validación del modelo se realizó mediante una cuantificación del error, en que se utiliza el error cuadrático medio (de sus siglas en inglés, RMSE). Para ello se consideraron las siguientes expresiones:

$$\text{Coeficiente de determinación } r^2 = \frac{(\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}))^2}{\sum(x_i - \bar{x})^2 \sum(y_i - \bar{y})^2}$$

$$\text{Error cuadrático medio } RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum(y_i - x_i)^2}$$

Donde, x_i son los valores medidos, y_i son los valores estimados de la variable, \bar{x} es el valor promedio de las mediciones, \bar{y} es el valor promedio de los valores estimados y n es el número de datos.

Con el fin de clasificar los modelos según el desempeño de su correlación con los datos de campo, se revisaron diversos modelos recopilados en la literatura (Odermatt *et al*, 2012) que indican sus valores de coeficiente de determinación r^2 .

En base a los datos de desempeño de estos modelos se determinó un promedio y desviación estándar para clorofila **a** ($n=20$; promedio $r^2=0.75$; desviación estándar $r^2=0.13$) y para sólidos suspendidos **a** ($n=10$; promedio $r^2=0.83$; desviación estándar $r^2=0.09$) que permiten proponer una clasificación de referencia. De acuerdo a esto, se realizó una subdivisión en tres rangos (alto, medio y bajo) estableciendo como criterio usar límites de r^2 según el promedio ± 1 desviación estándar, según se muestra en la **Tabla N° 28**.

Como criterio de validación de los modelos de estimación de clorofila **a** se consideró descartar los modelos que presentaran los mayores errores de predicción en base al valor RMSE, y que sus errores fuesen mayores que el rango oligotrófico (>3.5 ug/l).

Tabla N° 28 Criterio de desempeño según valor de coeficiente de determinación r^2

Desempeño*	Coeficiente de determinación r^2	
	Clorofila a	Sólidos Suspendidos
Alto	> 0.88	> 0.92
Medio	$0.62 - 0.88$	$0.74 - 0.92$
Bajo	< 0.62	< 0.74

*Elaboración propia CEA, en base a datos de Odermatt *et al* 2012.

Para la aplicación del modelo de clorofila **a** y estimación del estado trófico, la información de campo disponible se subdividió en dos grupos que fueran equivalentes en términos geográficos, para lo cual se utilizó el criterio de ecorregión. Esta división permitió realizar una calibración del modelo de estimación con un grupo de datos (ver **Tabla N° 29**), y realizar la estimación del error y validación del modelo con un grupo de datos independiente.

Para la aplicación de los modelos de clorofila **a** en la Red de Lagos DGA, se consideró subdividir los cuerpos lacustres en dos grupos: 1) Todos los cuerpos lacustres, y 2) Sólo los cuerpos lacustres con estados oligotróficos o mesotróficos (asociado a la clorofila **a** superficial estival más reciente, que fuese < 9 ug/l).

A continuación se muestra el detalle de los grupos de datos para calibración y validación para clorofila **a** y sólidos suspendidos. Los datos utilizados corresponden a promedios de estaciones superficiales, de verano de las últimas campañas disponibles, según se indica en las siguientes **Tabla N° 29** y **Tabla N° 30**. En el **Anexo 11** se detallan los datos utilizados provenientes de la base de datos de la Red de Lagos DGA.

Tabla N° 29 Información de cuerpos lacustres para modelo de clorofila *a*, agrupada en datos para: 1) Calibración y, 2) Validación.

1) Datos para Calibración					
Cuerpo Lacustre	Ecorregión**		Información***	Subsector	Clorofila <i>a</i> (ug/l)
Rapel	Mediterránea	De valle	CEA, 2013*	Alhué	7.40
				Muro	2.90
				Balsas	4.60
L. Negra	Mediterránea	Andino	CEA, 2013*		0.10
Peñuelas	Mediterránea	Costeros	CEA, 2013*		39.20
Vichuquén	Mediterránea	Costeros	DGA verano 2013		10.76
Villarrica	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2013		3.91
Caburgua	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2013		0.43
Ranco	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2013		0.46
Llanquihue	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2013		0.29
Puyehue	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2013		0.72
2) Datos para Validación					
Cuerpo Lacustre	Ecorregión**		Información	Subsector	Clorofila <i>a</i> (ug/l)
Aculeo	Mediterránea	De valle	CEA, 2013*		5.40
Yeso	Mediterránea	Andino	CEA, 2013*		3.20
Lanahue	Mediterránea	Costeros	DGA verano 2012	Centro	1.60
				Manzano	7.90
San Pedro	Mediterránea	Costeros	DGA verano 2012		3.15
Calafquén	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2012		0.60
Riñihue	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2012		0.25
Panguipulli	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2012		0.93
Todos los Santos	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2011		0.30
Chapo	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2011		2.50
Rupanco	Valdivianos	Araucanos	DGA verano 2013		0.65

*Presente estudio, monitoreo diciembre 2013; **Universidad de Chile (2010 y 2011), adaptado de Abell *et al.* (2008);

Tabla N° 30 Información de cuerpos lacustre para modelo de Sólidos suspendidos.

Datos para Calibración de Sólidos Suspendidos					
Cuerpo Lacustre	Ecorregión**		Información	Subsector	Sólidos Suspendidos (mg/l)
Rapel	Mediterránea	De valle	CEA, 2013*	Alhué	8
				Muro	2.2
				Balsas	12.3
Aculeo	Mediterránea	De valle	CEA, 2013*		13.5
Peñuelas	Mediterránea	Costeros	CEA, 2013*		19.6
Yeso	Mediterránea	Andino	CEA, 2013*		4.5
L. Negra	Mediterránea	Andino	CEA, 2013*		0.4

*Presente estudio, monitoreo diciembre 2013; **Universidad de Chile (2010 y 2011), adaptado de Abell *et al.* (2008)

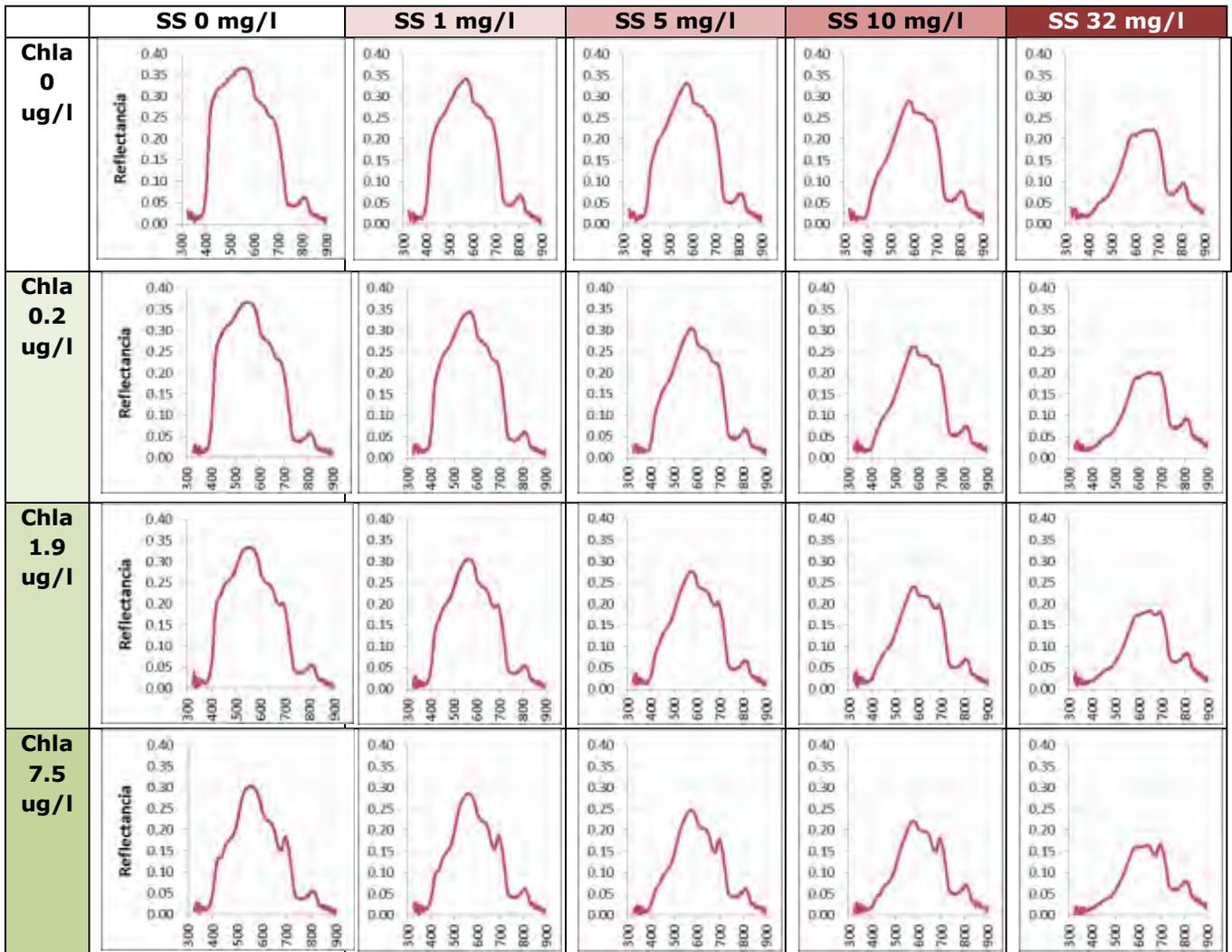
5 RESULTADOS

En el presente capítulo se muestran los resultados obtenidos con las actividades de adquisición de datos, y también el resultado del análisis integrado de los diferentes diseños experimentales.

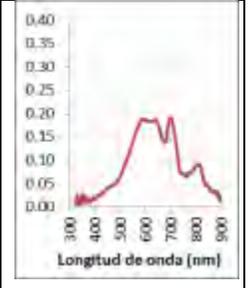
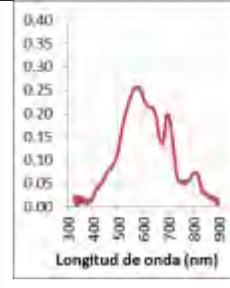
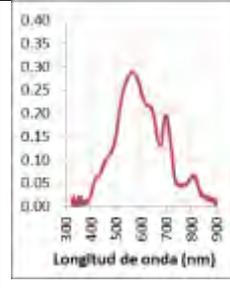
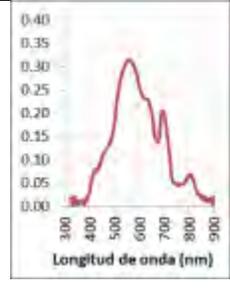
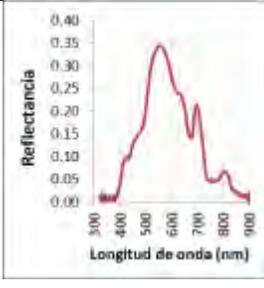
5.1 ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES DEL AGUA EN CONDICIONES CONTROLADAS

Los resultados de las firmas espectrales de reflectancia v/s longitud de onda se muestran en la siguiente **Figura N° 74**, en que las filas representan aumento del nivel de clorofila *a*, y las columnas representan el aumento de sólidos suspendidos. Los datos se presentan en el **Anexo 13** y en el **Anexo 15** se realizó un análisis detallado de las firmas espectrales.

Figura N° 74 Firmas espectrales de muestras de agua con mezcla de constituyentes Chla y SS



**Chla
18
ug/l**



5.2 PERCEPCIÓN REMOTA MULTIESPECTRAL SATELITAL

5.2.1 IMÁGENES LANDSAT

Las firmas espectrales obtenidas mediante teledetección multiespectral LANDSAT en cada cuerpo lacustre se muestran en la **Figura N° 75**. El detalle de las firmas espectrales se incluye en el **Anexo 12**, donde se presentan tablas con los valores numéricos de reflectancia asociados a los polígonos considerados, indicando su valor promedio y desviación estándar (promedio +1 D.E. y promedio -1D.E.).

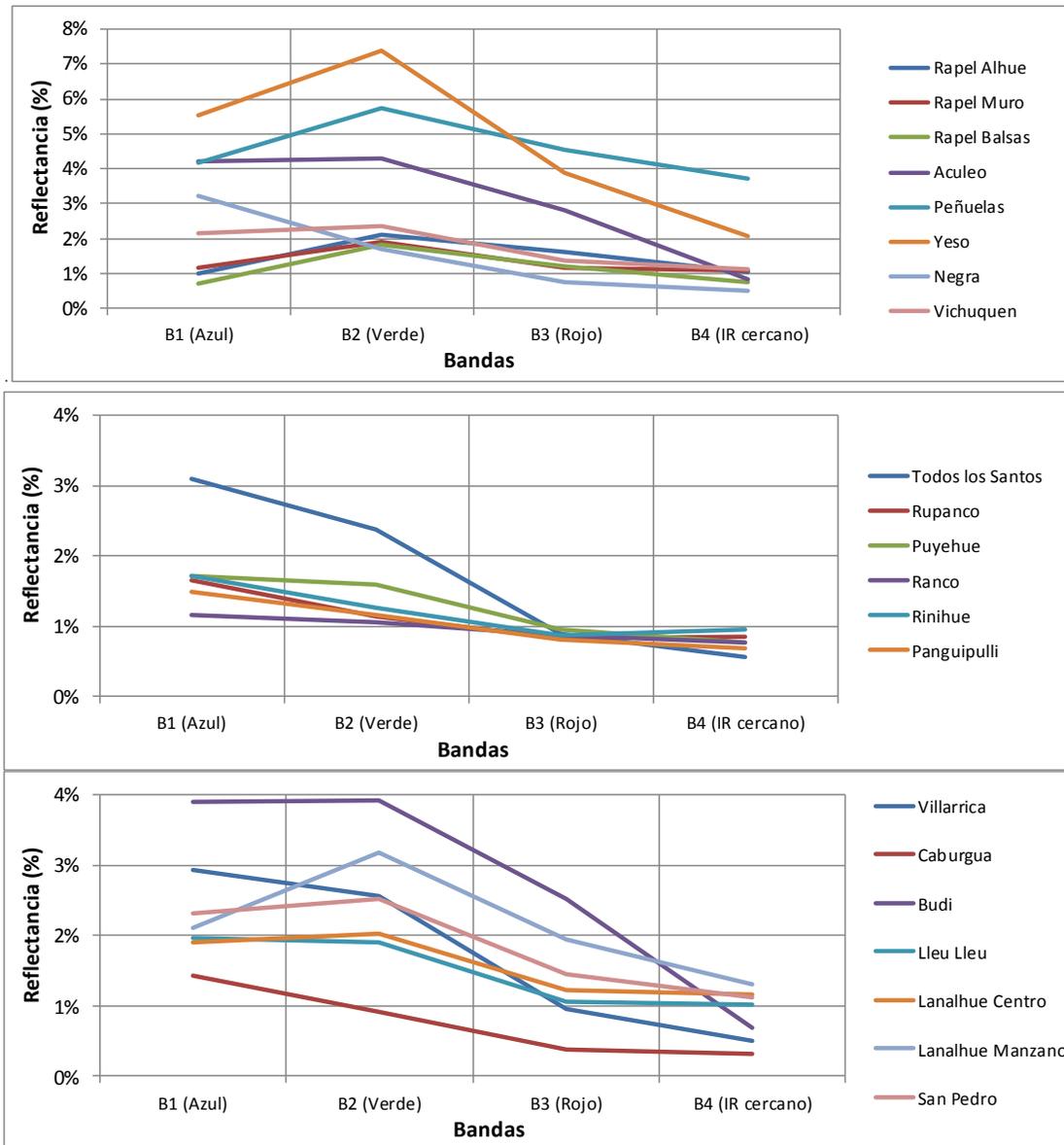


Figura N° 75 Firmas Espectrales de Imágenes LANDSAT. . Valores promedios de polígonos sobre estaciones de monitoreo en cada lago.

5.2.2 IMAGENES WORLDVIEW-2 Y FASAT-C

Las firmas espectrales obtenidas mediante teledetección multispectral WORLDVIEW-2 Y FASAT-C en para el embalse Rapel se muestran en la **Figura N° 76** y **Figura N° 77**, respectivamente. El detalle de las firmas espectrales se incluye en el **Anexo 12**, donde se presentan tablas con los valores numéricos de reflectancia asociados a los polígonos considerados por estación, valor promedio y desviación estándar (promedio +1 D.E. y promedio -1D.E.).

Las firmas espectrales Fasat-C presentaron algunos valores anómalos, debido a que la corrección atmosférica ELS no pudo ser aplicada adecuadamente, según se indica en acápite **4.3.2.2**.

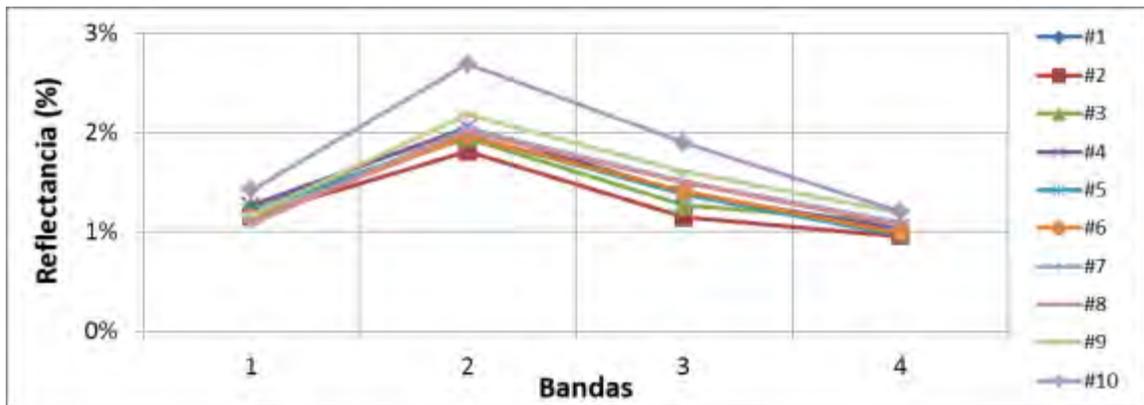


Figura N° 76 Firmas espectrales Worldview-2 para embalse Rapel

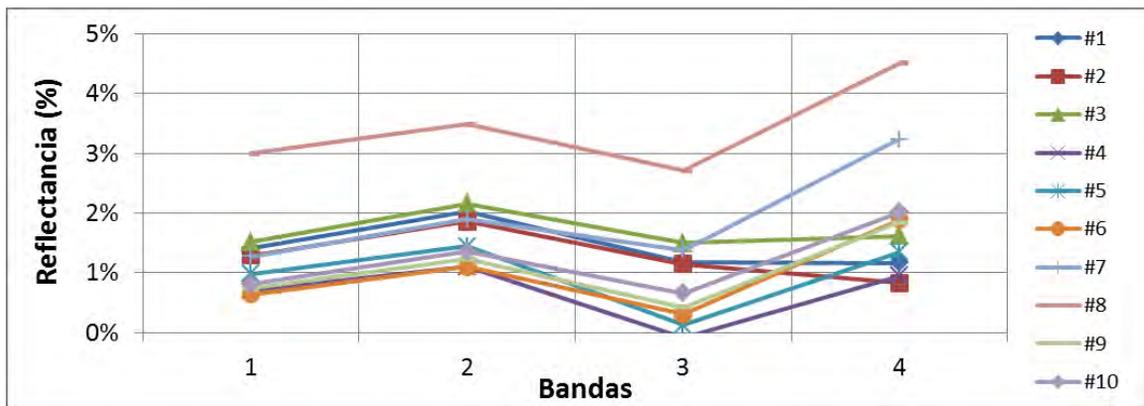


Figura N° 77 Firmas espectrales Fasat-C para embalse Rapel

5.3 PERCEPCIÓN REMOTA SENSOR HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADO

El resultado de las firmas espectrales se muestra en la siguiente **Figura N° 78**. El detalle de las firmas espectrales se incluye en el **Anexo 12**, donde se muestran tablas con los valores numéricos de reflectancia asociados a los polígonos considerados, indicando su valor promedio y desviación estándar (promedio +1 D.E. y promedio -1D.E.).

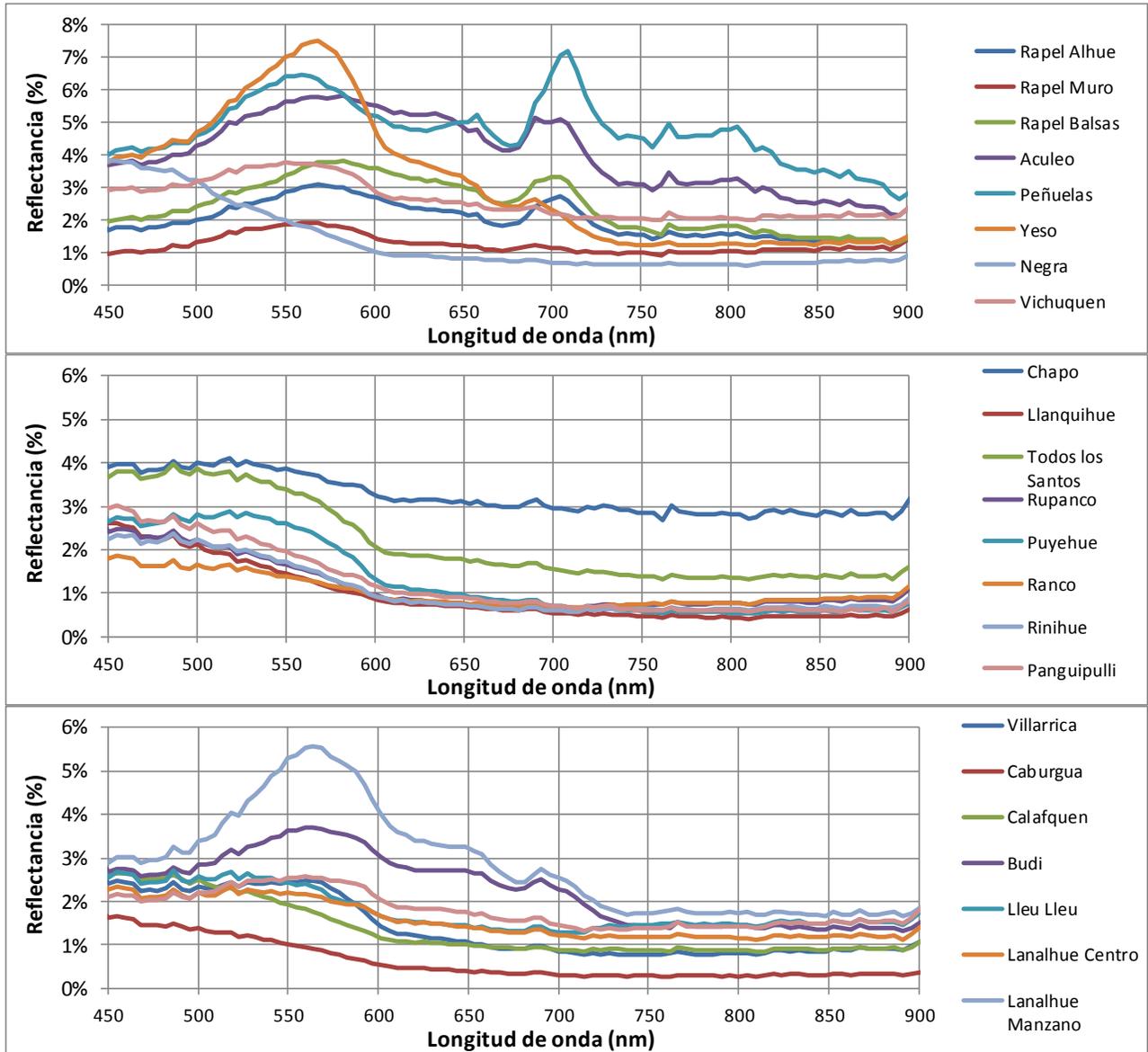


Figura N° 78 Firmas espectrales de imágenes hiperespectrales aéreas. Valores promedio de polígonos sobre estaciones de monitoreo en cada lago.

5.4 FIRMAS ESPECTRALES CON ESPECTRORRADIÓMETRO EN CAMPO

El resultado de las firmas espectrales adquiridas en campo se muestra en la **Figura N° 79**, donde se puede observar la curva promedio de reflectancia y desviación estándar del grupo de mediciones. El detalle de las firmas espectrales se incluye en el **Anexo 14**, donde se muestran tablas con los valores numéricos de reflectancia.

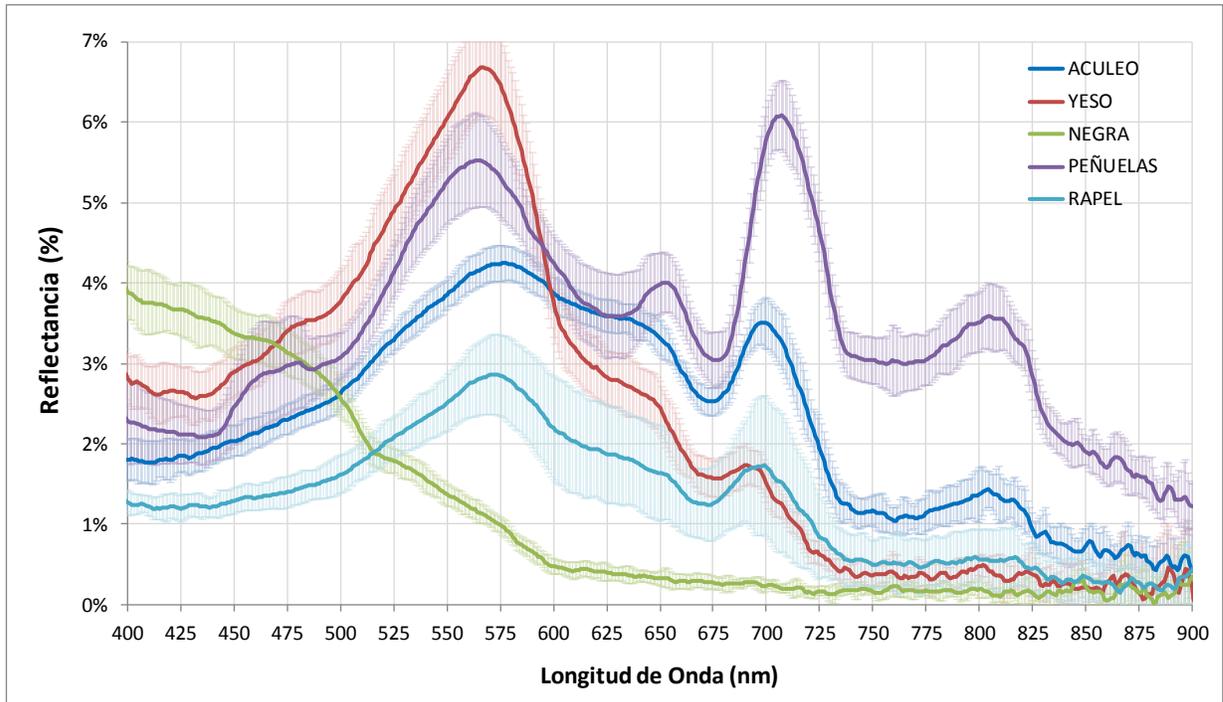


Figura N° 79 Firmas espectrales adquiridas en campo durante diciembre de 2013.

5.5 MONITOREO DE APOYO IN-SITU Y MUESTREO

El resumen de resultados de las mediciones in-situ, parámetros ambientales y análisis de laboratorio, se presenta en las siguientes **Tabla N° 31** a la **Tabla N° 33**, en tanto que en el **Anexo 5** se presenta las mediciones en forma detallada y en el **Anexo 7** los certificados de laboratorio.

Tabla N° 31 Resumen de datos recolectados en la Laguna Aculeo durante el 10 de diciembre de 2013, entre las 9:00 y las 13:30 hrs.

Sistema	Unidad	Laguna Aculeo						
Parámetro		Prom.	DS	Min.	Max.	Rango Histórico ¹		APLICA
Profundidad*	[m]	2,0	0,7	0,8	2,9			
Disco Secchi	[m]	0,5	0,1	0,5	0,7	0,40	2,50	SI
Temperatura Agua	[°C]	26,1	2,9	23,0	31,8			
Temperatura Aire	[°C]	27,4	3,8	21,0	34,0			
Velocidad Viento**	[m/s]	0,8	0,7	0,0	1,7			
Dirección Viento		SE						
Saturación Oxígeno	[%]	107,0	15,7	88,5	131,5			
Oxígeno Disuelto	[mg/L]	8,25	0,79	7,62	9,83	7,50	11,90	SI
Sólidos Totales Suspendidos	[mg/L]	13,5	4,2	7,8	20,4			
Turbidez	[NTU]	16,0	4,0	8,7	20,8			
Fósforo Total	[µg/L]	126	25	94	165	43	155	SI
Nitrógeno Orgánico Total	[µg/L]	1000	213	778	1413	614	1341	SI
Clorofila <i>a</i>	[µg/L]	5,4	2,5	2,8	10,4	6,3	147,1	BAJO

* La profundidad indicada corresponde a la profundidad máxima de descenso de la sonda CTD, en este caso equivale a la profundidad promedio del lago en los puntos muestreados.

** La dirección del viento que se informa es la dirección preponderante registrada.

1. DGA y POCH, 2009.; DGA, 2012, 2013, 2014.

Tabla N° 32 Resumen de datos recolectados en el Embalse El Yeso y la Laguna Negra durante los días 11 y 12 de diciembre de 2013, entre las 9:00 y las 13:00 hrs, para ambos sitios.

