

Análisis espacio-temporal del efecto del sistema de aireación artificial en el Embalse San Roque. Integración de datos de campo y técnicas geoespaciales

por Dra. Anabella Ferral

Presentado ante la Facultad de Matemática, Astronomía y Física como parte de los requerimientos para la obtención del grado de Magister en Aplicaciones Espaciales de Respuesta y Alerta Temprana a Emergencias de la

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA

Marzo, 2013

©FaMAF - UNC 2013

Director: Dra. Velia M. Solís

Co-Director: Dr. Alejandro C. Frery

Pacs

92, 92.40.Kc, 92.20.cd, 92.20.jf, 92,20.ju, 92.20.Ox, 92.40.Bc, 92.40.qc, 92.40.qj, 89.60.Ec, 89.60.k, I.4.1, I.6.4, I.6.5

Palabras clave

Eutrofización, Embalse San Roque, mediciones de campo, Análisis estadístico marginal, análisis de estructura, series temporales, teledetección, LANDSAT5 TM, corrección radiométrica, modelos de regresión lineal múltiple, mapas, clorofila-a, temperatura.

Resumen

El embalse San Roque es la fuente de abastecimiento de agua más importante de la ciudad de Córdoba y está afectado por una disminución de calidad de su agua relacionada al fenómeno de eutrofización. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos a partir de un análisis espacio temporal del efecto de un sistema de aireación artificial instalado en el lago para mitigar este problema. Para ello se sistematizó, en la plataforma de trabajo R, la información de más de 100 variables físicas, químicas, biológicas y satelitales recolectadas durante tres años por la provincia de Córdoba y el sensor TM (Thematic Mapper) a bordo de la plataforma satelital LANDSAT 5. Se propusieron y validaron modelos numéricos semiempíricos para la obtención de mapas de clorofila-a y temperatura del embalse a partir de datos satelitales y mediciones de campo.

Abstract

The San Roque dam is the most important water source of Córdoba city which has been suffering from a decline in its water quality due to eutrophication. In this work we present the results obtained from a Spatial and Temporal statistic analysis of the effects of an artificial aeration system installed in the dam in order to mitigate this problem. In this framework, R platform has been used to include more than 100 physico-chemical, biological and satellital variables picked up by Córdoba province during three years and by Thematic Mapper sensor which is aboard of LANDSAT 5 platform. Semiempiric and Numeric Models were build from field and satellite data and have been validated in order to calculate dam's chlorophyll-a and temperature maps.

A mi marido Martín, porque es el amor de mi vida y el hombre que más admiro...

A mis hijos Francisco y Tiziano, por su ternura y amor incondicional...

A mis padres, Martha y Alberto, por su amor y porque estimularon mi curiosidad...

A mis hermanos, Fede, Ceci y Lu, y a mi tía Tuni, porque son una luz en mi camino...

Si buscas resultados distintos, no hagas siempre lo mismo

Albert Einstein

Resumen

El embalse San Roque es la fuente de abastecimiento de agua más importante de la ciudad de Córdoba. Al igual que en otros lugares del planeta durante las últimas décadas se ha estado registrando una proliferación desmedida de algas debido a un exceso de nutrientes, lo que se conoce como eutrofización. Frente a esto, la provincia de Córdoba, instaló en el año 2008 un sistema de aireación artificial que consiste en producir la desestratificación térmica del agua y aumentar el nivel de oxígeno en determinadas zonas profundas del embalse para evitar la liberación de fosfatos, nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton. El objetivo principal de esta Tesis es evaluar la calidad del agua del embalse y su relación con las medidas de mitigación adoptadas. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos a partir de un análisis espacio temporal del efecto del sistema de difusores en el lago San Roque mediante la integración de datos de campo y técnicas geoespaciales. Para ello se sistematizó, en la plataforma de trabajo R, la información de más de 100 variables físicas, químicas, biológicas y satelitales recolectadas durante tres años por la provincia de Córdoba y el sensor TM (Thematic Mapper) a bordo de la plataforma satelital LANDSAT 5. Se observó que un análisis estadístico marginal de los datos de campo no revela diferencias espaciales significativas debido a la variabilidad temporal presente. Sin embargo, un análisis de estructura de las series temporales de variables biogeoquímicas permitió caracterizar tres zonas bien definidas en el embalse: Centro-este, Sur y Norte. Se observó que el grupo Centro-Este, región de difusores, presentó el menor valor promedio de concentración de clorofila-a, $62,7 \mu\text{g/L}$, mientras que el mayor, $112,0 \mu\text{g/L}$, fue registrado en la zona Norte. Se observó que en verano la estratificación térmica se registra en los ocho sitios muestreados pero la frecuencia de estos episodios es marcadamente menor en la zona de influencia del sistema de aireación artificial. Se modelaron las variables temperatura y logaritmo natural de la concentración de clorofila-a del embalse a partir de datos satelitales del sensor LANDSAT 5-TM. Se obtuvo un modelo de regresión lineal simple para calcular temperatura a partir de la banda TM6 con un coeficiente de determinación igual 0,94 y un valor de significancia p menor a 0,001. Por otro lado, se obtuvo un modelo de regresión lineal múltiple para calcular logaritmo natural de clorofila-a a partir de las bandas TM1 y TM4 con un coeficiente de determinación igual a 0,64 y un p menor a 0,001. Fue posible elaborar mapas de nivel de eutrofización a partir de una clasificación imágenes LANDSAT 5-TM, basadas en un árbol de decisión que considera el índice de Carlson. Se observó por primera vez desde el espacio el efecto del sistema de aireación artificial instalado en el embalse San Roque en color real como así también en imágenes procesadas de NDVI, clorofila-a y temperatura. En este último caso se pudo visualizar una anomalía en el mapa de temperatura que se pudo atribuir al fenómeno de ruptura de la estratificación térmica. El embalse San Roque se comporta, en promedio, como un cuerpo de agua eutrófico. Sin embargo, el tratamiento estadístico de las imágenes satelitales proveen evidencia de que el efecto del sistema de difusores es positivo y localizado, es decir que se registran menores valores de concentración de clorofila-a en su entorno.

Abstract

San Roque dam is the most important source of water supply of Cordoba city and is suffering from overgrowth of algae due to nutrients excess. This phenomenon is known as eutrophication and can be found elsewhere in the world. In order to moderate this Cordoba province installed in 2008 an aeration system to produce artificial rupture of the thermal stratification in the water column. In this framework, the increase of oxygen level in deep areas of the reservoir can be improved to prevent the release of phosphate, the limiting nutrient of phytoplankton growth. The main objective of the thesis is to evaluate the water quality of the reservoir and its relation to the policies applied. In this work we present the results obtained from spatiotemporal analysis of the relation between geophysics variables and diffusers performance by integrating field data and geospatial techniques. R platform was used to organize more than 100 physical, chemical, biological and satellite variables collected during three years by the province of Cordoba and TM (Thematic Mapper) sensor, which is aboard Landsat platform. It was observed that marginal statistical analysis of field data reveals no significant spatial differences, possibly due to a high temporal variability. However, structural times series analysis of biogeochemical variables allowed us to characterize three distinct zones in the reservoir: East Central, South and North. It was observed that Central East region, where diffusers are installed, presented the lowest average concentration of chlorophyll-a, $62.7 \mu\text{g} / \text{L}$, while the largest value, $112.0 \mu\text{g} / \text{L}$, was registered in the North. Thermal stratification in summer was observed in the eight sampled sites but the frequency of these episodes was markedly lower in the zone of artificial aeration system. Temperature and natural logarithm of chlorophyll-a concentration were modeled from Landsat 5-TM sensor. We obtained a simple linear regression model to calculate the temperature from TM6 band with a coefficient of determination equal 0.94 and a value of significance p less than 0.001. On the other hand, we obtained a multiple linear regression model to calculate natural logarithm of chlorophyll-a from TM1 and TM4 bands with a determination coefficient equal to 0.64 and p less than 0.001. It was possible to develop eutrophication level maps from a decision tree method which incorporate Carlson index and LANDSAT 5TM images. It was possible to observe from space the effect of artificial aeration system installed in the San Roque dam for the first time. This was able in true color images as well as in NDVI, chlorophyll-a and temperature maps. In the latter case an abnormality could be visualized that could be attributed to the breakdown phenomenon of thermal stratification. The San Roque reservoir behaves on average as a eutrophic water body. However, the statistical processing of satellite images provides evidence that the effect of the diffusers system is positive and localized since lower values of chlorophyll-a concentration are recorded in their environment.

Índice general

1. Introducción	1
1.1. Hipótesis	2
1.2. Objetivo General	3
1.3. Objetivos Específicos	3
2. Marco teórico	4
2.1. Estratificación térmica	4
2.2. Eutrofización	4
2.3. Relación entre estratificación térmica y eutrofización	6
2.4. Teledetección o sensado remoto	10
2.4.1. Plataforma Satelital	12
2.4.2. Tipos de órbita	12
2.4.3. Sensor Remoto	13
2.4.4. Resolución del Sensor Remoto	13
2.4.5. Imagen Satelital	13
2.4.6. Fundamentos de la detección remota	14
2.4.7. Fuente de radiación	16
2.4.8. Términos y unidades de medidas	16
2.5. El agua en el espectro óptico	18
2.6. El agua en el espectro Infrarrojo térmico	19
3. Materiales y Métodos	22
3.1. Zona de estudio	22
3.2. Sistema de Difusores	23
3.3. Plan de Monitoreo	24

3.3.1.	Variables medidas	25
3.3.2.	Sitios	26
3.3.3.	Frecuencia	27
3.3.4.	Técnicas de análisis	27
3.4.	Datos satelitales	28
3.4.1.	Sensor utilizado	28
3.4.2.	Imágenes utilizadas	30
3.4.3.	Calibración de imágenes LANDSAT5-TM	31
3.4.4.	Cálculo de reflectancia, TOA	35
3.4.5.	Cálculo de Temperatura de Brillo	36
3.4.6.	Corrección geométrica	37
3.4.7.	Corrección atmosférica	37
3.5.	Metodología de Análisis	37
4.	Organización de la información	41
4.1.	Lectura de datos	41
4.2.	Incorporación de variables	41
4.3.	Matriz de Trabajo Final elaborada en la plataforma R	44
4.4.	Ventajas de la plataforma R	46
5.	Análisis de datos de Campo	47
5.1.	Análisis Marginal de los datos de campo	47
5.2.	Análisis Bivariado entre clorofila-a y variables físicas, químicas y biológicas	58
5.2.1.	Correlaciones químicas	58
5.2.2.	Correlaciones físicas y biológicas	64
5.2.3.	Correlaciones espaciales	65
5.3.	Análisis Temporal de los indicadores de eutrofización y estratificación térmica	66
5.3.1.	Variación Interanual de clorofila-a	66
5.3.2.	Variación Estacional de clorofila-a	67
5.3.3.	Dispersión horaria de las mediciones de clorofila-a	68
5.4.	Análisis Espacial de los indicadores de eutrofización y estratificación térmica	71
5.4.1.	Variabilidad vertical de temperatura, oxígeno y clorofila-a	71

5.4.2.	Variabilidad horizontal de clorofila-a	77
5.5.	Análisis de estructura de series temporales	79
5.5.1.	Variables fisicoquímicas de un sólo sitio	80
5.5.2.	Variables fisicoquímicas de 8 sitios en simultáneo	81
5.6.	Conclusiones Parciales	82
6.	Análisis de imágenes satelitales	85
6.1.	Antecedentes en el área	85
6.1.1.	Historia y Evolución	85
6.1.2.	Experiencias internacionales y locales	88
6.1.3.	Sensores remotos utilizados para monitorear calidad de agua	90
6.1.4.	Aplicaciones del Sensor TM	93
6.2.	Análisis bivariado entre mediciones de campo y reflectancia del sensor TM	98
6.2.1.	Coefficientes de correlación de Pearson	98
6.2.2.	Análisis espacio-temporal del Índice Normalizado de Vegetación) . .	105
6.3.	Modelado de variables biogeoquímicas a partir de datos satelitales	108
6.3.1.	Temperatura: Regresión lineal simple	108
6.3.2.	ln(clorofila-a): Regresión lineal múltiple	111
6.4.	Elaboración de mapas	118
6.4.1.	Máscara de tierra	118
6.4.2.	Temperatura	122
6.4.3.	Clorofila-a	127
6.4.4.	Nivel de eutrofización	131
6.5.	Vista del sistema de aireación artificial desde el espacio	132
6.6.	Conclusiones Parciales	134
7.	Conclusiones y Perspectivas Futuras	136
7.0.1.	Conclusiones	136
7.0.2.	Perspectivas futuras	139
7.0.3.	Recomendaciones	139

Índice de figuras

2.1.	Perfil térmico de lagos para regiones frías, estratificados en primavera o verano y mezclados en otoño o invierno.	5
2.2.	Esquema de un lago monomítico que se encuentra mezclado en otoño y estratificado térmicamente en verano. Extraído de [12]	5
2.3.	Izquierda: Esquema de las causas y consecuencias del fenómeno de eutrofización, las flechas hacia arriba indican aumento y hacia abajo disminución. Derecha arriba: Fotografía de un cuerpo de agua hipertrófico [21]. Derecha abajo: Fotografía que muestra la mortandad de peces registrada el 23/12/2003 en el Río Dulce de Santiago del Estero, Argentina, como consecuencia de un episodio de anoxia. Extraída de [22]	6
2.4.	Fotografías de un estanque eutrófico de Estados Unidos antes y después de la instalación de un sistema artificial. Extraído de [21].	8
2.5.	Clasificación de lagos según su productividad mediante el índice de Carlson [26]	9
2.6.	Componentes de un sistema de teledetección pasivo. Adaptado de [28]	11
2.7.	(a):Ejemplo de Satélite geoestacionario de la serie GOES, distancia a la superficie terrestre igual a 36500 km. En la misma figura, más cerca de la superficie, aparece un satélite de órbita polar.(b):Modelo de adquisición de imágenes de un sensor a bordo de un satélite con órbita heliosincrónica.	12
2.8.	Representación de una imagen satelital.	14
2.9.	Esquema de la descomposición de la radiación incidente sobre una superficie. En este caso n_1 y n_2 representan los índices de refracción del aire y del agua respectivamente mientras que α_1 y α_2 los ángulos de incidencia y de refracción.	15
2.10.	Espectro de emisión aproximado del Sol, 6000 K, y de la Tierra, 300 K. También se señalan las diferentes regiones del espectro electromagnético. Extraído de [30]	17
2.11.	Comparación entre ángulo plano (izquierda) diferencial y ángulo sólido diferencial (derecha).	17
2.12.	Propiedades Ópticas promedio, SIOPs, correspondientes al Embalse Wivenhoe de Australia. El gráfico superior presenta la absorción espectral del agua (a_w) y los espectros de absorción específicos de clorofila-a (a_ϕ), materia orgánica coloreada (a_{CDOM}) y <i>triptón</i> (a_{TR}). El gráfico de abajo presenta los espectros de retrodispersión de agua (b_w), clorofila-a (b_ϕ) y <i>tripton</i> (b_{TR}). Extraído de [33].	20
2.13.	Emisividad del agua en función de la longitud de onda (rango térmico). Extraída de [38].	21

3.1.	Vista del Paredón del Embalse San Roque. Extraída de [40]	23
3.2.	Puntos de monitoreo y posición de los difusores sobre una imagen satelital LANSAT5-TM, graficada con una combinación de bandas 321	24
3.3.	Foto tomada en 2008 por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba durante la instalación de los difusores.	25
3.4.	Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo	27
3.5.	Zona superior: Fotografía del satélite LANDSAT-5 y sus principales características.Zona inferior: Respuesta espectral del sensor LANDSAT-5TM extraída de [44]	29
3.6.	Imagen LANDSAT5-TM correspondiente a la escena 229/82 de fecha 16-02-2009. En rojo se muestra el recorte utilizado para realizar el estudio del Embalse	31
4.1.	Serie temporal de radiación desde el 20/11/2008 al 25/11/2008. En el eje y se grafica radiación en Langleys (Ly) y en eje x el tiempo, que se obtiene de sumar la fecha juliana y la hora en unidades de día.	43
4.2.	Lista de variables, relacionadas al monitoreo de campo, presentes en la matriz de datos de trabajo. Tiene 145 columnas (variables) y 4814 filas(casos). En total son 698030 casilleros con información. En los casos en donde la variable, para una dada fecha, sitio de monitoreo y profundidad, no fue medida aparece un <i>NA</i> que significa sin dato.	45
5.1.	Esquema de la variabilidad de las mediciones de campo	48
5.2.	Series temporales de variables biogeoquímicas en el Centro del Embalse	49
5.3.	Gráficos de caja de la serie completa de diferentes variables biogeoquímicas medidas en el Embalse. En el eje vertical se indica el sitio de monitoreo mientras que en el eje horizontal los valores de la variable en sus unidades correspondientes. El título de cada gráfico indica la variable. El orden en que se ubican los gráficos de izquierda a derecha es: temperatura, clorofila-a, fósforo total, profundidad de Disco de Secchi, Algas totales, pH, conductividad, materia en suspensión y oxígeno disuelto.	52
5.4.	Valores máximos, mínimos y medios del Índice de eutrofización de Carlson, del Embalse San Roque, en función de la fecha de monitoreo. Las barras negras corresponden a porcentajes de funcionamiento del sistema de aireación artificial para cada fecha. Sólo se cuentan con datos registrados hasta marzo del año 2010.	53
5.5.	Representación del Índice de Carlson en cada estación de monitoreo sobre una imagen LANDSAT 5TM. La fecha de medición es el 30 de diciembre de 2008. El tamaño del círculo es proporcional al valor de TSI.	54
5.6.	Índice de diversidad de especies de Shannon, H, de las diferentes zonas de muestreo del Embalse en función de la fecha de monitoreo. Los colores negro, rojo, verde, azul, turqueza, magenta amarillo y gris corresponden a las zonas Centro, Garganta, Zona A, Zona B, SAT-1, SAT-2, SAT-3 y SAT-4 respectivamente. Los gráficos superior e inferior corresponden a datos superficiales y de la zona fótica respectivamente.	55