Sistema	Unidad	Embalse El Yeso							
		Prom.	DS	Min.	Max.	Rango Histórico ²		APLICA	
Profundidad*	[m]	17,1	11,5	1,2	30,0				
Disco Secchi	[m]	2,7	4,9	0,2	16,5				
Temperatura Agua	[°C]	12,5	0,5	11,6	13,2				
Temperatura Aire	[°C]	16,6	1,8	14,0	19,5				
Velocidad Viento	[m/s]	4,0	2,1	0,0	5,6				
Dirección Viento**		W							
Saturación Oxígeno	[%]	101,5	4,4	91,5	108,0				
Oxígeno Disuelto	[mg/L]	7,84	0,40	6,98	8,50	9,4	12,8	SI	
Sólidos Totales Suspendidos	[mg/L]	10,4	20,5	0,2	68,5				
Turbidez	[NTU]	6,2	11,0	0,6	37,3				
Fósforo Total	[µg/L]	13	7	6	28	13	16	SI	
Nitrógeno Orgánico Total	[µg/L]	703	505	214	1575	92	115	SOBRE	
Clorofila <i>a</i>	[µg/L]	3.2	0.8	1.6	4.1	0,4	0,6	SOBRE	

* La profundidad indicada corresponde a la profundidad máxima de descenso de la sonda CTD, en este caso equivale a un máximo de descenso de 30 m.

** La dirección del viento que se informa es la dirección preponderante registrada.

*** Se excluye de este análisis la estación EY-09 por corresponder a aguas del afluente del embalse.

2. DGA y U. de Chile, 1987.

Sistema	Unidad	Laguna Negra							
		Prom.	DS	Min.	Max.	Rango Histórico ³		APLICA	
Profundidad*	[m]	66,7	6,7	50,0	70,0				
Disco Secchi	[m]	16,5	1,5	14,5	19,5				
Temperatura Agua	[°C]	12,2	0,7	11,6	13,8				
Temperatura Aire	[°C]	17,3	2,4	14,2	21,5				
Velocidad Viento	[m/s]	3,9	1,9	0,0	5,6				
Dirección Viento**		S							
Saturación Oxígeno	[%]	101,7	3,7	93,2	104,0				
Oxígeno Disuelto	[mg/L]	7,65	0,35	6,71	7,91				
Sólidos Totales Suspendidos	[mg/L]	0,3	0,2	0,2	0,7				
Turbidez	[NTU]	0,6	0,2	0,4	0,9				
Fósforo Total	[µg/L]	4	1	3	6	0	12	SI	
Nitrógeno Orgánico Total	[µg/L]	183	26	153	239				
Clorofila <i>a</i>	[µg/L]	<LD***	<LD	<LD	<LD	0,2	0,8	BAJO	

* La profundidad indicada corresponde a la profundidad máxima de descenso de la sonda CTD, en este caso equivale a un máximo de descenso de 70 m.

** La dirección del viento que se informa es la dirección preponderante registrada.

*** <LD: Bajo el Límite de detección del instrumento.

Tabla N° 33 Resumen de datos recolectados en los Embalse Rapel y Peñuelas durante el día 16 de diciembre de 2013 entre las 15:00 y las 17:00 hrs, y 17 de diciembre entre las 14:00 y 17:30 hrs, respectivamente.

Sistema	Unidad	Embalse Rapel							
		Prom.	DS	Min.	Max.	Rango Histórico ⁴		APLICA	
Profundidad*	[m]	20,3	12,6	5,0	40,0				
Disco Secchi	[m]	1,3	0,6	0,5	2,0	0,05	1,50	SI	
Temperatura Agua	[°C]	21,8	0,7	20,6	22,7				
Temperatura Aire	[°C]	23,4	1,7	20,7	25,7				
Velocidad Viento	[m/s]	5,8	0,9	3,8	7,0				
Dirección Viento**		NW							
Saturación Oxígeno	[%]	106,9	8,0	90,2	118,0				
Oxígeno Disuelto	[mg/L]	8,93	0,67	7,71	10,18	6,7	10,9	SI	
Sólidos Totales Suspendidos	[mg/L]	9,7	12,9	1,8	45,2				
Turbidez	[NTU]	8,9	8,1	2,2	25,5				
Fósforo Total	[µg/L]	49	31	16	96	3	129	SI	
Nitrógeno Orgánico Total	[µg/L]	445	251	223	1050	58	1852	SI	
Clorofila <i>a</i>	[µg/L]	4.5	2.2	2.6	9.0	0,1	64,4	SI	

* La profundidad indicada corresponde a la profundidad máxima de descenso de la sonda CTD, en este caso equivale a la profundidad promedio del lago en los puntos muestreados.

** La dirección del viento que se informa es la dirección preponderante registrada.

4. DGA y POCH, 2009; CEA, 2010.

Sistema	Unidad	Embalse Peñuelas							
		Prom.	DS	Min.	Max.	Rango Histórico ⁵		APLICA	
Profundidad*	[m]	2,7	1,2	1,1	4,5**				
Disco Secchi	[m]	0,2	0,0	0,2	0,3	0,60	0,70	BAJO	
Temperatura Agua	[°C]	22,7	0,5	21,8	23,3				
Temperatura Aire	[°C]	20,4	1,7	18,4	23,8				
Velocidad Viento	[m/s]	4,3	1,0	2,7	5,5				
Dirección Viento**		W							
Saturación Oxígeno	[%]	123,6	11,6	100,0	138,0				
Oxígeno Disuelto	[mg/L]	10,28	0,70	9,24	11,14	6,22	14,10	SI	
Sólidos Totales Suspendidos	[mg/L]	19,6	7,3	12,7	33,7				
Turbidez	[NTU]	46,0	6,2	40,2	59,9				
Fósforo Total	[µg/L]	156	35	119	217	37	132	SOBRE	
Nitrógeno Orgánico Total	[µg/L]	765	267	361	1048	975	1847	SI	
Clorofila <i>a</i>	[µg/L]	88,0	14,6	65,5	111,8	10,0	50,0	SOBRE	

*La dirección del viento que se informa es la dirección preponderante registrada.

** La profundidad del Embalse Peñuelas se determinó sobre 7 perfiles CTD, sin contar la zona más profunda (muro). 5. DGA y U. de Chile, 1993.

5.5.1 CARACTERIZACIÓN DE NUTRIENTES Y ESTADO TRÓFICO.

Se presentan a continuación los resultados de análisis de laboratorio de concentración de nutrientes, en forma de Nitrógeno orgánico total (**Figura N° 80**) y Fósforo total (**Figura N° 81**), además de la concentración de clorofila **a** (**Figura N° 82**), contenidos en el agua superficial de los sistemas estudiados. Se incluye también la clasificación de estado trófico según Smith *et al.* (1999) en la siguiente **Tabla N° 34**.

Tabla N° 34 Rango de nutrientes definidos para cada estado trófico según Smith *et al.* (1999)

Clase	Estado Trófico	Fósforo Total	Nitrógeno Total	Clorofila a
	Oligotrófico	< 10	< 350	< 3,5
	Mesotrófico	10 - 30	350 - 650	3,5 - 9
	Eutrófico	30 - 100	650 - 1200	9 - 25
	Hipereutrófico	> 100	> 1200	> 25

En el caso particular del análisis de estado trófico en base a concentración de nitrógeno es importante mencionar que la clasificación se realizó en base a nitrógeno orgánico total (NOT), y no a partir de nitrógeno total (NT). Por lo anterior, cabe señalar la relación empírica que existe entre estos parámetros:

NOT: nitrógeno en diversas estados orgánicos (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.)

NT: NOT + nitrógeno en forma inorgánica de nitritos (NO_2), nitratos (NO_3) y amonio (NH_3)

Con lo anterior, se asumen que NOT será siempre menor que NT, puesto que este es la suma de todas las formas inorgánicas y orgánicas presentes. Esto implica que la clasificación sólo es válida en el rango inferior de cada clase, esto es, podemos saber si un cuerpo de agua tiene un estado trófico determinado sólo cuando su valor supera el límite inferior de concentración, pero no es posible precisar si excede el rango superior del mismo. Por lo anterior se puede clasificar como, "a lo menos mesotrófico" o " \geq Mesotrófico" en vez de "eutrófico"

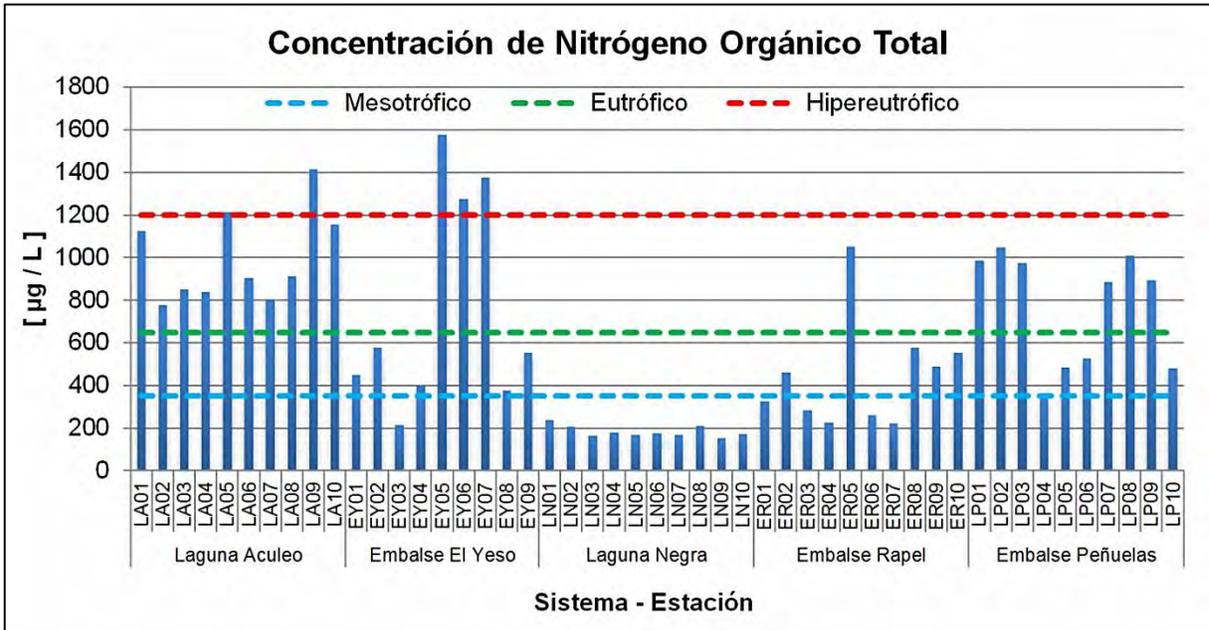


Figura N° 80 Concentración de nitrógeno orgánico total medido en el agua superficial de las estaciones distribuidas en los sistemas estudiados y umbrales de clasificación del estado trófico, según este parámetro componente (modificado de Smith *et al.*, 1999). Datos obtenidos entre el 10 y 17 de diciembre de 2013.

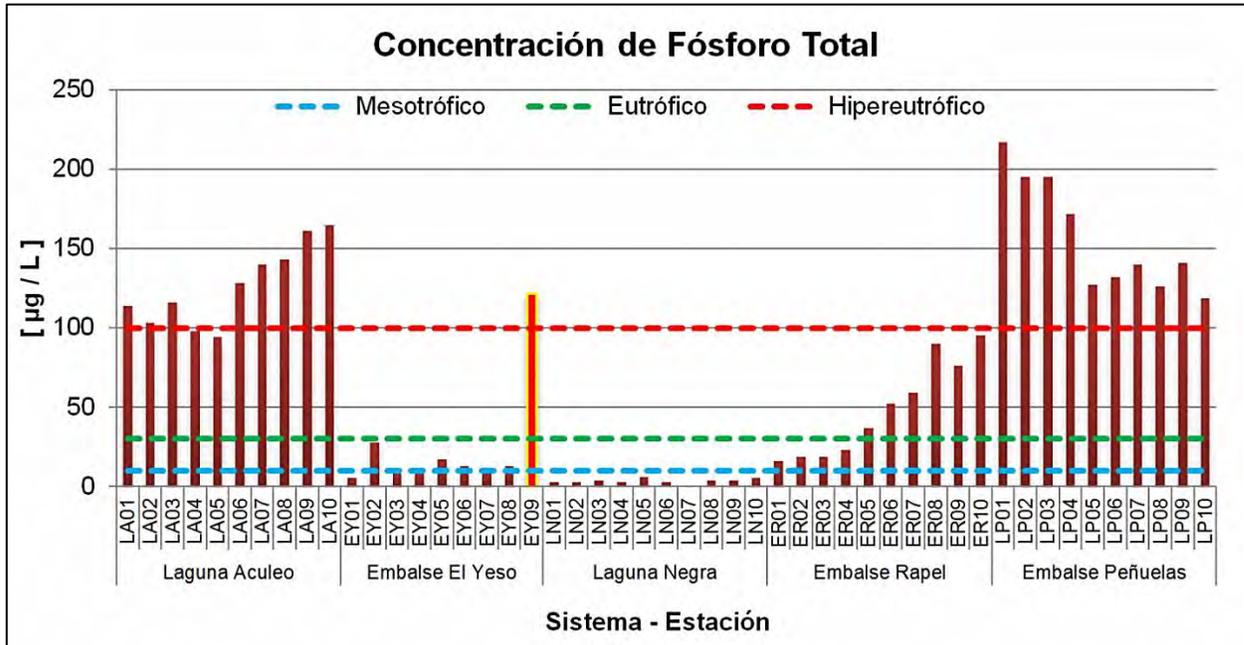


Figura N° 81 Concentración de fósforo total medido en el agua superficial de las estaciones distribuidas en los sistemas estudiados y umbrales de clasificación del estado trófico, según este parámetro componente (modificado de Smith *et al.*, 1999). Se enmarca en amarillo el valor registrado en la estación EY-09, correspondiente a la zona de ingreso del afluente principal al embalse, por lo que corresponde a un sistema lótico y no léntico. Datos obtenidos entre el 10 y 17 de diciembre de 2013.

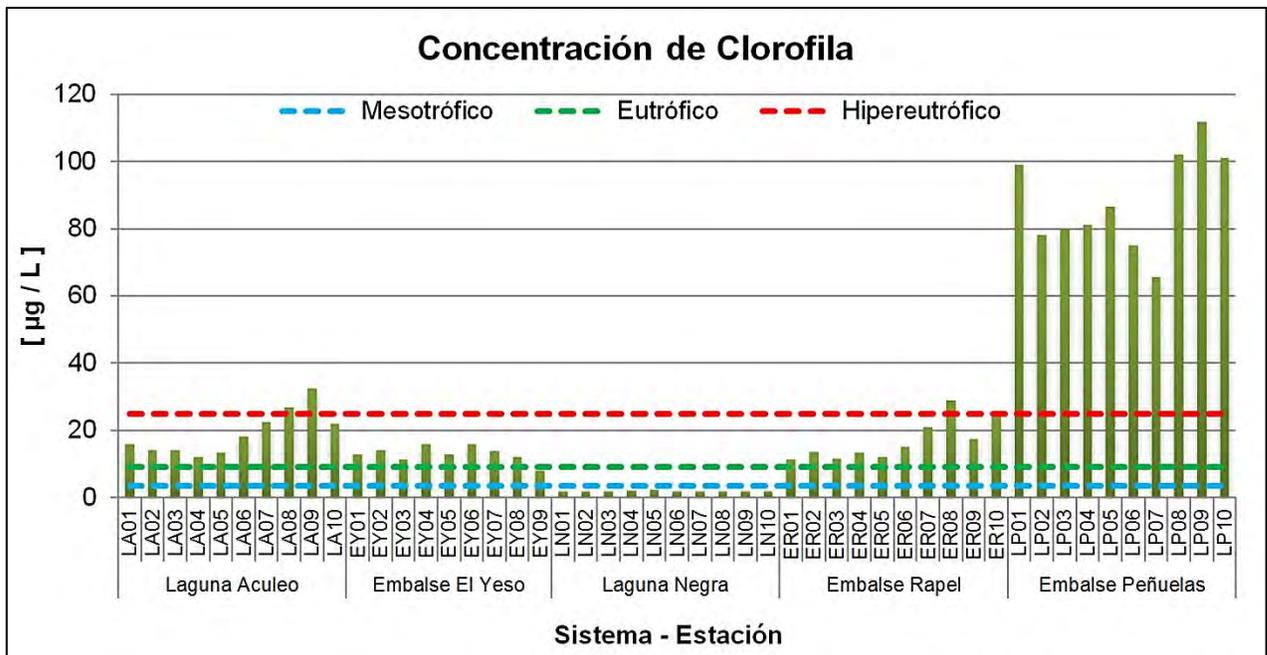


Figura N° 82 Concentración de clorofila *a* medida en el agua superficial de las estaciones distribuidas en los sistemas estudiados y umbrales de clasificación del estado trófico, según este parámetro componente (modificado de Smith *et al.*, 1999). Datos obtenidos entre el 10 y 17 de diciembre de 2013.

En base a las concentraciones registradas, y considerando los valores promedio, se clasificó cada cuerpo de agua según estado trófico utilizando los valores umbrales sugeridos por Smith *et al.* (1999), como se muestra en la siguiente **Tabla N° 35**.

Tabla N° 35 Estado trófico determinado sobre el valor promedio de nutrientes y de clorofila *a* registrada los sistemas en estudio durante diciembre de 2013 (modificado de Smith *et al.*, 1999).*
<LD: Bajo el Límite de detección del instrumento.

Nutriente	Laguna Aculeo	Embalse El Yeso	Laguna Negra	Embalse Rapel	Embalse Peñuelas	Clase
Fósforo total	126 ± 25	23 ± 36	4 ± 1	49 ± 31	156 ± 35	Oligotrófico
Nitrógeno orgánico total	1000 ± 213	703 ± 505	183 ± 26	445 ± 251	765 ± 267	Mesotrófico
Clorofila <i>a</i>	5,4 ± 2,5	3,2 ± 0,8	<LD	4,5 ± 2,2	39,2 ± 9,1	Eutrófico
Clasificación General	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico

• **Sistemas Oligotróficos**

De los sistemas estudiados la Laguna Negra y el Embalse El Yeso registraron niveles bajo la categoría de oligotrófico para tres y para dos de los tres parámetros, respectivamente. Esto es completamente consecuente con el origen de sus aguas y en particular con las condiciones geográficas y climáticas de estos sistemas (Alta cordillera). La gran profundidad de su cubeta, el origen glaciario de sus aguas y las bajas temperaturas, son entre otros, los principales factores que influyen sobre la prácticamente nula productividad de la Laguna Negra. Por otra parte el embalse El Yeso ha experimentado en los últimos años una baja importante de su volumen embalsado producto de la sequía que ha afectado la zona central, pudiendo influir en los niveles de nutrientes observados. En este sentido la concentración de clorofila *a* presentada como un indicador de la productividad de este sistema, sustentada por la disponibilidad de nutrientes, por la extensa zona fótica y por las temperaturas de verano presentan una concentración promedio en el límite de la clasificación mesotrófica.

Es importante destacar para el Embalse El Yeso las elevadas concentraciones de nitrógeno registradas, las más altas del conjunto de cuerpos de agua. Esto podría deberse al arrastre de sedimentos que genera el río Yeso en la cuenca aguas arriba del embalse, en particular en este periodo donde ocurre el deshielo máximo. Además es importante notar como la alta concentración de fósforo registrada en la zona del afluente desciende rápidamente hacia la zona del muro del embalse (desde 122 a 6 µg/L), lo que podría estar mostrando el consumo ejercido por las comunidades fitoplanctónicas, debido a la fijación orgánica sobre un elemento poco presente en el medio (las que no estarían siendo limitadas por el nitrógeno presente).

• **Sistemas Mesotróficos**

El embalse Rapel y la Laguna de Aculeo clasifican dentro de esta categoría, ya que presentaron al menos dos parámetros dentro del rango Eutrófico, en particular de clorofila *a*.

En el embalse Rapel se registraron valores mesotróficos de clorofila *a* y eutrófico de fósforo total, en concentraciones decrecientes desde los afluentes ubicados en las subcuencas de Alhué y Cachapoal hacia la zona del muro. Este embalse, a diferencia de Peñuelas y El Yeso, no ha

experimentado una disminución marcada de su volumen embalsado, debido a un plan de manejo incorporado desde 2011 a la fecha, en el que se mantiene su cota al máximo durante toda la época estival.

En el embalse Rapel, pueden distinguirse las zonas de las subcuencas de Alhué y Cachapoal (ER-06 a ER-10) por presentar las mayores producciones en términos de clorofila a, fósforo total y nitrógeno orgánico total a diferencia del resto del embalse. Además, cabe destacar que los mayores valores se detectaron en la subcuenca Alhué, lo que puede ser explicado por un conjunto de parámetros (régimen de vientos, caudal de los afluentes, morfología de la cubeta, entre otros) que de manera sinérgica generan una zona somera con alta carga de nutrientes y un tiempo de residencia mayor que el resto del embalse.

Finalmente la laguna de Aculeo se clasificó dentro de la categoría mesotrófico, pese a que presentó valores hipereutróficos de fósforo total y el valor promedio más alto de nitrógeno orgánico total. Estos altos valores registrados se pueden explicar, entre otros fenómenos, por la fuerte presión antrópica que ejerce el uso de suelos de la cuenca sobre la laguna, además de la baja circulación y largo tiempo de residencia del agua (DGA – U. de Chile, 1987). Probablemente en condiciones ambientales diferentes a las de la jornada de muestreo, los nutrientes disponibles en la columna de agua podrían ser suficientes para sustentar una biomasa mayor (mayor concentración de clorofila a).

- **Sistemas Hipereutróficos**

En esta categoría se destaca el Embalse Peñuelas, por sus elevados contenidos de fósforo y clorofila a, además por el nivel de nitrógeno característico de sistemas eutróficos (en términos promedios). El carácter somero de este cuerpo de agua (el 2do de menor profundidad, MOP-DGA y U. de Chile, 1993), la sequía en años consecutivos y presión por uso de agua potable en verano, pueden estar generando en este sistema un efecto de concentración de nutrientes. Además, la energía proveniente del sol y del viento mantiene la columna de agua en constante mezcla, oxigenada y con disponibilidad de altas concentraciones de nutrientes, lo que permite la sustentación de tal concentración de biomasa.

Pese a la elevada cantidad de microalgas registrada, debe existir una entrada constante o reciclaje de nutrientes, puesto que se registró un alto valor para los tres parámetros, los que pueden ser incorporados a través de los afluentes y/o resuspendidos desde los sedimentos. Sin embargo en las estaciones EP04, EP05 y EP06 se registraron concentraciones de Nitrógeno cerca de niveles oligotróficos, el que probablemente está siendo presionado por fijación y consumo por parte de los microorganismos.

5.6 PERFILES CON Sonda CTD MULTIPARAMÉTRICA CIENTÍFICA.

- **Laguna Acúleo**

A continuación se presentan los perfiles verticales de parámetros registrados con sonda CTD (**Figura N° 83** a la **Figura N° 92**). Los valores graficados corresponden a promedios de datos agrupados por profundidad, en clases cada 0,5 metros, incorporando los datos medidos en todos los perfiles de los distintos sistemas en estudio. Las barras de error horizontales corresponden a la desviación estándar asociada a cada promedio calculado.

El registro de la estructura vertical de parámetros fisicoquímicos y biológicos en la Laguna de Acúleo mostró un patrón térmico de aguas gradualmente más frías hacia el fondo, sin presencia de estratificación. Además se registraron valores prácticamente homogéneos en profundidad para conductividad eléctrica y salinidad, pH y potencial Redox, lo que pudo deberse principalmente a que la columna se encontró mezclada, probablemente por efecto del viento. Sin embargo, se registró un leve gradiente ligado probablemente a la producción primaria, esto fue, mayor respuesta fluorescente y oxígeno disuelto hacia la superficie, lo que podría relacionarse con la presencia de aguas más cálidas y menor turbidez. Esta última también registró valores descendentes hacia el fondo, y suficientemente altos en superficie para que la PAR decayera rápidamente antes del primer metro.

Los gráficos de todos los perfiles se encuentran en el **Anexo 8**, y los datos numéricos se encuentran en planillas en el **Anexo 9**.

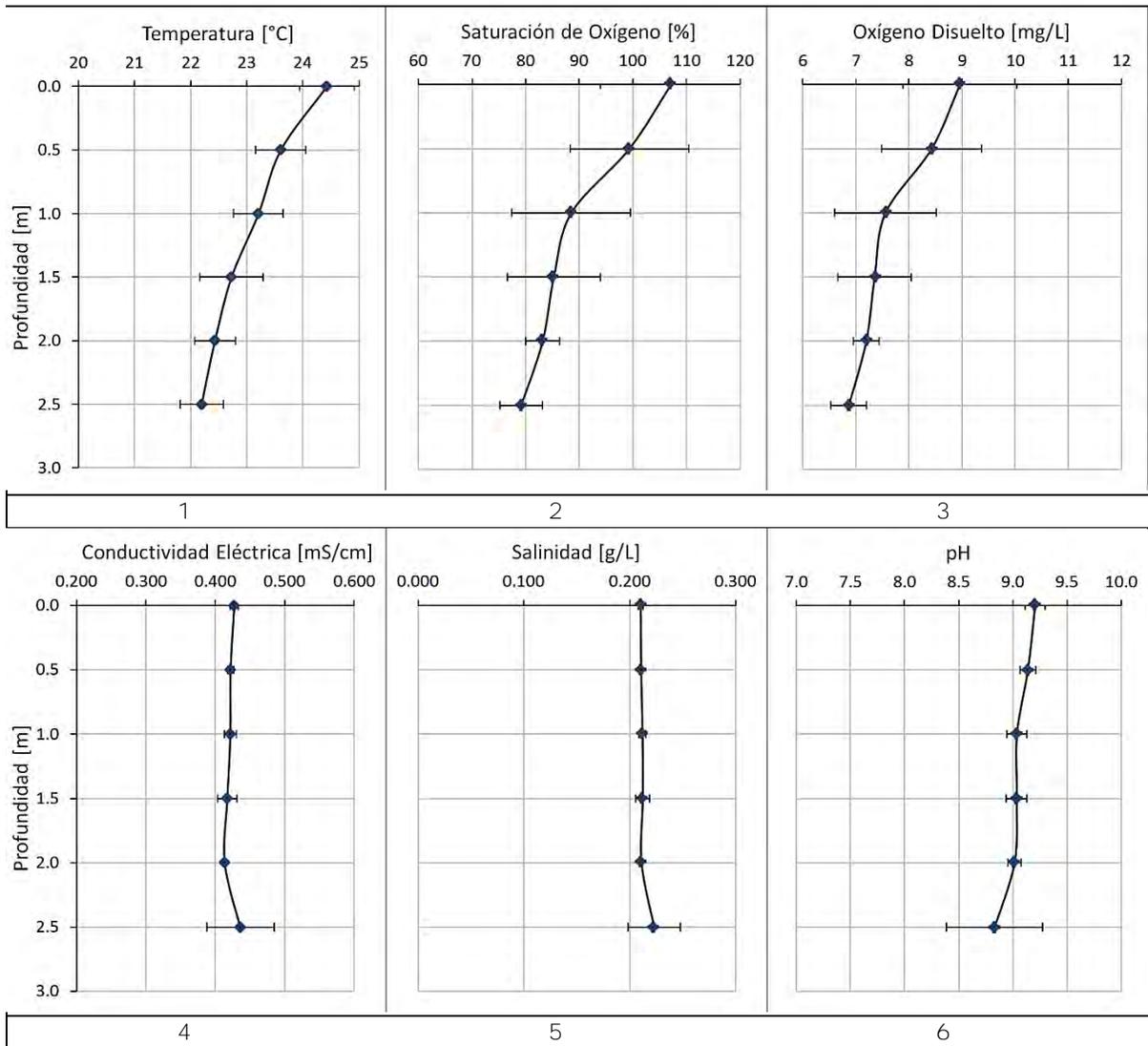


Figura N° 83 Los valores graficados corresponden a promedios de los 9 perfiles registrados en la Laguna Acúleo. Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.

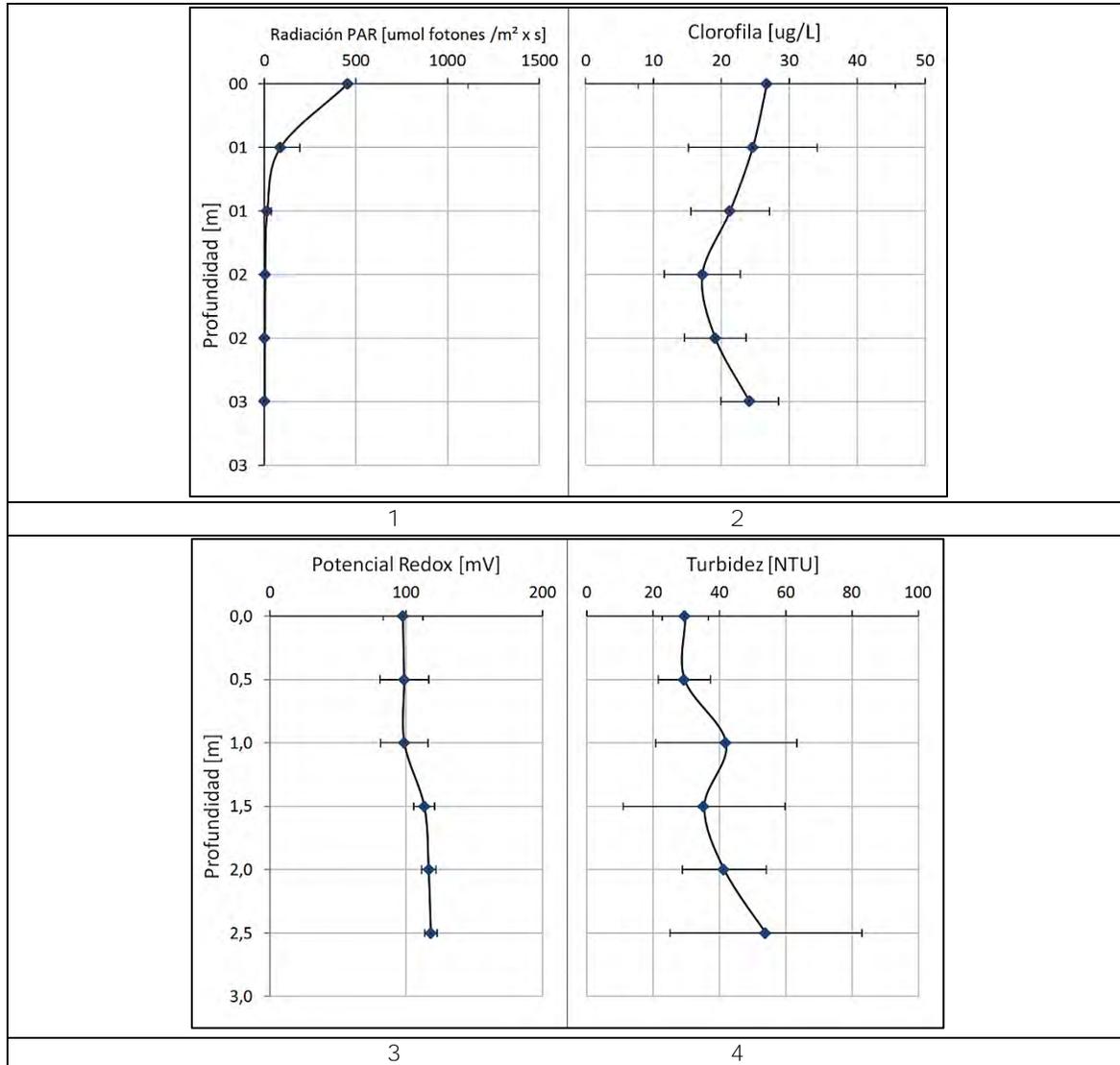


Figura N° 84. Los valores graficados corresponden a promedios de los 9 perfiles registrados en la Laguna Acúleo (10 de diciembre de 2013). Perfil 1) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 2) clorofila *a*, 3) potencial de oxidoreducción y 4) turbidez.