5.7.	Indice de equidad de especies, E, de las diferentes zonas de muestreo del Embalse en función de la fecha de monitoreo (mes/año). En color rojo se graficaron los datos de las zonas ubicadas sobre los difusores y en negro el resto. Los gráficos superior e inferior corresponden a datos superficiales y de la zona fótica respectivamente.	57
5.8.	Gráficos de oxígeno disuelto, hierro(II), manganeso(II), fósforo reactivo soluble, fósforo total determinados en el fondo del Embalse y de clorofila-a medida en la superficie en función de la fecha de monitoreo (mes/año). En negro se grafican los datos de la estación de monitoreo Centro y en rojo los de la Garganta.	60
5.9.	Correlogramas. Representación de las correlaciones de Pearson entre variables químicas y el logaritmo de clorofila-a. El color azul indica correlación positiva y el rojo negativa. La proporción pintada del círculo es el porcentaje de correlación.	62
5.10.	Superior: Gráfico de oxígeno disuelto en el fondo del Embalse (azul) y concentración de clorofila-a en superficie (verde), en función de la fecha de monitoreo (mes/año). Inferior: Gráfico de oxígeno disuelto en el fondo del Embalse (azul) y logaritmo de concentración de clorofila-a en superficie (verde), en función de la fecha de monitoreo (mes/año). Datos de la estación Centro.	63
5.11.	Correlogramas.Izquierda: Representación de las correlaciones de Pearson entre variables físicas y el logaritmo de clorofila-a. Derecha: Representación de las correlaciones de Pearson entre variables biológicas y el logaritmo de clorofila-a. El color azul indica correlación positiva y el rojo negativa. La proporción pintada del círculo es el porcentaje de correlación.	64
5.12.	Serie temporal de concentración de clorofila-a en estación Centro en función de la fecha de monitoreo (mes/año). Gráfico superior: muestra los datos de temperatura en el eje derecho. Gráfico inferior: muestra los datos de radiación solar en el eje derecho.	65
5.13.	Correlogramas. Representación de las correlaciones de Pearson entre variables espaciales y el logaritmo de clorofila-a. El color azul indica correlación positiva y el rojo negativa. La proporción pintada del círculo es el porcentaje de correlación.	66
5.14.	Gráficos de caja de logaritmo natural de Clorofila-a en función del año para verano (izquierda) e invierno (derecha). La estadística se realizó sobre la matriz de las ocho estaciones de monitoreo	67
5.15.	Gráficos de caja de logaritmo natural de Clorofila-a en función del mes(izquierda) y de la época del; año (derecha). La estadística se realizó sobre la matriz de las ocho estaciones de monitoreo	67
5.16.	Gráficos de caja de logaritmo natural de Clorofila-a en función la hora de monitoreo para verano(izquierda) e invierno(derecha). La estadística se realizó sobre la matriz de las ocho estaciones de monitoreo	68
5.17.	(a):Valores de Clorofila-a (verde) y pH (azul) de la estación de monitoreo CENTRO medidos el 23/05/2011 en función de la hora de muestreo.(b): Regresión lineal entre los valores de clorofila-a y pH graficados en la Figura 5.17(a).	70
5.18.	Valores de oxígeno disuelto de la estación de monitoreo CENTRO medidos el 23/05/2011 en función de la hora de muestreo. Cada color corresponde a una profundidad diferente.	71

5.19. Isopletas de temperatura de las estaciones Centro (gráfico superior) y Garganta (gráfico inferior). Período enero del año 2009 hasta febrero del año 2011. Los datos se interpolaron con el programa Surfer [51].	73
5.20. Isopletas de oxígeno de las estaciones Centro (gráfico superior) y Garganta (gráfico inferior). Período enero del año 2009 hasta febrero del año 2011. Los datos se interpolaron con el programa Surfer [51].	74
5.21. Mediciones <i>in situ</i> llevadas a cabo en la estación Centro del Embalse San Roque el día 01-11-2010. (a):Valores de temperatura a diferentes profundidades. Se observa termoclina a tres metros de profundidad ya que la temperatura varía más de 0,8 °C en un metro.(b): Concentración de oxígeno disuelto a diferentes profundidades. A partir de 3 m de profundidad el oxígeno comienza a disminuir por la presencia de una termoclina.	75
5.22. Histograma de presencia de termoclina para las diferentes estaciones de monitoreo. . . .	77
5.23. Gráfico de caja del logaritmo natural de clorofila para sitios con presencia o ausencia de termoclina	77
5.24. Media aritmética del valor nMEDIOde toda la serie en función del sitio de monitoreo. . . .	78
5.25. Media aritmética del valor nMAXde toda la serie en función del sitio de monitoreo. . . .	79
5.26. (a):Representación de 8 series temporales correspondientes a la estación Centro realizadas con el programa Temporal-Pex. Distancia: euclideana; técnica de proyección: IDMAP; tipo de proyección: Fastmap. (b): Series temporales correspondientes a los puntos 0 (Temperatura), 5 (Fósforo Reactivo Soluble) y 7 (Clorofila-a).	80
5.27. (a): Representación realizada con el programa Temporal-Pex de 32 series temporales correspondientes a cuatro variables y 8 sitios de monitoreo. El número del círculo indica la serie graficada y el color el tipo de variable. 0- temperatura-Centro; 1- oxigeno-Centro; 2- pH- Centro; 3-conductividad- Centro; 4- temperatura-Garganta; 5- oxigeno-Garganta; 6- pH- Garganta;7-conductividad- Garganta; 8- temperatura-Zona-A; 9-oxigeno-Zona-A; 10- pH- Zona-A; 11-conductividad- Zona-A; 12- temperatura-Zona-B; 13- oxigeno-Zona-Zona-B; 14- pH- Zona-B; 15-conductividad- Zona-B; 16- temperatura-SAT-1; 17- oxigeno-SAT-1; 17- pH- SAT-1; 18-conductividad-SAT-1; 19- temperatura-SAT-2; 20- oxigeno-SAT-2; 21- pH- SAT-2; 22-conductividad-SAT-2; 23- temperatura-SAT-3; 24- oxigeno-SAT-3; 25- pH- SAT-3; 26-conductividad- SAT-3; 27- temperatura-SAT-4; 28- oxigeno-SAT-4; 29- pH- SAT-4; 30-conductividad- SAT-4; 31- temperatura-SAT-4.(b): Zonas del Embalse asociadas al agrupamiento de series temporales mostradas en la imagen de la izquierda.	82
6.1. (a):Número de publicaciones científicas en función del año determinadas mediante el motor de búsqueda de la base de datos SCOPUS. Los puntos negros corresponden a la palabra clave <i>water quality</i> , los verdes a <i>eutrophication</i> y los azules a <i>eutrophication + remote sensing</i> .(b): Ampliación de la curva azul de la Figura 6.1(a). El punto rojo corresponde al dato del año en curso, 2012.	87
6.2. Número de publicaciones científicas que contienen en sus textos las palabras claves <i>eutrofización y sensado remoto</i> discriminado por países.Estadística realizada con la base de datos SCOPUS.(a):15 países con mayor número de trabajos publicados.(b): Países de Latinoamérica.	90

6.3.	Resumen de los principales sensores remotos utilizados para medir variables químicas o físicas indicadoras de calidad de agua. Elaboración propia. Referencias: (Campbell et al. 2011 [33], Sokoletsky et al. 2011 [83], Yang et al. 2011 [84]),(Heim2005 et al. 2005,[86] Shanmugam et al. 2008 [85]), (Hu 2009 [90], Chavula et al. 2009 [88]), (Nas et al. 2009 [89]), (Dogliotti et al. 2005 [91]), (Raitala et al. 1984 [92], Renó et al. 2011 [93]), (Olmanson et al. 2008 [94], Duan et al. 2007 [95], Brezonik et al. 2005 [96], Zhou et al. 2006 [97]), (Kallio et al. 2008 [98], Onderka y Pekarova 2008 [99]), (Chen et al. 2012 [100], Olmanson et al. 2011 [101]), (Sawaya et al. 2003 [102], (Mabwoga et al. [103], Sheela et al. 2011 [104]), (Xuemei et al. 2011 [105]), (Giardino et al. 2007, [106]),(Sawaya et al. 2003 [102], Dogan et al. 2009 [107]), (Messina 2004 [108]), (Kallio et al. 2005 [109]), (Hellweger et al. 2004 [110]), (Doron et al. [111]),(Olmanson et al. 2011 [101]), (Huang et al. [112], Menken et al. 2006 [113], Duan et al. 2008 [95])	92
6.4.	Resumen representativo de estudios de calidad de agua llevados a cabo con los sensores TM o ETM+ de satélites LANDSAT. Prepro. indica tipo de de preprocesamiento de la imagen, GEO es corrección geométrica, DOS es Corrección atmosférica por el método de sustracción del mínimo del histograma de cada banda, RAD es calibración radiométrica, F3x3 es filtro de media con ventana de tres por tres píxeles ; Sm son los sitios de monitoreos in-situ, delta(sat-insitu) es la diferencia de días entre la medición de campo y el paso del satélite; Np es el número de pares de datos utilizados para realizar la regresión lineal y Ref. la referencia bibliográfica. Elaboración propia. Referencias: (Pagot et al. 2004 [123], Bazán et al. 2005 [131]),(Kabbara et al. 2008 [132]), (Cheng y Lei 2001 [124]), (Nas, Ekercin et al. 2010) [129], (Duan et al 2007 [95]), (Duan et al 2008 [133])	95
6.5.	Correlaciones de Pearson entre datos de reflectancia de bandas del sensor TM o combinaciones de ellas y las variables clorofila-a, log(clorofila-a), MMES, Temperatura, profundidad de disco de Secchi (SDD) y TSI Índice de Eutrofización de Carlson). Una estrella indica un valor de significancia p menor a 0,05 mientras que dos estrellas un valor menor a 0,01.	100
6.6.	Coefficientes de correlación de Pearson para las variables de fitoplancton en función de las bandas espectrales, los índices de vegetación y el TSI. Una estrella indica un valor de significancia p menor a 0,05 mientras que dos estrellas un valor menor a 0,01.	102
6.7.	Coefficientes de correlación de Pearson entre las variables biogeoquímicas de interés y las reflectancias de las bandas del sensor TM discriminados por fecha de monitoreo.	104
6.8.	Imagen satelital LANDSAT-5TM, combinación 321, del Embalse San Roque durante una floración algal registrada el 18- 1-2004. En blanco se indican las posiciones de los sitios de monitoreo y los difusores. En rojo se marcan las muestras elegidas, de 400 píxeles cada una, para realizar análisis estadísticos.	106
6.9.	Gráficos de valores medios de NDVI en función del año para las zonas SAT1, SAT2, SAT3, SAT4 y Difusores. En color rojo se muestran los datos de los sitios mencionados y en color negro los valores de NDVI medios de la zona Centro para facilitar la comparación espacial.	107
6.10.	(a):Regresión lineal entre temperatura del Embalse medida <i>in situ</i> en función de la temperatura de brillo de la banda TM6 corregida por el factor de emisividad y expresada en grados centígrados..(b): Validación del modelo propuesto: Temperaturas modeladas a partir de datos satelitales de la banda TM6 en función de valores medidos <i>in situ</i> que no fueron utilizados para generar el modelo.	110

6.11. Concentración de Material en suspensión total en función de concentración de clorofila-a. En la parte superior se presenta el ajuste lineal que indica que no es un agua de Tipo II.	112
6.12. (a):Gráfico de log(clorofila-a) modelados a partir Mod4 en función de los valores medidos en la campaña de campo, en rojo se muestra el ajuste.(b):Gráficos de diagnóstico de la regresión lineal múltiple realizada en 6.12(a).	114
6.13. Error residual de los valores de clorofila-a calculados con Mod4 en función de la hora de monitoreo. No se observa dependencia significativa	115
6.14. (a):Regresión lineal entre concentración de clorofila-a del Embalse medida <i>in situ</i> en función de concentración de clorofila-a calculada a partir de la reflectancia de las bandas TM1 y TM4 según el modelo propuesto, Mod4 ⁿ . En estos gráficos <i>log</i> es en realidad logaritmo natural(b): Validación del modelo propuesto: Concentración de clorofila modelada a partir de datos satelitales en función de valores medidos <i>in situ</i> que no fueron utilizados para generar el modelo.	117
6.15. (a):Recorte de una imagen LANDSAT-5TM del mes de enero de 2004 del Embalse San Roque graficada con una combinación de bandas 321.(b): En rojo se muestran los datos de NDVI menores a cero.	118
6.16. Izquierda:Imágenes de las bandas TM1, TM2 y TM3 de una imagen LANDSAT-5TM. Derecha: Histograma correspondiente	120
6.17. Izquierda:Imágenes de las bandas TM4, TM5 y TM7 de una imagen LANDSAT-5TM. Derecha: Histograma correspondiente	121
6.18. Izquierda: Clasificación de píxeles de agua de la imagen de la Figura 6.17 mediante el uso de un umbral igual a 0,017 correspondiente a la banda TM7. Derecha: Efecto de la aplicación de un filtro de mediana de 5x5 sobre la imagen de la izquierda.	122
6.19. Secuencia de procesamiento de datos para obtener mapas de temperatura y clorofila-a del Embalse San Roque en el período noviembre de 2008-febrero de 2010.	123
6.20. Mapas de temperatura obtenidos a partir del procesamiento de la banda TM6 de imágenes LANDSAT-5TM en el período noviembre de 2008-febrero de 2010. Las zonas blancas de los últimos mapas corresponden a tierra firme generada consecuencia de la disminución de la cota del Embalse en esos meses. La Figura 6.19 presenta un esquema de los pasos realizados para elaborar los mapas.	124
6.21. (a):Valores promedio de temperatura del Embalse calculados a partir de un conjunto de 7621 píxeles de cada imagen (triángulos rojos) y valores promedio de los 8 sitios medidos <i>in situ</i> (puntos negros), en función de la fecha de monitoreo.(b): regresión lineal entre los datos rojos y negros de la Figura 6.21(a).	126
6.22. Mapas de clorofila-a obtenidos a partir del procesamiento de las bandas TM1 y TM4 de imágenes LANDSAT-5TM en el período noviembre de 2008-febrero de 2010. La Figura 6.19 presenta un esquema de los pasos realizados para elaborar los mapas.	128

6.23. (a):Valores promedio de clorofila-a del Embalse calculados a partir de un conjunto de 7621 píxeles de cada imagen (triángulos rojos) y valores promedio de los 8 sitios medidos <i>in situ</i> (puntos negros), en función de la fecha de monitoreo. (b):regresión lineal entre los valores promedio de clorofila-a obtenidos a partir de datos satelitales y mediciones in-situ que se muestran en la Figura 6.23(a).	129
6.24. Valores medios de clorofila-a y TSI obtenidos mediante monitoreo satelital y de campo. Además incluye nivel de eutrofización y error porcentual de TSI del dato satelital respecto de la medición <i>in-situ</i>	130
6.25. Regresión lineal entre el los valores medios de índices de eutrofización de Carlson obtenidos a partir de datos de campo y satelitales, columnas 4 y 5 de 6.24.	131
6.26. Mapa de nivel de eutrofización del Embalse San Roque elaborado a partir de una imagen LANDSAT-5TM de fecha 03-02-2010. Los datos de campo de clorofila-a de los distintos sitios de monitoreo para esa fecha son: Zona Sur: SAT1=542 $\mu\text{g/L}$; SAT2=230 $\mu\text{g/L}$; Zona Centro=61 $\mu\text{g/L}$; Zona Este: ZA=30 $\mu\text{g/L}$; Zb=54 $\mu\text{g/L}$ y Zona Norte: SAT3= 58 $\mu\text{g/L}$ y SAT4=49 $\mu\text{g/L}$	132
6.27. Imagen LANDSAT-5TM adquirida el 16-02-2009 correspondiente a la zona del Embalse San Roque. Se puede apreciar el efecto de los difusores en color real y mediante diferentes procesamientos. Superior izquierda: Combinación de bandas 321. Superior derecha: Mapa de NDVI. Inferior izquierda: Mapa de Temperatura. Inferior derecha: Mapa de Clorofila-a.	134

Capítulo 1

Introducción

El Embalse San Roque es la fuente de abastecimiento de agua más importante de la ciudad de Córdoba, en donde residen un millón trescientos treinta mil personas según el censo 2010 del INDEC [1]. Durante los últimos años se ha registrado una disminución de la confianza de la población en la calidad del agua de la red pública debido a la ocurrencia de episodios de mal olor, sabor y color. La causa principal de estas alteraciones está relacionada con un aumento del estado de eutrofización del lago, que presenta, principalmente en primavera y verano, un marcado incremento en la proliferación de algas [2, 3]. Este problema se repite en otras partes del mundo afectando a numerosas poblaciones [4]. Por ejemplo un estudio realizado en el año 2010, en Canadá, reveló que el setenta por ciento de la población de Quebec rechaza el agua de red por los reiterados episodios de eutrofización ocurridos en sus fuentes de agua [5]. Una de las consecuencias de los florecimientos de algas sería la liberación de toxinas, en particular microcistinas, que pueden afectar tanto a la vida acuática del lago como a la salud de los habitantes que hacen uso del recurso [4]. Investigaciones recientes han revelado que existen concentraciones apreciables de microcistinas en peces del Embalse San Roque [6].

Para mitigar el fenómeno de eutrofización en el Embalse San Roque, la Secretaría de Ambiente y Desarrollo sustentable de la Nación y el Ministerio de Obras y Servicios Públicos de la provincia de Córdoba instalaron en el año 2008 una red de difusores en el lago. El objetivo de este sistema es reducir la estratificación térmica del agua y aumentar el nivel de oxígeno en el fondo del lago para evitar la liberación de fosfatos desde el sedimento [7]. La provincia definió un plan de monitoreo para evaluar el efecto de los difusores sobre la calidad del agua. Desde octubre del año 2008 hasta la fecha, se han realizado, de manera mensual, mediciones fisicoquímicas y microbiológicas en ocho puntos representativos de diferentes zonas del Embalse y en sus principales afluentes. Además, en varias oportunidades se realizó el monitoreo de manera simultánea con el paso del Satélite LANSAT-5 con el objetivo de correlacionar datos de campo y de sensado remoto. La subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba y la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) firmaron un convenio de cooperación con el propósito de incorporar la utilización de las imágenes satelitales en el seguimiento de la calidad del agua del lago San Roque, en el cual se enmarca esta tesis de Maestría. Sala *et al.*, en el marco de un proyecto colaborativo entre el Instituto Nacional del Agua, la Universidad Nacional de la Plata y la CONAE, mostraron que es posible monitorear la concentración de clorofila-a en el Embalse San Roque

mediante el uso de imágenes LANDSAT-5TM [8].