- **Embalse El Yeso**

El registro de la estructura vertical de la columna de agua en el Embalse El Yeso mostró un patrón térmico con cierto grado de estratificación, esto debido a que fue posible distinguir tres capas: una relativamente más cálida y homogénea en superficie (epilimnion), luego una capa intermedia de descenso gradual de la temperatura (metalimnion), y otra capa homogénea de aguas más frías en el fondo (hipolimnion). Sin embargo esto, las concentraciones de oxígeno disuelto no experimentaron un descenso hacia el fondo, pero si presentaron un punto de inflexión en su distribución relacionado probablemente con la presencia de la zona hipolimnética. Por otra parte, se registraron valores prácticamente homogéneos en profundidad para conductividad eléctrica y salinidad, pH y potencial Redox. Cabe destacar el comportamiento registrado en la respuesta fluorescente, la cual experimentó una curva de aumento con la profundidad, situando un máximo varios metros bajo la superficie, para luego descender rápidamente; probablemente este comportamiento estuvo influenciado por la radiación disponible la cual solo se extinguió aproximadamente bajo los 7 metros. Es importante comentar que la turbidez dentro del embalse presentó valores bajos (<10), salvo 2 estaciones ubicadas en la cola del mismo, en las cuales el ingreso de aguas con alta concentración de material disuelto y en suspensión alteraron el perfil promedio.

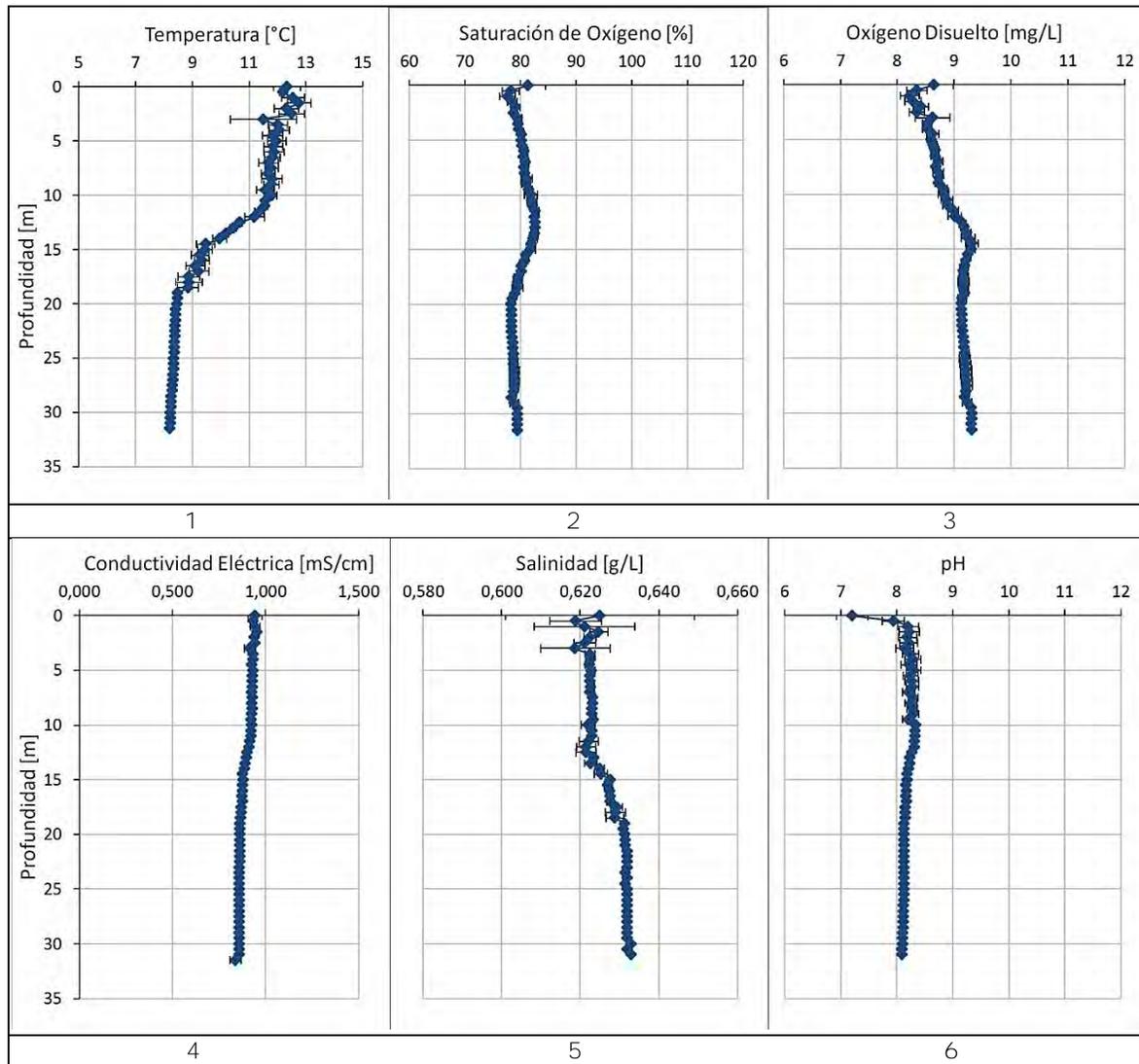


Figura N° 85. Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse El Yeso (11 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.

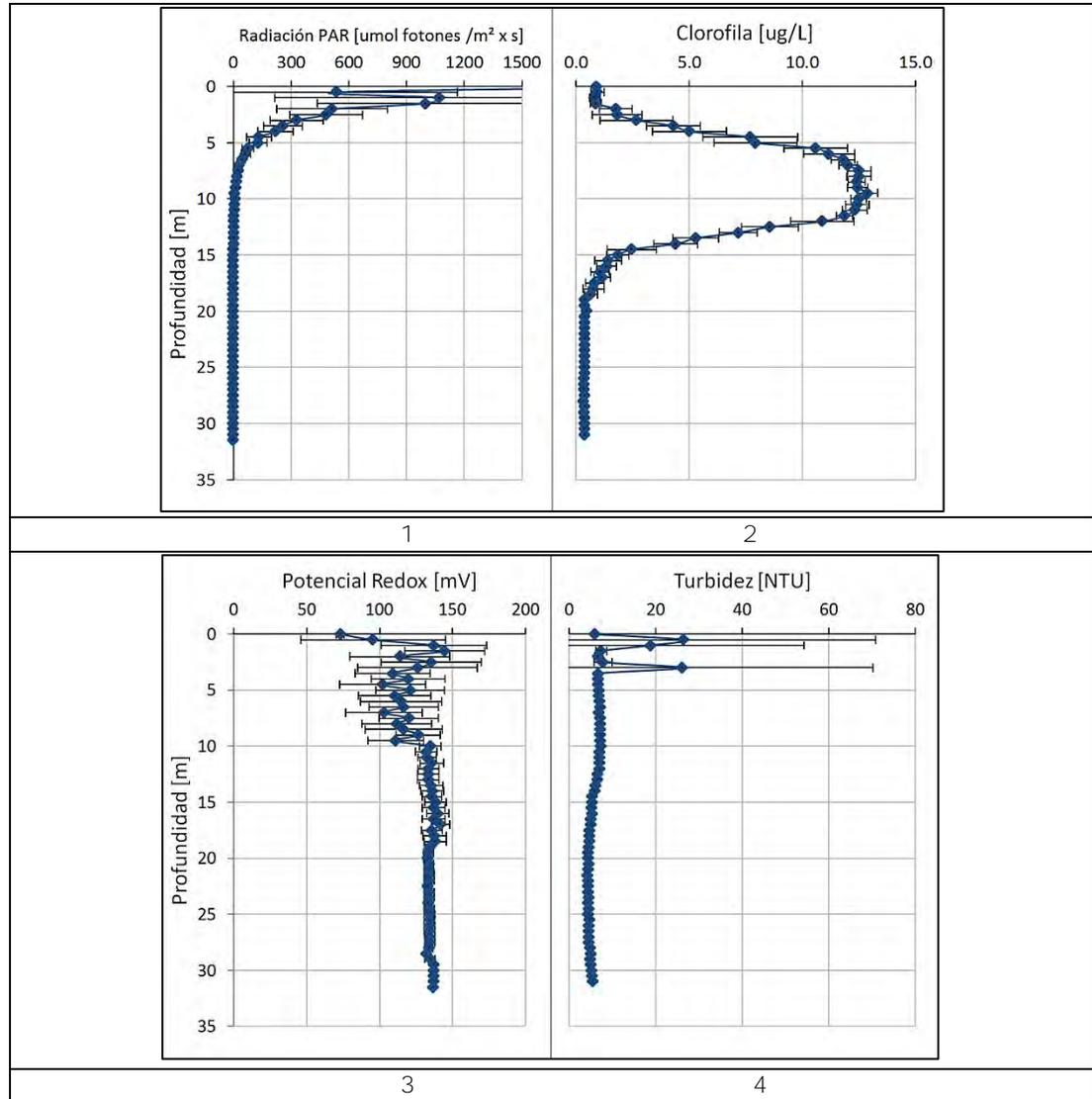


Figura N° 86 Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse El Yeso (11 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila *a*, 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.

- **Laguna Negra**

El registro del perfil vertical de la columna de agua en la Laguna Negra mostró un patrón térmico similar al del embalse El Yeso, con cierto grado de estratificación, distinguiéndose tres capas: una relativamente más cálida y homogénea en superficie (epilimnion), luego una capa intermedia de descenso gradual de la temperatura (metalimnion), y otra capa homogénea de aguas más frías en el fondo (hipolimnion), en este caso la diferencia entre las temperaturas de superficie y fondo fue mayor que en El Yeso. Junto con esto, las concentraciones de oxígeno disuelto experimentaron un aumento hacia el fondo, registrándose un punto de inflexión en su distribución relacionado probablemente con la presencia de la zona hipolimnética. Por otra parte, se registraron valores prácticamente homogéneos en profundidad para conductividad eléctrica y salinidad, potencial Redox, turbidez y respuesta de fluorescencia (las menores registradas). Cabe destacar el pH, que mostró valores menores en superficie, y la PAR la cual se extinguió aproximadamente cerca de los 40 metros (la mayor profundidad registrada).

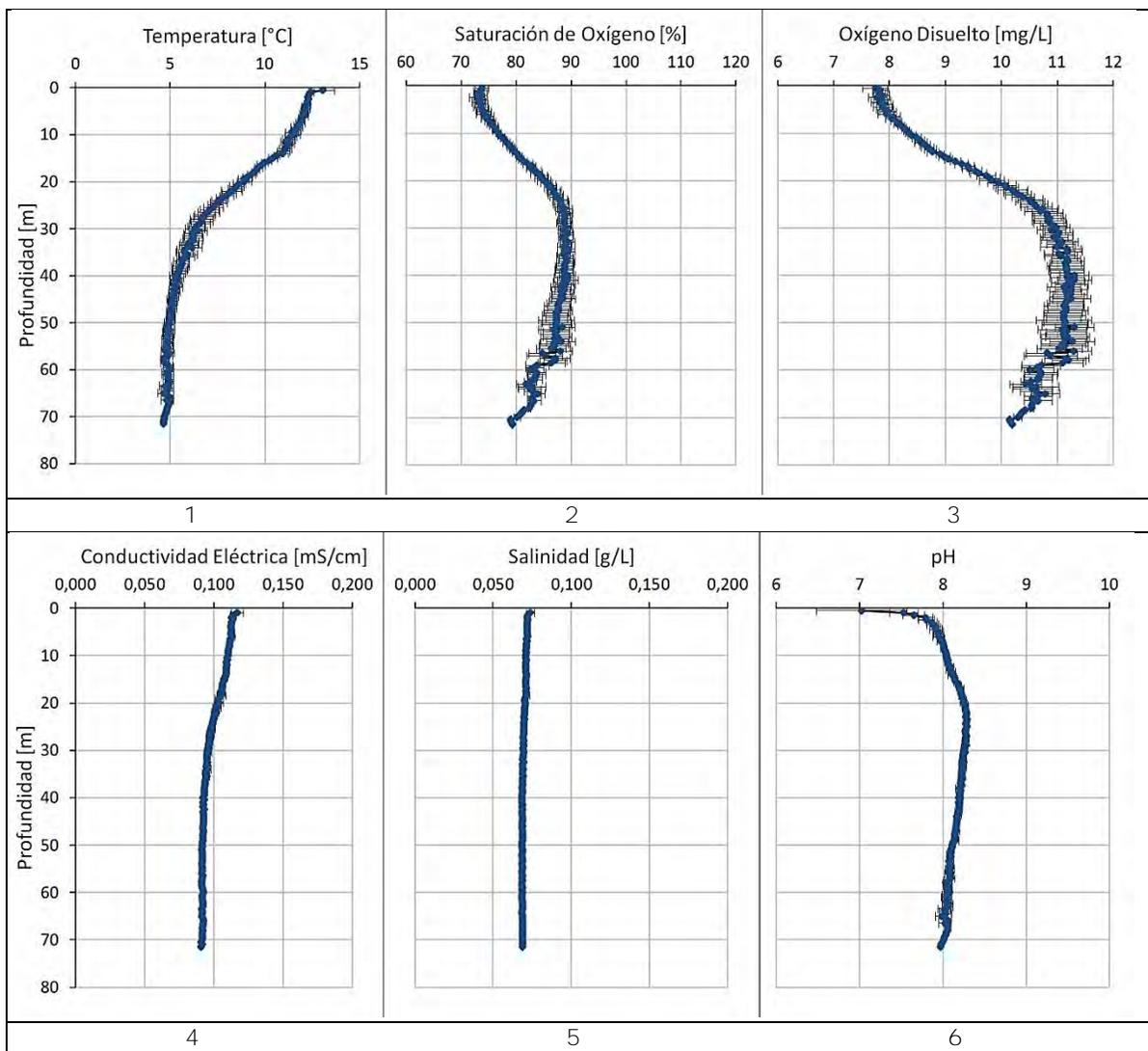


Figura N° 87. Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en la Laguna Negra (12 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.

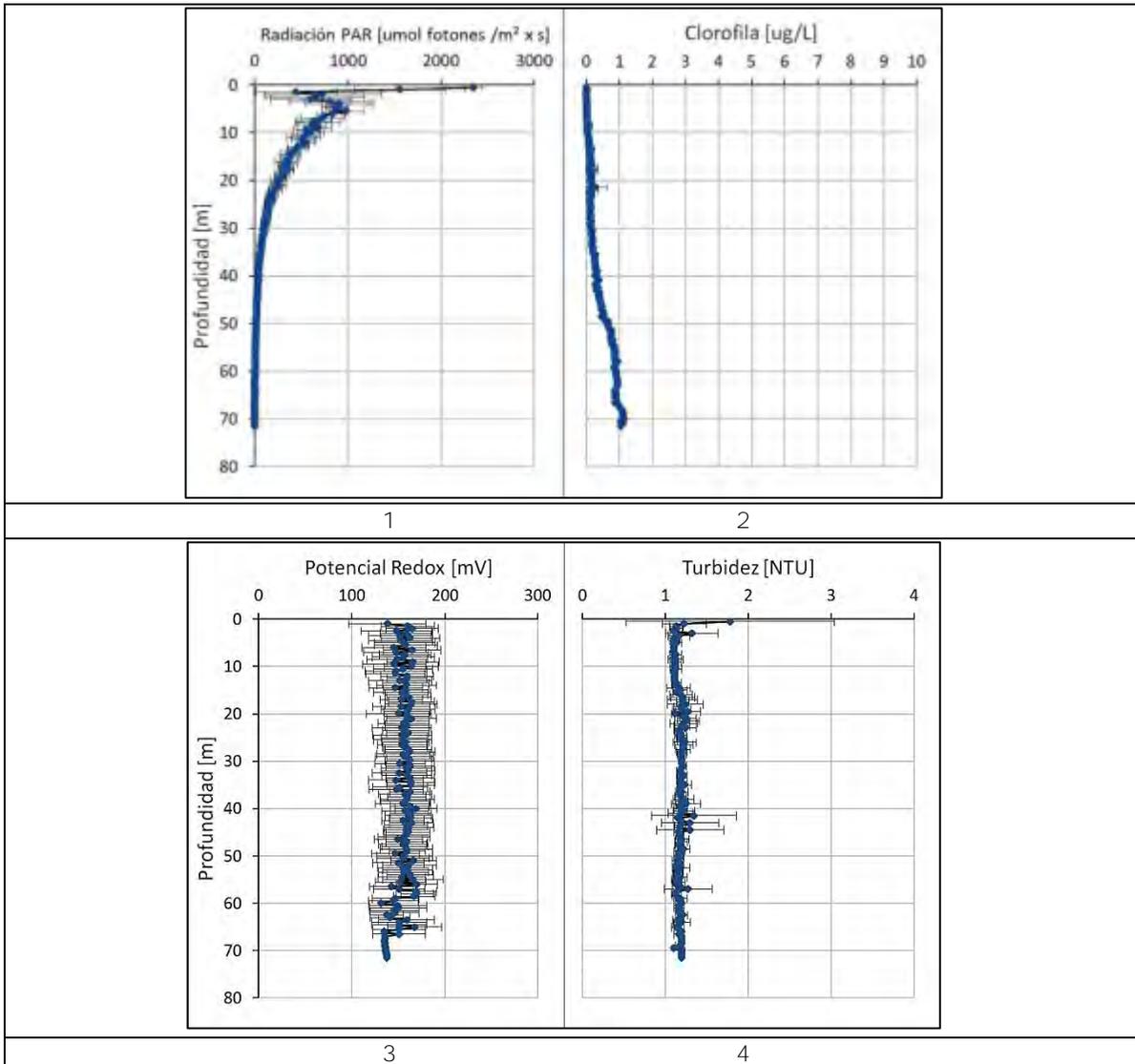


Figura N° 88. Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en la Laguna Negra (12 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila *a*, 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.

- **Embalse Rapel**

El registro de la estructura vertical de parámetros fisicoquímicos y biológicos en el Embalse Rapel mostró un patrón térmico de aguas ligeramente más frías hacia el fondo, sin presencia de estratificación clara. Sin embargo el comportamiento de la concentración de oxígeno disuelto mostró un descenso marcado llegando a bajas y/o nulas concentraciones en las aguas más profundas del embalse (zona del muro), lo que dio cuenta de una probable situación de estratificación no observada ni en la temperatura, ni en el potencial Redox.

Por otra parte, se registraron valores prácticamente homogéneos en profundidad para conductividad eléctrica, salinidad y potencial Redox. Sin embargo, se registró una mayor respuesta fluorescente hacia la superficie, lo que podría relacionarse con la presencia de aguas más cálidas y disponibilidad de luz, en particular de PAR, que se extinguió rápidamente antes de los primeros 3 metros.

Cabe destacar el comportamiento heterogéneo de la turbidez, la cual se debió probablemente a las características mismas del embalse definido por la unión de distintas cubetas (subcuencas) con características fluviales y lacustres.

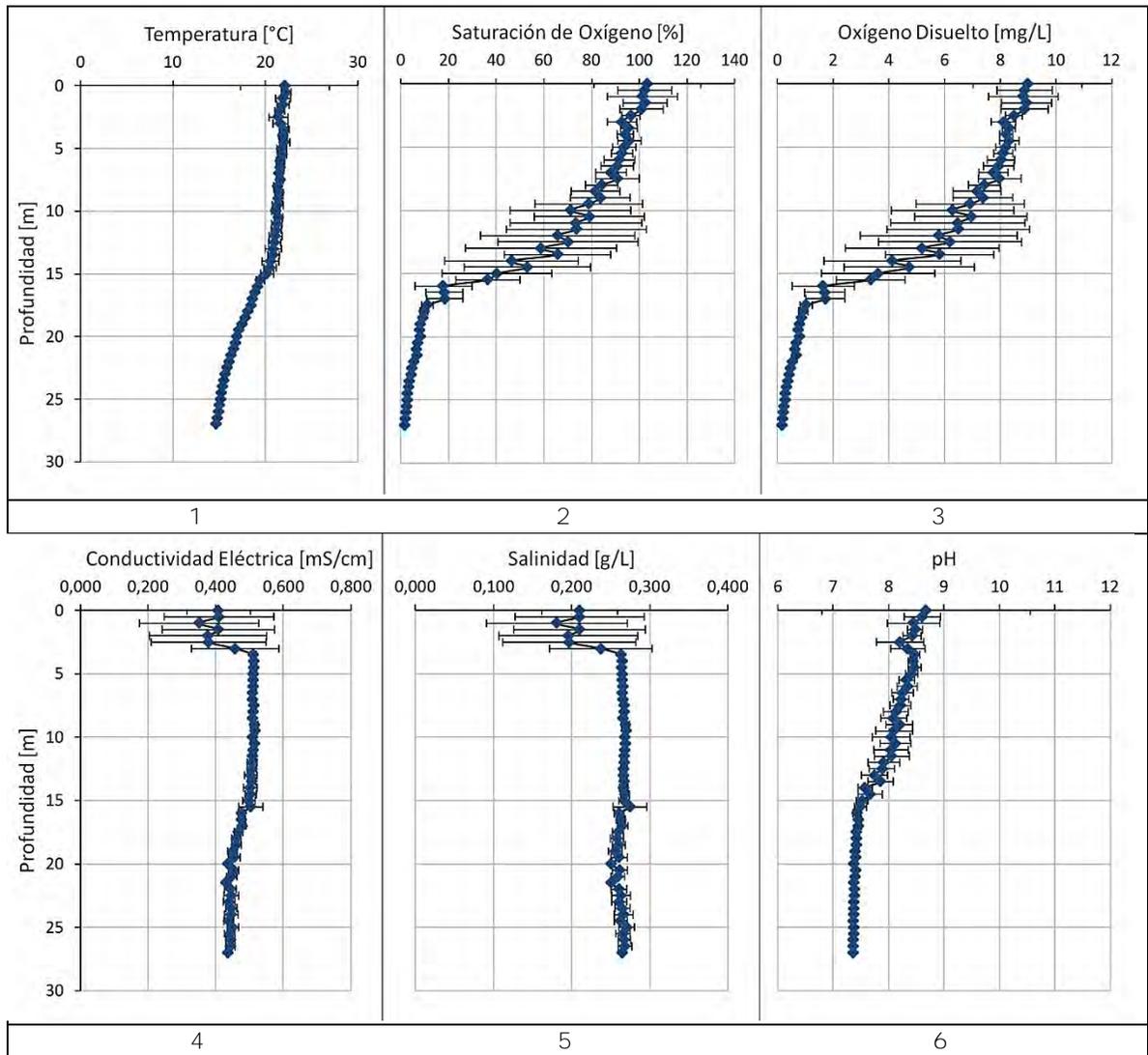


Figura N° 89. Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en el Embalse Rapel (16 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.

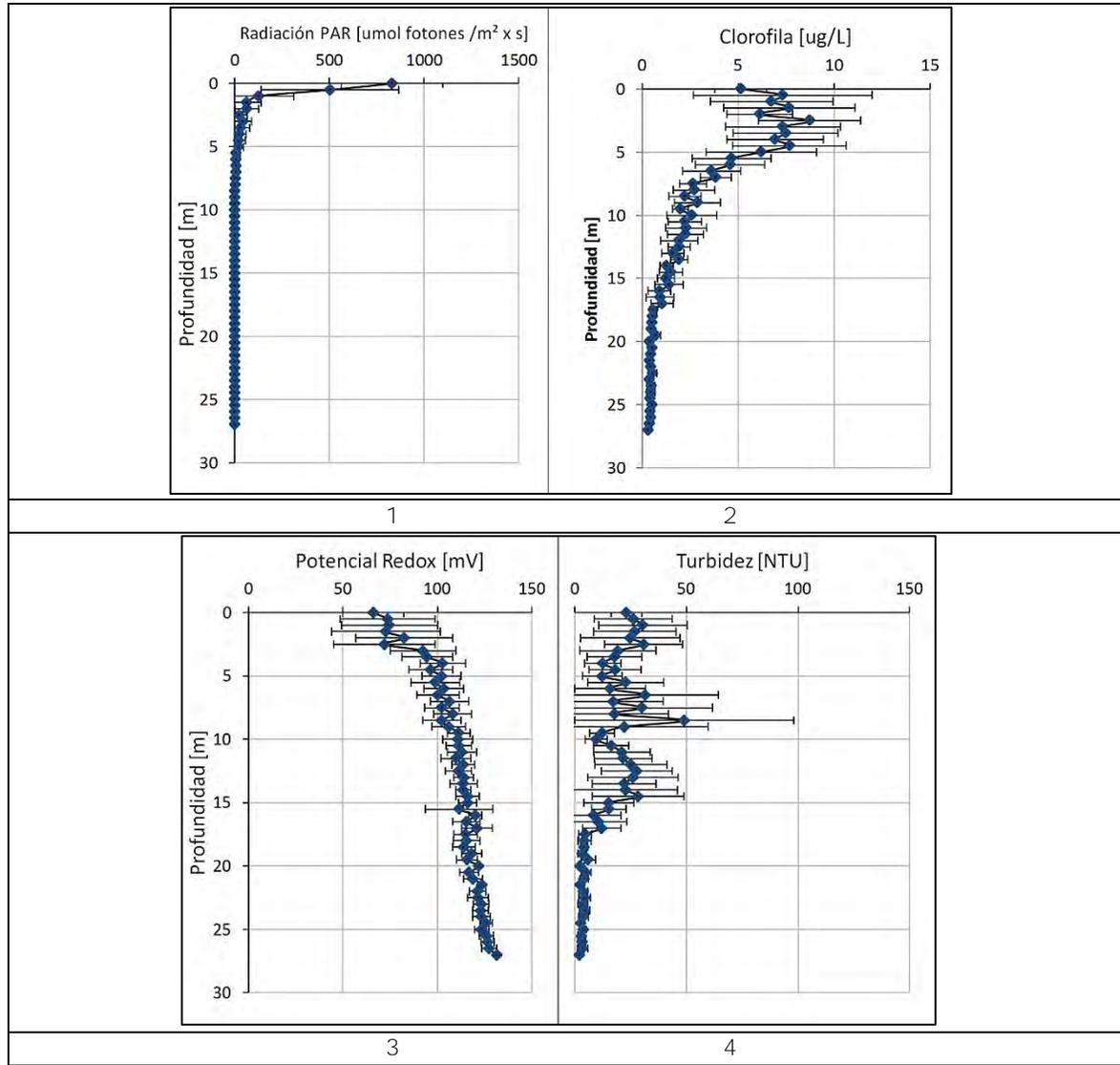


Figura N° 90. Los valores graficados corresponden a promedios de los 6 perfiles registrados en el Embalse Rapel (16 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila *a*, 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.

- **Embalse Peñuelas**

El registro de la estructura vertical del Embalse Peñuelas mostró un patrón de valores prácticamente homogéneos en profundidad para todos los parámetros lo que pudo deberse principalmente a que la pequeña columna de agua se encontró mezclada, probablemente por efecto del viento. Cabe destacar la baja profundidad de extinción de la PAR probablemente relacionada con la alta turbidez registrada.