En este trabajo se realizó un análisis del efecto del sistema de aireación artificial sobre algunas variables biogeoquímicas del Embalse San Roque medidas por la Subsecretaría de Recursos Hídricos en el período octubre de 2008 a junio de 2011. Para ello se integró información de campo y satelital en una matriz de datos unificada y se llevaron a cabo estudios estadísticos que permitieron evaluar cambios espaciales y temporales en el Embalse. El contenido de la tesis se organizó de la siguiente manera: En este capítulo, **Introducción**, se presenta la problemática, antecedentes y objetivo principal. En el capítulo dos, **Marco Teórico**, se resumen los conceptos más importantes relacionados al fenómeno de eutrofización y estratificación térmica como así también los principios físicos de la teledetección aplicada a estudios de calidad de agua. En el capítulo tres, **Materiales y Métodos**, se presentan las características de la zona de estudio, el sistema de aireación artificial instalado, el diseño de monitoreo en el Embalse, las características de las imágenes satelitales utilizadas y las metodologías estadísticas aplicadas. En el capítulo cuatro, **Preparación de los datos**, se realiza una descripción de los procedimientos utilizados para armar la matriz de datos en el entorno de trabajo R [9]. Esta sección fue incluida como capítulo aparte debido a que involucró numerosas rutinas de programación que pueden ser utilizadas en estudios posteriores. En el capítulo cinco, **Análisis de datos de campo**, se presentan y discuten los resultados del análisis estadístico de las mediciones de campo. También se realizan interpretaciones químicas y estadísticas que permiten evidenciar el efecto espacial que causa el sistema de aireación artificial instalado. En el capítulo 6, **Análisis de datos satelitales**, se realiza , en primer lugar, una revisión bibliográfica sobre el uso de la teledetección para caracterizar calidad de aguas continentales. Luego se presenta el análisis y discusión de los resultados obtenidos en base al modelado de variables biogeoquímicas a partir de la integración de datos del sensor LANDSAT-5TM y mediciones de campo. Se discute también la presencia del sistema de aireación artificial observado desde el espacio y se desarrolla una metodología para la generación de mapas de nivel de eutrofización y temperatura del Embalse San Roque a partir de imágenes LANDSAT-5TM. Por último en el capítulo 7, **Conclusiones**, se presentan las conclusiones y perspectivas futuras de este trabajo de Tesis.

1.1. Hipótesis

El sistema de aireación artificial del Embalse San Roque reduce la estratificación térmica favoreciendo de esta manera la oxigenación del agua del fondo y disminuyendo la proliferación de algas en la superficie.

La teoría indica que esta hipótesis es verdadera, [7], pero hasta el momento de la realización de este trabajo de Maestría no se contaba con un análisis que permitiera demostrar de manera fehaciente su veracidad. Esto se debe a que el sistema de estudio es complejo y multivariado.

1.2. Objetivo General

Encontrar una respuesta, mediante la integración de datos de campo y técnicas geoespaciales, a la siguiente pregunta:

¿Funciona el sistema de aireación artificial instalado en el Embalse San Roque para mitigar o disminuir el proceso de eutrofización?

1.3. Objetivos Específicos

Para cumplir el objetivo general es necesario realizar un estudio del efecto que el sistema de aireación artificial instalado produce sobre variables biogeoquímicas relacionadas con el fenómeno de la eutrofización. Es por ello que se establecieron los siguientes objetivos específicos:

1. Establecer un criterio para evaluar el estado de eutrofización del lago en función de variables biogeoquímicas observadas en campo.
2. Establecer un criterio para evaluar el efecto de los difusores sobre el comportamiento de las variables biogeoquímicas observadas en campo.
3. Realizar un análisis estadístico de la variabilidad espacial y temporal de los datos de campo y evaluar su relación con la presencia del sistema de aireación artificial.
4. Investigar cuáles de esas variables tienen respuesta frente a la incidencia de la radiación electromagnética y en qué rangos.
5. Encontrar relaciones matemáticas entre los valores de reflectancia obtenidos a partir de sensores remotos y las variables elegidas.
6. Elaborar mapas a partir de mediciones de sensores remotos de las variables biogeoquímicas elegidas, como por ejemplo concentración de clorofila-a, que permitan visualizar el estado de eutrofización del lago o el funcionamiento de los difusores
7. Realizar un análisis satelital de la evolución de la calidad del agua del Embalse antes y después de la instalación del sistema de aireación artificial.

Capítulo 2

Marco teórico

2.1. Estratificación térmica

Los lagos pueden clasificarse en función de su comportamiento térmico. En este marco, el Embalse San Roque se puede caracterizar como monomítico, es decir que presenta un único episodio de mezclado al año. En este caso ocurre el mezclado total de sus aguas por efecto del viento en otoño e invierno y la estratificación térmica en épocas de altas temperatura como primavera y verano [10, 11].

La Figura 2.1 muestra un gráfico de profundidad en función de la temperatura en el cual se observan dos perfiles característicos, el de un lago mezclado y el de otro estratificado. La curva que presenta un valor constante de temperatura a cualquier profundidad corresponde a un caso de otoño o invierno. Por otro lado el segundo perfil muestra dos zonas bien delimitadas por una rampa en donde se observan temperaturas altas en la superficie y bajas en zonas profundas del Embalse. La zona superior se denomina epilimnion, la inferior hipolimnion y la intermedia, en donde se produce el cambio brusco de temperatura, termoclina. Cabe destacar que $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ es la temperatura mínima que alcanzan las aguas de los lagos en las regiones frías, por ser la temperatura de máxima densidad para el agua dulce. En el caso del Embalse San Roque la temperatura del fondo está siempre por encima de los $4\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Existen diferentes criterios para definir un valor umbral de pendiente a partir del cual se considera que el lago se encuentra estratificado. Wetzel en su libro sobre limnología establece que la termoclina de un lago es la zona en la cual la temperatura cambia $1\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{m}$ en 1 metro de profundidad mientras que otros autores aceptan un valor de cambio de $0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$. En este trabajo de tesis se considera el tope de la termoclina aquella profundidad que registra un cambio de $0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ respecto al punto que se encuentra un metro más arriba en el lago. La Figura 2.2 presenta dos esquemas de la dinámica de mezclado de lagos monomíticos, como el Embalse San Roque, en otoño y en verano.

2.2. Eutrofización

Los lagos evolucionan a lo largo de miles de años y se transforman en pantanos y finalmente en llanuras. Este proceso se denomina eutrofización natural. El desarrollo de la

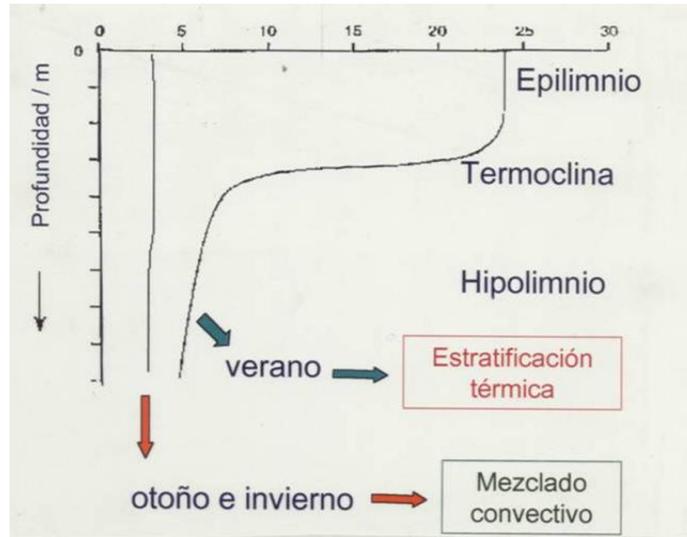


Figura 2.1: Perfil térmico de lagos para regiones frías, estratificados en primavera o verano y mezclados en otoño o invierno.

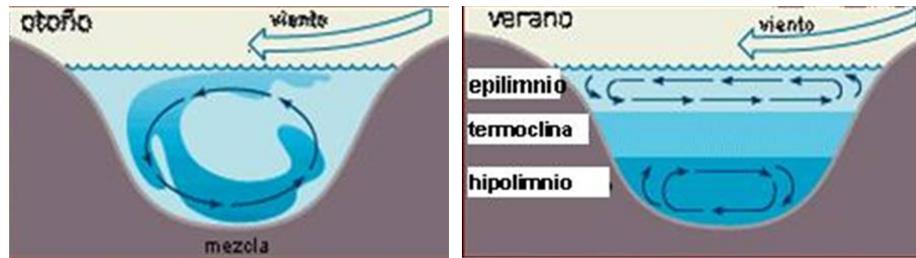


Figura 2.2: Esquema de un lago monomítico que se encuentra mezclado en otoño y estratificado térmicamente en verano. Extraído de [12]

biomasa en un ecosistema depende de tres factores: luz, temperatura y nutrientes. Recientemente se han publicado numerosos estudios que intentan discriminar el peso de estos factores [13, 14, 15, 16]. En los lagos monomíticos como el San Roque la temperatura es el factor limitante de este proceso durante el invierno mientras que la concentración de nutrientes lo es en los meses cálidos [10]. En este marco los componentes químicos que limitan el crecimiento de las algas son los compuestos de fósforo y el nitrógeno [17, 18]. En el caso del nitrógeno existen cianobacterias que pueden fijar N_2 procedente de la atmósfera y por lo tanto el único factor limitante que queda es la concentración de fosfatos. Esta es la razón por la cual la sola presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno no alcanza para que se produzca una proliferación ilimitada de algas. Sin embargo, experiencias internacionales en donde se utilizaron sólo estrategias para reducir el fósforo disponible han fallado. Esto se debió a que en aquellos lagos predominan especies no fijadoras de nitrógeno como *Planktolyngbya*, *Oscillatoria*, y *Microcystis*. *Microcystis* puede migrar verticalmente, consumir exceso de fósforo y luego ir a la superficie para producir explosiones de algas. En estos casos se debe tener un control tanto de la carga antropogénica de nitrógeno como también de fósforo tal como se sugiere en publicaciones recientes de carácter experimental [19] y teórico [20].

Los efluentes urbanos, industriales, la actividad agraria o la polución atmosférica aportan cantidades importantes de nutrientes a los cuerpos de agua continentales y aceleran

este proceso de manera formidable. El resultado es un aumento de la producción primaria (fotosíntesis) con importantes consecuencias sobre la composición, estructura y dinámica del ecosistema. La eutrofización produce de manera general un aumento de la biomasa y un empobrecimiento de la diversidad. Se puede resumir en una proliferación desmedida de fitoplancton ocasionado por un exceso de nutrientes que trae como consecuencia una disminución de la transparencia del agua. Este hecho hace que la capacidad fotosintética disminuya bajo la superficie y el oxígeno que se consume a tasas mayores por el aumento de materia orgánica no se pueda reponer. Finalmente, en estas condiciones el sistema pasa a tener características anóxicas hasta niveles que pueden impedir el normal desarrollo de la vida acuática y en ocasiones causar mortandad de peces. Otra consecuencia de este proceso es la proliferación de bacterias descomponedoras anaeróbicas las cuales sintetizan como producto de degradación de la materia orgánica sustancias reducidas con mal olor como sulfuro de hidrógeno, entre otras. Cabe destacar que algunas especies de algas también liberan compuestos de características organolépticas desagradables como por ejemplo la geosmina que tiene el típico olor a gamexane [5]. La Figura 2.3 muestra un esquema con las causas y consecuencias del fenómeno de eutrofización. Además se incluyen dos fotografías representativas que muestran un típico lago hipereutrófico y un episodio de mortandad masiva de peces registrado en diciembre del año 2003. Esto último se debió al volcamiento de grandes cantidades de materia orgánica y el consecuente consumo del oxígeno disuelto.

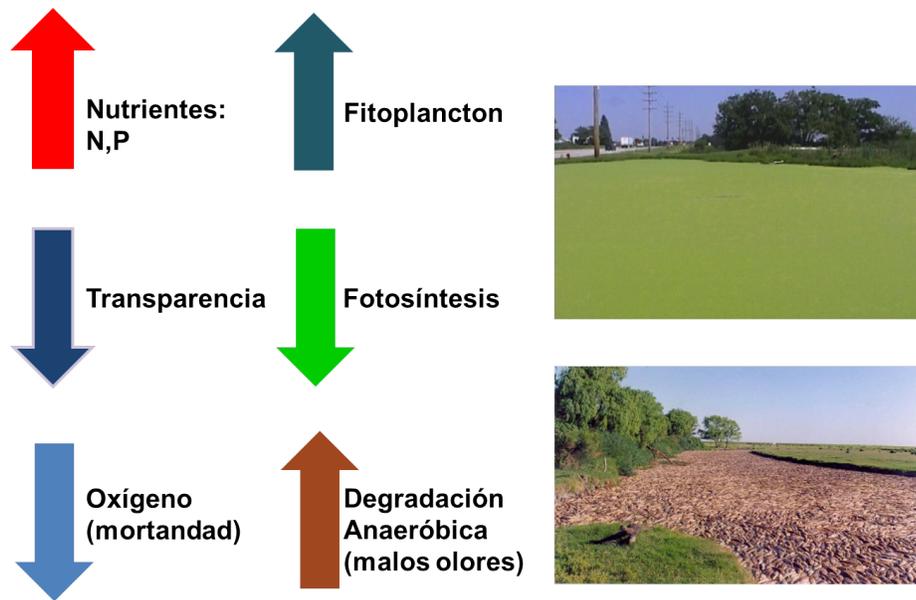


Figura 2.3: Izquierda: Esquema de las causas y consecuencias del fenómeno de eutrofización, las flechas hacia arriba indican aumento y hacia abajo disminución. Derecha arriba: Fotografía de un cuerpo de agua hipereutrófico [21]. Derecha abajo: Fotografía que muestra la mortandad de peces registrada el 23/12/2003 en el Río Dulce de Santiago del Estero, Argentina, como consecuencia de un episodio de anoxia. Extraída de [22]

2.3. Relación entre estratificación térmica y eutrofización

La estratificación térmica produce al menos dos capas de agua que se encuentran a diferentes temperaturas y por tal motivo el mezclamiento entre ambas se ve inhibido. La concen-

tración de oxígeno disuelto está principalmente determinada por el equilibrio fisicoquímico de disolución de esta especie desde la fase aérea hacia la fase líquida y por la temperatura del sistema. Esto significa que a una dada temperatura un cuerpo de agua en contacto con la atmósfera se encuentra saturado de oxígeno. En sistemas reales la concentración de oxígeno puede variar si existen otras reacciones que involucre a esta especie como reactivo o producto. Tal es el caso de la fotosíntesis en donde el oxígeno es producto, se produce, o la respiración de cualquier ser vivo en donde éste es reactivo, se consume. En un lago productivo ocurren los dos fenómenos mencionados. Cuando existe termoclina, la capa inferior no tiene contacto con la atmósfera y el mezclado con la capa superior está inhibido. Por lo tanto el oxígeno va disminuyendo a medida que respiran las plantas y los peces de esa zona del lago y no puede reponerse ya que el camino de la difusión química es extremadamente lento, del orden de los miles de años. En este escenario, las especies químicas comienzan a pasar de un estado oxidado por la presencia de oxígeno a un estado reducido por acción de las bacterias anaeróbicas. Este es el caso del hierro(III) y el manganeso(IV) que se convierten en hierro(II) y manganeso(II). El cambio producido en estas dos especies tiene como consecuencia la liberación inmediata de fosfatos desde los sedimentos. La ausencia de oxígeno determina que la microflora aerobia deje paso a la anaeróbica. En estas circunstancias los compuestos insolubles de hierro(III) y manganeso(IV) son utilizados como oxidantes por las bacterias, transformándolos en compuestos solubles de hierro(II) y manganeso(II). Esta disolución trae como consecuencia la liberación de los fosfatos, que estaban adsorbidos sobre los compuestos insolubles de hierro(III) y manganeso(IV) presentes en los sedimentos.

Como se vio anteriormente, un aumento en la concentración de nutrientes, fosfatos, origina un aumento de la tasa de reproducción de las algas que no encuentran límite para su desarrollo. A su vez, la proliferación desmedida de algas en la superficie impide el paso de luz hacia zonas profundas del lago limitando la fotosíntesis y el consumo de oxígeno es tan importante que se puede producir mortandad de peces en algunos casos. En la Figura 2.4 se muestra una imagen del río Salado en Santiago del Estero en donde un volcamiento de materia orgánica (nutrientes) causó la mortandad de peces tan grande que el paisaje parece el de una calle empedrada.

Por otro lado las aguas calmas y estratificadas favorecen la proliferación de especies algales como las cianobacterias que por las características de su mecanismo de flotación no proliferan en aguas turbulentas o con mezclas convectivas.

Existe poca información en bibliografía científica respecto de los efectos de la implementación de sistemas de aireación artificial en lagos o Embalses. Zaccara *et al.* investigaron la calidad del agua de un lago, en Italia, con altos contenidos de nutrientes en el cual se utilizaron diferentes estrategias para mitigar el proceso de eutrofización [23]. Ellos no observaron cambios significativos en los niveles de eutrofización mediante técnicas de aireación artificial y optaron por elegir otro método paliativo que consiste en la extracción de agua del hipolimnio con altos contenidos de fosfatos con un sistema de tuberías. Cabe destacar que el método de aireación que utilizaron consistió en trece difusores puntuales que inyectaban oxígeno al fondo en la zona sur de un lago de 14 km². Por otro lado en Estados Unidos la aireación artificial está muy difundida como medida de gestión del recurso en relación a la problemática de la eutrofización, tanto para prevenir como para remediar. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) publicó en 1971 el primer informe técnico relacionado con estos sistemas [24]. En éste se muestran resultados que revelan una disminución de la producción primaria y lo atribuyen al efecto de oxigenación del

hipolimnio. En ese país están muy difundidos estos métodos, en particular para estanques decorativos o rurales. La Figura 2.4 presenta dos fotografías de un lago artificial ubicado en una zona residencial de Minessota antes y después de la instalación de un sistema de aireación artificial.



Figura 2.4: Fotografías de un estanque eutrófico de Estados Unidos antes y después de la instalación de un sistema artificial. Extraído de [21].

Se puede observar una mejora notable en el aspecto del cuerpo de agua, el cual inicialmente se ve cubierto por una manta verde y espesa que luego se transforma en una superficie espejada. En el caso del Embalse San Roque el sistema instalado se basó en un estudio científico realizado por investigadores australianos que llevaron a cabo mediciones de campo en el lago y propusieron un diseño a medida [7]. Una breve explicación de éste se desarrolla en el Capítulo 4.

Indicadores

Se establecieron criterios de evaluación para responder a dos preguntas fundamentales:

1. ¿Cuándo se considera que un cuerpo de agua está eutrofizado?
2. ¿Cómo se puede evaluar la capacidad del sistema de difusores instalados en el Embalse San Roque para retardar o disminuir el proceso de eutrofización?

Respecto de la primera pregunta se puede decir que la transparencia medida mediante el disco de Secchi, la Clorofila-a y el Fósforo total son usados con frecuencia para definir el grado de eutroficación, o estado trófico de un lago. A modo de referencia, para lagos de zonas templadas el Programa Internacional Cooperativo de la OCDE [25] proporciona valores límites específicos de Fósforo total, Clorofila-a y de la profundidad de Disco de Secchi para definir la categorización trófica de un lago o Embalse. El índice de Carlson es otra forma de cuantificación del estado trófico. Éste utiliza una transformación logarítmica del valor del disco de Secchi como una medida de biomasa algal en una escala de 0 a 110. Cada incremento en 10 unidades sobre la escala representa el doble de biomasa. Teniendo en cuenta que la Clorofila-a y el Fósforo total se correlacionan con las medidas de disco de Secchi, a estos parámetros también se les asigna un valor de índice de estado trófico. El índice de Carlson se utiliza para comparar lagos en una región y para evaluar cambios en el tiempo del estado trófico [26]. A continuación se presentan las ecuaciones correspondientes, 2.1, 2.2 y 2.3. .

$$TSIs = 60 - 14,14 \cdot \ln(SDD(\text{metros})) \quad (2.1)$$

$$TSI_c = 30,6 + 9,81 \cdot \ln(\text{Clorofa}(\mu\text{g/L})) \quad (2.2)$$

$$TSI_p = 4,15 + 14,42 \cdot \ln(\text{PT}(\text{mg/L})) \quad (2.3)$$

Donde TSI es el Índice de Estado Trófico de Carlson, SDD corresponde a la profundidad de disco de Secchi en metros, $Clorofa$ es la concentración de clorofila-a en $\mu\text{g/L}$ y PT es la concentración de fósforo total en mg/L . La Figura 2.5 presenta una clasificación de los lagos sobre la base de este índice la cual asigna los menores valores a cuerpos de agua de poca productividad biológica. Los valores de TSI menores a 20 corresponden a un lago ultraoligotrófico, entre 20 y 40 a uno oligotrófico, entre 40 y 50 a uno mesotrófico, entre 50 y 70 a uno eutrófico y superiores a 70 a uno lago hipertrófico.