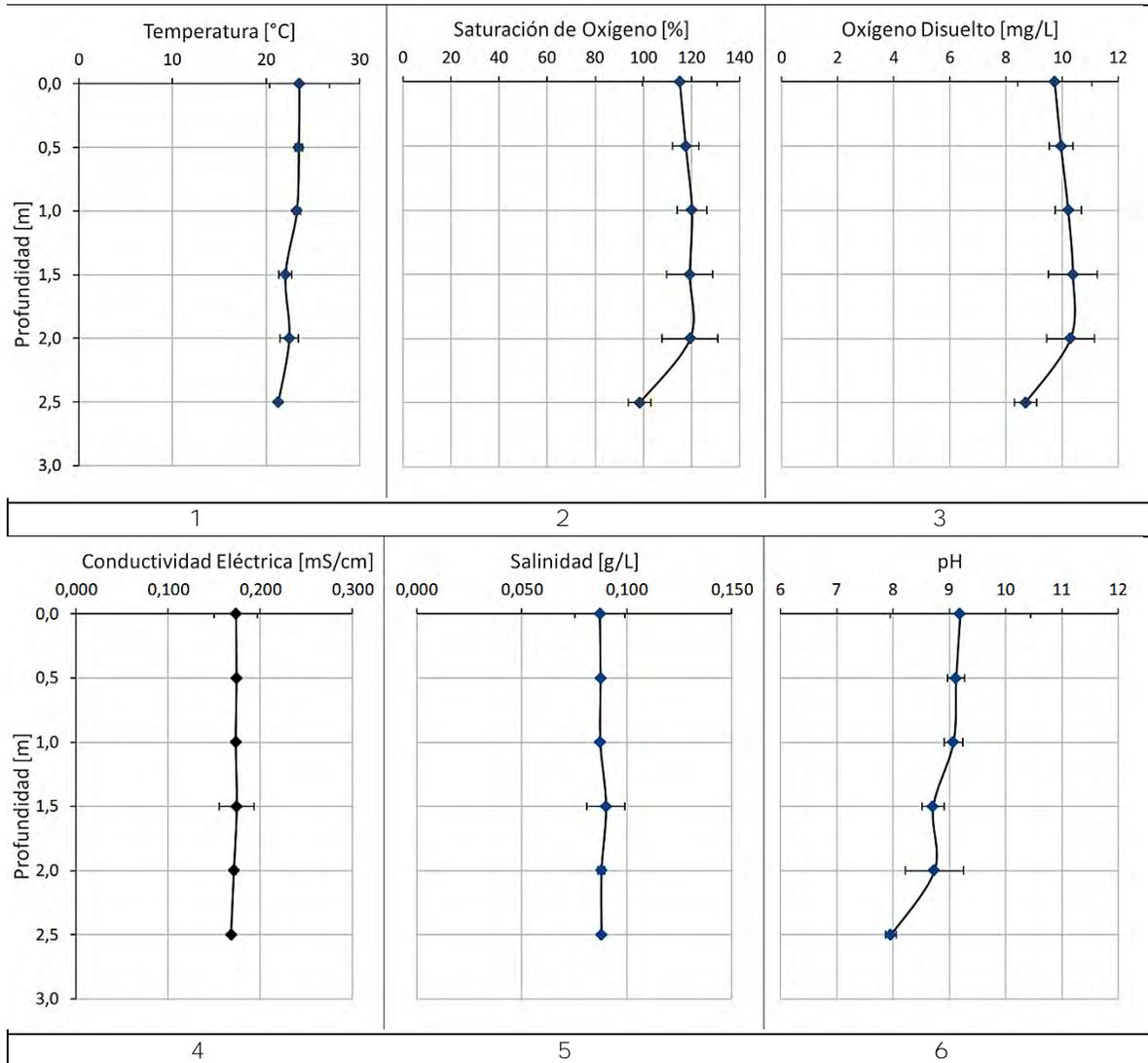


Figura N° 91 Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse Peñuelas (17 de diciembre de 2013). Perfil 1) temperatura del agua, 2) saturación de oxígeno, 3) oxígeno disuelto, 4) conductividad eléctrica, 5) salinidad y 6) pH.

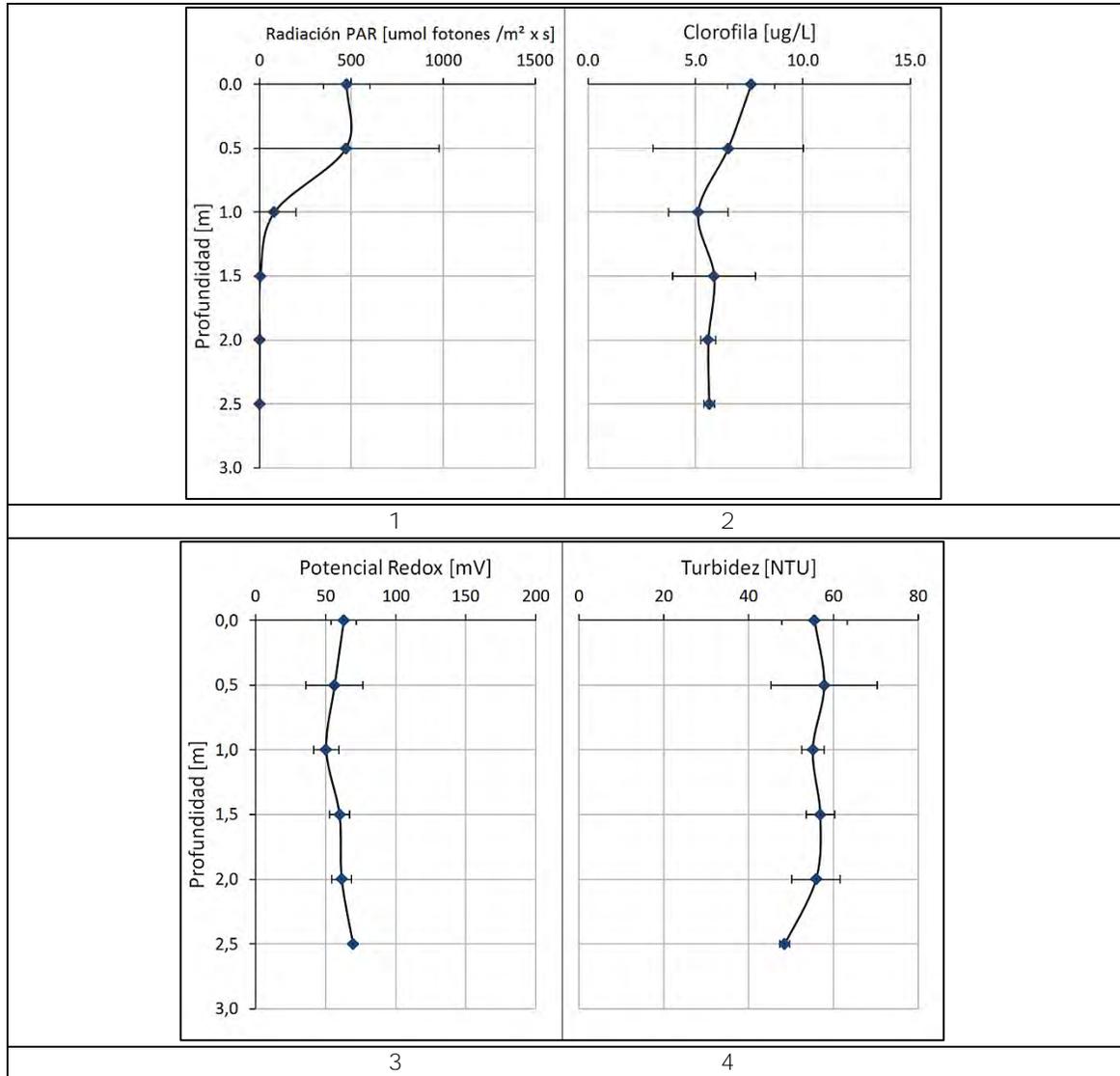


Figura N° 92 Los valores graficados corresponden a promedios de los 7 perfiles registrados en el Embalse Peñuelas (17 de diciembre de 2013). Perfil 7) radiación fotosintéticamente activa (PAR), 8) clorofila *a*, 10) potencial de oxidoreducción y 11) turbidez.

5.7 SISTEMA PILOTO BOYA CON SENSORES Y TELEMETRIA (TAREAS N°7 Y N°8)

Dentro del marco de este estudio, la boya telemétrica ha permitido registrar series de tiempo de los diferentes sensores, aportando información relevante para la caracterización de la dinámica del embalse.

Al analizar las series de tiempo registradas (ver **Figura N° 93**), se pudo observar el comportamiento de la estructura térmica vertical en el sector Muro del embalse Rapel, que en conjunto con los registros de niveles (cota m.s.n.m.) medidos en la estación DGA, permitieron diferenciar algunos períodos en los que se identificaron condiciones hidrodinámicas particulares. En términos generales, se puede señalar la ocurrencia de los siguientes procesos: 1) Período de estratificación moderada, 2) Descenso de nivel y operación de la central, 3) Mezcla completa por convección en invierno, y 4) Aumento de nivel y estratificación moderada.

Entre enero y febrero de 2014, las temperaturas del agua en el embalse Rapel (sector muro) variaron entre un máximo de 25 °C en superficie y un mínimo de 14 °C en el fondo, que fue identificado como un período de estratificación moderada, en el cual el gradiente térmico se mantuvo relativamente estable y las capas profundas presentaron un grado de aislamiento de las capas superficiales.

A partir de la primera semana de marzo y hasta la última semana de abril, el embalse experimentó un descenso de nivel desde aproximadamente una cota 104 hasta 101.8 m.s.n.m. Se observó una relación entre la operación del embalse y la intensificación de los procesos de mezcla, que se notó en la variabilidad del termistor de 35 m de profundidad durante marzo 2014. Durante este período las temperaturas comenzaron a descender, debilitando el gradiente térmico.

Durante la primera semana de mayo y la última semana de agosto, el sitio de monitoreo mostró tener una mezcla completa de su estructura térmica, que se asocia al mecanismo de convección producido por las bajas temperaturas de invierno. En este período las temperaturas bajaron hasta aproximadamente 10-11°C.

Desde la primera semana de septiembre, el embalse aumentó de nivel y se comenzó a registrar un desarrollo de gradiente térmico y el inicio de un nuevo ciclo de estratificación moderada, producido por el efecto combinado de una mayor radiación solar y el aumento de temperaturas.

Respecto a la magnitud y dirección del viento, en general presentaron una alta variabilidad, que puede asociarse a los patrones diarios de las zonas costeras (mecanismos entre tierra-mar, y viceversa). Sin embargo, las direcciones predominantes de los vientos son sólo dos: 120° (Sur-Este) y 310° (Nor-Oeste). Estas direcciones dan cuenta de la condición local del sitio de medición que se encuentra alineado con la cuenca (valle ex-río Rapel) en ese sector.

La respuesta del fluorómetro de clorofila **a**, mostró coincidencia con los procesos de mezcla registrados por la cadena de termistores. Después del máximo de clorofila **a** observado en enero y febrero, el sensor registró un aumento de clorofila **a** cada vez que capas intermedias y profundas de la columna de agua se mezclaron. Cabe señalar que las mediciones de oxígeno disuelto realizadas con la sonda CTD muestran anoxia de las capas profundas, y en consecuencia, condiciones de óxido-reducción capaces de liberar nutrientes desde los sedimentos. Estas mediciones pueden ser útiles para correlacionar y hacer seguimiento a mecanismos como la recarga interna de nutrientes.

Durante el período más frío en que el sistema se mantuvo mezclado, el fluorómetro registró importantes aumentos de clorofila **a** en varios períodos. En estos casos se infiere que el aumento de

producción primaria puede estar asociado a pulsos de caudales afluentes que arrastran importantes cargas externas de nutrientes.

Con esta información recolectada por la boya, puede ser posible caracterizar este tipo de procesos, y posteriormente hacer un seguimiento de las variables en tiempo real para alertar en forma temprana la potencial ocurrencia de los florecimientos masivos de microalgas (*blooms*).

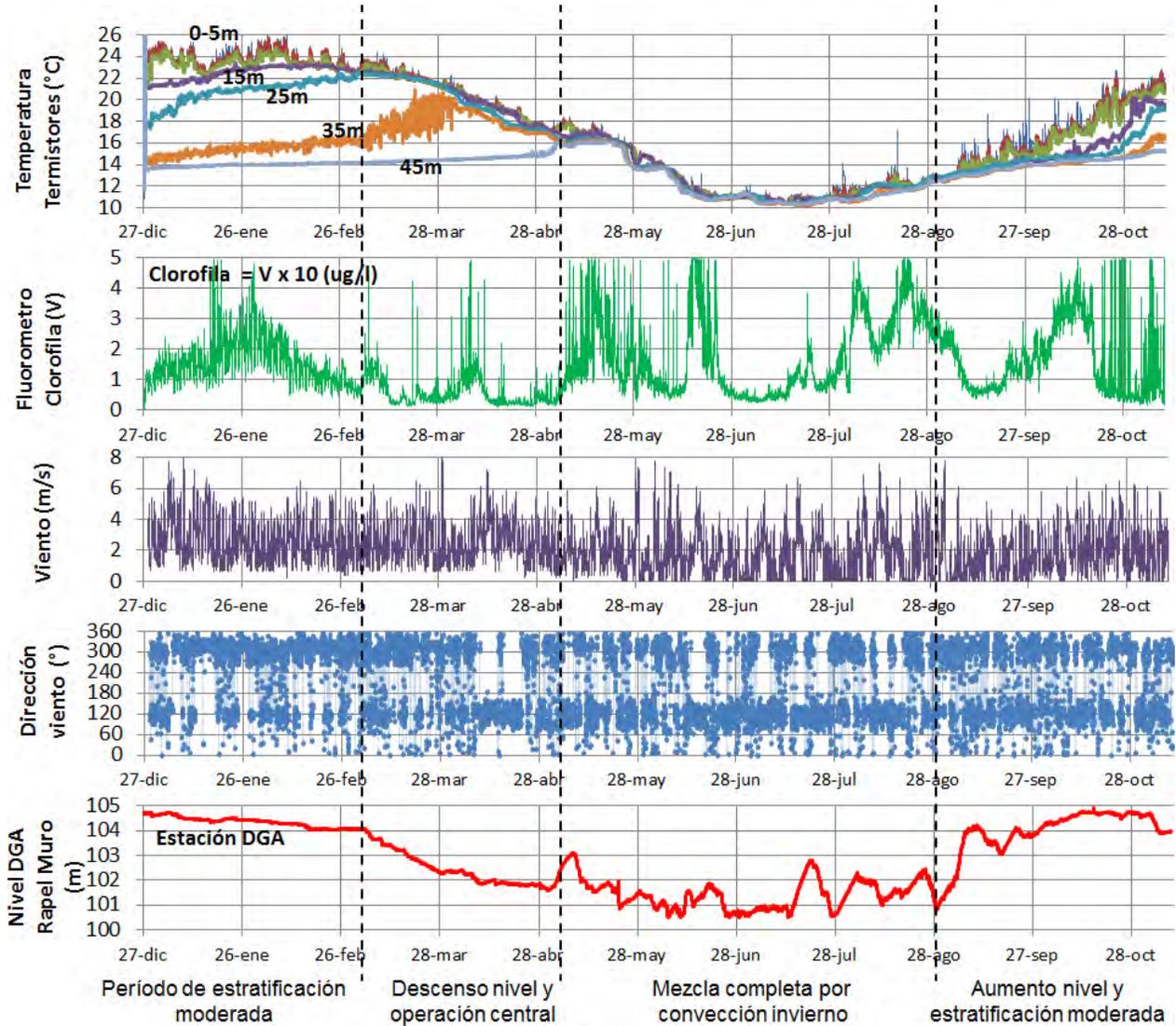


Figura N° 93 Series de tiempo de información registrada por la boya telemétrica durante aproximadamente 5 meses (27 diciembre 2013 al 10 noviembre 2014). Gráficos muestran la temperatura de la cadena de termistores a diferentes profundidades, la medición del fluorómetro de clorofila *a*, la magnitud y dirección el viento. Adicionalmente se muestra el nivel medido por la estación DGA (Rapel Muro).

La observación de los datos de clorofila **a** registrados con el fluorómetro instalado en la boya, han permitido contar con una serie de tiempo continua de la dinámica del fitoplancton en el embalse Rapel (sector Muro). Se observa que en este caso, la clorofila **a** ha presentado una alta variabilidad en el período de observación (**Figura N° 94**), encontrando en algunos casos valores en el rango hipereutrófico, como también en el rango oligotrófico durante otras fechas.

Derivado del análisis de los datos de fluorescencia de clorofila medidos en la boya telemétrica, fue hallado un patrón de variación intradiario marcado claramente por la salida y puesta del sol. Las concentraciones de clorofila registradas durante las horas de oscuridad fueron siempre mayores a las registradas durante las horas de luz, aumentando esta diferencia en períodos con mayor radiación y con mayor biomasa presente.

Este patrón observado no obedecería a una variación real de la biomasa fitoplanctónica, sino que correspondería principalmente a la existencia de un proceso fisiológico adaptativo llevado a cabo por las microalgas. Estas, para minimizar daños importantes a nivel celular producidos por el estrés oxidativo causado por alta radiación solar, se adaptan disipando la radiación excesiva en formas alternativas a la fluorescencia, por ejemplo, en forma de calor u otras vías de transporte de electrones a nivel celular.

Como pudo observarse, la existencia de este fenómeno conduce a una subestimación de la biomasa de algas presentes, cuando se utilizan métodos fluorométricos. Para eliminar este efecto, el análisis de clorofila **a** con el sensor fluorométrico fue realizado sólo con datos nocturnos (registrados en horas sin radiación solar).

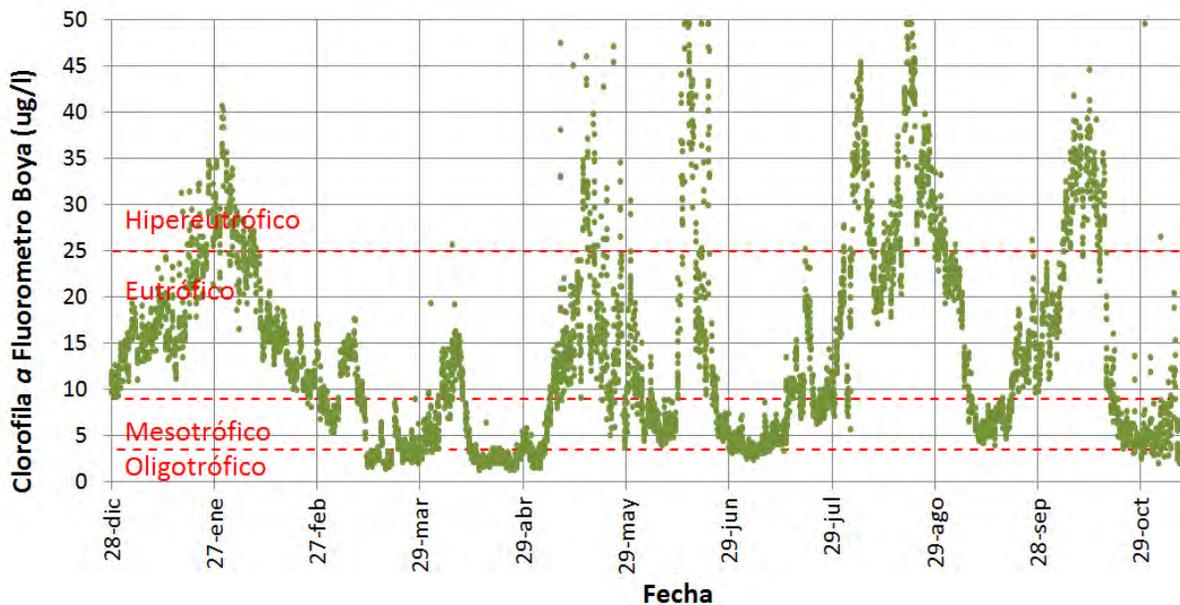


Figura N° 94 Serie de tiempo de clorofila **a** medida con fluorómetro instalado en la boya. Se indica la referencia de los rangos tróficos en embalse Rapel (sector muro).



En la **Tabla N° 36** y **Figura N° 95** se muestra una estimación del porcentaje del tiempo en que el agua en torno a la boya presentó un determinado estado trófico (entre 27 diciembre 2013 y 10 noviembre 2014). Los datos indican que una parte importante del tiempo (42%) la estación presentó un estado eutrófico, y el tiempo restante el sistema presentó una condición oligotrófica (12%), mesotrófica (29%) e hipereutrófica (17%). Este tipo de información puede ser de gran importancia para evaluar la representatividad temporal de las mediciones discretas que se realizan en los diferentes cuerpos de agua.

Los datos numéricos de la boya se presentan en el **Anexo 17**.

Tabla N° 36 Estimación del porcentaje del tiempo por cada rango de estado trófico, medido en forma continua entre 27 diciembre 2013 y 10 noviembre 2014, en el embalse Rapel (sector muro).

Estado Trófico	Rango Clorofila a (ug/l)	Número de mediciones (frecuencia c/30 minutos)	Porcentaje del tiempo
Oligotrófico	0 a 3.5	678	12%
Mesotrófico	3.5 a 9	1605	29%
Eutrófico	9 a 25	2296	42%
Hipereutrófico	> 25	923	17%

*Para evitar fotoinhibición, son datos nocturnos.

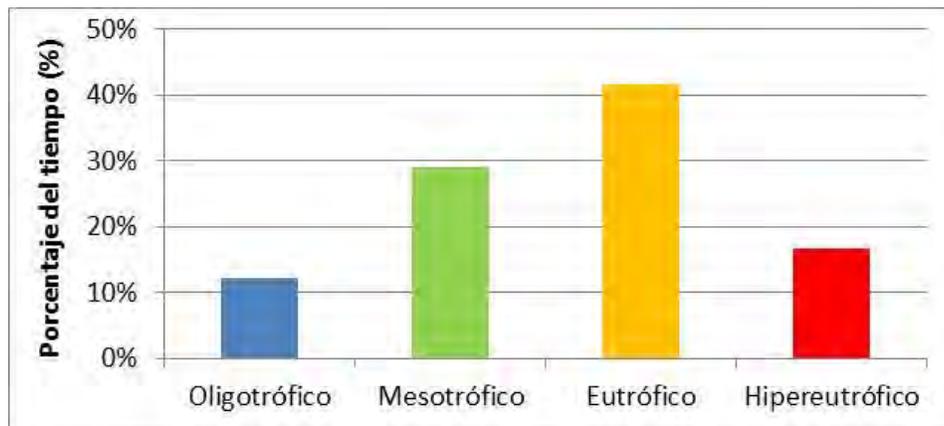


Figura N° 95 Porcentaje del tiempo por cada rango de estado trófico en el embalse Rapel (sector muro)

5.8 ANÁLISIS INTEGRADO DE RESULTADOS SEGÚN DISEÑO EXPERIMENTAL

La presentación de los resultados integrados se realizó en base a los diseños experimentales implementados en el estudio, y a partir de éstos, se pudo evaluar la capacidad de observar cambios en la calidad de agua con diferentes plataformas y escalas espaciales.

5.8.1 CONDICIONES CONTROLADAS EN LABORATORIO

Los resultados obtenidos en condiciones controladas mostraron que las diferentes concentraciones de clorofila **a** y sólidos suspendidos modificaron la firma de reflectancia en porciones específicas del espectro electromagnético (**Figura N° 96**). De acuerdo al análisis detallado en el **Anexo 15**, la clorofila **a** mostró estar relacionada a los cambios de reflectancia en las porciones azul y roja. Al aplicar un modelo entre las bandas roja e infrarroja cercana (rango rojo entre 665 y 681 nm, y rango IR cercano entre 681 y 709 nm, **Figura N° 97**), se obtuvo un coeficiente de determinación alto ($r^2=0.98$), que indica que bajo estas condiciones experimentales la concentración de clorofila **a** puede ser estimada con precisión.

Los sólidos suspendidos mostraron una alta correlación en extensas porciones del espectro verde, rojo e infrarrojo cercano. Al aplicar un modelo de estimación de sólidos suspendidos (**Figura N° 98**) se obtuvo también un coeficiente de determinación alto ($r^2>0.99$).

Los datos de las firmas se presentan en el **Anexo 13**.

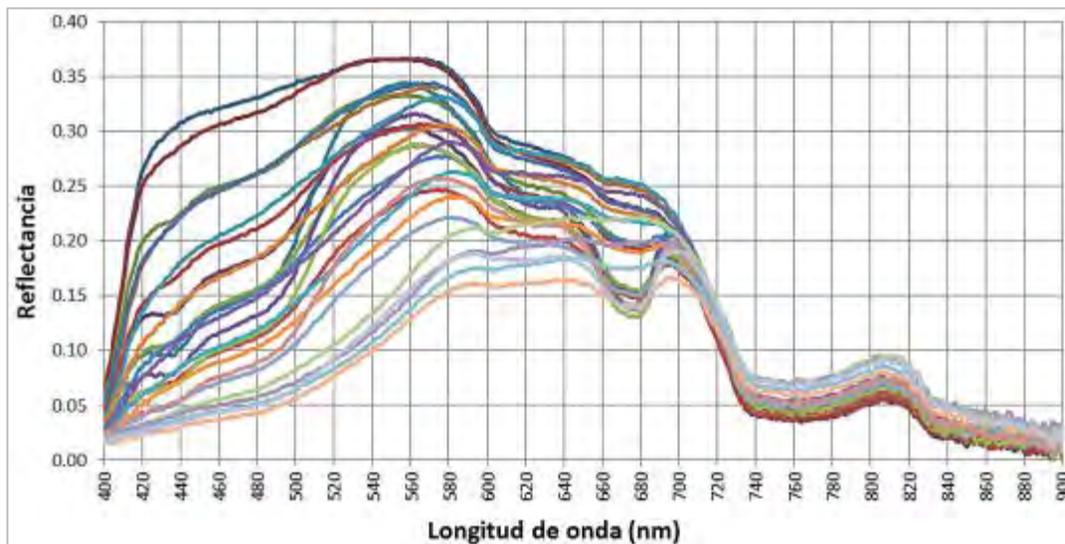


Figura N° 96 Firmas espectrales medidas en condiciones controladas

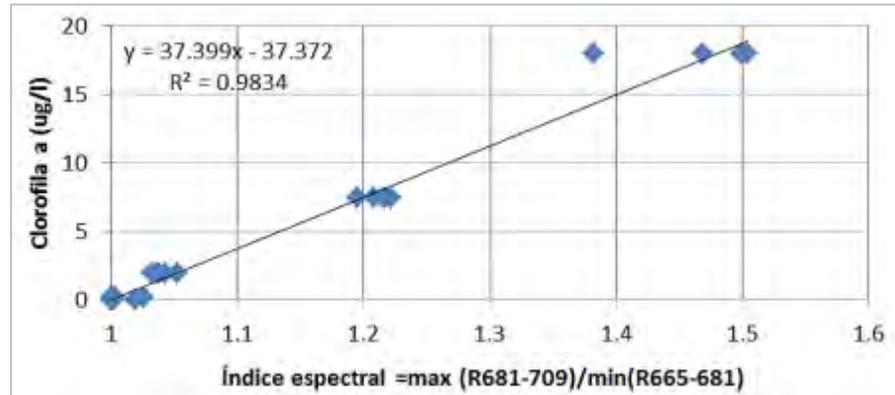


Figura N° 97 Correlación entre clorofila *a* e índice espectral, para el caso en condiciones controladas

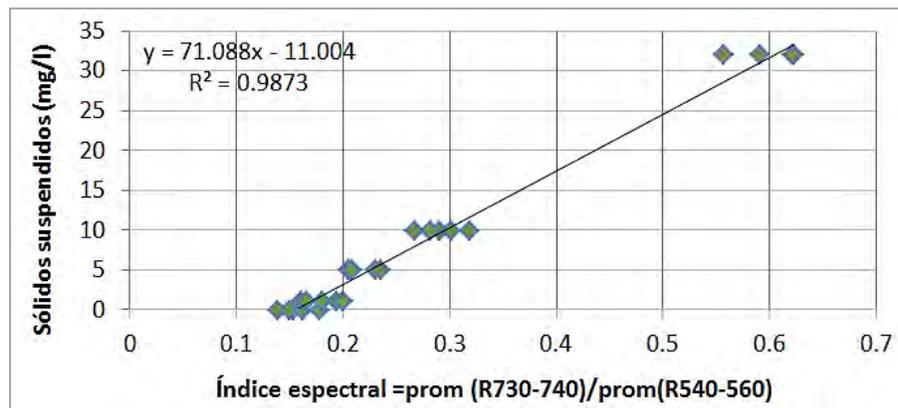


Figura N° 98 Correlación entre sólidos suspendidos e índice espectral, para el caso en condiciones controladas

5.8.2 MEDICIÓN DE CAMPO EN ESTACIÓN DE MUESTREO

Los resultados obtenidos mediante mediciones con Espectroradiómetro de campo realizadas en cinco lagos de la zona central mostraron que las firmas espectrales presentaron una alta variabilidad entre los diferentes sistemas (**Figura N° 99**), debido a la heterogeneidad de sus componentes de calidad de agua. Al aplicar un modelo entre las bandas roja e infrarroja cercana (**Figura N° 100**) para estimar clorofila *a*, se obtuvo un coeficiente de determinación alto ($r^2=0.91$). Para estimación de sólidos suspendidos el modelo aplicado (**Figura N° 101**) dio como resultado un coeficiente de determinación medio ($r^2=0.83$).

Los datos de las firmas se presentan en el **Anexo 14**.

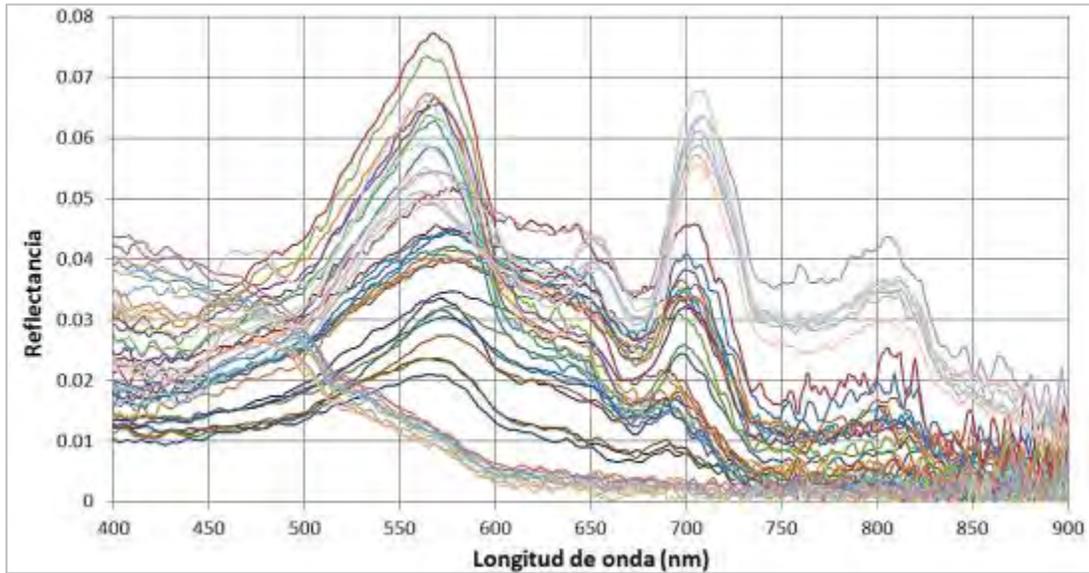


Figura N° 99 Firmas espectrales medidas en campo en cinco lagos de la zona central

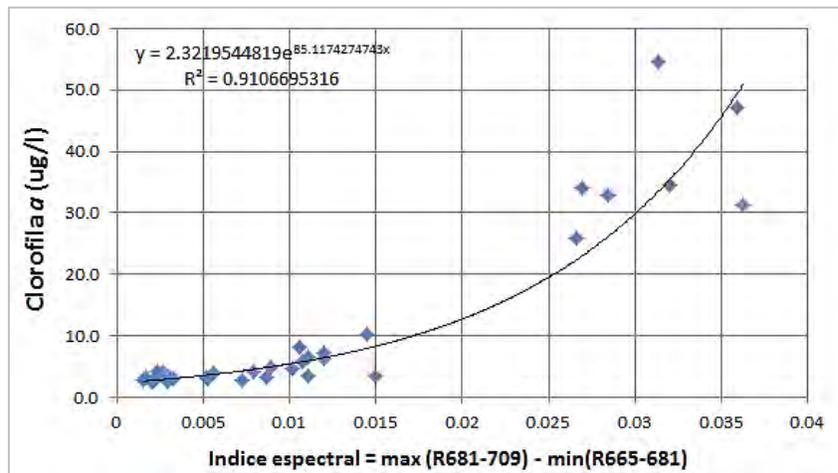


Figura N° 100 Correlación entre clorofila *a* e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales en campo

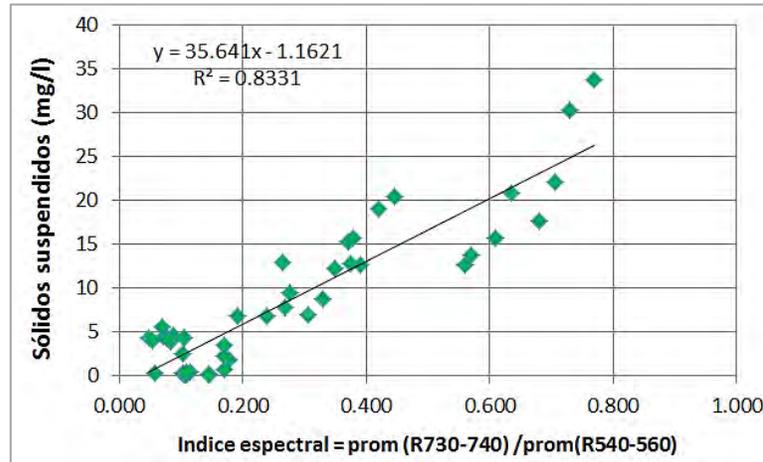


Figura N° 101 Correlación entre sólidos suspendidos e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales en campo

5.8.3 LEVANTAMIENTO AÉREO EN ZONA CENTRAL

De forma similar a lo realizado con Espectrorradiómetro de campo, los resultados obtenidos mediante imágenes hiperespectrales en cinco lagos de la zona central mostraron que las firmas espectrales presentaron una alta variabilidad entre los diferentes sistemas (**Figura N° 102**), debido a la heterogeneidad de sus componentes de calidad de agua. Al aplicar un modelo entre las bandas roja e infrarroja cercana (**Figura N° 103**) para estimar clorofila a, se obtuvo un coeficiente de determinación alto ($r^2=0.90$). Para estimación de sólidos suspendidos el modelo aplicado (**Figura N° 104**) dio como resultado un coeficiente de determinación medio ($r^2=0.78$).

Los datos de las firmas se presentan en el **Anexo 15**.

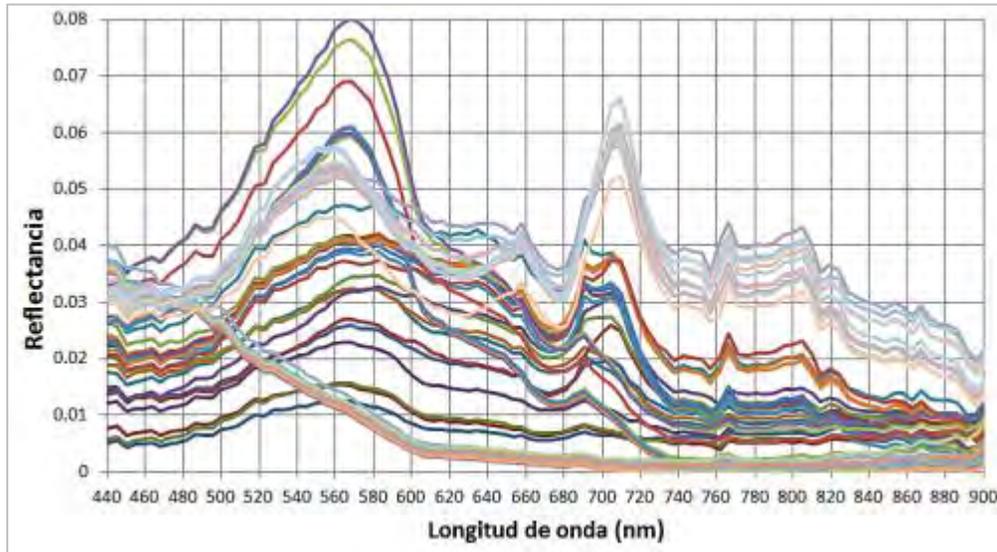


Figura N° 102 Firmas espectrales medidas mediante sensor hiperespectral aerotransportado, en 5 lagos de la zona central

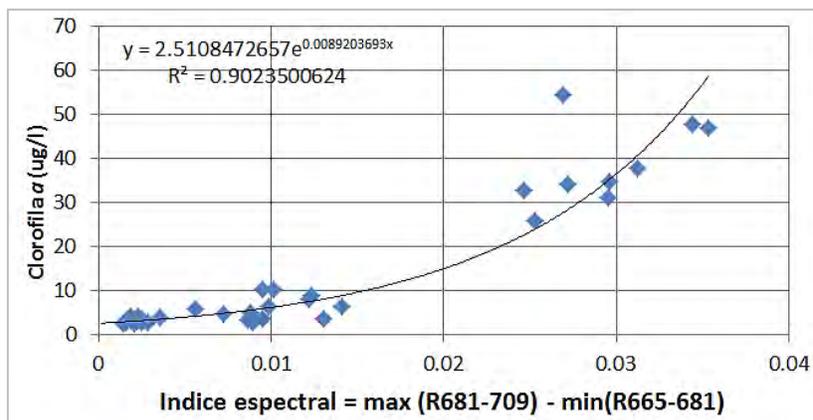


Figura N° 103 Correlación entre clorofila *a* e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales con sensor aerotransportado

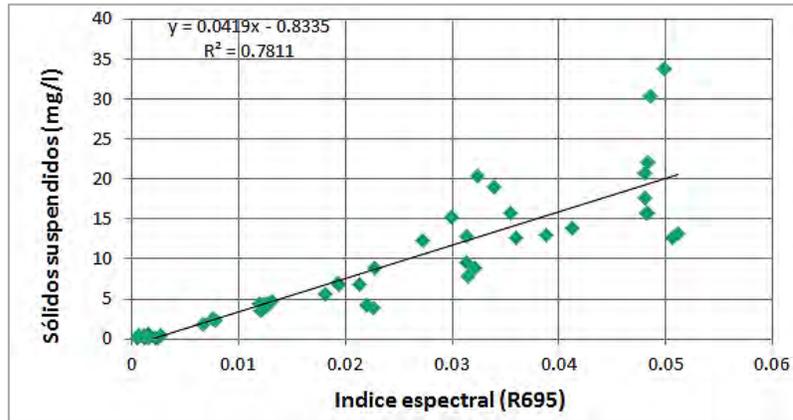


Figura N° 104 Correlación entre sólidos suspendidos e índice espectral, para el caso de mediciones de firmas espectrales con sensor aerotransportado

5.8.4 IMÁGENES SATELITALES EN EMBALSE RAPEL

- **Clorofila a**

Para el caso específico del embalse Rapel, se comparó la aplicación de varios modelos de estimación de clorofila **a** y su desempeño en orden descendente fue: Hiperespectral (modelo CHLA_06 $r^2=0.94$), WORLDVIEW-2 (modelo CHLA_22 $r^2=0.63$), LANDSAT (CHLA_17 $r^2=0.35$), según se muestra en la **Tabla N° 37**. Los modelos para estimación de clorofila **a** no fue aplicable en la imagen FASAT-C debido a los problemas identificados en el procesamiento.

Tabla N° 37 Resultados de modelos de clorofila **a** con imágenes hiperespectrales y multiespectrales, en embalse Rapel.

Modelo	Modelo de Clorofila a	Datos de calibración	Coficiente de determinación (r^2)	Error RMSE (ug/l)	Desempeño r^2 *
Chla_3	Hiperespectral (AISA) $max(R_{681} a R_{709}) - min(R_{665} a R_{681})$	Embalse Rapel	0.90	0.6	Alto
Chla_6	Hiperespectral (AISA) $max(R_{681} a R_{709}) / min(R_{665} a R_{681})$	Embalse Rapel	0.94	0.5	Alto
Chla_17	Multiespectral (de firma LANDSAT) B_3/B_1	Embalse Rapel	0.35	1.6	Bajo
Chla_20	Multiespectral (de firma LANDSAT) B_2/B_1	Embalse Rapel	0.12	1.8	Bajo
Chla_21	Multiespectral (de firma WORDVIEW-2) B_3/B_1	Embalse Rapel	0.61	1.2	Bajo
Chla_22	Multiespectral (de firma WORDVIEW-2) B_2/B_1	Embalse Rapel	0.63	1.2	Medio
Chla_23	Multiespectral (de firma FASAT-C) B_3/B_1	Embalse Rapel	n/a	n/a	n/a
Chla_24	Multiespectral (de firma FASAT-C)	Embalse	n/a	n/a	n/a

Modelo	Modelo de Clorofila <i>a</i>	Datos de calibración	Coficiente de determinación (r^2)	Error RMSE (ug/l)	Desempeño r^2 *
	B_2/B_1	Rapel			

n/a: no fue aplicable; *Desempeño r^2 en base a criterio de **Tabla N° 28**

- **Sólidos suspendidos**

Para el caso específico del embalse Rapel, también se comparó la aplicación de varios modelos de estimación de sólidos suspendidos y su desempeño en orden descendente fue: Hiperespectral (modelo SS_2 $r^2=0.96$), WORLDVIEW-2 (modelo SS_8 $r^2=0.79$), LANDSAT (SS_7 $r^2=0.18$), según se muestra en la **Tabla N° 38**. Los modelos para estimación de sólidos suspendidos no fue aplicable en la imagen FASAT-C debido a los problemas identificados en el procesamiento.

Tabla N° 38 Resultados de modelos de sólidos suspendidos con imágenes hiperespectrales y multiespectrales en embalse Rapel.

Modelo	Modelo de Sólidos Suspendidos	Datos de calibración	Coficiente de determinación (r^2)	Error RMSE (mg/l)	Desempeño r^2 *
SS_2	Hiperespectral (AISA) R_i donde $i = 400$ a 900 nm	Embalse Rapel	0.96 (con R723 nm)	0.7	Alto
SS_4	Hiperespectral (AISA) $(R_{730-740})/(R_{540-560})$	Embalse Rapel	0.01	3.3	Bajo
SS_7	Multiespectral (de firma LANDSAT) B_i	Embalse Rapel	0.18 (con B4)	3.0	Bajo
SS_8	Multiespectral (de firma WORLDVIEW-2) B_i	Embalse Rapel	0.79 (con B4)	1.5	Medio
SS_9	Multiespectral (de firma FASAT-C) B_i	Embalse Rapel	n/a	n/a	n/a

n/a: no fue aplicable; *Desempeño r^2 en base a criterio de **Tabla N° 28**

5.8.5 LEVANTAMIENTO AÉREO E IMAGEN SATELITAL EN RED DE LAGOS

Este diseño experimental corresponde a la utilización de información proveniente de levantamientos aéreos e imágenes satelitales, y la posterior aplicación de una serie de modelos de estimación de parámetros de calidad de agua (clorofila *a* y sólidos suspendidos), en un total de 21 cuerpos lacustres considerados en el estudio (Red de Lagos DGA + adicionales).

Para la calibración y validación, se consideró el uso combinado de información de campo de muestras medidas durante el presente estudio (diciembre 2013), como también información de la base de datos de la Red de Lagos DGA que tiene disponibles mediciones estivales de temporadas anteriores (Ej: Veranos 2011, 2012 y 2014). En consecuencia, existe un desfase de los datos de campo con los métodos de teledetección, que va desde algunas horas hasta diferencia de años.

5.8.5.1 Evaluación de resultados de modelos de estimación de parámetros de calidad de agua

- **Clorofila a**

Para la Red de Lagos DGA y cuerpos lacustres adicionales considerados en el estudio, se comparó la aplicación de varios modelos de estimación de clorofila **a**, según se muestra en la **Tabla N° 39**. Los resultados mostraron que al considerar todos los lagos, el mejor desempeño fue del modelo hiperespectral CHLA_1 ($r^2=0.88$ y $RMSE=2.6$ ug/l). Los modelos multiespectrales entregaron desempeños bajos ($r^2<0.3$).

Al considerar sólo los lagos oligotróficos y mesotróficos (clorofila **a** <9 ug/l), el desempeño en orden descendente fue: Hiperespectral CHLA_5 ($r^2=0.81$ y $RMSE=2.3$ ug/l) y Multiespectral Landsat CHLA_19 ($r^2=0.65$ y $RMSE=2.2$ ug/l). A modo comparativo el modelo CHLA_14 ($r^2=0.72$ y $RMSE=1.3$ ug/l) muestra una mejora en el desempeño del modelo multiespectral.

Los modelos que presentaron mayor error fueron CHLA_7, CHLA_11 y CHLA_13, los que bajo el criterio de validación ($RMSE>3.5$ ug/l) serían descartados como modelos posibles de ser aplicados en el presente estudio.

Tabla N° 39 Resultados de modelos de clorofila **a** con imágenes hiperespectrales y multiespectrales en la Red de Lagos

Modelo	Modelo de Clorofila a	Datos de calibración	Coficiente de determinación (r^2)	Error validación RMSE (ug/l)	Desempeño r^2 *
Chla_1	Hiperespectral (AISA)	Todos	0.88	2.6	Medio / Alto
Chla_2	$max(R_{681} a R_{709}) - min(R_{665} a R_{681})$	Chla < 9 ug/l	0.75	1.9	Medio
Chla_4	Hiperespectral (AISA)	Todos	0.64	1.9	Medio
Chla_5	$max(R_{681} a R_{709}) / min(R_{665} a R_{681})$	Chla < 9 ug/l	0.81	2.3	Medio
Chla_7	Hiperespectral (AISA)	Todos	0.64	5.4	Medio
Chla_8	$(R_{665-675}^{-1} - R_{705-725}^{-1}) \cdot (R_{730-755})$	Chla < 9 ug/l	0.64	3.0	Medio
Chla_9	Hiperespectral (AISA) OC3M	Todos	0.25	1.3	Bajo
Chla_10	$10^{a_0+a_1*x+a_2*x^2+a_3*x^3+a_4*x^4}$ Donde $x = \log_{10} \left(\frac{\max(R_{443}, R_{490})}{R_{550}} \right)$, $a_i = \text{coeficientes de ajuste}$	Chla < 9 ug/l	0.62	1.3	Medio / Bajo
Chla_11	Multiespectral (promediado de hiperespectral)	Todos	0.30	4.3	Bajo
Chla_12	B_3/B_1	Chla < 9 ug/l	0.68	1.3	Medio
Chla_13	Multiespectral (promediado de hiperespectral)	Todos	0.22	4.5	Bajo
Chla_14	Multiespectral (promediado de hiperespectral)	Chla < 9 ug/l	0.72	1.3	Medio

	B_2/B_1				
Chla_15	Multiespectral (de firma LANDSAT)	Todos	0.10	2.8	Bajo
Chla_16	B_3/B_1	Chla < 9 ug/l	0.60	2.3	Bajo
Chla_18	Multiespectral (de firma LANDSAT)	Todos	0.05	3.3	Bajo
Chla_19	B_2/B_1	Chla < 9 ug/l	0.65	2.2	Medio

*Desempeño r^2 en base a criterio de **Tabla N° 28**

Al comparar las mediciones y estimaciones de clorofila **a** con los modelos hiperespectrales (CHLA_1 y CHLA_5) se observa que en la mayoría de los sistemas oligotróficos, el modelo comparte la clase de estado trófico (**Figura N° 105**). Los resultados para sistemas mesotróficos presentan mayor diferencia, y sólo 2 de 5 casos, comparten la clase. El error RMSE del modelo es comparable en magnitud a los rangos tróficos, que indica que bajo las condiciones consideradas en este diseño experimental, la clasificación de estado trófico presentó un importante grado de incertidumbre.

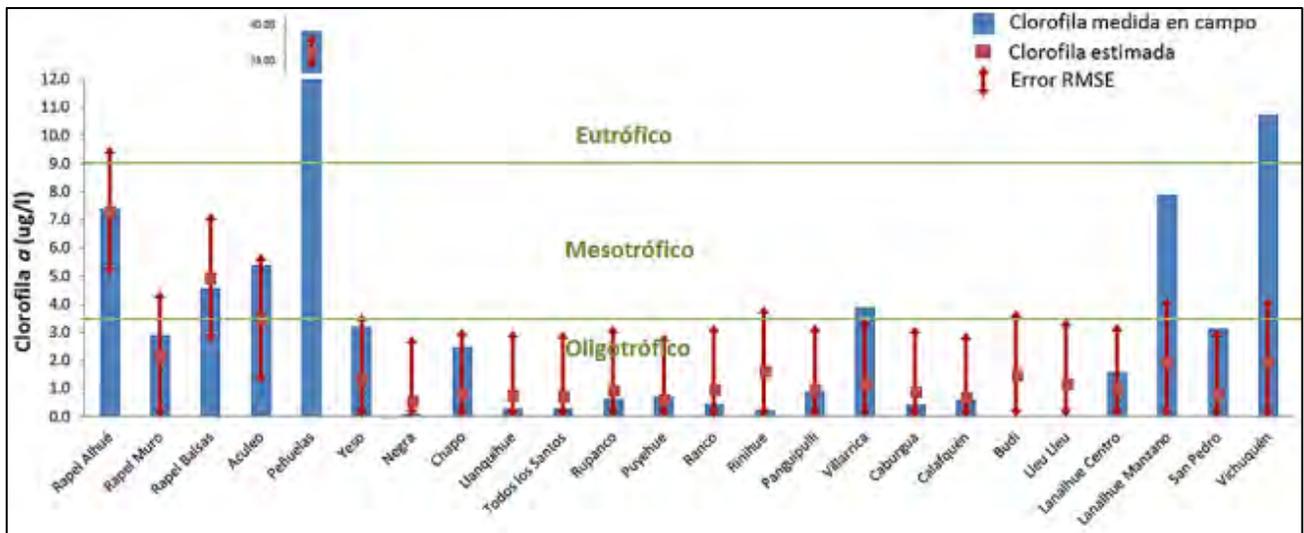


Figura N° 105 Comparación de valores clorofila **a** medidos y estimados con modelos hiperespectrales CHLA_1 y CHLA_5. Se señalan límites de rangos tróficos de clorofila **a**.

De modo similar a los resultados hiperespectrales, las estimaciones con el modelo multispectral CHLA_19 comparten clase con los datos medidos en la mayoría de los sistemas oligotróficos (**Figura N° 106**), sin embargo, también presenta un error que agrega un importante grado de incertidumbre en la clasificación.

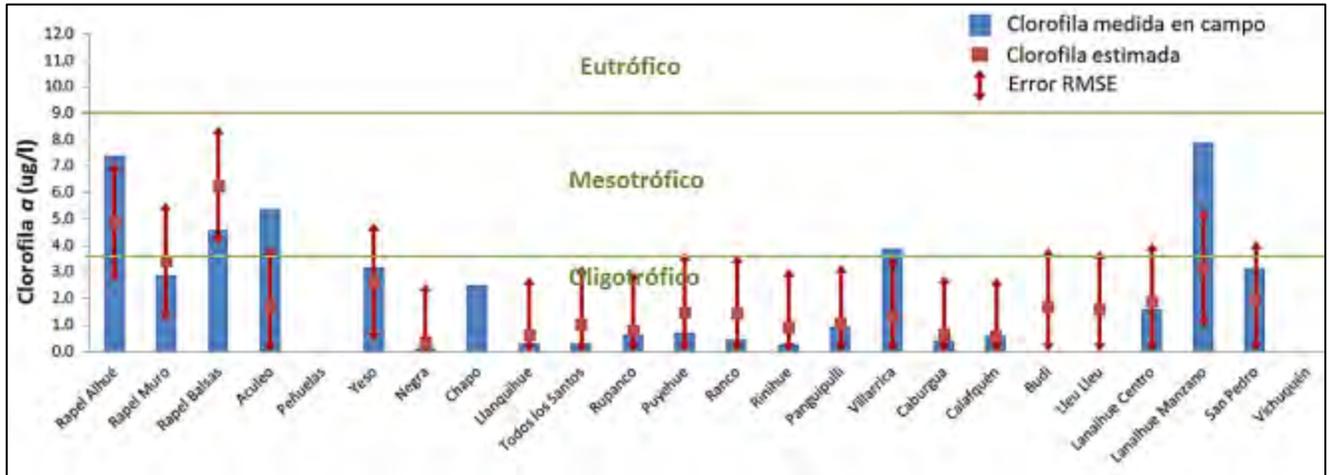


Figura N° 106 Comparación de valores clorofila *a* medidos y estimados con modelo multiespectral CHLA_19 sobre imágenes Landsat. Se señalan límites de rangos tróficos de clorofila *a*.

- **Sólidos suspendidos**

Para cuerpos lacustres de la zona central considerados en el estudio, se comparó la aplicación de varios modelos de estimación de sólidos suspendidos, según se muestra en la **Tabla N° 40**. Los resultados mostraron que el mejor desempeño fue del modelo hiperespectral SS_1 ($r^2=0.95$ y $RMSE=1.4$ ug/l) basado en una banda de reflectancia infrarroja cercana (R704 nm). Entre los modelos de imágenes multiespectrales, el modelo SS_5 ($r^2=0.85$) basado en el espectro rojo, desempeñó mejor que el modelo SS_6 ($r^2=0.37$) de Landsat, que posiblemente estuvo relacionado con la diferencia temporal de las imágenes Landsat y las mediciones de campo.

Tabla N° 40 Resultados de modelos de sólidos suspendidos con imágenes hiperespectrales y multiespectrales en la zona central

Modelo	Modelo de Sólidos Suspendidos	Datos de calibración	Coefficiente de determinación (r^2)	Error RMSE (mg/l)	Desempeño r^2 *
SS_1	Hiperespectral (AISA) R_i donde $i = 400$ a 900 nm	Zona Central	0.95 (con R704 nm)	1.4	Alto
SS_3	Hiperespectral (AISA) $(R_{730-740})/(R_{540-560})$	Zona Central	0.57	4.2	Bajo
SS_5	Multiespectral (promediado de hiperespectral) B_i donde $i = 1$ a 4 , con 1=azul, 2=verde, 3=rojo y 4=infrarrojo cercano	Zona Central	0.85 (con B3)	2.5	Medio
SS_6	Multiespectral (de firma LANDSAT) B_i	Zona Central	0.37 (con B3)	5.1	Bajo

*Desempeño r^2 en base a criterio de **Tabla N° 28**

5.8.5.2 MAPAS DE CLOROFILA Y SOLIDOS SUSPENDIDOS

- **Aplicación de modelos de Clorofila a**

Los modelos que mostraron mejor desempeño fueron aplicados a las imágenes multiespectrales e hiperespectrales (ver **Tabla N° 41**), y se generaron mapas de distribución espacial de clorofila **a**.

Tabla N° 41 Modelos de clorofila **a** aplicado a las imágenes hiperespectrales y multiespectrales

Modelo de Clorofila a		Expresión matemática*
Chla_1	Hiperespectral (AISA) $\max(R_{681} \text{ a } R_{709}) - \min(R_{665} \text{ a } R_{681})$	$\text{Chla} = 0.123886 * (\max(R_{681} \text{ a } R_{709}) - \min(R_{665} \text{ a } R_{681})) + 0.562697$
Chla_5	Hiperespectral (AISA) $\max(R_{681} \text{ a } R_{709}) / \min(R_{665} \text{ a } R_{681})$	$\text{Chla} = 14.71264 * \max(R_{681} \text{ a } R_{709}) / \min(R_{665} \text{ a } R_{681}) - 14.679409$
Chla_19	Multiespectral (LANDSAT) B_2/B_1	$\text{Chla} = 2.88153 * (B_2/B_1) - 1.186412$

***Unidades:** Concentración Chla (ug/l); Reflectancia (reflectancia x 100). Ej: 5% de reflectancia equivale a 500.

En la **Figura N° 107** se muestra el mapa de clorofila **a** estimada para la Laguna de Aculeo y en la **Figura N° 108** el mapa del Lago Villarrica. En el **Anexo 23** se incluye el total de los mapas.

Las figuras que se presentan tienen una graduación de colores de menor a mayor clorofila **a**, que se representa en colores fríos (azul) hasta colores cálidos (rojo), respectivamente. Cabe señalar que los rangos se ajustaron para maximizar en contraste dentro del lago, y así poder observar posibles patrones de distribución dentro de él. Al comparar distintos métodos (Imagen multiespectral v/s hiperespectral), los rangos de las escalas de colores pueden variar en cada figura, debido a las diferencias de estimación que pueden existir entre los modelos.

Los resultados de la estimación de la clorofila **a** mostraron diferentes patrones de distribución según los modelos utilizados, los cuales fueron escogidos por presentar los mayores coeficientes de determinación r^2 a la escala regional que comprende la Red de Lagos de DGA.

En el caso de la Laguna de Aculeo (**Figura N° 107**) que es un cuerpo lacustre que presentó valores mesotróficos al momento de la adquisición de datos, el uso de información hiperespectral (modelo CHLA_1) permitió observar algunas masas de agua de mayor concentración que se mezclan con otras de menor concentración, mostrando un patrón de distribución heterogéneo dentro de la laguna. El modelo multiespectral de la imagen LANDSAT (CHLA_19), en cambio, no mostró ningún patrón definido y los valores presentaron una alta variabilidad entre píxeles.

De forma inversa a lo descrito para la laguna de Aculeo, en el lago Villarrica (**Figura N° 108**) el resultado generado con el uso de la imagen multiespectral LANDSAT (modelo CHLA_19) mostró un patrón de distribución heterogéneo y la interacción de masas de agua con diferentes concentraciones dentro del lago. El modelo aplicado con información hiperespectral (modelo



CHLA_1) no mostró un patrón de distribución bien definido, y presentó alta variabilidad a nivel de píxeles vecinos.

Para el resto de los mapas de clorofila *a* estimada, en el **Anexo 23** se indica el tipo de patrón espacial estimado y la existencia de factores morfológicos que pueden posiblemente explicar sus distribuciones.

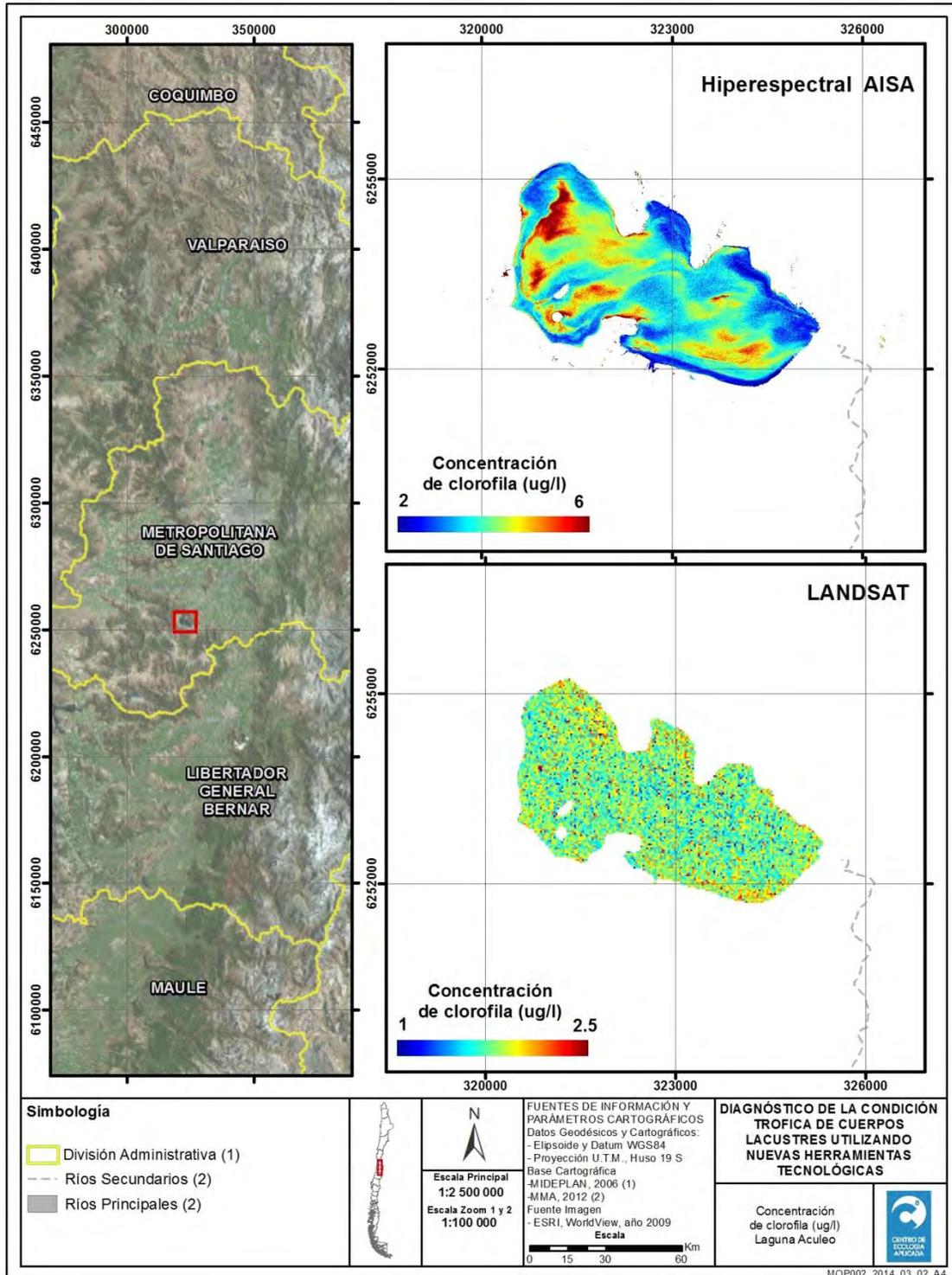


Figura N° 107 Mapa de clorofila *a* estimada (ug/l) mediante teledetección. Laguna de Aculeo.