	ULTRAOLIGOTRÓFICO	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO	HIPERTRÓFICO
TSI	0-20	>20-40	> 40-50	>50 -70	> 70

Figura 2.5: Clasificación de lagos según su productividad mediante el índice de Carlson [26]

Otra medida de la buena salud del fitoplancton de un lago es el índice de diversidad de especies de Shannon [27]. Este indicador varía entre 0 y el logaritmo natural del número de especies presentes, lo que representa un cuerpo de agua pobre o rico en especies de algas respectivamente, 2.5.

$$H = - \sum_{i=1}^{nsp} p_i \log_2(p_i) \quad (2.4)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad (2.5)$$

Donde H es el índice de Shannon, i denota la especie, nsp es el número de especies presente, p_i es la abundancia relativa de cada especie, n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número de individuos totales del sistema.

Además de la diversidad de especies de un lago, es importante saber si las poblaciones son comparables o si algunas proliferan en desmedro de otras. Esta propiedad del lago puede ser medida mediante el índice de equidad de especies, E , que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes, tal como se desprende del la ecuación 2.6.

$$E = \frac{H}{H_{max}} \quad (2.6)$$

En este estudio se analizaron los siguientes índices para evaluar el comportamiento espacial y temporal del Embalse San Roque en relación al problema de la eutrofización:

- Índice de eutrofización de Carlson, TSI

- Índice de diversidad de especies de Shannon, H
- Índice de equidad de especies, E

Respecto de la segunda pregunta, se decidió tomar como criterio el comportamiento espacial y temporal de variables bio-geoquímicas, o funciones de ellas, que pueden verse afectadas por la incorporación de aire en el fondo del lago o por los movimientos mecánicos inducidos por el funcionamiento de los difusores como:

- Presencia o Ausencia de termoclina
- Variación de la concentración hierro(II) en el hipolimnio
- Variación de la concentración de manganeso (II) en el hipolimnio
- Variación de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) en el hipolimnio y epilimnio

2.4. Teledetección o sensado remoto

El sensado remoto implica medir alguna propiedad de un objeto de interés desde la distancia. En este marco, el advenimiento de los satélites artificiales ha brindado la posibilidad de obtener información detallada de nuestro planeta mediante la cobertura de grandes extensiones de territorio y revisitas periódicas. Este hecho significó un avance extraordinario para los investigadores enfocados en el seguimiento de cambios espaciales y temporales de un abanico amplísimo de problemáticas tales como: caracterización de la atmósfera, sistemas hidrógicos, agricultura, usos de suelo, entre otros. La primera experiencia fue rusa en 1957 con el lanzamiento de Sputnik 1 que contaba con dos transmisores de radio y orbitó la Tierra a una distancia de 938 km. En esa oportunidad, el análisis de las señales de radio se usó para obtener información sobre la concentración de los electrones en la ionósfera. Estados Unidos no se quedó atrás y en 1959 lanzó al espacio el Explorer 6. En un principio y hasta finales de la década del sesenta las misiones fueron diseñadas exclusivamente para realizar estudios atmosféricos o relacionados al balance radiativo de la Tierra. Recién en 1972 se lanzó el ERTS-1 (LANDSAT- 1), que fue el primer satélite construido para la observación en alta resolución de la cubierta terrestre. A partir de ese momento, la teledetección se benefició de los avances obtenidos en la carrera espacial y alcanzó un nivel muy alto que permitió a los investigadores y tomadores de decisiones ir reemplazando la fotografía aérea.

La Figura 2.6 muestra un esquema con los principales eslabones que involucra la percepción remota o teledetección y que se detallan a continuación:

- Fuente de energía: Necesaria para proveer energía electromagnética la superficie bajo estudio.
- Atmósfera: Se encuentra incluida debido a que se interpone entre el sensor y la superficie interaccionando con la radiación de varias formas.

- Objeto o Blanco: Es la cubierta terrestre u objeto de estudio. Según sus propiedades la interacción electromagnética generará una respuesta característica que medirá el sensor.
- Sensor remoto: Es un dispositivo que recoge y graba la radiación electromagnética reflejada o emitida por la superficie y la atmósfera. El instrumento se monta en una plataforma llamada satélite.
- Transmisión, recepción y procesamiento: Estos tres procedimientos garantizan que la energía registrada por el sensor se transmita a una estación receptora, en donde los datos sean procesados y convertidos en imágenes digitales.
- Interpretación y análisis: Esta etapa consiste en interpretar la imagen para extraer la información pertinente.
- Usuario final: Este último eslabón es la razón por la cual se construye todo el sistema, es quien le da una aplicación a la información extraída de las imágenes para un mejor conocimiento de los objetos de interés.

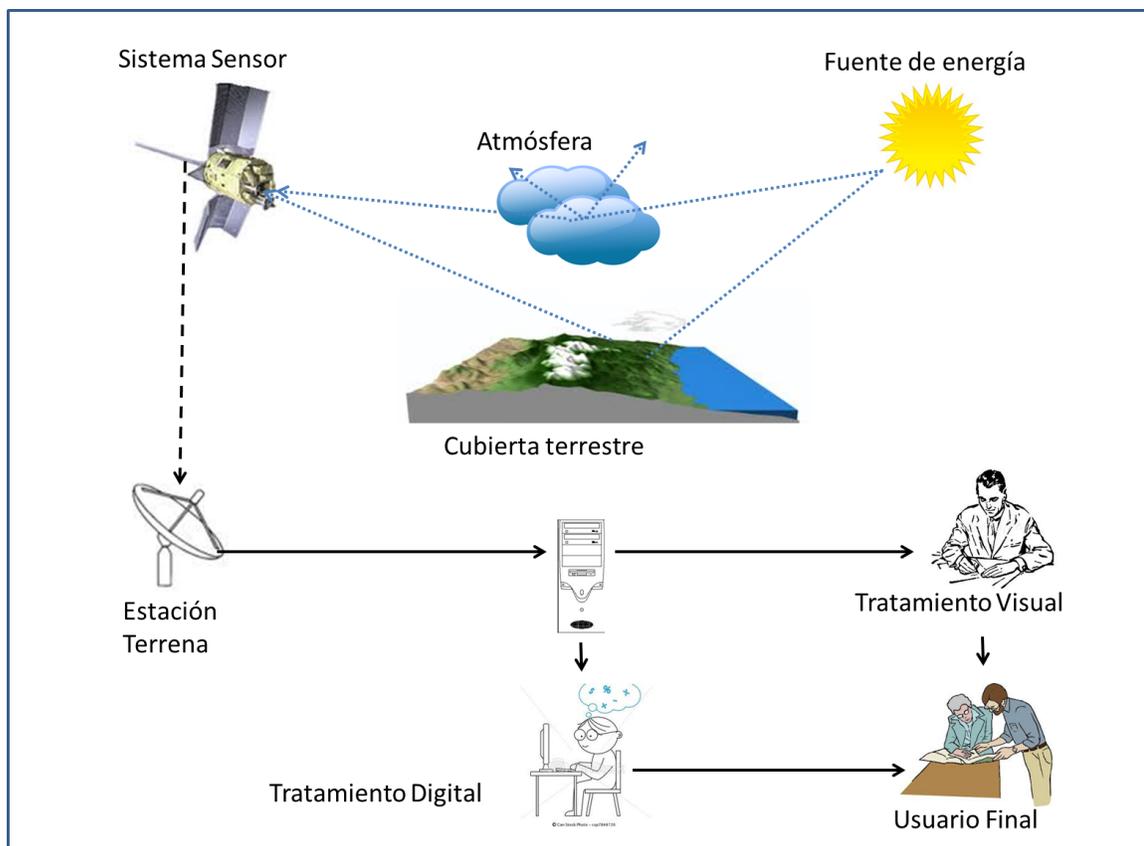


Figura 2.6: Componentes de un sistema de teledetección pasivo. Adaptado de [28]

2.4.1. Plataforma Satelital

Las plataformas satelitales son las que sostienen en el espacio a los distintos sensores que circundan al globo terrestre. A este itinerario de desplazamiento se le denomina órbita. Cuando las plataformas satelitales se encuentran orbitando la Tierra, comienzan a recopilar información temática de la cubierta terrestre accesible, en función de las características propias del sensor o sensores a bordo de ellas [28].

2.4.2. Tipos de órbita

Existen dos tipos de Órbitas como se puede ver en la Figura 2.7:

1. Órbita Geosincrónica

Ésta es una órbita circular a gran altura, denominada geostacionaria porque se sincroniza al movimiento de rotación terrestre, obteniendo buenas resoluciones temporales pero a costa de baja resolución espacial.

2. Órbita Heliosincrónica

Esta es una órbita elíptica, que aprovecha el movimiento de rotación de la Tierra para situarse en el mismo punto cada cierto tiempo con similares características para la adquisición de la imagen, tal como se deduce de la Figura 2.7(b). El satélite LAND-SAT5, que lleva a bordo el sensor TM (Mapeador Temático, por sus siglas en inglés, *Thematic Mapper*) utilizado en este trabajo de tesis, sigue una órbita de este tipo.

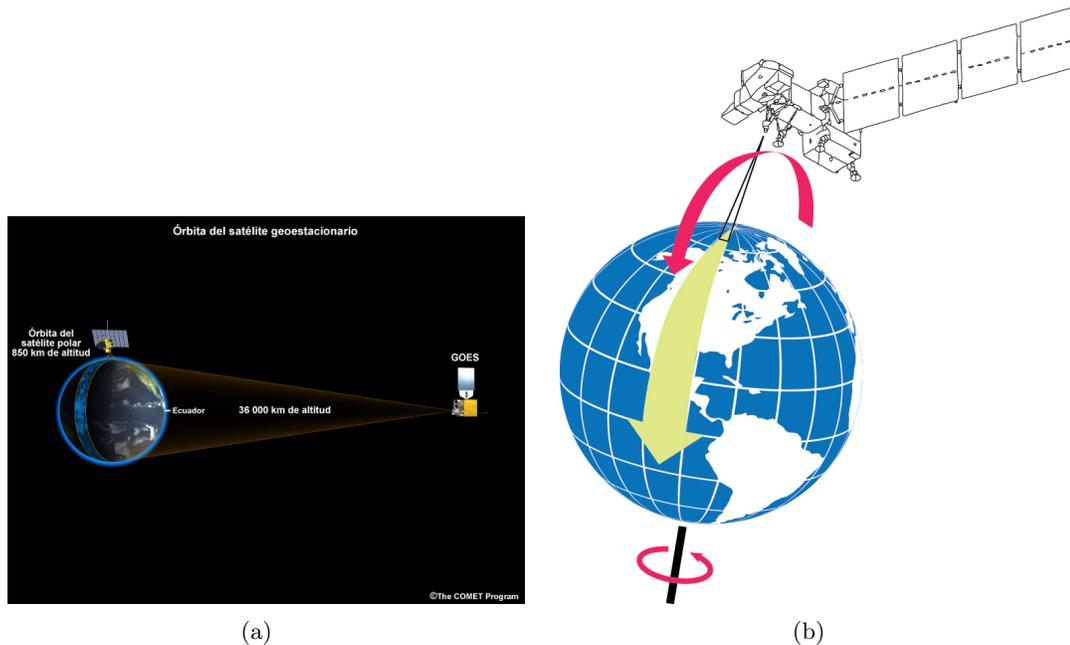


Figura 2.7: (a):Ejemplo de Satélite geostacionario de la serie GOES, distancia a la superficie terrestre igual a 36500 km. En la misma figura, más cerca de la superficie, aparece un satélite de órbita polar.(b):Modelo de adquisición de imágenes de un sensor a bordo de un satélite con órbita heliosincrónica.

2.4.3. Sensor Remoto

El sensor remoto es el instrumento que se encuentra en la plataforma satelital capaz de captar la energía procedente de la cubierta terrestre. Existen dos tipos de sensores: activos y pasivos [28]. Los primeros poseen una fuente de radiación propia, es decir que perturban el objeto al cual se le mide una determinada propiedad y luego recibe y procesa la respuesta. Un ejemplo de estos sensores son los radares perteneciente al programa SIASGE (Sistema Italo Argentino de Satélites para la Gesti3n de Emergencias), del cual forma parte la CONAE. El SIASGE estar3a integrado por dos satélites SAOCOM provistos por CONAE que se lanzar3an en los pr3oximos a3os y cuatro satélites de la constelaci3n italiana Cosmo-SkyMed de la Agencia Espacial Italiana (ASI) que ya se encuentran en órbita. Por otro lado, los sensores pasivos son aquellos que s3lo reciben una se3al electromagnética producto de la reflexi3n del sol, la luna o las estrellas sobre la superficie terrestre, pero no son capaces de perturbar el sistema al cual se le realiza la medici3n. Este último es el caso del sensor utilizado en este trabajo de Tesis.

2.4.4. Resoluci3n del Sensor Remoto

1. **Resoluci3n espacial:** Este concepto designa el objeto m3s peque3o que puede ser distinguido sobre una imagen, el cual se visualiza en la unidad m3nima de informaci3n denominada píxel. Dado que una imagen es bidimensional, su resoluci3n espacial puede ser diferente en el eje x e y .
2. **Resoluci3n espectral:** Indica el n3mero y el ancho de bandas en el espectro electromagnético que puede discriminar un sensor. El sensor LANDSAT5-TM se considera multiespectral debido a que presenta 7 bandas anchas en el rango 400nm-2300nm (por ejemplo las ópticas son de 100 nm de ancho aproximadamente). Una mayor resoluci3n espectral en el rango ultravioleta, óptico o infrarrojo, permite obtener mayor informaci3n química de la superficie observada.
3. **Resoluci3n Radiométrica:** Este concepto est3 relacionado con la sensibilidad del sensor, es decir, con la capacidad de detectar variaciones en la radiancia espectral que recibe. Se expresa en el n3mero de bits de cada uno de los elementos contenidos en la imagen. Generalmente es 8 bits ($2^8 = 256$ niveles por píxel). Cuanto mayor es el n3mero de bits, mayor ser3 la cantidad de cifras significativas de los valores de radiancia registrados.
4. **Resoluci3n Temporal:** Es la frecuencia o periodicidad con que el sensor adquiere im3genes de la misma área de superficie terrestre, siempre en funci3n de las características orbitales del satélite (altura, velocidad e inclinaci3n) y de las características del sensor.

2.4.5. Imagen Satelital

Las Im3genes Satelitales est3n confeccionadas por matrices, en las que cada celda representa un píxel, las dimensiones de este píxel depender3 de la Resoluci3n espacial del sensor. Los sensores registran la radiaci3n electromagnética que proviene de las distintas coberturas

y las almacena en cada píxel. Es importante aclarar que cada sensor detecta la región del espectro electromagnético para la cual fue diseñado.

Esta energía electromagnética es representada en cada píxel por un valor digital al cual se le agrega una tonalidad, este valor es llamado Nivel Digital (ND), la cantidad de niveles digitales que se podrá representar dependerá de la Resolución Radiométrica del sensor. Para un sensor con Resolución Radiométrica de 8 bit los niveles digitales varían entre 0 y 255, siendo en la escala de grises el cero igual al color negro y el 255 igual al color blanco.

La posición de cada píxel en la imagen satelital está determinada por un eje de coordenadas XYZ.

X: N° de columna de la matriz. Y: N° de fila de la matriz. Z: Nivel digital (valor de intensidad de la escala de grises).

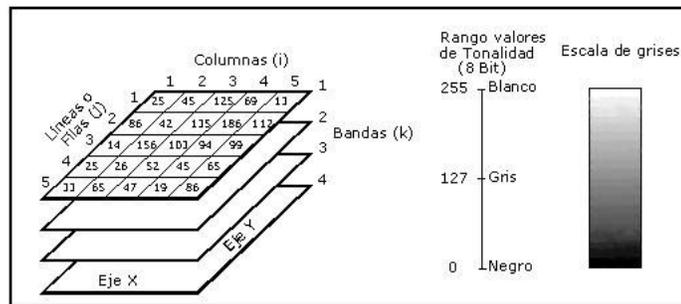


Figura 2.8: Representación de una imagen satelital.

Las diversas coberturas emiten radiaciones electromagnéticas en variadas longitudes de onda, lo que hace que las bandas las representen en forma distinta. Para obtener una mejor interpretación se realiza una formación aditiva, en la que se asigna colores a los ND en forma arbitraria y así obtener una imagen color compuesto. El monitor de una computadora genera todos los colores mediante la combinación de tres cañones: azul, verde y rojo.

Si uno asigna la información de los píxeles de la banda espectral de un sensor correspondiente a la región azul al cañón azul, y análogamente la verde al cañón verde y la roja al cañón rojo se obtiene una imagen de color real. En el caso del sensor TM de LANDSAT5 una imagen compuesta de esta manera se denomina LANDSAT5-TM 321, que significa que la banda TM3 se graficó en el rojo, la TM2 en el verde y la TM1 en el azul.

2.4.6. Fundamentos de la detección remota

El sensado remoto utiliza como información la energía radiante emitida, reflejada, transmitida o dispersada por la materia a partir de una fuente de radiación natural o artificial. Esta información se puede registrar en uno o más intervalos de longitudes de onda del espectro electromagnético, según el tipo de sensor que se utilice. Para que una especie química sea detectada desde el espacio es necesario que presente una interacción con la radiación electromagnética dentro del intervalo espectral del instrumento de medición y además que esté en una concentración que genere una respuesta apreciable.

Los principios físicos involucrados en el sensado remoto son aquellos que describen la

interacción entre la radiación electromagnética y la materia:

1. reflexión
2. refracción
3. dispersión
4. absorción
5. emisión

La Figura 2.9 muestra la descomposición de la radiación solar incidente sobre la superficie terrestre, la cual se puede describir mediante la ecuación 2.7:

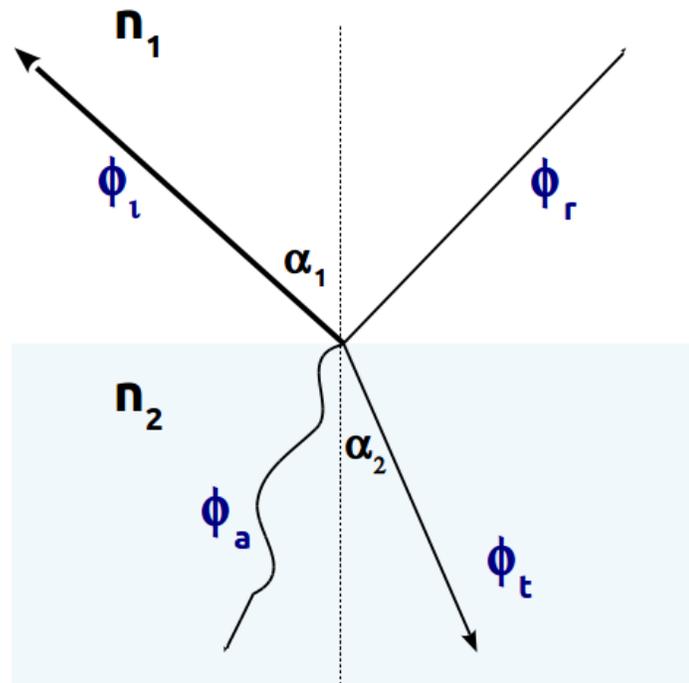


Figura 2.9: Esquema de la descomposición de la radiación incidente sobre una superficie. En este caso n_1 y n_2 representan los índices de refracción del aire y del agua respectivamente mientras que α_1 y α_2 los ángulos de incidencia y de refracción.

$$\phi_i = \phi_r + \phi_a + \phi_t \quad (2.7)$$

donde ϕ_i es la radiación solar incidente, ϕ_r es la radiación reflejada, ϕ_a es la radiación absorbida por la zona iluminada y ϕ_t es la radiación transmitida a través de la superficie. De acuerdo con el principio de conservación de la energía y considerando la ley de Snell, incidense obtiene la ecuación 2.8

$$1 = \frac{\phi_r}{\phi_i} + \frac{\phi_a}{\phi_i} + \frac{\phi_t}{\phi_i} \quad (2.8)$$

La ecuación 2.8 se suele reescribir de manera de identificar cada término con alguna propiedad del sistema que brinde información sobre la naturaleza física y química de la superficie iluminada, 2.9

$$1 = \rho_\lambda + \alpha_\lambda + \tau_\lambda \quad (2.9)$$

donde ρ_λ es la reflectancia, α_λ es la absorbanza, τ_λ es la transmitancia y el subíndice λ es la longitud de onda a la cual se miden estas magnitudes. Es importante notar que la proporción de cada una de ellas en la ecuación 2.9 depende de la longitud de onda incidente.

2.4.7. Fuente de radiación

Las fuentes de radiación involucradas en el sensado remoto pasivo de la Tierra son principalmente **el Sol, la Tierra y la Atmósfera**, en un grado menor. En el caso de estudios atmosféricos se puede llegar a utilizar la luz de las estrellas o de la Luna,[29]. Un ejemplo de esto último es el sensor GOMOS (The Global Ozone Monitoring by Occultation of Stars) a bordo del satélite europeo ENVISAT. Una fuente de radiación puede modelarse como un cuerpo negro en equilibrio térmico mediante la ecuación de Planck (2.10) donde la intensidad de emisión es una función de la longitud de onda:

$$I_\nu = B_\nu(\nu, T) = \frac{2h\nu^3}{c^2 (\exp(h\nu/KT) - 1)} \quad (2.10)$$

Donde I_ν es la intensidad específica [$\text{W m}^{-2} \text{Hz}^{-1} \text{sterad}^{-1}$], ν la frecuencia [$\text{Hz} = 1/\text{s}$], T la temperatura [$^\circ\text{K}$], h la constante de Planck ($6,63 \times 10^{-34} \text{ Js}$) y k la constante de Boltzmann ($1,38 \times 10^{-23} \text{ JK}^{-1}$). A partir de la ecuación 2.10 se puede ver que la intensidad de emisión depende sólo de la temperatura del cuerpo negro pero no directamente de su naturaleza química (a pesar que su temperatura depende de las propiedades del medio). El Sol y las estrellas pueden ser descriptos como capas concéntricas de gases en equilibrio térmico, y en este marco el espectro solar puede ser aproximado al de un cuerpo negro a 5900 K. En el caso de la Tierra, ésta se puede describir como un cuerpo negro que se encuentra en promedio a 288 K. La Figura 2.10 muestra estos aspectos. A mayor temperatura el pico del espectro se corre hacia longitudes de onda más cortas y la cantidad de energía irradiada por segundo a partir de cada metro cuadrado de la fuente aumenta. Es decir que la emisión de la superficie terrestre depende de su temperatura y esta propiedad es la que se utiliza en el capítulo 6 para realizar el monitoreo térmico del Embalse San Roque.

2.4.8. Términos y unidades de medidas

- Emisividad, ϵ : En función de este factor y según las leyes de Planck, Stefan y Wien, los cuerpos se pueden dividir en: **Cuerpo negro o radiador perfecto** que es aquel que emite radiación al máximo de sus posibilidades, $\epsilon = 1$; **Cuerpo gris**, $0 < \epsilon < 1$; **Reflector perfecto**, $\epsilon = 0$; **Radiador selectivo**, $\epsilon = f(\lambda)$.
- Energía radiante, Q , es el total de energía radiada por un cuerpo en todas direcciones, Q , se mide en Joules (J).

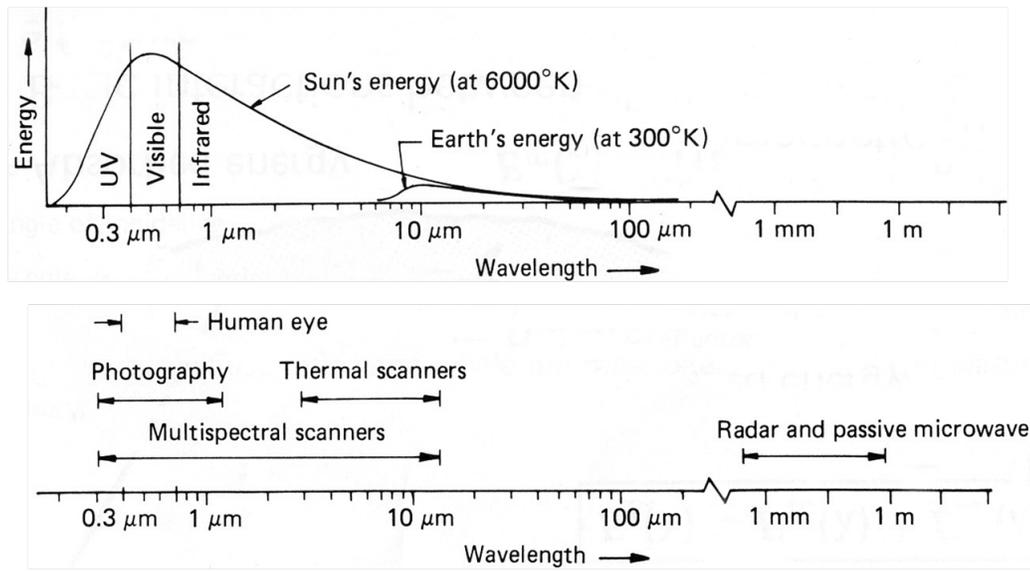


Figura 2.10: Espectro de emisión aproximado del Sol, 6000 K, y de la Tierra, 300 K. También se señalan las diferentes regiones del espectro electromagnético. Extraído de [30]

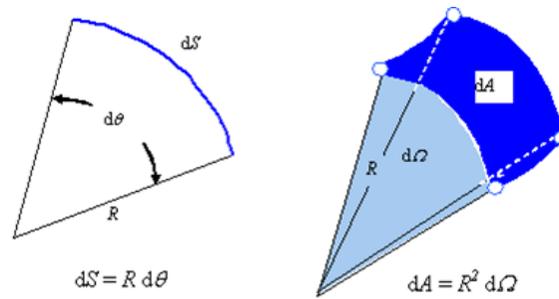


Figura 2.11: Comparación entre ángulo plano (izquierda) diferencial y ángulo sólido diferencial (derecha).

- Flujo radiante, ϕ , es la energía radiante transferida por radiación de una superficie a otra por unidad de tiempo, es decir cantidad de energía que se transmite por segundo, y se mide en $J s^{-1} = W$.

$$\phi = Q/t$$

- Ángulo sólido o ángulo cónico, Ω , es el ángulo tridimensional formado en el vértice de un cono. La unidad del ángulo sólido es el estereoradian (sr) y se define como el ángulo sólido para el que la superficie A es igual a r^2 donde r es el radio de la esfera. Puesto que el área de una esfera es $4\pi r^2$, en una esfera completa hay 4π estereoradianes. En la Figura 2.11 se muestra ángulo plano (izquierda) con un ángulo sólido (derecha) para facilitar la interpretación del concepto.

- Intensidad radiante, I , es el flujo radiante procedente de una fuente de radiación por unidad de ángulo sólido (Ω) y en una dirección concreta y se mide en $W sr^{-1}$.

$$I = \phi/\Omega = Q/(t * \Omega)$$

- Emitancia, M , es la energía emitida por radiación desde una superficie por unidad de tiempo y de superficie, se mide en $J s^{-1} m^{-2} = W m^{-2}$

$$M = \phi/A = Q / (t \cdot A)$$

A veces se habla de la emitancia espectral M_λ para hacer referencia a la emitancia en una longitud de onda concreta, en cuyo caso las unidades son $J s^{-1} m^{-2} \mu m^{-1}$ o $W m^{-2} \mu m^{-1}$

- Irradiancia, E , es la energía que llega a un cuerpo a través del espacio procedente de otro (que la ha emitido). Tiene las mismas unidades que la emitancia, análogamente puede hablarse también de irradiancia espectral.
- Radianza, L , es el flujo radiante, ϕ , que abandona una unidad de área en una dirección particular siguiendo un ángulo sólido particular. Las unidades en que se mide son $W m^{-2} sr^{-1}$. Su importancia se debe a que es la magnitud que detecta el sensor. Cuando la radiancia se refiere a una porción concreta del espectro electromagnético se le denomina radiancia espectral, L_λ .

$$L = \frac{\phi}{\Omega \cdot \cos\theta \cdot A} \quad (2.11)$$

donde θ es el ángulo formado por la dirección del flujo radiante y el vector perpendicular a la superficie receptora de tamaño A .

- Los valores de Reflectancia, Absorbancia y Transmitancia son adimensionales y fueron introducidos en la Ecuación 2.9. Cabe recordar que la suma de los tres debe ser igual a uno.

2.5. El agua en el espectro óptico

En este trabajo nos interesa la respuesta espectral del agua frente a la perturbación de la radiación solar en el rango de detección del sensor TM de la plataforma satelital LANDSAT-5[31]. El comportamiento óptico de los sistemas de aguas naturales dependen de sus características físicas y químicas. A continuación se presentan los principios físicos que permiten el diseño de un plan de monitoreo desde el espacio, en particular de concentración de clorofila-a.

Las aguas naturales presentan sustancias ópticamente activas que determinan finalmente el comportamiento espectral de estos sistemas de estudio. En la comunidad científica se conocen estas propiedades como *SIOPs*, Propiedades ópticas inherentes específicas (del inglés *Specific Inherent Optical Properties*)[32, 33].

Entre las principales propiedades ópticas que influyen en un espectro de reflectancia de aguas naturales se pueden citar:

1. Coeficiente de Absorción debido a la presencia de materia orgánica coloreada o también llamada materia amarilla, a_{CDOM} .
2. Coeficiente de absorción debido a la presencia de excrementos de la flora y fauna acuática, denominados en inglés tripton, a_{TR} .
3. Coeficiente de absorción debido a la presencia de fitoplancton, el cual abarca clorofila-a, ficocianina, carotenos entre otros, a_ϕ .

4. Coeficiente de retrodispersión causado principalmente por la materia en suspensión o también denominado material particulado, b_{bp}

Cabe aclarar que cada una de estas propiedades son funciones de la longitud de onda a la cual se lleva a cabo la medición de reflectancia. Por otro lado, las tres primeras sumadas a la absorción del agua se aproximan al coeficiente de absorción total de un agua natural, el cual se denomina a . La palabra *aproximadamente* se debe a que cualquier compuesto que se encuentre en un sistema acuático y presente absorción a la longitud de onda de medición va a aportar al valor de a .

La Figura 2.12 presenta un ejemplo de la respuesta espectral de un Embalse de Australia discriminado en sus componentes de absorción y retrodispersión. Para ello, los autores utilizaron algoritmos matemáticos basados en modelos espectroscópicos para transformar la medición de radianza, que mide el sensor, en reflectancia y luego modelar mediante métodos de deconvolución los espectros de retrodispersión y absorción que mejor ajustan la respuesta del cuerpo de agua estudiado.

Se puede observar, a partir de la Figura 2.12, que un espectro de reflectancia de un cuerpo de agua natural debe ser interpretado en términos su composición química y física.

Morel y Prieur propusieron una clasificación de aguas oceánicas en función de la influencia de las partículas disueltas o en suspensión sobre sus propiedades ópticas,[34]:

- Tipo I
- Tipo II

La clasificación realizada por Morel está muy difundida en la comunidad científica y se utiliza también para caracterizar aguas continentales [35]. Las aguas Tipo I son aquellas en las cuales el fitoplancton es el factor determinante de las propiedades ópticas. Este supuesto se puede verificar mediante una regresión lineal entre concentración de clorofila-a y materia en suspensión. Cuando esta relación es significativamente lineal entonces se puede trabajar bajo la aproximación de un agua Tipo I, mientras que si no lo es el agua se clasifica como Tipo II. Esto significa que la materia orgánica, humus o sustancia amarilla y material en suspensión contribuyen de manera independiente y significativamente a la respuesta espectral del sistema en el rango óptico. Es importante la introducción de este concepto debido a que el cálculo de concentración de clorofila-a a partir de espectros de reflectancia de aguas tipo II es mucho más complejo que el que requiere un agua de Tipo I, ya que se deben utilizar sensores de mayor resolución espectral que los que se encuentran a bordo de los satélites de la serie LANDSAT. Este tema se retoma con mayor detalle en el Capítulo 6, Análisis de Imágenes Satelitales.

2.6. El agua en el espectro Infrarrojo térmico

La Temperatura de la superficie terrestre (T_s) es una de las propiedades físicas más utilizadas como variable de entrada en modelos de clima, hidrodinámica, epidemiología panorámica, entre otros. En la actualidad existe una variedad importante de sensores remotos que permiten calcular T_s brindando una buena cobertura espacial y temporal [36, 37].

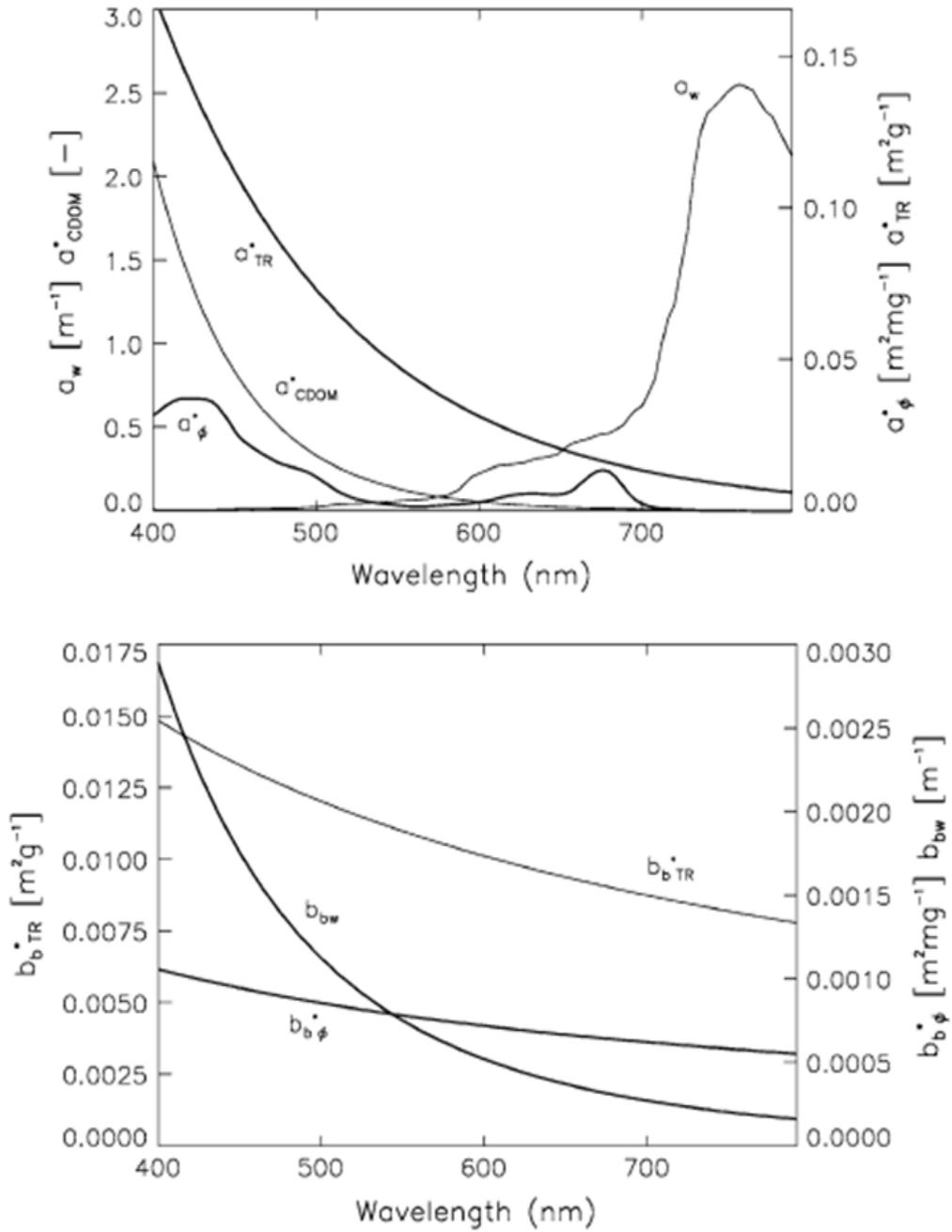


Figura 2.12: Propiedades Ópticas promedio, SIOPs, correspondientes al Embalse Wivenhoe de Australia. El gráfico superior presenta la absorción espectral del agua (a_w) y los espectros de absorción específicos de clorofila-a (a_ϕ), materia orgánica coloreada (a_{CDOM}) y *triptón* (a_{TR}). El gráfico de abajo presenta los espectros de retrodispersión de agua (b_w), clorofila-a (b_ϕ) y *tripton* (b_{TR}). Extraído de [33].