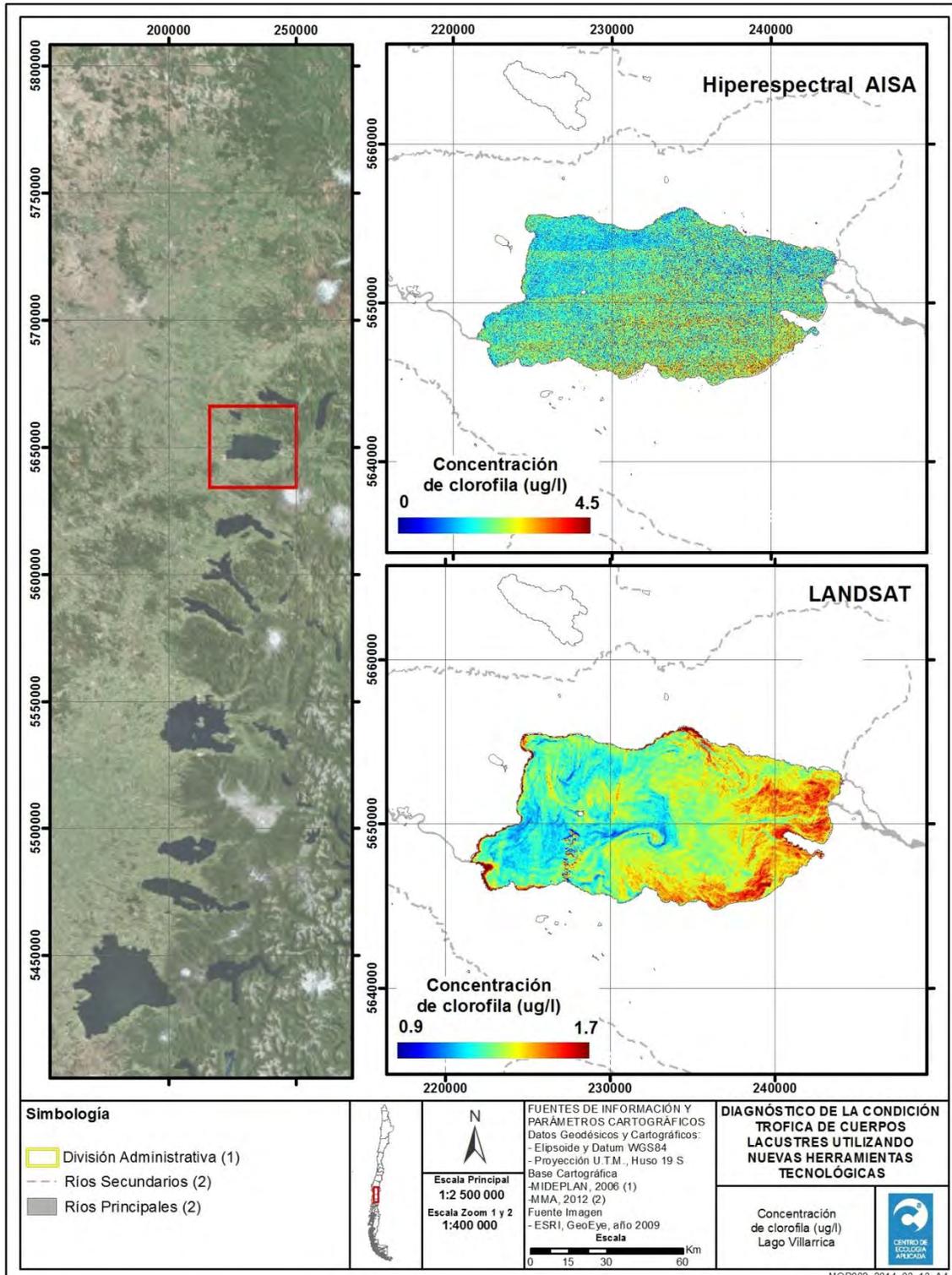


Figura N° 108 Mapa de clorofila a estimada (ug/l) mediante teledetección. Lago Villarrica.

- **Aplicación de modelos de Sólidos Suspendidos**

Los modelos que mostraron mejor desempeño fueron aplicados a las imágenes multiespectrales e hiperespectrales (ver **Tabla N° 42**), y se generaron mapas de distribución espacial de sólidos suspendidos.

Tabla N° 42 Modelos de sólidos suspendidos aplicados a las imágenes hiperespectrales y multiespectrales

Modelo de Sólidos Suspendidos		Expresión matemática*
SS_1	Hiperespectral (AISA) R_i donde $i = 704 \text{ nm}$	$SS = 0.029762 * R_{704} - 0.812339$
SS_5	Multiespectral (promediado de hiperespectral) B_i donde $i = 3$	$SS = 0.069792 * B_3 - 3.194602$

***Unidades:** Concentración SS (mg/l); Reflectancia (reflectancia x 100). Ej: 5% de reflectancia equivale a 500.

En la **Figura N° 109** se muestra el resultado para el embalse Rapel y en **Anexo 24** se incluye el total de los mapas.

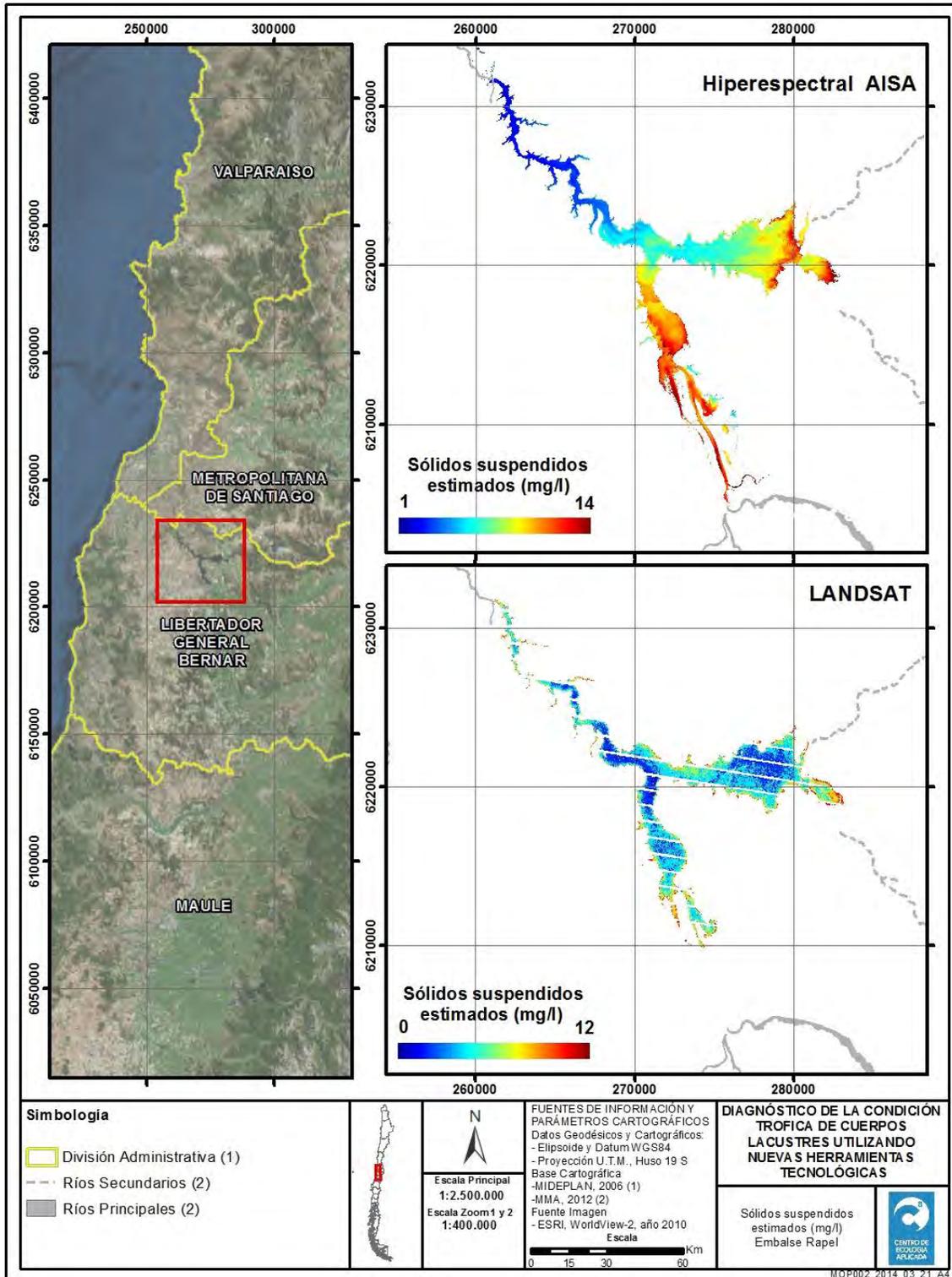


Figura N° 109 Mapa de sólidos suspendidos estimados (mg/l) mediante teledetección. Embalse Rapel.

5.8.6 IMAGEN SATELITAL DE ESCALA REGIONAL EN LAGO LLANQUIHUE

El lago Llanquihue es un cuerpo de agua de gran cobertura espacial (860 km²) que presenta un estado oligotrófico, lo que permite la aplicación experimental de imágenes MODIS (**Figura N° 110**) y modelos de estimación de clorofila *a* que son ampliamente usados en aplicaciones oceánicas (aguas Caso-I).

En Llanquihue se encontraron 22 imágenes MODIS entre 2004-2013, que coincidieron en fechas de monitoreos de la base de datos de la Red de Lagos (con una diferencia temporal promedio de 4 días), a las que se les aplicó un modelo de estimación de clorofila *a* OC3 (**Figura N° 111**) orientado a estimar rangos de clorofila *a* muy bajos (principalmente concentraciones de clorofila *a* 0.01 a 3 ug/l). Se observó que para el lago Llanquihue, el modelo de estimación tiene un buen desempeño (RMSE=0.4ug/l), que puede aumentar la certeza de la estimación en lagos de baja concentración de clorofila *a*.

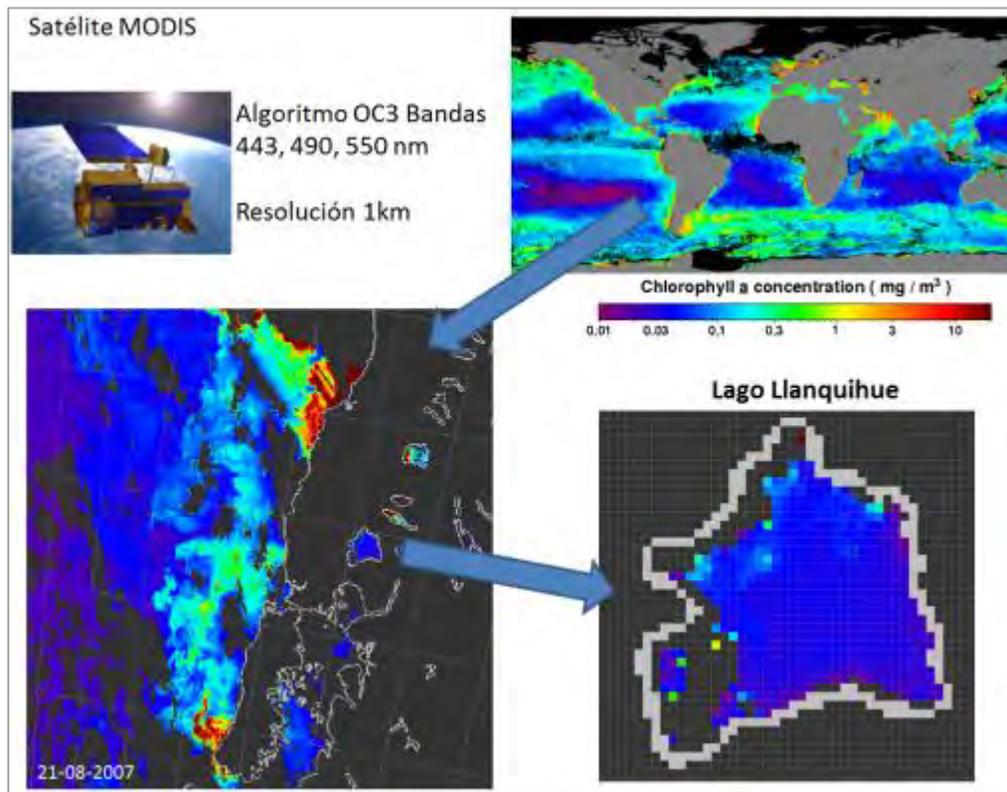


Figura N° 110 Imágenes MODIS y modelo OC3 para Lago Llanquihue

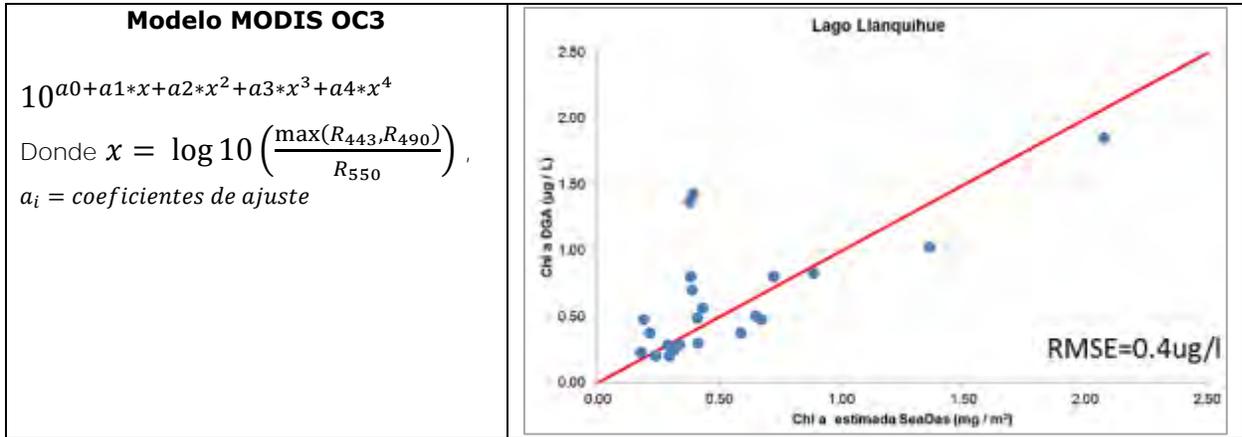


Figura N° 111 Modelo OC3 y comparación de clorofila *a* estimada y medida para el Lago Llanquihue

De acuerdo a lo observado en las firmas espectrales adquiridas en la Red de Lagos DGA existe un grupo de lagos que presentan firmas espectrales similares a lago Llanquihue, mostrando una fuerte disminución de la reflectancia en bandas roja e infrarroja cercana, en los cuales la clorofila *a* podría relacionarse a la absorción en el espectro azul y verde. En ellos también se puede considerar válida la aplicación de modelos de aguas Caso-I como el modelo OC3 para estimar clorofila *a* en rangos oligotróficos.

Se identificaron y seleccionaron 14 cuerpos lacustres en los cuales la clorofila podría verse expresada en bandas de aguas Caso-I, y donde el modelo para aguas oceánicas podría entregar un valor más preciso en rangos de lagos oligotróficos. Los lagos identificados fueron: Laguna Negra, Lago Chapo, Lago Llanquihue, Lago Todos los Santos, Lago Rupanco, Lago Puyehue, Lago Ranco, Lago Riñihue, Lago Panguipulli, Villarrica, Lago Caburgua, Lago Calafquén, Lago Lanalhue y Laguna Grande de San Pedro.

Para estos lagos, la resolución del satélite MODIS es muy gruesa (1km) para detectar adecuadamente los espejos de agua, por lo que se utilizó la información de imágenes adquiridas con vuelos hiperespectrales de resolución espacial fina (2 a 5 m). En ellas se aplicó el modelo OC3 sobre las bandas 443 nm, 490 nm y 550 nm, obteniendo un error relativamente bajo (RMSE=0.8 ug/l) para este tipo de cuerpos lacustres (**Figura N° 112**).

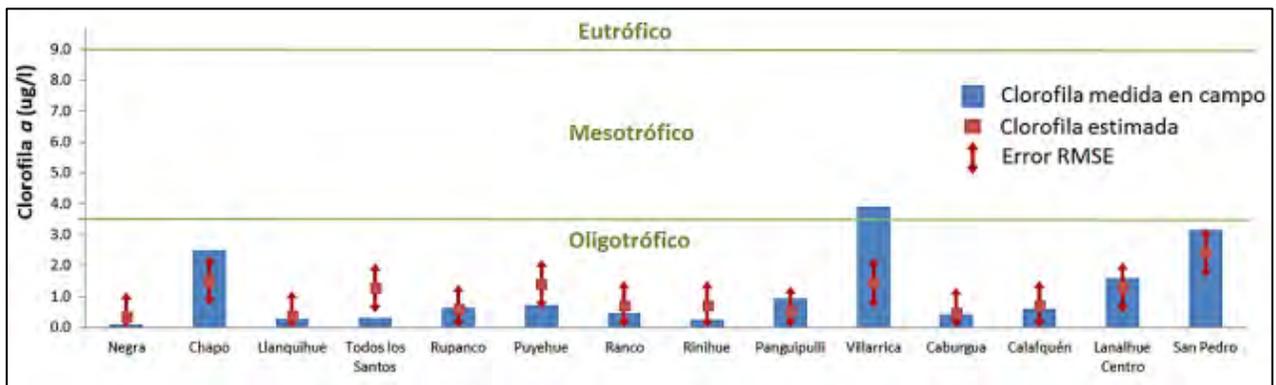


Figura N° 112 Estimación de clorofila *a* mediante modelo OC3 para una selección de 14 cuerpos lacustres

5.9 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

La revisión del estado del arte mostró que las metodologías de teledetección y boyas son ampliamente utilizadas en el estudio de calidad de agua en cuerpos lacustres a nivel mundial. En aplicaciones de teledetección, el parámetro de mayor interés es generalmente clorofila *a*, y en menor medida, sólidos suspendidos. Los métodos más usados en teledetección son principalmente imágenes obtenidas mediante plataformas satelitales multiespectrales de resolución moderada y de escala regional, y en menor medida, imágenes hiperespectrales. La aplicación de estas técnicas mostró desempeños variables, y sus resultados en términos de coeficiente de determinación pueden estar entre $r^2=0.5$ a 0.9 para clorofila *a*, y desde $r^2=0.6$ a >0.9 para sólidos suspendidos (Odermatt et al, 2012).

De acuerdo a la metodología desarrollada en el presente estudio, la aplicación de herramientas tecnológicas de teledetección fue organizada en seis diseños experimentales diferentes, combinando resoluciones espectrales de los sensores y diversos datos de campo. Del análisis de resultados se observó una importante relación entre el grado de ajuste de los modelos y las condiciones experimentales en las cuales se desarrollaron las mediciones.

En un diseño experimental con condiciones controladas (laboratorio), los modelos de estimación de clorofila *a* y sólidos suspendidos tuvieron altas correlaciones ($r^2>0.98$), que permitieron detectar pequeños cambios de concentración, lo que demuestra que efectivamente estos parámetros de calidad de agua pueden ser estimados mediante sus propiedades ópticas. Con este diseño se pudo observar y corroborar que hay existen porciones del espectro electromagnético que presentaron una alta correlación con la absorción de clorofila *a*: 1) el rango azul, y 2) al rango rojo. En el rango azul, la correlación disminuyó notablemente al aumentar los sólidos suspendidos, lo que limitaría el uso de esta porción del espectro en lagos con mayor concentración de sólidos suspendidos (aguas Caso II). Para el rango rojo, la curva de correlación fue relativamente invariante para diversos niveles de sólidos suspendidos. En consecuencia, la absorción de clorofila *a* podría estimarse mejor en este rango para cuerpos lacustres con mayores sólidos suspendidos (aguas Caso II).

Los sucesivos diseños experimentales realizados con espectrorradiómetro de campo, y con herramientas de teledetección hiperespectral, aplicados en cinco lagos de la zona central, incorporaron variabilidad natural que puede ser encontrada en cuerpos lacustres de la ecorregión Mediterránea. Aun cuando se observó una mayor dispersión de los datos, el ajuste de los modelos (para aguas Caso II) fue alto para clorofila *a* ($r^2>0.90$) y medio para sólidos suspendidos (r^2 en torno a 0.80), que son resultados de desempeño alto pero menor a los obtenidos en condiciones controladas (laboratorio).

Con el objetivo de evaluar la condición trófica de la Red de Lagos DGA, se llevó a cabo la extensión de los análisis a un total de 21 cuerpos lacustres, lo que implicó la incorporación de información de sistemas que geográficamente pertenecen a otras ecorregiones y también que la disponibilidad de datos para calibración fuese extemporánea (base de datos que contiene algunos datos de años anteriores), lo que limitó el desempeño y evaluación de los modelos. Aún bajo estas condiciones, se obtuvieron resultados con correlaciones medias (modelo CHLA_1 $r^2=0.88$; modelo Chla_5 $r^2=0.81$; modelo CHLA_19 $r^2=0.65$) que pueden ser mejorados con la incorporación de datos más contemporáneos en el futuro.

Respecto a las imágenes satelitales multiespectrales, en la práctica no es posible coordinar una toma de muestras simultánea (o fechas de campañas de la base de datos) con el paso de los satélites, por lo que la evaluación de las herramientas basadas en imágenes satélites podría estar permanentemente sujeta a un grado de incerteza por la comparación con datos extemporáneos.

Aun así, las imágenes satelitales pueden ser útiles para tener valores aproximados de algunas variables (Chla y SS) a escala regional.

Comparativamente, los modelos basados en imágenes hiperespectrales desempeñaron mejor respecto a las imágenes multiespectrales utilizadas. Si bien, existe un grado de incerteza por comparar datos extemporáneos, el mejor desempeño de los modelos hiperespectrales se basa en que el detalle de la información espectral continua permite describir y correlacionar de forma más precisa los rangos de absorción de la clorofila **a**.

Un resultado relevante relacionado a esto fue que ningún modelo multiespectral Landsat aplicado sobre todos los lagos (rango oligotrófico hasta hipereutrófico), tuvo resultados adecuados (modelos CHLA_11, CHLA_13, CHLA_15 y CHLA_18, coeficiente de determinación $r^2 < 0.3$). Esto puede asociarse a que las bandas multiespectrales tienen reducida capacidad de detectar clorofila **a** en sistemas de aguas caso-II.

Respecto al uso de teledetección en el embalse Rapel, la imagen Worldview-2 mostró un mejor desempeño que la imagen Landsat, pero significativamente más bajo que la imagen hiperespectral. En este lugar los resultados de la imagen Fsat-C no pudieron ser comparados, debido a que la corrección atmosférica no pudo ser aplicada adecuadamente. En cuanto al uso de las imágenes MODIS en el Lago Llanquihue, los resultados permitieron evaluar el uso experimental del modelo OC3 aplicado a sistemas lacustres.

Entre las dificultades intrínsecas a tener en consideración, tiene relación con que el objetivo en estudio (agua) presenta características reflectivas particulares y extremas dentro de la escena teledetectada, debido a que en general el agua refleja muy poca energía (reflectancia en torno a 6% en lagos de la zona central, y como máximo 2-3% en lagos araucanos). Dentro de este rango de reflectancia es donde se deben detectar las señales espectrales asociadas a los componentes ópticamente activos (Ej: clorofila **a** y sólidos suspendidos). A pesar de esta dificultad, la información adquirida con imágenes hiperespectrales permitió detectar niveles de radiometría de baja magnitud con detalle. Este hecho se observa en que el modelo que desempeñó mejor para cuerpos lacustres oligotróficos y mesotróficos (Chla $< 9 \mu\text{g/l}$), fue el modelo CHLA_5 basado en los rangos rojo e infrarrojo, que son porciones del espectro con baja energía reflejada.

Otra dificultad que se debe tener en cuenta, es que bajo ciertas condiciones particulares de iluminación, el agua puede reflejar la luz en forma de brillo especular hacia el sensor. Esto se intensifica bajo ciertas condiciones geométricas, asociadas al ángulo formado por los vértices sol-objetivo-sensor, o bien, en presencia de rugosidad (oleaje) en la superficie del agua. Aunque metodológicamente se puede reducir este efecto, la adquisición de imágenes aerotransportadas y satelitales es normalmente susceptible a incorporar parte de este brillo en la señal espectral medida.

Los resultados obtenidos con el uso de la boya telemétrica, mostraron que el diseño del sistema piloto funcionó correctamente durante el período de estudio (diciembre 2013 a noviembre 2014), durante el cual transmitió datos en forma continua y en tiempo real. Los resultados permitieron describir el comportamiento de las series temporales y establecer correlaciones con el funcionamiento del cuerpo lacustre (embalse Rapel). Respecto al uso de sensores en campo, se debe considerar que el uso de fluorómetros de clorofila **a** (CTD y dataloggers) puede verse afectado en algún grado por un efecto de fotoinhibición, cuando se encuentran bajo el efecto de radiación solar alta en la parte superior de la zona fótica.

6 CONCLUSIONES

La propuesta metodológica desarrollada, la que consideró el uso de teledetección con imágenes aerotransportadas y satelitales, interpretación de firmas espectrales y comparación con datos medidos en campo, fue adecuada para evaluar el desempeño de diferentes herramientas tecnológicas relacionadas con el estudio remoto de parámetros de calidad de agua y de estado trófico (clorofila **a** y sólidos suspendidos).

Estas herramientas tecnológicas utilizadas en la ecorregión Mediterránea, permitieron obtener altas correlaciones entre clorofila **a** estimada y medida, bajo el cumplimiento del requisito de simultaneidad entre datos hiperespectrales y muestras de campo. Al extrapolar la utilización de la metodología a la ecorregión de Lagos Valdivianos (Araucanos y Costeros), los resultados disminuyeron su poder de correlación, posiblemente debido a la diferencia temporal entre los datos teledetectados y la base de datos de calidad de agua.

En la medida que se tiene control sobre la adquisición de datos teledetectados (multi o hiperespectral) y existe coincidencia espaciotemporal con las muestras de agua, se puede tener una adecuada calibración y validación de modelos de estimación de parámetros de calidad de agua (clorofila **a** y sólidos suspendidos).

En el caso de imágenes multiespectrales la aplicación se debería restringir a aguas Caso-I, dada su bajo desempeño en detectar clorofila **a** en lagos eutróficos con presencia de sólidos suspendidos. Las imágenes hiperespectrales presentaron una mayor aplicabilidad, y pueden utilizarse en diferentes tipos de agua (Caso-I y Caso-II), ya que las firmas espectrales permiten analizar ambos rangos donde se expresa la clorofila **a** (espectro azul y rojo).

Para mejorar la implementación de la herramienta de teledetección en la Red de Lagos, se requiere extender la información de firmas espectrales y complementarla con monitoreos simultáneos de campo. Es necesario reducir la incertidumbre de los modelos de estimación, utilizando firmas espectrales de un mayor número de estaciones de monitoreo y de diferentes estaciones del año, de modo que los datos tengan la potencialidad de aumentar la densidad de puntos de calibración en un amplio rango de clorofila **a**. También se debe considerar que estas mediciones de radiometría y toma de muestras de agua superficial se realicen simultáneamente.

La implementación de un sistema de observación piloto mediante una boya telemétrica, dio la posibilidad de obtener datos de alta resolución, en forma continua y en tiempo real, que permitió observar la dinámica del cuerpo de agua y registrar fenómenos que previamente no eran observables con datos discretos (monitoreos estacionales). Los datos registrados permitieron relacionar simultáneamente el funcionamiento y dinámica de las variables ambientales, la hidrodinámica y el comportamiento del fitoplancton. La información generada y transmitida en tiempo real, ofrece la oportunidad a investigadores, tomadores de decisión y público general, de llevar a cabo acciones de gestión de alerta temprana. Se concluye que esta plataforma puede ser la base de una red de observación regional y global, para entender, predecir y comunicar la respuesta de los cuerpos lacustres en potenciales escenarios de cambio global.

7 RECOMENDACIONES

La Red de Lagos (RL) determina fundamentalmente el estado trófico de lagos Araucanos, resultados que no son extensibles a otros cuerpos de agua en el territorio nacional, como son los costeros, andinos, patagónicos, altiplánicos, insulares, entre otros. Considerando la elevada demanda y presión que existe actualmente sobre estos recursos hídricos, es necesario incrementar la cobertura de la RL a lagos de otras ecorregiones. En este contexto, las metodologías de teledetección permitirían extender gradualmente el monitoreo de otros cuerpos lacustres, a escala nacional. Esto permitiría tener un diagnóstico del estado ambiental de las cuencas hidrográficas, toda vez que los lagos son sumideros de los materiales que son exportados en función de los diferentes usos del suelo y actividades industriales asociadas a cada una de ellas.

La incorporación de metodologías de teledetección permitiría mejorar la representatividad espacial de las mediciones del estado trófico en los lagos, particularmente en el marco de la implementación y seguimiento de las Normas Secundaria de Calidad (asociado a la clorofila **a**) y la gestión de planes de manejo de los mismos.