Por ejemplo el satélite GOES, *Geostationary Operational Environmental Satellite*, posee un sensor con una resolución de 4 km en el infrarrojo térmico, mientras que los sensores AVHRR, *Advanced Very High Resolution Radiometer*, de NOAA y MODIS, *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*, de TERRA y AQUA, tienen una resolución espacial de 1-km en esa zona del espectro. Por otro lado existen sensores en el infrarrojo térmico con mejor resolución espacial como el TM, *Thematic Mapper*, de LANDSAT-5 que cuenta con 120 m, ASTER, *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*, de TERRA con 90 m o ETM+, *Enhanced Thematic Mapper*, de LANDSAT-7 con 60 m. Sin embargo, estos instrumentos tienen una revisita de 16 días.

Una buena validación de un blanco que refleja energía en el rango térmico requiere las siguientes condiciones [36]:

1. Emisividad conocida en el rango espectral de detección
2. Número apreciable de datos (píxeles)
3. Zona homogénea
4. Estabilidad térmica

El agua satisface muy bien las características 2, 3 y 4. Respecto de la primera, existen muchos métodos para obtener la emisividad de la superficie basados en datos satelitales. Sin embargo, éstos se pueden utilizar para sensores con información espectral adecuada como ASTER o MODIS. Dado que LANDSAT5-TM tiene una sola ventana para datos térmicos, se deben utilizar valores de emisividad aproximados que se pueden encontrar en bibliografía. La emisividad del agua tiene una forma funcional prácticamente chata en el rango infrarrojo de interés (10,45-12,00 μm). La Figura 2.13 muestra esta relación y provee la información necesaria para realizar la corrección de temperatura de Brillo por el factor de emisividad.

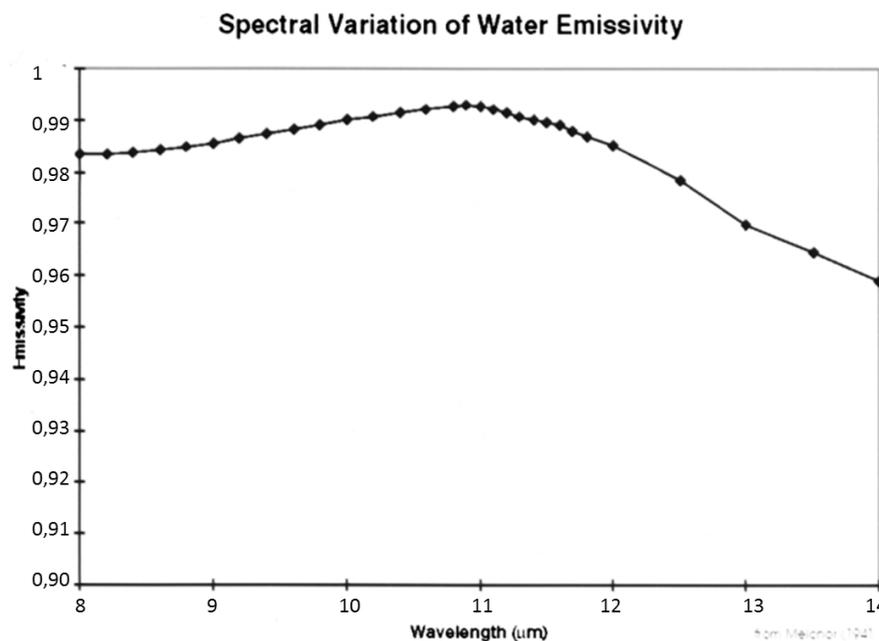


Figura 2.13: Emisividad del agua en función de la longitud de onda (rango térmico). Extraída de [38].

Capítulo 3

Materiales y Métodos

3.1. Zona de estudio

El Embalse San Roque (con su baricentro superficial con coordenadas $31^{\circ} 22' 56''$ S, $64^{\circ} 27' 56''$ O está situado aproximadamente a 600 msnm en el Valle de Punilla en la alta cuenca del Río Suquía (provincia de Córdoba). Su área de drenaje comprende una superficie de 1750 km^2 , recibiendo el aporte de cuatro tributarios. Los ríos San Antonio y Cosquín junto con los arroyos Los Chorrillos y Las Mojarras sumados al pequeño aporte debido al perillago conforman las fuentes de agua por escorrentía superficial del referido Embalse. A su vez cuenta con un único emisario, el Río Suquía. Las características principales de este cuerpo de agua se presentan en 3.1. Un primer dique fue construido en el año 1888 el cual fue reemplazado por el actual paredón en 1944 para aumentar el volumen de almacenamiento.

Área de Drenaje:	1750 km^2
Tipo de presa	Hormigón. Gravedad, Planta curva
Superficie cota labio vertedero:	15,01 km^2
Volumen cota labio vertedero:	201 hm^3
Máxima profundidad cota labio vertedero:	35.30 m
Profundidad media:	13 m
Nivel del Agua:	Regulado
Fluctuación anual del nivel	6m
Tiempo de residencia	0.1 -0.7 años
Caudal medio anual de tributarios	
Río San Antonio	2.7 m^3/s
Río Cosquín	4.4 m^3/s
Arroyo Las Mojarras	0.48 m^3/s
Arroyo Los Chorrillos	0.73 m^3/s
Emisario : Río Suquía	9.6 m^3/s

Tabla 3.1: Características del Embalse San Roque. Fuente: Dirección Provincial de Hidráulica (1982).

Entre las actividades realizadas en la cuenca se citan el uso de las tierras en la agricultura de menor escala, pastoreo extensivo (el cual se transforma en intensivo en verano) trayendo consecuentemente problemas de deterioro del suelo y deforestación. Respecto al tratamiento de aguas negras de las ciudades situadas en el perilago y en la cuenca se han inaugurado en los últimos años dos plantas de tratamientos de líquidos cloacales, en Carlos Paz y en la Falda. Sin embargo estas plantas no incluyen tratamiento terciario, por lo que el aporte de nutrientes debido a esta fuente sigue siendo considerable, principalmente en verano. Por otro lado, la ocurrencia de eventos impredecibles como los incendios y las crecidas de los cursos de agua, provocan una variabilidad espacial y temporal en el aporte de fósforo y nitrógeno al Embalse, de elevada importancia [39]. La Figura 3.1 muestra una fotografía de la zona del paredón del Embalse San Roque tomada por personal de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia durante un evento de floración algal.



Figura 3.1: Vista del Paredón del Embalse San Roque. Extraída de [40]

3.2. Sistema de Difusores

Las características mecánicas de los difusores instalados en el Embalse San Roque son diferentes según la profundidad del lago en la que se encuentran. En total son siete difusores de 1 km de largo cada uno, 3.2. El primero se ubica en la zona más profunda del lago (Garganta) y ha sido diseñado para distribuir 233 L/s de aire con una presión de 500 kPa a través de cien conglomerados que cuentan con siete perforaciones cada uno. Los demás difusores han sido ubicados en zonas bajas, 15 m por encima de la zona más profunda, y tienen una capacidad de distribución de 700 L/s de aire, a través de 2.750 clusters con una perforación cada uno. Para ello se cuenta con tres compresores capaces de repartir cada uno 233 L/s de aire a una presión aproximada de 400 kPa. La puesta en marcha de

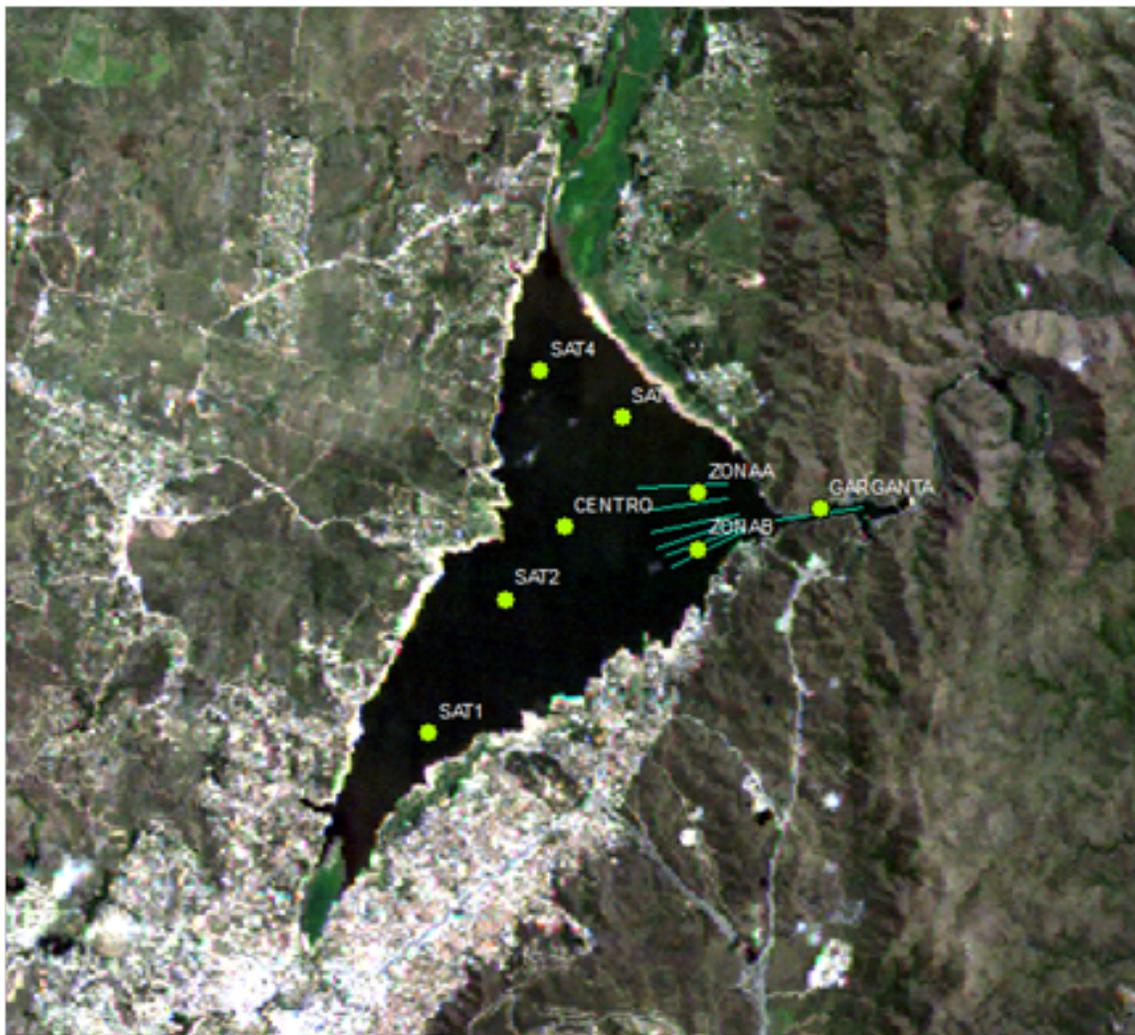


Figura 3.2: Puntos de monitoreo y posición de los difusores sobre una imagen satelital LANSAT5-TM, graficada con una combinación de bandas 321

los 4 compresores Kaeser para la aplicación del sistema comenzó el 4 de octubre de 2008. Los difusores no siempre funcionaron a plena potencia y continuo en el tiempo debido a problemas técnicos en algunos compresores y a paradas por mantenimiento. La Figura ?? muestra los caños en la etapa de instalación de los difusores.

3.3. Plan de Monitoreo

El diseño de monitoreo adoptado se elaboró considerando los términos de referencia del convenio firmado oportunamente con la Secretaría de Ambiente de la Nación[41]. Esta metodología es concordante con el modelo propuesto por la EPA (Environmental Protection Agency) para el monitoreo de lagos con sistemas de aireación artificial [42]. Las tomas de muestras estuvieron a cargo de personal especializado del departamento de Recursos Hídricos del Ministerio de Abiente de Agua y Energía de la provincia de Crdoba.



Figura 3.3: Foto tomada en 2008 por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba durante la instalación de los difusores.

3.3.1. Variables medidas

Las variables de campo registradas por la subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba se pueden clasificar en seis tipos: temporales, espaciales, fisicoquímicas medidas *in situ*, fisicoquímicas medidas en laboratorio, microbiológicas y de fitoplancton. A continuación se enumeran:

- **Dos variables temporales:** hora y fecha de medición
- **Cuatro variables espaciales:** estación de monitoreo, posición en coordenadas geográficas, profundidad del muestreo, espesor de la zona fótica.
- **Ocho variables fisicoquímicas medidas *in situ*:** temperatura ambiente, temperatura del agua, oxígeno disuelto, pH, conductividad, profundidad de disco de Secchi, turbidez, profundidad del lago
- **Treinta variables fisicoquímicas medidas en el laboratorio:** oxígeno disuelto, pH, conductividad, turbidez, color, profundidad del lago en cada punto y fecha de monitoreo, oxígeno consumido, demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos disueltos totales (SDT), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), nitratos (N-NO₃), nitritos (N-NO₂), amonio (N-NH₄), Carbono orgánico (CarbOr), Calcio (Ca), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), potasio (K), sodio (Na), magnesio (Mg), cloruros (Cl), fluor (F), sulfato (SO₄), alcalinidad, dureza total, material en suspensión (MMES), clorofila-a (cloroa).
- **Dos variables microbiológicas:** Coliformes Totales (colftot) y *Eschericcia Colli* (E. Coli).
- **Cuarenta y ocho variables de fitoplancton:** Anabaena, Microcystis, Oscillatoria, Diatoma, Fragillaria, Pseudoanabaena, Aphanocapsa, Cyclotella, Stephanodis-

cus, Aulacoseira, Melosira, Navicula, Nitzschia, Cocconeis, Hantzschia, Gomphonema, Mallomonas, Biddulphia, Cymbella, Fortiella, Cymatopleura, Closterium, Coelastrum, Scenedesmus, Staurastrum, Fortellia, Sphaerocystis, Oocystis, Volvox, Planktosphaeria, Botriococcus, Pediastrum, Kirchneriella, Ulothrix, Chlamidomonas, Schroederia, Carteria, Ankistrodesmus, Crucigenia, Tetraedron, Actinastrum, Planctonema, Euglena, Chroomonas, Cryptomonas, Ceratium, Peridinium, Surirella.

Las algas se clasifican luego en cinco grupos taxonómicos: Cianofitas, Crisofitas, Clorofitas, Euglenofitas y Pirrofitas.

Otras Variables incorporadas al análisis

A continuación se enumeran otras variables que han sido incorporadas en la matriz de datos general para estudiar su correlación con los parámetros químicos y biológicos medidos, como así también con los sitios de monitoreo.

1. Radiación estimada a la hora de muestreo
2. Distancia del sitio de monitoreo a la desembocadura de cada río (cuatro variables)
3. Cota y volumen del lago en la fecha de monitoreo
4. Índice de eutrofización de Carlson (TSI)
5. Índice de diversidad de especies de Shannon (H)
6. Índice de equidad de especies (E)
7. Distancia mínima desde cada punto de muestreo al difusor más cercano
8. nMEDIO: Valor de clorofila-a de un sitio normalizado por la media del lago en esa fecha
9. nMAX: Valor de clorofila-a de un sitio normalizado por la máxima del lago en esa fecha
10. Altura de la termoclina
11. Concentración de nitrógeno de cada río (cuatro variables)
12. Concentración de fósforo de cada río (cuatro variables)
13. Coliformes Totales y Fecales de cada río (ocho variables)
14. Total de algas en cada grupo taxonómico (cinco variables)

3.3.2. Sitios

Las estaciones de muestreo de calidad de agua se ubicaron teniendo en cuenta la localización de los difusores y el uso de imágenes satelitales según lo acordado entre la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba y la CONAE. Se definieron tres puntos sobre la zona de actuación de los difusores (Xona A, Zona B y Garganta), un punto central del lago para evaluar el alcance de su efecto (Centro), y cuatro puntos periféricos pero alejados de las costas para utilizar en el análisis satelital (SAT 1, SAT 2, SAT 3 y SAT 4).

Sitio de muestreo	Coordenadas Geográficas	
Centro	S: 31° 22' 31,2"	W: 64° 28' 09,5"
Garganta	S: 31° 22' 26,4"	W: 64° 26' 30,9"
Zona A	S: 31° 22' 20,4"	W: 64° 27' 17,8"
Zona B	S: 31° 22' 39,1"	W: 64° 27' 18,1"
Punto Control Satélite 1	S: 31° 23' 39,3"	W: 64° 29' 03,6"
Punto Control Satélite 2	S: 31° 22' 55,1"	W: 64° 28' 33,2"
Punto Control Satélite 3	S: 31° 21' 54,8"	W: 64° 27' 46,8"
Punto Control Satélite 4	S: 31° 21' 38,8"	W: 64° 28' 18,5"

Figura 3.4: Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo

De esta manera se obtuvieron datos de calidad de agua del dique por cada monitoreo. Debido a las determinaciones físicoquímicas y biológicas requeridas, la extracción de muestras se llevó a cabo en la superficie, en el límite de extinción de la luz y en el fondo. En la Figura 3.2 se muestran los puntos de monitoreo y la posición de los difusores sobre una imagen satelital LANSAT5-TM, graficada con una combinación 321. La Tabla 3.4 muestra las coordenadas geográficas de cada punto de monitoreo registradas con un GPS marca Garmin modelo Etrek. Es importante destacar que el método de posicionamiento de la lancha para realizar la toma de muestra consistió en tirar el ancla en el punto que el GPS marcaba como estación de monitoreo. Las determinaciones de variables *in-situ* se realizaron cada metro en los diez metros superficiales y a partir de allí cada cinco metros. La toma de muestra de agua superficial se realizó a 20 cm de profundidad.

3.3.3. Frecuencia

Las mediciones *in situ* se realizaron con una frecuencia semanal, desde noviembre de 2008 hasta marzo de 2009, luego con una frecuencia quincenal hasta junio de 2009 y finalmente mensual. Esto hace un total de cincuenta monitoreos hasta la fecha. Las variables físicoquímicas de laboratorio sólo se registraron para los sitios en la zona de los difusores (garganta, zona-A y zB) y en el centro con una frecuencia, en general, mensual.

3.3.4. Técnicas de análisis

La metodología utilizada para la toma de muestras, almacenamiento, preservación y análisis está basada en métodos internacionales estandarizados [43] y se encuentra descrita en [41]. Las mediciones *in situ* se tomaron con sonda multiparamétrica Horiba U-22 de pH, oxígeno disuelto, conductividad y temperatura en cada estación.