Actualmente el diseño de muestreo asociado a la RL permite obtener valores de referencia del estado del recurso hídrico con una frecuencia estacional en el mejor de los casos, la instalación de boyas de monitoreo en tiempo real permitiría obtener información de alta resolución temporal y de este modo mejorar la efectividad de los Programas de Alerta Temprana (PAT) asociado a los lagos.

Es importante considerar un aumento de frecuencia de medición de algunos parámetros ambientales y de calidad de agua relevantes, que permitan aumentar la adquisición de datos, de discreta a continua, para mejorar el entendimiento de la dinámica de los cuerpos lacustres mediante la instalación de boyas telemétricas. Es recomendable que la incorporación de boyas esté sustentada en estudios específicos de la hidrodinámica y de las forzantes del cuerpo de agua, para que las observaciones sean representativas de las variables monitoreadas. La instalación de boyas telemétricas podría ser planificada de modo de cubrir diversas zonas geográficas, implementando al menos una por ecorregión y/o en lagos que tengan Normas Secundaria de Calidad y requieran de un monitoreo frecuente.

Al contar con información de alta frecuencia y en tiempo real, se recomienda acoplar un modelo numérico de predicción de calidad de agua para el apoyo de los sistemas de alerta temprana. Para ello se requiere realizar estudios específicos para la calibración y validación de los modelos.

Se recomienda ampliar el banco de firmas espectrales para apoyar el ajuste de modelos de estimación más precisos, mediante la adquisición de datos de diversos cuerpos lacustres con un espectrorradiómetro de campo. Para esto, es importante que los monitoreos de la Red de Lagos puedan medir firmas espectrales en conjunto con la toma de muestras superficiales, e incorporar esta información a una base de datos que permita evaluar los modelos de estimación y mejorarlos en el tiempo.

Se recomienda estimar la distribución espacial de parámetros de calidad de agua en cuerpos lacustres situados en las ecorregiones de la Red de Lagos, considerando el uso de modelos mejorados, para ampliar la cobertura espacial de la red, mediante la adquisición y análisis de imágenes hiperespectrales (para aguas Caso I y Caso II) y multiespectrales (para aguas Caso I).

Se necesitan estudios adicionales para mejorar la precisión de los modelos de estimación de clorofila **a**, entre los cuales puede ser considerada la evaluación de modelos de corrección



atmosférica (teóricos y empíricos), evaluación del efecto del brillo solar sobre la superficie del agua, y en caso de aplicar esta metodología en otras ecorregiones, se debe considerar el estudio de otros componentes ópticamente activos (ej: materia orgánica disuelta).

Dependiendo de las características de los cuerpos de agua, se recomienda la utilización de sensores específicos para detección y análisis de correlaciones con otros pigmentos fotosintéticos, en particular de ficocianinas (pigmentos de cianobacterias), lo que constituiría una herramienta útil para detectar florecimientos de algas y cuerpos con avanzado estado de eutroficación. Por otra parte se pueden usar sensores para detección de materia orgánica disuelta (en lagos de composición húmica), y sensores de turbidez (en lagos con alta concentración de sólidos suspendidos y/o arcillas glaciares). Respecto al uso de sensores de fluorimetría se recomienda incorporar estudios específicos sobre la cuantificación y extensión del efecto de foto-adaptación de microalgas, que pueden inducir una subestimación de la concentración de pigmentos (clorofila *a*) en condiciones de radiación solar alta.

Finalmente, se recomienda desarrollar un plan de seguimiento complementario en términos de los alcances y metodologías a las utilizadas actualmente en la Red de Lagos, que tiene por objetivo ampliar su cobertura espacial, aumentar la frecuencia de medición en algunos sitios relevantes y desarrollar una herramienta de teledetección operativa, mediante una propuesta posible de implementar en un plazo de 5 años. El diseño de este plan y los costos asociados se detallan en la **Tabla N° 43**. En esta tabla, se valoriza el costo del monitoreo actual realizado en la Red de Lagos DGA, se proponen actividades para mejorarla, y se incluye una fase de expansión hacia ecorregiones que actualmente no pertenecen a la Red de Lagos.

Tabla N° 43 Plan de seguimiento recomendado y valorización de nuevas herramientas tecnológicas para un plazo de 5 años

Valores en UF	Actividades	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Año 5	Subtotal por actividad
1) SITUACIÓN ACTUAL RED DE LAGOS	Monitoreo Red de lagos	Red de Lagos (anual)	Red de Lagos (anual)	Red de Lagos (anual)	Red de Lagos (anual)	Red de Lagos (anual)	
	Subtotal 1 por año	3290	3290	3290	3290	3290	16450
2) MEJORAS A LA ACTUAL RED DE LAGOS	Generar un banco de firmas espectrales en Red de Lagos	Costo equipo espectrorradiómetro + calibraciones c/2 años 738	Recolección de firmas espectrales 40	Recolección de firmas espectrales 40	Recolección de firmas espectrales 40	Recolección de firmas espectrales 40	898
	Adquisición y operación de Boya telemétrica	Ecorregión Lagos Valdivianos, tipo araucanos (Ej: Lago Villarrica) 1300	Ecorregión Mediterránea, tipo costeros (Ej: Lago Lanalhue o Budi) 1149	Ecorregión Mediterránea, tipo de valle (Ej: Laguna de Aculeo) 997			3447
	Adquisición y análisis de Imágenes Hiperespectrales				Red de Lagos 1414		1414
	Procesamiento y análisis de Imágenes satelitales				Red de Lagos 333		333
	Subtotal 2 por año	2039	1189	1037	1787	40	6092
	3) FASE DE EXPANSIÓN (cuerpos lacustres que actualmente no están en la Red de Lagos)	Monitoreo exploratorio	Ecorregión Lagos Valdivianos, tipo de Chiloé 530	Ecorregión Altiplano y Atacama 550	Ecorregión Patagonia 530		
Adquisición y operación de Boya telemétrica					Ecorregión Lagos Valdivianos, tipo de Chiloé (Ej: Huillinco) 846	Ecorregión Altiplano (Ej: Chungará) 926	1772
Generar un banco de firmas espectrales		Arriendo equipo 28	Arriendo equipo 28	Arriendo equipo 28			84
Adquisición y análisis de Imágenes Hiperespectrales		Vuelo Ecorregión Lagos Valdivianos, tipo de Chiloé 816	Vuelo Ecorregión Altiplano y Atacama 1285	Vuelo Ecorregión Patagonia 1151			3252
Procesamiento y análisis de Imágenes satelitales		Ecorregión L.V. 137	Ecorregión A. y A. 145	Ecorregión P. 143			425
Subtotal 3 por año		1511	2008	1852	846	926	7143

En el **Anexo 20** se entregan detalles de la valorización de las actividades

8 GLOSARIO

A continuación se presenta un glosario de términos asociados a la teledetección y detalle de los acrónimos de instrumentos y sensores utilizados en el levantamiento de imágenes.

AADS-ATM: Sensor multiespectral aerotransportado Daedalus AADS 1268 ATM, que registra bandas en el espectro visible, IR cercano, IR medio e IR termal.

ABSORCION: Proceso por el cual la radiación es convertida a otros tipos de energía.

AGUAS CASO-I y CASO-II: (*ver Caso-I y Caso II*)

AISA: Airborne imaging spectrometer for applications (AISA) es un sensor hiperespectral aerotransportado

ALI: Advanced Land Imager (ALI) es un instrumento de la NASA instalado en el satélite EO-1

ALOS: Advanced Land Observation Satellite (ALOS) es un sensor de la agencia espacial japonesa JAXA

ASD: Analytical Spectral Devices (ASD) es un fabricante de espectrorradiómetros de campo

AVIRIS: Airborne Visible / Infrared Imaging Spectrometer es un sensor hiperespectral de la NASA operado en aviones presurizados con trayectorias a 20 km de altitud

BANDA: Intervalo de longitud de onda dentro del espectro electromagnético. Por extensión, se denomina banda a cada uno de los canales de adquisición de datos de un sistema sensor.

CASI: Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) es un sensor hiperespectral aerotransportado

CASO-I (aguas): En el contexto de óptica y teledetección, son aquellas aguas dominadas por fitoplancton (por ejemplo, los océanos abiertos).

CASO-II (aguas): En el contexto de óptica y teledetección, son aguas que contienen no sólo fitoplancton, sino que también sedimentos en suspensión, materia orgánica disuelta y sustancias antropogénicas, como ocurre normalmente en aguas costeras y continentales.

CHRIS/PROBA: Compact High Resolution Imaging Spectrometer (CHRIS) es un instrumento instalado sobre un satélite PROBA (PProject for On-Board Autonomy) de la Agencia Espacial Europea (ESA)

CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA: Es el proceso de remover el efecto de la atmósfera (dispersión, aerosoles, vapor de agua, etc.) sobre los valores de radianza adquiridos mediante sensores satelitales o aerotransportados, para obtener valores de reflectancia superficial que caracterice las propiedades de la superficie observada. Existen modelos teóricos y empíricos.

CORRECCIÓN GEOMÉTRICA: Transformación de la imagen consistente en el desplazamiento de las celdas de su posición original para minimizar las distorsiones existentes en la misma, con el propósito de darle a aquélla validez cartográfica. Cuando la corrección geométrica conlleva dotar de coordenadas cartográficamente válidas al conjunto de celdas se habla de georreferenciación.

DISPERSIÓN: Fenómeno por el cual la radiación electromagnética es desviada de su trayectoria original, como consecuencia de los choques entre los rayos luminosos y las partículas atmosféricas, ya sean éstas las moléculas de los gases que la constituyen o aerosoles en suspensión.

ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO: Sucesión creciente de longitudes de onda de todas las radiaciones conocidas.

FIRMA ESPECTRAL: Forma característica del espectro de emisión/reflexión de una determinada superficie. Como cada material posee bandas de absorción diferentes de acuerdo a su composición química, la energía solar reflejada será la complementaria a la incidente más la virtualmente emitida por aquella. En consecuencia, el espectro de un objeto será una señal prácticamente inequívoca de su composición del mismo. La única restricción que se impone a la identificación de superficies mediante la teledetección deriva de la propia resolución espectral del sensor, el cual no es capaz de proporcionar un espectro continuo de la superficie observada sino de un número finito de bandas, dentro de cuyos intervalos espectrales no puede hacer distinción alguna. La teledetección hiperespectral, que proporciona una gran cantidad de bandas para cada imagen, acerca el diagrama de firmas obtenido a la verdadera firma espectral de la superficie, y con ello facilita su identificación.

FOV: Field of View, es el campo de visión de un aparato óptico, y se puede expresar en grados como el ángulo que abarca la extensión de lo observado.

GER-EPS-A: GER Environmental Probe System (EPS-A) es un sensor hiperespectral aerotransportado

HICO: Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean (HICO) es un sensor hiperespectral satelital del laboratorio de investigación naval de EEUU

HJ1A/HSI: Hyper-spectral Imager (HSI) es un sensor hiperespectral del satélite chino HJ1A

HYMAP: Es un sensor hiperespectral aerotransportado desarrollado en Australia

HYPERION: Es un sensor hiperespectral de la NASA instalado en el satélite EO-1

IKONOS: es un satélite comercial multispectral de la compañía DIGITALGLOBE

IMAGEN ANALÓGICA: Función continua de la luminancia de una determinada superficie.

IMAGEN DIGITAL: Función discretizada de la imagen analógica, tanto en las dimensiones geométricas, mediante la generación de celdas por muestreo equiespaciado de la superficie, como en sentido radiométrico, mediante la asignación de valores enteros denominados Niveles Digitales (ND), que están comprendidos entre 0 y $k-1$, siendo k el margen dinámico del sistema, determinado a su vez por su resolución radiométrica (que habitualmente suele ser de 8 bits, es decir, $k=2^8=256$, o de 10 bits, es decir, $k=1024$).

INFRARROJO (IR): Porción del espectro electromagnético que se encuentra entre el final rojo del espectro visible y la radiación de microondas (0.7 a 1000 micrómetros).

IRS-1C: IRS-1C/1D (Indian Remote Sensing Satellites-1C/1D) es un satélite indio

LANDSAT: Un satélite orbital de la NASA captura imágenes multispectrales

LONGITUD DE ONDA: Distancia entre dos nodos o dos valles consecutivos de una onda. En el caso de la radiación electromagnética, es el recíproco de la frecuencia de dicha radiación multiplicada por la velocidad de la luz. De su longitud de onda derivan la mayor parte de las propiedades de la radiación electromagnética. La clasificación del espectro electromagnético en regiones espectrales consiste en la agrupación de aquellos intervalos de longitud de onda en los cuales la radiación tiene comportamientos electromagnéticos similares.

MERIS: MEdium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) es un sensor instalado en el satélite ENVISAT de la Agencia Espacial Europea (ESA)

MICROONDA: Región del espectro electromagnético en el rango de longitud de onda desde 1 mm hasta más allá de un metro.

MIVIS: Multispectral IR and Visible Imaging Spectrometer es un sensor multispectral aerotransportado

MODELOS: Se define como un esquema teórico, generalmente en forma matemática, de un sistema o una realidad compleja, que se elabora para facilitar su comprensión. En el marco de este estudio, se utiliza el concepto de "modelo de estimación", para referirse a la forma matemática que permite relacionar empíricamente las propiedades ópticas medidas con sensores (firmas espectrales) y las propiedades del agua (clorofila y sólidos suspendidos).

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) es un sensor de la NASA instalado en los satélites TERRA y AQUA

MONITOREO CONVENCIONAL: Para la descripción básica de la estructura y función de los cuerpos de agua, un monitoreo convencional considera usualmente la medición, toma de muestra directa y análisis de laboratorio para caracterizar los siguientes parámetros fisicoquímicos, nutrientes, biológicos, y potencialmente sales y metales.

OCEAN OPTICS: es un radiómetro hiperespectral para medición en sistemas acuáticos

OCEANSAT-1: es un satélite de código IRS-P4 (Indian Remote Sensing Satellite) de India orientado a aplicaciones de océano

PÍXEL: Abreviatura de picture element, cada una de los elementos que componen una imagen dispuestos matricialmente en filas y columnas.

QUICKBIRD: es un satélite comercial multispectral de la compañía DIGITALGLOBE

RADIACION ELECTROMAGNETICA: Energía propagada a través del espacio o a través de medios materiales en forma de una interacción avanzada entre campos eléctricos y magnéticos.

RADIANZA (RADIANCIA): Es la cantidad de energía radiada desde un objeto en la unidad de tiempo por cada unidad de ángulo sólido y de unidad de superficie del objeto perpendicular a la dirección de propagación. Es el parámetro físico medible con un radiómetro.

REFLECTANCIA: Medida de la capacidad de una superficie para reflejar energía electromagnética en una determinada longitud de onda. Es la razón existente entre el flujo reflejado y el incidente sobre dicha superficie. Aplicado al espectro visible, suele hablarse de albedo.

RESOLUCIÓN: Capacidad de un sistema sensor para distinguir información de detalle en un objeto. En teledetección se habla de distintos tipos de resolución: espacial, espectral, radiométrica y temporal.

SEAWIFS: Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) es un satélite de la NASA para aplicaciones en océano

SENSORES ACTIVOS: Aquellos que emiten energía electromagnética generada artificialmente en la plataforma, la cual será después detectada a bordo tras sufrir una reflexión más o menos difusa en la superficie objeto de estudio.

SENSORES PASIVOS: Aquellos otros que solamente registran la energía emitida por la superficie estudiada o la que, procedente del sol, es reflejada por ésta.

SENTINEL3-OLCI: OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) es un sensor para aplicaciones oceánicas del programa SENTINEL-3 de la Agencia Espacial Europea (ESA)

SPOT: Systeme Provoaire d'Observation de la Terre (SPOT) es un sistema de satélites desarrollados por Francia

VNIR: Visible and Near Infrared = Visible e Infrarrojo cercano, que corresponde a una porción del espectro electromagnético entre 400 y 1400 nm.

WORLDVIEW y WORLDVIEW-2: son satélites comerciales multispectrales de la compañía DIGITALGLOBE

9 REFERENCIAS

- 1 Abell, R. et al. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58: 403-414.
- 2 ACT 2013. ACT Technology Database Alliance for Coastal Technologies, de <http://www.act-us.info>.
- 3 Allan, M.G., Hicks, B.J. & Brabyn, L., 2007. Remote sensing of water quality in the Rotorua lakes CBER Contract Report 51 Client report prepared for Environment Bay of Plenty by Centre for Biodiversity and Ecology Research Department of Biological Sciences School of Science and Engineering The Unive. , (December 2007).
- 4 American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition. APHA – AWWA – WEF, Washington DC, 1368 pp.
- 5 Antimán, M., Martínez, E. 2005. Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago Budi como base para determinar su comportamiento ambiental. Degree thesis, Catholic University of Temuco, Chile. 200 p.
- 6 Aoyama T. 2010. Algorithm for estimating the chlorophyll-a concentrations in water areas with different qualities from satellite data. *SPIE Proceedings, Remote Sensing of the Coastal Ocean, Land, and Atmosphere Environment*. Volume 7858, November 08, 2010, doi:10.1117/12.869442.
- 7 Banco Mundial, 2011. Chile: Diagnóstico de la Gestión de Recursos Hídricos. Departamento de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Región para América Latina y el Caribe.
- 8 Bao Y. & Tian Q. 2011. Spatial scale of chlorophyll-a concentration in Lake Taihu by using remote sensing images. *SPIE Proceedings, Remote Sensing of the Environment: The 17th China Conference on Remote Sensing*. Volume 8203, August 15, 2011, doi:10.1117/12.910421.
- 9 Beiermann T. 2011. Assessing Toxic Algal Blooms in Reservoirs – A Case Study in Western Africa using PROBA1/CHRIS Hyperspectral Imagery. 34TH ISRSE, The GEOSS Era: Towards Operational Environmental Monitoring. 6-E-3 INLAND WATER BODIES, Ref. 526. Sydney, Australia. April 10-15, 2011.
- 10 Bergamino N., Horion S., Stenuite S., Cornet Y., Loiselle S., Plisnier P. & Descy J. 2010. Spatio-temporal dynamics of phytoplankton and primary production in Lake Tanganyika using a MODIS based bio-optical time series. *Remote Sensing of Environment*. Volume 114, Issue 4, 15 April 2010, Pages 772–780.
- 11 BF. 1983. Diseño de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos. Etapa 1. Catastro de los Principales Lagos y Lagunas de Chile. Estudio elaborado por BF Ingenieros civiles para la Dirección General de Aguas. Agosto 1983.
- 12 BF. 1983. Diseño de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos. Etapa 2. Proposición de Prioridades de Control. Antecedentes y Análisis de cada lago. Estudio elaborado por BF Ingenieros civiles para la Dirección General de Aguas. Octubre 1983.
- 13 BF. 1983. Diseño de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos. Etapa 3. Definición de la Red Nacional Mínima. Estudio elaborado por BF Ingenieros civiles para la Dirección General de Aguas. Octubre 1983.
- 14 Bhatti, A.M. et al., 2010. QUALITATIVE ASSESSMENT OF INLAND AND COASTAL WATERS BY USING. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science*, Volume XXXVIII, Part 8, Kyoto Japan 2010, pp.415–420.
- 15 Bhatti, A.M., Nasu, S. & Takagi, M., 2008. EFFECT OF SUSPENDED SEDIMENT CONCENTRATION ON REMOTE SENSING. *Kochi University of Technology*, Kochi Japan, pp.1–6.

- 16 Binding C., Jerome J., Bukata R. & Booty W. 2008. Spectral absorption properties of dissolved and particulate matter in Lake Erie Original. *Remote Sensing of Environment*. Volume 112, Issue 4, 15 April 2008, Pages 1702–1711.
- 17 Bitelli G. & Mandanici E. 2010. Atmospheric correction issues for water quality assessment from remote sensing: the case of Lake Qarun (Egypt). *SPIE Proceedings, Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications*. Volume 7831, October 25, 2010, doi:10.1117/12.865083.
- 18 Blanco, A., Qu, J. & Roper, W., 2012. Spectral signatures of hydrilla from a tank and field setting. *Frontiers of Earth Science*. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s11707-012-0330-2>
- 19 Bresciani M., Giardino C., Bartoli M., Tavernini S., Bolpagni R. & Nizzoli D. 2011. Recognizing harmful algal bloom based on remote sensing reflectance band ratio. *SPIE Journal of Applied Remote Sensing*. Volume 5, Issue 1, September 29, 2011, doi:10.1117/1.3630218.
- 20 Bukata, R.P., 2005. *Satellite Monitoring of Inland and Coastal Water Quality* L. Taylor & Francis Group, ed.
- 21 Campbell G., Phinn S., Dekker A. & Brando V. 2011. Remote sensing of water quality in an Australian tropical freshwater impoundment using matrix inversion and MERIS images. *Remote Sensing of Environment*. Volume 115, Issue 9, 15 September 2011, Pages 2402–2414.
- 22 Campos, H., Steffen, W., Arenas, J. 1984, Antecedentes de los lagos Villarica, Riñihue, Ranco y Llanquihue. Estudio elaborado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas. Noviembre 1984.
- 23 Campos, H., Steffen, W., González, G., Villalobos, L. 1987. Estudio de los lagos Villarica y Llanquihue. Estudio elaborado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas.
- 24 Campos H, W Steffen, G Agüero, O Parra & LR Zúñiga. 1989. Estudios limnológicos en el lago Puyehue (Chile): morfometría, factores físicos y químicos, plancton y productividad primaria. *Medio Ambiente (Chile)* 10: 36-53.
- 25 Campos, H., Steffen, W., Agüero, G., Parra, O. y L. Zúñiga. 1990. Limnological study of lake Todos los Santos (Chile). Morphometry, physics, chemistry, plankton and primary productivity. *Arch. Hydrobiol.* 117: 453 – 484.
- 26 Campos H, W Steffen, G Agüero, O Parra & LR Zúñiga. 1992. Limnological studies of Lake Rupanco (Chile), morphometry, physics, chemistry, plankton and primary productivity. *Archiv für Hydrobiologie (Supplement)* 90: 85-113.
- 27 Campos, H., D. Soto, W. Steffen, O. Parra, G. Agüero & L. Zúñiga. 1994. Limnological studies of Lake Toro (Chile) from Patagonian of South America. *Archiv für Hydrobiologie (Supplement)*, 99: 199-215.
- 28 Campos, H., D. Soto, W. Steffen, O. Parra, G. Agüero & L. Zúñiga. 1994. Limnological studies of Lake Sarmiento (Chile); A subsaline lakes from Chilean Patagonian. *Archiv für Hydrobiologie (Supplement)*, 99: 217-234.
- 29 Campos. 1994. Evaluación de la carga de fósforo y nitrógeno en el lago Villarica. Estudio elaborado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas. S.I.T. N° 13.
- 30 Campos, H., D. Soto, W. Steffen, O. Parra, G. Agüero & L. Zúñiga. 1994. Limnological studies of Lake Toro (Chile) from Patagonian of South America. *Archiv für Hydrobiologie (Supplement)*, 99: 199-215.
- 31 Campos, H., D. Soto, W. Steffen, O. Parra, G. Agüero & L. Zúñiga. 1994. Limnological studies of Lake Sarmiento (Chile); A subsaline lakes from Chilean Patagonian. *Archiv für Hydrobiologie (Supplement)*, 99: 217-234.

- 32 Campos. 1996. Estudios Limnológicos de los Lagos Elizalde y Riesco. Estudio elaborado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas. S.I.T. N° 38.
- 33 Campos, H. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Huillinco. FIP, 228 pp.
- 34 Campos, H. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Natri. FIP, 181 pp.
- 35 Campos, H. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Tarahuin. FIP, 184 pp.
- 36 Campos, H. 1997. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Tepuhueico. FIP, 183 pp.
- 37 Campos, H. 1998. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Cucao. FIP, 232 pp.
- 38 Campos, H. 1998. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Riñihue. FIP, 307 pp.
- 39 Campos, H. 1999. Determinación de la capacidad de carga y balance de fosforo y nitrógeno del lago Riesco en la XI Región. FIP, 158 pp.
- 40 Carbonneau, P. & Hervé Piégay, H. 2012. Fluvial Remote Sensing for Science and Management. Ed. John Wiley & Sons - 464 pages
- 41 Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2009. Determinación de caudales ecológicos en cuencas con fauna íctica nativa y en estado de conservación. Informe Final. Dirección General de Agua, Ministerio de Obras Públicas, Chile.
- 42 Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2010. Diagnóstico, Plan Monitoreo, Modelo Conceptual Funcionamiento Calidad de Agua del Embalse Rapel, 50 pp.
- 43 Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2011a. Diseño del inventario nacional de humedales y el seguimiento ambiental. Ministerio de Medio Ambiente. Santiago. Chile. 164 pp.
- 44 **Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2011b. "Caracterización y Diagnóstico de un Ecosistema Acuático a través de un Enfoque Multiescalar de Alta Resolución. Caso de estudio del Embalse Rapel, Chile Central" (Uraoka, T., Baladrón, F. y Contreras). M Seminario Internacional. Ecosistemas Acuáticos Continentales y las actividades productivas, imprescindible coordinación. Ministerio de Medio Ambiente, Centro de Ecología Aplicada, Programa Domeyko, Universidad de Chile y Ministerio de Relaciones Exteriores. Santiago de Chile, 29 y 30 de Noviembre de 2011.**
- 45 Chang N., Yang J., Jin K. & Daranpob A. 2009. Comparative data mining analysis for information retrieval of MODIS images: monitoring lake turbidity changes at Lake Okeechobee, Florida. SPIE Journal of Applied Remote Sensing. Volume 3, Issue 1, September 17, 2009, doi:10.1117/1.3244644.
- 46 Chavula, G. et al., 2009. Estimating chlorophyll concentration in Lake Malawi from MODIS satellite imagery. Physics and Chemistry of the Earth, 34(13-16), pp.755–760. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1474706509000771> [Accessed August 13, 2013].
- 47 Chipman, J., Olmanson, L. & Gitelson, A., 2009. Remote sensing methods for lake management: A guide for resource managers and decision-makers. North American Lake Management Society in collaboration with Dartmouth College, University of Minnesota, and University of Nebraska for the United States Environmental Protection Agency.
- 48 Cooke, G., Welch, E., Peterson, S., Nichols, S. 2005. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, Chapter 2. Basic Limnology (Third Edition). CRC Press, Taylor and Francis Group.
- 49 Dahanayaka D., Tonooka H., Wijeyaratne M., Minato A. & Ozawa S. 2012. Retrieval of chlorophyll-a using satellite and ground spectral data in Japanese and Sri Lankan water bodies. SPIE Proceedings, Remote Sensing of the Marine Environment II. Volume 8525, November 21, 2012, doi:10.1117/12.977359.

- 50 Dall'Olmo G., Gitelson A., Rundquist D., Leavitt B., Barrow T. & Holz J. 2005. Assessing the potential of SeaWiFS and MODIS for estimating chlorophyll concentration in turbid productive waters using red and near-infrared bands. *Remote Sensing of Environment*. Volume 96, Issue 2, 30 May 2005, Pages 176–187.
- 51 **Dash P., Walker N., Mishra D., Hu C., Pinckney J. & D'Sa E. 2011. Estimation of cyanobacterial pigments in a freshwater lake using OCM satellite data.** *Remote Sensing of Environment*. Volume 115, Issue 12, 15 December 2011, Pages 3409–3423.
- 52 De Los Ríos, P. y Soto, D. 2007. Crustacean (Copepoda And Cladocera) Zooplankton Richness In Chilean Patagonian Lakes. *Crustaceana*, 80 (3): 285-296.
- 53 Dekker A., Malthus T., Cherukuru N., Park Y., Anstee J., Botha E., Egli N., Sherman B., Devilla R. & Clementson L. 2011. Inland Water Quality using WorldView-2: Improvements Due to Enhanced Spectral and Spatial Features. 34TH ISRSE, The GEOSS Era: Towards Operational Environmental Monitoring. 6-O-4 INLAND WATER QUALITY, Ref. 351. Sydney, Australia. April 10-15, 2011.
- 54 Dekker, A.G., Vos, R.J. & Peters, S.W., 2001. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *The Science of the total environment*, 268(1-3), pp.197–214. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11315742>.
- 55 Digitalglobe, 2010. Radiometric Use of WorldView-2 Imagery. Technical Note Date: 2010-11-01 Prepared by: Todd Updike, Chris Comp. http://www.digitalglobe.com/sites/default/files/Radiometric_Use_of_WorldView-2_Imagery%20%281%29.pdf
- 56 Dirección General de Aguas (DGA) y POCH Ambiental S.A. 2009. Redefinición de la Red Mínima de Lagos. 184 pp.
- 57 Dirección General de Aguas (DGA) y Universidad de Chile. 1987. Estudio Limnológico de la Laguna Aculeo, Región Metropolitana. Operación Parcial de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos, 104 pp.
- 58 Dirección General de Aguas (DGA) y Universidad de Chile. 1987. Estudio Limnológico en los Embalses Rapel y El Yeso. Operación Parcial de la Red Nacional Mínima de Lagos. 166 pp.
- 59 Dirección General de Aguas (DGA) y Universidad de Chile. 1993. Estudio Limnológico del Embalse Peñuelas, V Región. Operación Parcial de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos, S.I.T. N° 17, 110 pp.
- 60 Dirección General de Aguas (DGA), Departamento de Estudios, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias, Departamento de Ciencias Ecológicas. 1990. Estudio limnológico del Embalse La Paloma.
(<http://sad.dga.cl/ipac20/ipac.jsp?session=13F273059LY34.1852&profile=cirh&uindex=SW&term=EMBALSE%20LA%20PALOMA&aspect=subtab13&menu=search&source=~!biblioteca>)
- 61 Dirección General de Aguas (DGA), Departamento de Hidrología. 1985. Parámetros morfométricos de la red nacional mínima de control de lagos.
(<http://sad.dga.cl/ipac20/ipac.jsp?session=13F273059LY34.1852&profile=cirh&uindex=SW&term=EMBALSE%20LA%20PALOMA&aspect=subtab13&menu=search&source=~!biblioteca>)
- 62 Dirección General de Aguas (DGA). 2012, 2013, 2014. Datos monitoreo Red de Lagos DGA.
- 63 Dirección General de Aguas (DGA). 2013a. Plan de monitoreo del año 2013 de la Red Mínima de control de Lagos de la Dirección General de aguas MINUTA DCPRH N°5
- 64 Dirección General de Aguas (DGA). 2013b. Amplia la Red Mínima de Lagos de la DGA. MINUTA DCPRH N°6
- 65 Dorador, C., Pardo, R., y Vila, I. 2003. Variaciones temporales de parámetros físicos, químicos y biológicos de un lago de altura: el caso del lago Chungará. *Revista Chilena de Historia Natural*, N° 76, pág.: 15-22.