3.4. Datos satelitales

3.4.1. Sensor utilizado

En este estudio se utilizaron imágenes satelitales del sensor TM que se encuentra a bordo del satélite LANDSAT-5. La Figura 3.5 muestra una imagen del satélite LANDSAT-5 en donde se indica la fecha de lanzamiento, revisita, altura, hora de pasada por la zona de estudio y coordenadas de la escena de interés. En la zona inferior de la imagen se muestra la respuesta espectral del sensor TM, extraído de [31]. Es muy importante resaltar que este satélite se encuentra en órbita desde 1984, es decir lleva 28 años registrando datos de la superficie terrestre. Es muy utilizado por la comunidad científica y civil para realizar estudios de cambios temporales en los ecosistemas. Además pertenece a una línea de sensores que vienen realizando el mismo tipo de detección desde 1972, con el lanzamiento de LANDSAT-2, hasta la fecha de manera ininterrumpida. LANDSAT 5 alcanzó un record Guinness por ser el satélite de observación de la Tierra que más años operó registrando más de 2,5 millones de imágenes a lo largo de 150.000 órbitas alrededor de la superficie terrestre. La robustez del satélite sumado a un excelente equipo de manejo de vuelo permitieron la continuidad del programa LANDSAT luego del fallo en el lanzamiento de LANDSAT 6, en 1993, hasta la exitosa llegada de LANDSAT 7 en 1999. El 21 de diciembre del año 2012 el USGS (United States Geological Survey) anunció que LANDSAT-5Tm sería decomisado luego de la ruptura de un giroscopio. El 11 de febrero de 2013 la NASA lanzó exitosamente el sucesor de LANDSAT 7 denominado LDCM (LANDSAT DATA COMMUNITY MISSION) equipado con instrumentos compatibles a los presentes en los satélites LANDSAT 5 y 7. LDCM continuará con el programa LANDSAT de 40 años de monitoreo de la superficie terrestre desde el espacio y una vez realizadas las pruebas de funcionamiento se denominará LANDSAT 8.

Respecto al instrumento utilizado en este trabajo de tesis a bordo de LANDSAT 5, el sensor TM es del tipo multiespectral y cuenta con siete bandas anchas, en el espectro visible, infrarrojo cercano e infrarrojo medio [44]. La resolución espacial de cada de las bandas es de 30 metros, a excepcin de la térmica que tiene 90m. La Tabla 3.2 presenta las características espectrales de las bandas del sensor LANDSAT-5 TM que se utilizan para realizar estudios de calidad de agua [45].



Satélite LANDSAT-5
Sensor TM: 7 bandas
Lanzamiento: 1984
Altura: 705 km
Revisita: 16 días
Hora: 9:45 AM +/- 15 (Ecuador) minutos
Escena: 229/82

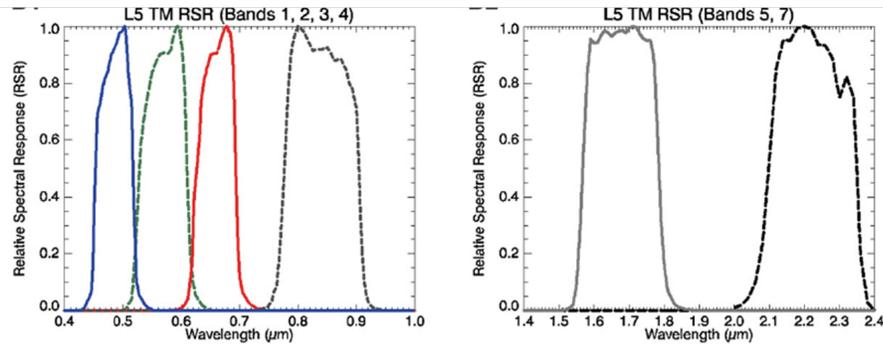


Figura 3.5: Zona superior: Fotografía del satélite LANDSAT-5 y sus principales características. Zona inferior: Respuesta espectral del sensor LANDSAT-5TM extraída de [44]

EL sensor TM incluye un sistema de calibración a bordo con tres lámparas, una cavidad que simula un cuerpo negro, y los componentes ópticos necesarios para direccionar las radianzas de las lámparas y del cuerpo negro al plano focal. Las lámparas se utilizan para calibrar las bandas reflectivas y el cuerpo negro se utiliza para calibrar la banda térmica. Históricamente, el procedimiento de calibración radiométrica del sensor TM utilizaba la respuesta del sensor frente al sistema IC (Internal Calibration System) para determinar la ganancia radiométrica y el valor de fondo (offsets) sobre la base de cada escena. Antes del lanzamiento la respuesta del detector frente a la radianza efectiva de cada lámpara fue comparada con la respuesta de éste frente a la radianza de un blanco conocido externo. El algoritmo para calibrar las bandas reflectivas durante el vuelo utilizaba una regresión de la respuesta del detector en función de la respuesta del sensor frente a radianzas medidas antes del lanzamiento de 8 estados de la lámpara. La pendiente de la regresión se denominó gain (ganancia en inglés) mientras que la intercepción se denominó bias. Este algoritmo suponía que la irradianza de las lámparas de calibración iban a permanecer constantes durante el vuelo. Cualquier cambio en la respuesta sería a causa de cambios en el sensor y por lo tanto se podían compensar durante el procesamiento. Luego se observó que las lámparas no eran tan estables en órbita como suponían. Sin embargo, debido a la imposibilidad de recalibrar las lámparas en el espacio los únicos datos para realizar la regresión fueron los del prelanzamiento. Este procedimiento fue utilizado para calibrar datos de LANDSAT5-TM hasta el 2003 y aún se utiliza para LANDSAT4-TM. El procedimiento de calibración de las bandas reflectivas del sensor L5 TM se actualizó en 2003. Los nuevos coeficientes de ganancia se obtuvieron a partir de procesos de calibración cruzada con el sensor ETM+ y se encuentran informados en citeChander2009893. Los mayores cambios se registran para los primeros ocho años de vuelo.

Banda	Rango Espectral/ μm	Aplicaciones
TM1 (azul)	0,452-0,518	Absorción por humus y clorofila-a. Hasta los 0,5 μm la absorción de radiación decrece y la retrodispersión es el proceso que más contribuye a la reflectancia.
TM2 (verde)	0,528-0,609	En este rango se mezclan las contribuciones debido a la absorción de materia orgánica disuelta y al aumento de retrodispersión debido a la presencia de material en suspensión
TM3 (rojo)	0,626-0,693	Existe un pequeño pico de reflectancia a 0,645 μm seguido un pozo debido a la absorción de clorofila-a a 0,680 μm .
TM4 (IR Cercano)	0,776-0,904	En esta región del espectro la absorción del agua aumenta con una mayor pendiente por lo que se utiliza poco en estudios de calidad de agua, excepto para sistemas con alta proliferación de algas, como es el caso del Embalse San Roque, en donde la reflectancia es importante.
TM5 (IR)	1,550-1,750	Estrés de vegetación, minerales
TM6 (IR)	10,40-12,50	Banda Térmica, permite obtener un mapa de temperatura superficial
TM7 (IR)	2,080-2.350	Características Hidrotermales

Tabla 3.2: Características espectrales de las bandas del sensor LANDSAT-5 TM y su relación con estudios de cuerpos de agua. IR significa Infrarrojo. Adaptado de [45].

3.4.2. Imágenes utilizadas

La Tabla 3.4.2 presenta las fechas de las imágenes satelitales LANDSAT 5-TM solicitadas a CONAE correspondientes a la escena 229/82, la Figura 3.6.

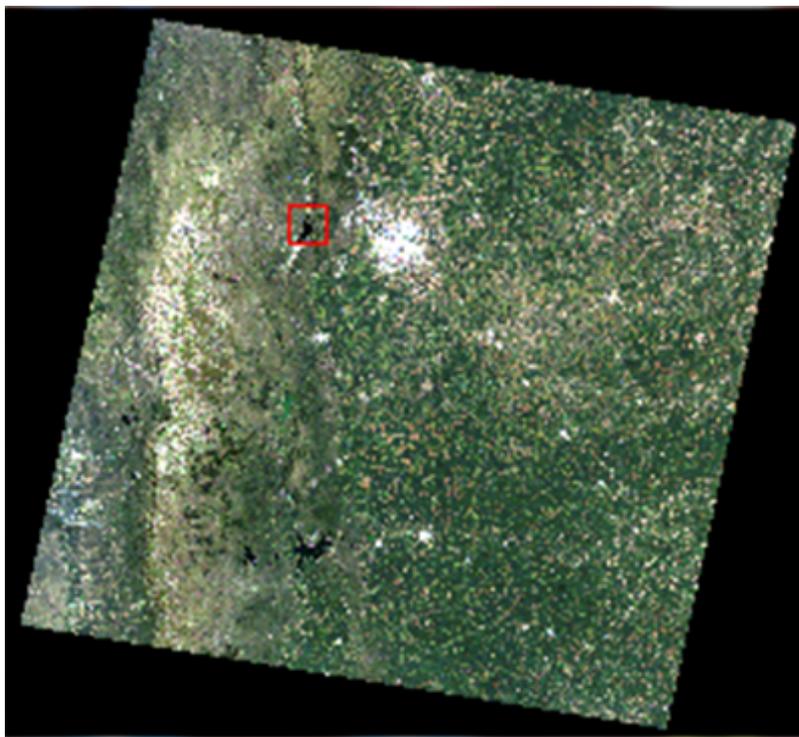


Figura 3.6: Imagen LANDSAT5-TM correspondiente a la escena 229/82 de fecha 16-02-2009. En rojo se muestra el recorte utilizado para realizar el estudio del Embalse

3.4.3. Calibración de imágenes LANDSAT5-TM

La habilidad para detectar y cuantificar cambios en el medioambiente terrestre depende de que los sensores puedan proveer mediciones precisas y lo más exactas posibles, es decir bien calibradas. El cumplimiento de esta premisa garantiza la posibilidad de realizar el seguimiento de alguna zona de interés en el tiempo, ya que permite diferenciar artefactos de cambios en el ambiente. Es por ello que la caracterización radiométrica y la calibración es un requisito para elaborar datos científicos de alta calidad que posibiliten la creación de productos de mayor valor agregado.

Es importante mencionar que se elaboró un código en R para calcular radianza espectral, reflectancia y temperatura de brillo de imágenes LANDSAT5-TM provistas por la CONAE. Para las bandas TM1, TM2, TM3, TM4, TM5 y TM7 el archivo de salida son imágenes de reflectancia, mientras que para la banda TM6 es una de temperatura de brillo. EL programa sólo requiere como dato de entrada el nombre del directorio que contiene la imagen satelital y un archivo de texto con una tabla de valores de distancia al Sol para cada día juliano del año. El código aplica las ecuaciones que se presentan en esta sección e incluye las constantes necesarias. Los parámetros como ángulo de elevación solar o fecha de adquisición de la imagen son leídos automáticamente del archivo de los metadatos (*header*) de la imagen. El formato de entrada es *FAST FORMAT REV B* y el de salida es de una imagen *Standard* de Envi con siete bandas, seis con datos de reflectancia (B1, B2, B3, B4, B5, B7) y uno con el de temperatura de brillo (B6).

FECHA DE IMAGEN LANDSAT 5TM (229/82)	IMPORTANCIA PARA ESTE ESTUDIO
12-11-2008	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
14-12-2008	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
30-12-2008	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
16-02-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
04-03-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
20-03-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
05-04-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
07-05-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
08-06-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ.No se midió clorofila ese día pero si temperatura
28-09-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
30-10-2009 Se descartó porque aparece una nube de humo sobre el lago por un incendio	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
27-08-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ el día anterior (26-08-2009)
01-12-2009	Monitoreo de parámetros químicos in-situ el día posterior(02-12-2009)
21-04-2009 Se descartó por la presencia de nubes	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
03-02-2010	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
10-03-2011 ZA, ZB y SAT-1 no se tendrán en cuenta porque hay sombra de nubes en esos puntos	Monitoreo de parámetros químicos in-situ
Fechas de verano para evaluar comportamiento interanual	
18-01-2004; 20-01-2005; 08-02-2006; 11-02-2007; 03-01-2008; 16-02-2009; 21-01-2011	Análisis espacial de NDVI en el Embalse

Tabla 3.3: Fechas de datos LANDSAT5-TM de la escena 229/82 que se analizaron en este trabajo. En la columna de la izquierda se presenta el motivo de interés de cada imagen.

En primer lugar se revisaron los procedimientos para calibrar imágenes Landsat-5TM provistas por CONAE. El producto es de tipo L1, por lo que contiene valores de radianza guardados en 8 bits [31]. Por este motivo se debe calibrar cada banda, para obtener los correspondientes valores de radianza en las unidades físicas correspondientes. Chander *et al.*, [31], publicaron recientemente un trabajo que resume las ecuaciones y los factores de escala para convertir Cuentas Digitales, en inglés DNs, a unidades absolutas de radianza espectral que llegan al sensor, reflectancia al tope de la atmósfera, en inglés *TOA*, y temperatura de brillo en el sensor. En ese trabajo se encuentran tabuladas las constantes necesarias para realizar las calibraciones radiométricas de los sensores que fueron instalados en satélites de la serie Landsat, entre ellos *Thematic Mapper* (TM) y *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+). Estas conversiones proveen la base necesaria para realizar comparaciones de datos en una misma escena o entre imágenes obtenidas en fechas diferentes o con otros sensores.

Cálculo de Radianza en el sensor

Durante la calibración radiométrica, los valores de píxel de una imagen no procesada, Q , son convertidos a unidades de radianza espectral absoluta utilizando un cálculo de doble precisión, 32-bit. Luego éstos son reescalados a 8 bit para facilitar el almacenamiento y distribución de las imágenes y se los denomina Q_{cal} . La conversión de los valores Q_{cal} , de un producto tipo L1, nuevamente a valores de radianza, L_{λ} , requiere el conocimiento de los valores mínimos y máximos que fueron utilizados en el reescalo a 8 bit. Las ecuaciones 3.1 o 3.2 se utilizan para convertir los valores Q_{cal} a L_{λ} de los productos L1.

$$L_{\lambda} = \left(\frac{L_{max\lambda} - L_{min\lambda}}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) (Q_{cal} - Q_{calmin}) + L_{min\lambda} \quad (3.1)$$

o

$$L_{\lambda} = G_{rescale} \times Q_{cal} + B_{rescale} \quad (3.2)$$

donde:

$$G_{rescale} = \left(\frac{L_{max\lambda} - L_{min\lambda}}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) \quad (3.3)$$

y

$$B_{rescale} = L_{min\lambda} - \left(\frac{L_{max\lambda} - L_{min\lambda}}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) Q_{calmin} \quad (3.4)$$

donde

L_{λ} = Radianza espectral en la apertura del sensor, $[W/(m^2 \text{ sr } \mu m)]$.

Q_{cal} = Valor de radianza cuantizada a 8 bit, [DN].

Q_{calmin} = Valor mínimo de píxel calibrado y cuantizado a 8 bit, [DN].

Q_{calmax} = Valor máximo de píxel calibrado y cuantizado a 8 bit, [DN].

$L_{min\lambda}$ = Radianza espectral del sensor que se reescala a Q_{calmin} , $[W/(m^2 \text{ sr } \mu m)]$.

$L_{max}\lambda$ = Radianza espectral del sensor que se reescala a Q_{calmax} , $[W/(m^2 \text{ sr } \mu m)]$.

$G_{rescale}$ = Factor de ganancia de reescalo, de cada banda, $[(W/(m^2 \text{ sr } \mu m))/DN]$.

$B_{rescale}$ = Factor de *offset* o *bias* de reescalo, de cada banda, $[W/(m^2 \text{ sr } \mu m)]$.

Históricamente la información de calibración del sensor TM se proveía en unidades de radianza espectral de $W/(cm^2 \text{ sr } \mu m)$. Luego para mantener consistencia con los datos del sensor ETM+ se comenzó a distribuir en unidades de $W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$. El factor de conversión es 1:10 cuando se pasa de $W/(cm^2 \text{ sr } \mu m)$ a $W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$. Esta aclaración no es menor debido a que los datos que provee la CONAE para calibrar las imágenes LANDSAT5-TM están en $W/(cm^2 \text{ sr } m)$ mientras que los del IMPE (Instituto de Pesquisas Espaciales de Brasil) o los de USGS (Servicio Geológico de Estados Unidos) están en $W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$. Se deben interpretar correctamente los valores de ganancia y bias o los de L_{max} y L_{min} incluidos en el archivo de metadatos de las imágenes satelitales para poder aplicar las ecuaciones necesarias en el cálculo de radianza. Un protocolo de preprocesamiento de imágenes LANDSAT5-TM provistas por CONAE, publicado por la Administración de Parques Nacionales y realizado con el asesoramiento de la Prof. Haydeé Karzenbaum fue de gran ayuda en esta etapa del trabajo [46].

A continuación se muestra un ejemplo de la información brindada en los metadatos de una imagen LANDSAT5-TM correspondiente a una escena 229/82 del 28-09-2009 distribuida por tres instituciones diferentes: USGS, INPE y CONAE.

Información para la banda 1:

-USGS: $G_{rescale} = 0,765827$; Bias $= -2,29 W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$

-INPE: $G_{rescale} = 0,762824$; Bias $= -1,52 W/(m^2 \text{ sr } \mu m)$

-CONAE, los coeficientes informados como ganancia y bias son en realidad valores de radianzas máxima y mínima detectadas por el sensor:

$L_{max}\lambda = 1,26880 \text{ mW cm}^2 \text{ sr}$; $L_{min}\lambda = -0,01 \text{ mW cm}^2 \text{ sr}$

Para obtener unidades comparables con las anteriores, estos valores se deben dividir por el ancho de la banda espectral, por ejemplo por $0,066 \mu m$ en el caso de la banda 1, [31], y multiplicar por 10. Luego $G_{rescale}$ y $B_{rescale}$ se calculan mediante las ecuaciones 3.3 y 3.4 y para ello es necesario conocer los valores de Q_{calmax} y Q_{calmin} . En los metadatos de la imagen de USGS se indican los valores de Q_{calmax} y Q_{calmin} que son 255 y 1 respectivamente. En el caso de las imágenes del INPE sólo se indican los valores de ganancia ($G_{rescale}$) y bias ($B_{rescale}$).

Debido a que estos datos, Q_{calmax} y Q_{calmin} , no se encuentran disponibles en los metadatos de las imágenes de CONAE, se optó por probar con diferentes posibilidades y elegir la configuración que produzca la imagen calibrada más parecida a una de igual escena y fecha distribuida por el USGS.

Para ello se utilizó una imagen ortorrectificada del USGS como verdad de campo. Se registraron tres imágenes, una de CONAE, otra del USGS y otra del INPE, de la zona del Embalse San Roque de la misma fecha y se evaluaron los datos de radiannza obtenidos a partir de la calibración de cada una de ellas. En esta sección resumimos los resultados obtenidos a partir de los cuales se realizó la calibración radiométrica.

Se observó que los valores de Q_{calmax} y Q_{calmin} que se deben utilizar en las ecuaciones 3.3 y 3.4 son 255 y 0 respectivamente. Además se probaron diferentes anchos de banda ya que en el trabajo de Chander *et al.*, [31], presentan valores algo diferentes a otros informados por la página oficial del USGS [47], en especial para las bandas TM6 y TM7. La Tabla 3.4.3 presenta los valores de anchos de bandas, y coeficientes de calibración que finalmente utilizamos en nuestro estudio. En particular, los coeficientes de ganancia y bias calculados para calibrar las imágenes de CONAE producen un acuerdo del orden del 98 por ciento para las bandas TM1, TM2, TM3, TM5 y TM6, respecto a una imagen del USGS. En el caso de la banda TM7 el acuerdo es del 95 por ciento y en el caso de la banda TM4 del 91 por ciento. Es importante resaltar que la banda TM4 muestra una diferencia del orden del 10 por ciento entre las imágenes calibradas de la CONAE o el INPE respecto a la de USGS.