- 66 Doxaran D., Froidefond J., Lavender S. & Castaing P. 2002. Spectral signature of highly turbid waters: Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. *Remote Sensing of Environment*. Volume 81, Issue 1, July 2002, Pages 149–161.
- 67 Duan H., Ma R. & Hu C. 2012. Evaluation of remote sensing algorithms for cyanobacterial pigment retrievals during spring bloom formation in several lakes of East China. *Remote Sensing of Environment*. Volume 126, November 2012, Pages 126–135.
- 68 EEA, 2011. Surface Water Quality Monitoring. European Environment Agency y National Environmental Research Institute, Dinamarca. Consulta en línea 2-10-2013: <<http://www.eea.europa.eu/publications/92-9167-001-4/page022.html>>
- 69 Environment Canada, 2013. Lake Winnipeg Basin Initiative 2008/09 - 2011/12. Final Project Reports. Environment Canada.
- 70 Environment Waikato. 2013. Nutrient enrichment of shallow lakes. <http://www.waikatoregion.govt.nz/Environment/Environmental-information/Environmental-indicators/Freshwater/Lakes/lake4-report/>
- 71 EPA-Irlanda, 1999. Water Quality Management Planning in Ireland. Environmental Protection Agency, Irlanda.
- 72 EULAKES. 2010. Second year Joint European Bulletin on the health of the four CE lakes. 3.- Water Quality by remote sensing technique. En línea: http://www.eulakes.eu/upload/eulakes/gestionedocumentale/JB_2nd_year_part3_bz_784_2621.pdf.
- 73 Flink, P., Lindell, T. & Ostlund, C., 2001. Statistical analysis of hyperspectral data from two Swedish lakes. *The Science of the total environment*, 268(1-3), pp.155–69. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11315738>.
- 74 Freshwater Society. 2013. A shallow lakes workshop. <http://freshwater.org/2013/08/14/a-shallow-lakes-workshop/>
- 75 Gao, B., Davis, C. O., & Goetz, A. F. H. (2006). A Review of Atmospheric Correction Techniques for Hyperspectral Remote Sensing of Land Surfaces and Ocean Color. *Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2006. IGARSS 2006.
- 76 Geller. 1992. The temperate stratification and related characteristics of Chilean lakes in midsummer. *Aquatic Sciences* 54/1, 1992.
- 77 Gener (AES GENER S.A.) 2008. Capítulo 5, Línea Base del Estudio de Impacto Ambiental: "Proyecto Hidroeléctrico Alto Maipo". Realizado por ARCADIS GEOTECNICA. <http://seia.sea.gob.cl/archivos/20080528.134802.pdf>
- 78 Giardino, C. et al., 2001. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *The Science of the total environment*, 268(1-3), pp.19–29. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11315741>.
- 79 Giardino, C. et al., 2007. Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion. *Remote Sensing of Environment*, 109(2), pp.183–195. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/>
- 80 Gin, K.Y.-H., Koh, S.T. & Lin, I.-I., 2003. Spectral irradiance profiles of suspended marine clay for the estimation of suspended sediment concentration in tropical waters. *International Journal of Remote Sensing*, 24(16), pp.3235–3245. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160110114934>
- 81 Gitelson A., Dall'Olmo G., Moses W., Rundquist D., Barrow T., Fisher T., Gurlin D. & Holz J. 2008. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment*. Volume 112, Issue 9, 15 September 2008, Pages 3582–3593.
- 82 Gitelson A., Gao, B.-C., Li, R.-R., Berdnikov, S., & Saprygin, V. (2011). Estimation of chlorophyll-a concentration in productive turbid waters using a Hyperspectral Imager for the

- Coastal Ocean—the Azov Sea case study. *Environmental Research Letters*, 6(2), 024023. doi:10.1088/1748-9326/6/2/024023
- 83 Gitelson, A., 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal Remote Sensing*, 13(17), pp.3367–3373.
- 84 Gitelson, A., Schalles, J. & Hladik, C., 2007. Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. *Remote Sensing of Environment*, 109(4), pp.464–472. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/>
- 85 Gitelson, A., Gurlin, D., Moses, W., & Barrow, T. (2009). A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll- a concentration in case 2 waters. *ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS*, 4.
- 86 GLEON 2013. Global Lake Ecological Observatory Network, en <http://www.gleon.org>.
- 87 Gobierno Canadá. 2010. Report of the Commissioner of the Environment and Sustainable Development to the House of Commons. Capítulo 2, Monitoring Water Resources. Minister of Public Works and Government Services Canada. Otoño 2010.
- 88 Goetz, S.J., Gardiner, N. & Viers, J.H., 2008. Monitoring freshwater, estuarine and near-shore benthic ecosystems with multi-sensor remote sensing: An introduction to the special issue. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), pp.3993–3995. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/>
- 89 Gons, H.J., Auer, M.T. & Effler, S.W., 2008. MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), pp.4098–4106. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708002083>
- 90 Gurlin D., Gitelson A. & Moses W. 2011. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters — Return to a simple two-band NIR-red model?. *Remote Sensing of Environment*. Volume 115, Issue 12, 15 December 2011, Pages 3479–3490.
- 91 Hale, G. and Querry, M. 1973. "Optical constants of water in the 200 nm to 200 μ m wavelength region," *Appl. Opt.*, 12, 555-563 (1973).
- 92 Han, L. & Rundquist, D., 2003. The spectral responses of *Ceratophyllum demersum* at varying depths in an experimental tank. *International Journal of Remote Sensing*, 24(4), pp.859–864.
- 93 Han, L., 1997. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(6), pp.701–705.
- 94 Harding, J., Winterbourn, M. 1997. New Zealand ecoregions a classification for use in stream conservation and management. Department of Conservation technical series No. 11.
- 95 Härmä, P., Vepsäläinen, J., Hannonen, T., Pyhälähti, T., Kämäri, J., Kallio, K., Koponen, S. (2001). Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland. *The Science of the total environment*, 268(1-3), 107–21. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11315735>
- 96 Hedger R., Olsen N., Malthus T. & Atkinson P. 2002. Coupling remote sensing with computational fluid dynamics modelling to estimate lake chlorophyll-a concentration. *Remote Sensing of Environment*. Volume 79, Issue 1, January 2002, Pages 116–122.
- 97 Heiskary, S., Olmanson, L., Gitelson, A., and Chipman, J. 2006. **Remote Sensing: Does It Have a Role?. Assessing the Nation's Lakes. National Lake Assessment. Lakeline, 27 – 35.**
- 98 Hogan, C. (2013). Ecoregions of Chile . *Encyclopedia of Earth*. Obtenido de <http://www.eoearth.org/view/article/152002>
- 99 Hooker, S. B., Reilly, J. E. O., Brien, M. C. O., Siegel, D. A., Toole, D., Menzies, D., ... Aiken, J. (2000). SeaWiFS Postlaunch Technical Report Series Volume 11 , SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses , Part 3, 11.



- 100 Horion S., Bergamino N., Stenuite S., Descy J., Plisnier P., Loisele S. & Cornet Y. 2010. Optimized extraction of daily bio-optical time series derived from MODIS/Aqua imagery for Lake Tanganyika, Africa. *Remote Sensing of Environment*. Volume 114, Issue 4, 15 April 2010, Pages 781–791.
- 101 Hunter P., Tyler A., Carvalho L., Codd G. & Maberly S. 2010. Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes. *Remote Sensing of Environment*. Volume 114, Issue 11, 15 November 2010, Pages 2705–2718.
- 102 Hunter, P., Tyler, a, Presing, M., Kovacs, a, & Preston, T. (2008). Spectral discrimination of phytoplankton colour groups: The effect of suspended particulate matter and sensor spectral resolution. *Remote Sensing of Environment*, 112(4), 1527–1544. doi:10.1016/j.rse.2007.08.003
- 103 IOCCG, 2000. Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal , and Other Optically-Complex , Waters. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada.
- 104 Kallio, K. et al., 2001. Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. *The Science of the total environment*, 268(1-3), pp.59–77. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11315747>.
- 105 Kallio, K., Koponen, S. & Pulliainen, J., 2003. Feasibility of airborne imaging spectrometry for lake monitoring — a case study of spatial chlorophyll a distribution in two meso-eutrophic lakes. *International Journal of Remote Sensing*, 24(19), pp.3771–3790.
- 106 Karaska, M.A. et al., 2004. AVIRIS Measurements of Chlorophyll , Suspended Minerals , Dissolved Organic Carbon , and Turbidity in the Neuse River , North Carolina. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(1), pp.125–133.
- 107 Karrasch, B. Stefan Woelfl, Roberto Urrutia, Jenny González, Claudio Valdovinos, Hernán Cid & Oscar Parra. 2011. Ecomicrobiología y capacidad asimilativa microbiana del lago oligotrófico andino Laja, Chile. *Rev. chil. hist. nat.* vol.84 no.3.
- 108 Keith D., Milstead B., Walker H., Snook H., Szykman J., Wusk M., Kagey L., Howell C., Mellanson C. & Drueke C. 2012. Trophic status, ecological condition, and cyanobacteria risk of New England lakes and ponds based on aircraft remote sensing. *SPIE Journal of Applied Remote Sensing*. Volume 6, Issue 1, September 13, 2012, doi:10.1117/1.JRS.6.063577.
- 109 Knight Piesold Consulting & Energia Austral. 2009. Proyecto Central Hidroeléctrica Cuervo, Estudio de Impacto Ambiental, Sección 5.0 – Línea Base Ambiental, Parte A – Medio Físico.
- 110 Kondratyev, K & Filatov, N. 1999 *Limnology and Remote Sensing: A Contemporary Approach* Ed. Springer Praxis Books - 406 páginas.
- 111 Koponen, S. et al., 2002. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 79(1), pp.51–59. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425701002383>.
- 112 Kutser T., Pierson D., Kallio K., Reinart A. & Sobek S. 2005. Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. Volume 94, Issue 4, 28 February 2005, Pages 535–540.
- 113 Lake Scientist. 2013. (Rose, K., Hicks, S. & Davis, D. L.) Introduction to Sensors for the Aquatic Environment, de <http://www.lakescientist.com>.
- 114 Lavanderos, L., Pozo, M., Pattillo, C. & Miranda, H. 1990. Landsat Image and Sample Design for Water Reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 14: 9-22, 1990.
- 115 Le C., Li Y., Zha Y., Sun D., Huang C. & Lu H. 2009. A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China. *Remote Sensing of Environment*. Volume 113, Issue 6, 15 June 2009, Pages 1175.

- 116 Le C., Li Y., Zha Y., Sun D., Huang C. & Zhang H. 2011. Remote estimation of chlorophyll a in optically complex waters based on optical classification. *Remote Sensing of Environment*. Volume 115, Issue 2, 15 February 2011, Pages 725–737.1182.
- 117 Leshkevich, G., Shuschman, R. & Sayers, M., 2012. An Operational Algorithm to Retrieve Chlorophyll , DOC , and Suspended Minerals from Satellite Data of the Great Lakes. *Proceedings, European Space Agency (ESA) 3rd MERIS/Sentinel-3 Symposium ESA-ESRIN, Frascati, Italy, October 15-19, 2012, 4 pp., pp.1–4.*
- 118 Li L., Li L., Song K., Li Y., Tedesco L., Shi K. & Li Z. 2013. An inversion model for deriving inherent optical properties of inland waters: Establishment, validation and application. *Remote Sensing of Environment*. Volume 135, August 2013, Pages 150–166.
- 119 Liew S., Saengtaksin B. & Kwoh L. 2011. Mapping Water Quality of Coastal and Inland Waters using High Resolution WorldView-2 Satellite Imagery. 34TH ISRSE, The GEOSS Era: Towards Operational Environmental Monitoring. 6-O-4 INLAND WATER QUALITY, Ref. 626. Sydney, Australia. April 10-15, 2011.
- 120 Liu D., Chen C., Zhao L., Yang D. & Fu D. 2008. Variation of chlorophyll: a concentration before an algal bloom in Taihu Lake detected by MODIS/Terra imagery. *SPIE Proceedings, Geoinformatics 2008 and Joint Conference on GIS and Built Environment: Monitoring and Assessment of Natural Resources and Environments*. Volume 7145, November 03, 2008, doi:10.1117/12.812977.
- 121 Lu H., Huang J. & Li Y. 2008. Quantitative retrieval of chlorophyll-a by remote sensing based on TM data in Lake Taihu. *SPIE Proceedings, Optical and Digital Image Processing*. Volume 7000, April 25, 2008, doi:10.1117/12.780907.
- 122 Lunetta, R.S. et al., 2009. Measurement of water colour using AVIRIS imagery to assess the potential for an operational monitoring capability in the Pamlico Sound Estuary, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 30(13), pp.3291–3314. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160802552801>
- 123 Mannheim, S. et al., 2004. MONITORING OF LAKE WATER QUALITY USING HYPERSPECTRAL CHRIS-PROBA DATA. *Proc. of the 2nd CHRIS/Proba Workshop, ESA/ESRIN, Frascati, Italy 28-30, (July).*
- 124 Matthews M., Bernard S. & Robertson L. 2012. An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*. Volume 124, September 2012, Pages 637–652.
- 125 Matthews M., Bernard S. & Winter K. 2010. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. *Remote Sensing of Environment*. Volume 114, Issue 9, 15 September 2010, Pages 2070–2087
- 126 McCullough I., Loftin C. & Sader S. 2012a. Combining lake and watershed characteristics with Landsat TM data for remote estimation of regional lake clarity. *Remote Sensing of Environment*. Volume 123, August 2012, Pages 109–115.
- 127 McCullough I., Loftin C. & Sader S. 2012b. High-frequency remote monitoring of large lakes with MODIS 500 m imagery. *Remote Sensing of Environment*. Volume 124, September 2012, Pages 234–241.
- 128 Mishra S., Mishra D., Lee Z. & Tucker C. 2013. Quantifying cyanobacterial phycocyanin concentration in turbid productive waters: A quasi-analytical approach. *Remote Sensing of Environment*. Volume 133, 15 June 2013, Pages 141–151.
- 129 Montecino, V. & Cabrera, S. 1984. Limnological pilot project for the characterization of temperate lakes in Central Chile. *Verhandlungen Internationale Verein Limnologie* 22: 1332-1334.

- 130 Montecino, V. 1991. Productividad primaria en lagos y embalses de la región templada de Sudamerica. *Revista Chilena de Historia Natural*, N° 64, pág.: 555-567.
- 131 Moore, G., 1980. Satellite remote sensing of water turbidity. *Hydrological Sciences-bulletin-des Sciences Hydrologiques*, 25(4), pp.407-422.
- 132 Morel, A. & Prieur, L., Analysis of variations in ocean color, *Limnol. Oceanogr.*, 22, 709-722, 1977.
- 133 Moses, W. J., Gitelson, A., Perk, R. L., Gurlin, D., Rundquist, D. C., Leavitt, B. C., Brakhage, P. 2012. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. *Water research*, 46(4), 993-1004. doi:10.1016/j.watres.2011.11.068
- 134 MPCA. 2011. Spring Lake – Upper Prior Lake Nutrient TMDL. WENCK ASSOCIATES, INC prepared for Prior Lake-Spring Lake Watershed District and Minnesota Pollution Control Agency
- 135 Murat, K. & Ceylan, N., 2005. The Spectral Reflectance Responses of Water with Different Levels. *Turkish Journal Engineering and Environmental Sciences*, 29, pp.351-360.
- 136 Nair, A. et al., 2008. Remote sensing of phytoplankton functional types. *Remote Sensing of Environment*, 112(8), pp.3366-3375. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708001260>
- 137 OCDE, 2005. OECD Environmental Data: Compendium 2004. Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo.
- 138 Odermatt D., Giardino C. & Heege T. 2010. Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2-Regional in perialpine lakes. *Remote Sensing of Environment*. Volume 114, Issue 3, 15 March 2010, Pages 607-617.
- 139 Odermatt D., Pomati F., Pitarch J., Carpenter J., Kawka M., Schaepman M. & Wüest A. 2012. MERIS observations of phytoplankton blooms in a stratified eutrophic lake. *Remote Sensing of Environment*. Volume 126, November 2012, Pages 232-239.
- 140 Odermatt, D., Gitelson, A., Brando, V. E., & Schaepman, M. 2012. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118, 116-126. doi:10.1016/j.rse.2011.11.013
- 141 Olmanson, L.G., Bauer, M.E. & Brezonik, P.L., 2008. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), pp.4086-4097. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708002071>
- 142 Ostlund, C., Flink, P., Strömbeck, N., Pierson, D., & Lindell, T. (2001). Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden, from imaging spectrometry and Landsat Thematic Mapper. *The Science of the total environment*, 268(1-3), 139-54. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11315737>
- 143 Oyama, Y. et al., 2009. Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in a turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(1), pp.73-85. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0924271608000592>
- 144 Pahlevan N. & Schott J. 2012. Characterizing the relative calibration of Landsat-7 (ETM+) visible bands with Terra (MODIS) over clear waters: The implications for monitoring water resources. *Remote Sensing of Environment*. Volume 125, October 2012, Pages 167-180.
- 145 Papoutsis C., Hadjimitsis D., Themistocleous K., Perdikou S., Retalis A. & Toullos L. 2010. Smart monitoring of water quality in Asprokremmos Dam in Paphos, Cyprus using satellite remote sensing and wireless sensor platform. *SPIE Proceedings, Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications*. Volume 7831, October 25, 2010, doi:10.1117/12.864824.
- 146 Pardo, R., y Vila, I. 1996. Causas Que Podrian Determinar La Eutroficación En Los Lagos Chilenos. *Causa, consecuencia y tecnologías de gerenciamiento y control*, pp 197-208.



- 147 Parra, O. et al. 2003. Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile Central. *Limnetica* 22 (1-2): 51 - 83
- 148 Porter, J. et al., 2005. Wireless Sensor Networks for Ecology. *BioScience*, 55(7), p.561. Available at: <http://www.jstor.org/stable/3334112>.
- 149 Prado R. 1999a. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Chapo, Yelcho, Popetan, y Laguna San Antonio en la X región. FIP, 53 pp.
- 150 Prado, R. 1999b. Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno de los lagos Riesco, Los Palos y Laguna Escondida. FIP, 80 pp.
- 151 Prien, Ralf. 2007. The future of chemical in situ sensors. 9th International Estuarine Biogeochemistry Symposium Estuaries and Enclosed Seas under Changing Environmental Conditions Marine Chemistry Volume 107, Issue 3, 1 December 2007, Pages 422–432.
- 152 Quiros, R. 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. I Reunión de la Red Temática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses. Subprograma XVII. Cooperación Iberoamericana. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Mar del Plata, Argentina.
- 153 Richardson, L. & LeDrew, E. 2006. Remote Sensing of Aquatic Coastal Ecosystem Processes: Science and Management Applications Springer, 28-02-2006 - 324 páginas.
- 154 Ruiz-Verdú, A. et al., 2008. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), pp.3996–4008. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425708002034>
- 155 **Rundquist, D.C. et al., 1996. Remote Measurement of Algal Chlorophyll in Surface Waters :** The Case for the First Derivative of Reflectance Near 690 nm. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 62(2), pp.195–200.
- 156 **SAF, 2013. FASAT Charlie User's Guide Version 1.0 (Julio 2013).** Servicio Aerofotogramétrico y Grupo de Operaciones Espaciales de la Fuerza Aérea de Chile.
- 157 Sandoval. 2009. Intrusión Salina En El Lago Budi, Análisis Hidrodinámico Y Estudio De La Corriente De Densidad. Tesis Para Optar Al Grado De Magister En Ciencias De La Ingeniería, Mención Recursos Y Medio Ambiente Hídrico. Memoria Para Optar Al Título De Ingeniero Civil. Universidad De Chile, Facultad De Ciencias Físicas Y Matemáticas, Departamento De Ingeniería Civil.
- 158 Santini F., Alberotanza L., Cavalli R. & Pignatti S. 2010. A two-step optimization procedure for assessing water constituent concentrations by hyperspectral remote sensing techniques: An application to the highly turbid Venice lagoon waters. *Remote Sensing of Environment*. Volume 114, Issue 4, 15 April 2010, Pages 887–898.
- 159 Sass, G. Z., Creed, I. F., Bayley, S. E., & Devito, K. J. (2007). Understanding variation in trophic status of lakes on the Boreal Plain: A 20 year retrospective using Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, 109(2), 127–141. doi:10.1016/j.rse.2006.12.010
- Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179 – 196.
- 160 Sawaya, K. et al., 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88, pp.144–156. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425703002384>
- 161 Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Publishers.
- 162 Sengpiel, R.E., 2007. USING AIRBORNE HYPERSPECTRAL IMAGERY TO ESTIMATE CHLOROPHYLL A AND PHYCOCYANIN. Indiana University, Master of Science degree thesis., (August).
- 163 Simis S., Ruiz-Verdú A., Domínguez-Gómez J., Peña-Martínez R., Peters S. & Gons H. 2007. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*. Volume 106, Issue 4, 28 February 2007, Pages 414–427.



- 164 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 (1999) 179-196.
- 165 Song K., Li L., Tedesco L., Li S., Duan H., Liu D., Hall B., Du J., Li Z., Shi K. & Zhao Y. 2013. Remote estimation of chlorophyll-a in turbid inland waters: Three-band model versus GA-PLS model. *Remote Sensing of Environment*. Volume 136, September 2013, Pages 342–357.
- 166 Soto D, H Campos, O Parra, L Zúñiga & W. Steffen. 1994. The Torres del Paine Lake district (Chilean Patagonia): a case of pristine N-limited lakes and ponds. *Archivs für Hydrobiologie* 99: 181-197.
- 167 Soto D. 2002. Oligotrophic patterns in southern Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Revista Chilena Historia Natural*, 75: 377-393.
- 168 Sun D., Li Y., Le C., Shi K., Huang C., Gong S. & Yin B. 2013. A semi-analytical approach for detecting suspended particulate composition in complex turbid inland waters (China). *Remote Sensing of Environment*. Volume 134, July 2013, Pages 92–99.
- 169 Syahreza S., MatJafri M., Lim H. & Mustapha M. 2012. Water quality assessment in Kelantan delta using remote sensing technique. *SPIE Proceedings, Electro-Optical Remote Sensing, Photonic Technologies, and Applications VI*. Volume 8542, November 19, 2012, doi:10.1117/12.978931.
- 170 Thiemann, S. & Kaufmann, H., 2000. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg lake district, Germany. *Remote Sensing of Environment*, 73(2), pp.227–235. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6V-40NNKRN-F/2/9e1855a1922e9fd5cc40188e54c1b6e7>.
- 171 Thiemann, S. & Kaufmann, H., 2002. Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data — a semiempirical multisensor and multitemporal approach for the. *Remote Sensing of Environment*, 81(2-3), pp.228–237. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6V-45NP347-5/2/f3ab83ffdcca9f56f1ca6ffc7a99a1b2>.
- 172 Tolk, B., Han, L., & Rundquist, D. 2000. The impact of bottom brightness on spectral reflectance of suspended sediments. *International Journal of Remote Sensing*, 21(11), 2259–2268.
- 173 Tuominen, J., Lipping, T., Kuosmanen, V., & Repka, S. 2010. HYPERSPECTRAL DETECTION OF MARINE CLAY IN COASTAL WATERS, (9), 31–41.
- 174 Twardowski, M.S., M. Lewis, A. Barnard, J.R.V. Zaneveld. 2005. In-water instrumentation and platforms for ocean color remote sensing applications. In: *Remote Sensing of Coastal Aquatic Waters*, R. Miller, C. Del Castillo, and B. McKee [Eds.], Springer Publishing, Dordrecht, Netherlands, pp. 69-100.
- 175 U. Austral. 1999 Estudio limnológico de los lagos Neltume y Pirehueico. Estudio realizado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas. S.I.T. N° 61.
- 176 U. Austral. 2011. Antecedentes para Evaluar el Impacto Económico y Social de una Norma Secundaria de Calidad de Aguas en el Lago Maihue, Cuenca del Río Bueno. Estudio realizado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas. S.I.T. N° 262.
- 177 U. Austral. 2012. Diagnóstico y caracterización del estado trófico del lago Neltume y Pirehueico. Estudio realizado por la Universidad Austral de Chile para la Dirección General de Aguas. S.I.T. N° 303.
- 178 Universidad de Chile y Dirección General de Aguas (DGA). 2010. Análisis del impacto económico y social y objetivos de calidad ambiental del lago Budi. Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, laboratorio de Modelación Ecológica, 235 pp.

- 179 Universidad de Chile. 1987. Estudio limnológico de la Laguna de Aculeo, Región Metropolitana. Operación Parcial de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos. Informe a la Dirección General de Aguas (Ministerio de Obras Públicas), 98 pp.
- 180 Universidad de Chile. 1989. Estudios limnológicos en el Embalse Rapel y Embalse El Yeso durante 1987. Operación Parcial de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos. Informe a la Dirección General de Aguas (Ministerio de Obras Públicas), 152 pp.
- 181 Universidad de Chile. 2010. Clasificación de cuerpos de agua. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile Financiamiento CONAMA-DGA N° 1588-160-LE09.
- 182 Universidad de Chile. 2011. Generación de Información Cartográfica para el Sistema de Tipología de Ríos y Lagos de Chile. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile Financiamiento Ministerio de Medio Ambiente.
- 183 Universidad de Tarapacá, 1989. Red Nacional Mínima de Control de Lagos, Primera Región. Estudio de los lagos Chungará y Cotacotani. Universidad de Tarapacá, Ministerio de Obras Públicas (DGA) y Ministerio de Agricultura (CONAF).
- 184 Uraoka T. O., Vila I., Niño Y. 2003. Modelación Hidrodinámica Del Lago Peñuelas. Memoria Para Optar Al Título De Ingeniero Civil. Universidad De Chile.
- 185 Vila, I.; Montecino, V.; Muhlhauser, H., Cabrera, S. 1986. Diagnóstico y Evaluación del potencial biológico de lagos naturales y artificiales de Chile Central. AMB. y DES., VOL. II, N° 1, Págs. 127-137, mayo 1986
- 186 Villalobos, L., O. Parra, M. Grandjean, E. Jaque, S. Woelfl & H. Campos. 2003. Estudio de la cuenca y limnología en cinco lagos húmicos de la Isla Chiloé. Revista Chilena de Historia Natural, 79: 563 – 590.
- 187 Vincent R., Qin X., McKay R., Miner J., Czajkowski K., Savino J. & Bridgeman T. 2004. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. Remote Sensing of Environment. Volume 89, Issue 3, 15 February 2004, Pages 265-408.
- 188 Vos, R.J. et al., 2003. Multiplatform optical monitoring of eutrophication in temporally and spatially variable lakes. The Science of the total environment, 312(1-3), pp.221-43. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12873412> [Accessed August 13, 2013].
- 189 Wang L., Li Y., Le C. & Sun D. 2008. Modeling chlorophyll-a concentration in Taihu Lake based on different trophic state. SPIE Proceedings, Geoinformatics 2008 and Joint Conference on GIS and Built Environment: Monitoring and Assessment of Natural Resources and Environments. Volume 7145, November 03, 2008, doi:10.1117/12.813041.
- 190 Wang M., Shi W. & Tang J. 2011. Water property monitoring and assessment for China's inland Lake Taihu from MODIS-Aqua measurements. Remote Sensing of Environment. Volume 115, Issue 3, 15 March 2011, Pages 841-854.
- 191 Wei Y. & Chen W. 2008. Landsat TM image feature extraction and analysis of algal bloom in Taihu Lake. SPIE Proceedings, Optical and Digital Image Processing. Volume 7000, April 30, 2008, doi:10.1117/12.780932.
- 192 Wetzel, R. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press, 1006 páginas.
- 193 Woelfl, S., Villalobos, L., y Ó. Parra. 2003. Parámetros tróficos y validación de métodos en el Lago Riñihue (Patagonia norte: Chile) durante 1978-1997. Revista Chilena de Historia Natural, 76: 459-474.
- 194 Wölfl, S. 1996. Untersuchungen zur Zooplanktonstruktur einschließlich der mikrobiellen Gruppen unter besonderer Berücksichtigung der mixotrophen ciliaten in zwei südchilenischen Andenflüssen. 1-242. (Tesis de Doctorado, Universidad de Konstanz, Alemania).



- 195 Wu X. & Cheng Q. 2008. Extracting chlorophyll concentration of water body based on spectral unmixing model. SPIE Proceedings, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology X. Volume 7104, October 02, 2008, doi:10.1117/12.798535.
- 196 WWF. 2013. List of Ecoregions. http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/ecoregion_list/ecoregions_country/ecoregions_country_c.cfm
- 197 Yang W., Matsushita B., Chen J. & Fukushima T. 2011. Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables. Remote Sensing of Environment. Volume 115, Issue 5, 15 May 2011, Pages 1247–1259.
- 198 Zhang Y., Liu Y., Ruan R. & Zhao D. 2009. Temporal influences on satellite retrieval of cyanobacteria bloom: an examination in Lake Taihu, China. SPIE Proceedings, MIPPR 2009: Multispectral Image Acquisition and Processing. Volume 7494, October 30, 2009, doi:10.1117/12.833204.
- 199 Zimba, P. V. & Gitelson, A., 2006. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. Aquaculture, 256(1-4), pp.272–286. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848606001396>.