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM6	TM7
ANCHO DE BANDA / μm	0,066	0,081	0,067	0,128	0,217	1,97	0,27
GANANCIA / $W/(m^2 \text{ sr } \mu\text{m})/DN$	0,75983	1,45459	1,03579	0,86918	0,11941	0,05855	0,06503
BIAS / $W/(m^2 \text{ sr } \mu\text{m})$	-1,515	-2,864	-1,164	-1,508	-0,369	1,319	-0,1481

Tabla 3.4: Anchos de banda utilizados para normalizar los valores de $L_{max\lambda}$ y $L_{min\lambda}$ y valores de los parámetros de calibración calculados a partir de $L_{max\lambda}$ y $L_{min\lambda}$ provistos en los metadatos de las imágenes de CONAE, con Q_{calmax} igual a 0 y Q_{calmin} igual a 255.

Dado que un número importante de usuarios de imágenes de CONAE realiza la calibración radiométrica de manera automática con programas de procesamiento de imágenes que utilizan valores de ganancia y bias publicados por investigadores del USGS [31], decidimos evaluar este procedimiento. Se observó que la utilización de coeficientes publicados por USGS en la imagen de CONAE producen una variación del orden del 5 por ciento y del 12 por ciento en las bandas 6 y 7 respectivamente. No obstante, las demás bandas muestran un muy buen acuerdo cuando se utilizan el conjunto de coeficientes publicados en [31].

3.4.4. Cálculo de reflectancia, TOA

Luego de la obtención de radianza espectral es necesario calcular la reflectancia total exoatmosférica, TOA, también conocida como el albedo planetario de cada banda. Lo que se calcula en esta sección es el primer término de la ecuación 2.9, presentada en el Capítulo 1, Marco Teórico.

Cuando se comparan datos de diferentes escenas hay tres ventajas relacionadas al uso de TOA en lugar de radianza absoluta. En primer lugar se corrige el efecto del coseno de los diferentes ángulos cenitales solares debido a cambios temporales o geográficos en la adquisición de la imagen. En segundo lugar TOA compensa los diferentes valores de irradianza solar exoatmosférica correspondientes a cada banda. Tercero, la reflectancia TOA corrige las variaciones debido a la distancia entre la Tierra y el Sol que depende de la fecha de toma de la imagen. La reflectancia TOA de la Tierra se calcula mediante la ecuación 3.5, [31].

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos\theta_s} \quad (3.5)$$

donde

ρ_{λ} = Reflectancia planetaria el tope de la atmósfera, TOA [adimensional].

π = Constante matemática igual a 3.14159 [adimensional].

L_{λ} = Radianza espectral en la apertura del sensor, [W/(m² sr μm)].

d = Distancia entre la Tierra y el Sol [unidades astronómicas].

$ESUN_{\lambda}$ = Irradianza solar exoatmosférica media [W/(m² μm)].

θ_s = ángulo cenital solar [grados].

El ángulo cenital solar es función del tiempo, del día del año y de la latitud. El coseno del ángulo cenital solar es igual al seno del ángulo de elevación solar. Este último se encuentra en los metadatos de los productos L1 de las imágenes LANDSAT provistas por CONAE. La tabla de distancia al Sol en función del día juliano como así también los valores de $ESUN_{\lambda}$ para cada banda del sensor TM se encuentran disponibles en [31]. En este trabajo de Tesis se utilizaron los siguientes datos de $ESUN_{\lambda}$ publicados en [31] los cuales se escriben a continuación en orden creciente desde la banda TM1 hasta la TM7, sin contar la seis: (1983; 1796; 1536; 1031; 220.0; 83,44) W/(m² μm). Estos valores pueden actualizarse a partir de nuevas mediciones del espectro del Sol al tope de la atmósfera. Para finalizar es importante recalcar que el cálculo de reflectancia se lleva a cabo con las bandas TM1, TM2, TM3, TM4, TM5, y TM7 mientras que para la banda TM6 se estudia el fenómeno de emisión y por lo tanto se realiza el cálculo de temperatura de brillo.

3.4.5. Cálculo de Temperatura de Brillo

La banda térmica, TM6, se puede convertir de radianza espectral en la apertura del sensor a temperatura de brillo en Kelvin. La temperatura de brillo del sensor se interpreta suponiendo a la Tierra como un cuerpo negro, es decir se considera que su emisividad espectral es 1, e incluye efectos atmosféricos de absorción y emisión a lo largo del camino óptico. Para realizar este cálculo se utilizan las constantes de calibración determinadas antes del lanzamiento que se encuentran publicadas en [31]. La ecuación 3.6 permite calcular la temperatura de brillo de la Tierra a partir de la radianza espectral en la apertura del sensor de la banda TM6.

$$T = \frac{k_2}{\ln\left(\frac{k_1}{L_{\lambda}} + 1\right)} \quad (3.6)$$

T = Temperatura de Brillo efectiva medida en el sensor, [K].

k_2 = Constante de calibración 2 [K].

k_1 = Constante de Calibración 1 [W/(m² sr μm)].

L_{λ} = Radianza espectral en la apertura del sensor [W/(m² sr μm)].

\ln = Logaritmo natural

Dado que la Tierra no es un cuerpo negro perfecto, en nuestro trabajo se corrigió la Temperatura de brillo del Embalse San Roque multiplicándola por una emisividad promedio de 0.985 obtenida a partir de mediciones de laboratorio [38]. Este valor se deduce de la Figura 2.13, emisividad del agua en función de longitud de onda, presentada en el capítulo de Marco Teórico y fue utilizado por otros autores para corregir la Temperatura de brillo de lagos de Estados Unidos [48].

3.4.6. Corrección geométrica

Las imágenes de la CONAE vienen Georreferenciadas en el sistema Gaus Krugger, Transverse Mercator, Faja 4, elipsoide: WGS84. Se realizó la corrección de todas las imágenes que aparecen en la Tabla 3.4.2 con el fin de comparar la reflectancia aparente de los puntos de muestreo con los valores de parámetros químicos medidos en campo. Las imágenes de la CONAE fueron corregidas tomando como base una imagen ortorrectificada del USGS, de la franja 229/82 del 28-09-2009, con proyección UTM (datum WGS84), zona 20 S. Durante este proceso se utilizaron diez puntos de control, cinco de los cuales se eligieron alrededor del Embalse. El error cuadrático medio se mantuvo siempre menor a 0,3 píxel en cada punto de control. Se utilizó el programa ENVI versión 4.2 para realizar el procedimiento descrito [49].

3.4.7. Corrección atmosférica

En este trabajo no se llevó a cabo un procedimiento para descontar efectos de absorción o dispersión por gases o aerosoles atmosféricos. Sin embargo, se calibraron los algoritmos para calcular temperatura y concentración de clorofila-a con datos medidos *in situ*. De esta manera, el error producido por efectos atmosféricos queda incluido en el de los modelos propuestos, tal como se discute en [50].

3.5. Metodología de Análisis

En esta sección se mencionan las técnicas utilizadas para realizar el análisis de los datos de campo y elaborar los modelos de clorofila-a y temperatura basados en información satelital. Para ello se utilizó principalmente el entorno de programación R y numerosos paquetes presentes en bibliografía que funcionan en él [9]. Además se utilizaron también los programas, origin 7.0 (Microcal Software Inc.) y Surfer 8 [51] para realizar algunos cálculos preliminares y curvas de nivel. El procesamiento de imágenes satelitales y elaboración de mapas se llevó a cabo con R, ENVI 4.2 [49] y ArcGIS 9 [52]. En la última etapa del trabajo se observó que este último puede ser reemplazado por un programa similar y libre denominado QGIS 1.8.0 [53].

El análisis estadístico descriptivo se llevó a cabo con el programa R y se consultó un libro que trata el problema de manejo de grandes volúmenes de datos e incluye un caso de estudio de características similares al de este trabajo de Tesis [54]. A continuación se indican los análisis realizados y sus principales características.

Gráfico de caja: Los diagramas de Caja (en inglés *boxplots*) son una presentación visual que permite caracterizar de manera gráfica propiedades de un conjunto de datos, como dispersión y simetría. Está compuesto por un rectángulo, la **caja**, y dos brazos, los **bigotes**. Para su realización se representan los tres cuartiles y los valores mínimo y máximo de los datos, sobre un rectángulo, alineado horizontal o verticalmente. La caja central indica el rango en el que se concentra el 50 por ciento central de los datos. Sus extremos son, por lo tanto, el 1^{er} y 3^{er} cuartil de la distribución. La línea central en la caja es la mediana. De este modo, si la variable es simétrica, dicha línea se encontrará en el centro de la caja. Los bigotes que salen de la caja son, en general, los valores que delimitan el 95 por ciento de la distribución central de los datos, aunque en ocasiones coinciden con los valores extremos, mínimo y máximo. Las observaciones que caen fuera de este rango se consideran valores extremos (en inglés *outliers*). La plataforma R permite realizar estos gráficos y personalizarlos, como por ejemplo marcar el valor medio de la distribución con un círculo. En este trabajo de tesis se utilizó una opción de la función "boxplot" del paquete *graphics* de R que permite visualizar una cintura en la caja. Esta herramienta es útil para comparar dos distribuciones ya que si las cinturas de dos gráficos de caja se separan se puede decir con un 95 por ciento de confianza que dos medianas son diferentes [55, 9].

Prueba de Normalidad: Se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov (*ks.test*) disponible en el paquete *stats* de R. La hipótesis nula de este ensayo postula que los datos provienen de una distribución **normal** [56]. Por este motivo, es posible rechazar esta hipótesis con un 95 de confianza cuando el coeficiente de significancia p es menor o igual a 0,05. Cabe aclarar que la prueba de Kolmogorov-Smirnov realiza una comparación entre la función *densidad* con una distribución normal calculada a partir de los valores de media y desviación estándar del conjunto de datos de estudio. En resumen, un valor de p mayor a 0,05 indica que la distribución puede ser considerada normal ya que no se rechaza la hipótesis nula.

Prueba de Homocedasticidad: Se utilizó la prueba de Levene disponible en el paquete *lawstat* de R para comparar si las distribuciones de las varianzas de dos conjuntos de datos son homogéneas, es decir si son homocedásticas [57]. La hipótesis nula postula distribuciones *no homocedásticas*, por lo que un valor de significancia p mayor a 0,05 no permite rechazarla con un 95 por ciento de confianza.

Prueba de diferencia de Medias: Se utilizó la prueba T de Student disponible en el paquete *stats* de R para comparar valores medio de dos distribuciones [56]. Esta prueba permite realizar estas comparaciones siempre y cuando se cumplan tres supuestos: Normalidad, Homocedasticidad e Independencia de variables. La hipótesis nula postula que las medias son iguales por lo que un valor de significancia p mayor a 0,05 permite no rechazarla con un intervalo de confianza del 95 por ciento.

Prueba de ANOVA: Se utilizó la prueba no paramétrica de ANOVA simple (One Way ANOVA) para estudiar la influencia de un factor sobre los valores medios de diferentes variables fisicoquímicas. En el caso de nuestro trabajo de tesis el factor de interés principal es el sitio de monitoreo. El funcionamiento de la técnica ANOVA simple consiste, a grandes rasgos, en comparar las medias de diferentes poblaciones (Y) asociadas a los distintos niveles de un factor factor (X_1, X_2, \dots, X_n). Se realiza una comparación entre una medida de la varianza poblacional entre diferentes niveles (Variable independiente en función del factor) con una medida de la varianza poblacional dentro de cada nivel. Si la varianza poblacional

registrada para diferentes factores es significativamente mayor que la varianza poblacional para un sólo factor, se concluye que las medias asociadas a diferentes niveles del factor son distintas. Esto significa que el factor influye significativamente sobre la variable dependiente Y . La hipótesis nula postula que las medias son iguales por lo que un valor de significancia p mayor a 0,05 permite no rechazarla con un intervalo de confianza del 95 por ciento.

Regresión lineal: Se utilizó la función *lm* del paquete *stats* de R para modelar variables biogeoquímicas a partir de datos satelitales mediante regresión lineal simple o múltiple. En cada caso se separó una población de datos para generar un modelo y otra para realizar la validación de éste. Se evaluaron los resultados obtenidos a partir del análisis del coeficiente de determinación r^2 y del error relativo cuadrático medio (RMSE) [56, 9]. El valor de r^2 , multiplicado por cien, indica el porcentaje de datos que se explican con el modelo.

Análisis de Estructura: Se utilizó el programa Temporal-Pex, [58], para realizar comparaciones entre series temporales de variables biogeoquímicas. Esta herramienta permite comparar series temporales y asignar una distancia que refleja el grado de diferencia entre ellas. Luego, a partir de un gráfico de proyecciones, se visualiza cada serie temporal como un punto en un espacio bidimensional. Dado que los datos deben ser equiespaciados en el eje de tiempo, se utilizó un paso temporal mensual. Para ello se consideraron los valores próximos al 15 de cada mes. Luego, se completaron los datos faltantes con el promedio de sus dos vecinos más cercanos. Además, se normalizaron las series y se llevó a cabo un procedimiento automático de remoción de ruido. En este caso se utilizaron cálculos de distancias *euclidianas*, una técnica de proyección denominada *IDMAP* y se graficaron los resultados en mapas de tipo *fastmap*. Los detalles de estos procedimientos se describen en [58].

Cálculo de NDVI: El NDVI, Índice Normalizado de Vegetación, fue desarrollado por Rouse y col. [59] para caracterizar la cubierta vegetal de la superficie terrestre y difundido en un principio por Tucker *et al.* [60]. Se calcula a partir de mediciones de reflectancia de la siguiente manera:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (3.7)$$

donde NIR es la reflectancia de la banda del infrarrojo cercano mientras que RED es la reflectancia de la banda roja. Está definido en un intervalo que va desde -1 hasta 1. Los mayores valores de NDVI corresponden a vegetación vigorosa, mientras que valores negativos pueden indicar presencia de agua o de zonas desiertas. Luego, para los valores que se encuentran entre 0 y 0,5 existen múltiples interpretaciones que dependen de la zona de estudio.

Cálculo de NRVI: Este índice se traduce como Razón del Índice de Vegetación Normalizado y puede ser utilizado en estudios de calidad de agua [61]. Al igual que NDVI varía entre -1 y 1 y los mayores valores indican zonas de vegetación o, en el caso de aguas, presencia de algas. A continuación se presenta su expresión matemática:

$$NRVI = \frac{RVI - 1}{RVI + 1} \quad (3.8)$$

donde RVI está dado por la siguiente ecuación 3.9

$$NRVI = \frac{RED}{NIR} \quad (3.9)$$

Capítulo 4

Organización de la información

4.1. Lectura de datos

Las variables temporales, espaciales, fisicoquímicas y microbiológicas del lago se registraron en primera instancia en archivos de excel. En todos los casos, los datos estaban organizados en filas y columnas. De esta manera, el acceso visual a la información fue fácil, aunque ésta se encontraba dispersa en diferentes libros de excel según fueran variables fisicoquímicas, biológicas o de los tributarios. Debido a las limitaciones del programa excel para realizar análisis estadísticos complejos y automatizar algoritmos se decidió trabajar con la información en el entorno del programa de código abierto, R.

Se organizaron los datos en columnas y filas. Cada columna corresponde a una variable, mientras que cada fila a un caso. Esto, en un principio hizo un total de 100 columnas y 4800 filas, es decir 480000 casilleros con información. Se debe tener en cuenta que para cada fecha de monitoreo existen ocho sitios de muestreo y alrededor de 20 profundidades diferentes en cada uno de ellos. Sin embargo, sólo las variables fisicoquímicas *in situ* se registran en todas las profundidades, las demás se sensan en la superficie del lago y en algunos casos también en la zona fótica con una frecuencia de monitoreo menor. Por este motivo en muchos casilleros se encuentra la variable *NA* que significa ausencia de dato. En la matriz de datos se nombraron las estaciones de monitoreo como: 1 (Centro), 2(Garganta), 3(ZonaA), 4(ZonaB), 5(SAT1), 6(SAT2), 7(SAT3) y 8(SAT4).

Las variables fueron clasificadas en: numéricas, categóricas y de tiempo. En este último caso se utilizó el programa *chron* para convertir fecha y hora a variables temporales.

4.2. Incorporación de variables

Algunas variables son funciones matemáticas de mediciones de campo mientras que otras son incluidas a partir de datos de otras reparticiones públicas o del procesamiento de imágenes satelitales. A continuación se presentan los procedimientos realizados para incorporarlas a la base de datos unificada.

- Índice de Shannon

Se implementó la ecuación 2.4 en el entorno R. Para cada sitio de Monitoreo y Fecha en donde se midió la composición de la población algal se calculó el índice de Shannon y se lo ubicó en una nueva columna de la matriz de datos, denominada H. Se realizó este procedimiento en la superficie del lago y en la zona fótica. En el caso del dato superficial el procedimiento implementado fue un poco más sencillo debido a que todos las mediciones de campo se registran a la misma profundidad y el algoritmo debe trabajar, en cada fecha, sobre una sola fila de la matriz de datos. Mientras que en caso del cálculo en la zona fótica, el algoritmo debe buscar en cada fecha y para cada sitio la profundidad a la cual se tomó la muestra de agua que fue utilizada para determinar la composición del fitoplancton. Esto fue posible en el entorno R ya que permite implementar algoritmos de búsqueda y acoplarlos a otros de cálculo y escritura de datos. Todos los procedimientos computacionales estarán disponibles en un sitio de internet de libre acceso.

- Equidad de Especies

La variable equidad de especies se calculó implementando en R la ecuación 2.6. Luego se llevó a cabo el mismo procedimiento que el descrito para el Índice de Shannon.

- Derivada numérica de la temperatura en función de la profundidad

Este procedimiento se realizó para detectar presencia de termoclina. Se programó una rutina en R para calcular la pendiente de gráficos de temperatura en función de profundidad. La grilla con el conjunto de datos del lago cuenta con información de 8 sitios de monitoreo, alrededor de 20 profundidades por sitio y 49 fechas en las que se midieron perfiles de temperatura. Esto hace un total de 400 curvas aproximadamente. En primer lugar se calculó la pendiente según la ecuación 4.1

$$a = \frac{T_2 - T_1}{p_2 - p_1} \quad (4.1)$$

donde T es temperatura y p es profundidad. Para ello primero se generó una columna con los valores del numerador para cada profundidad y otra con los valores del denominador. Por último se calculó la pendiente a realizando la división correspondiente y se guardaron los datos como una nueva variable (nueva columna). Cabe destacar que el programa detecta automáticamente los datos de cada sitio.

- Altura de la termoclina

Se calcularon dos posibles profundidades de termoclina teniendo en cuenta dos criterios:

- Que la pendiente, a , sea menor o igual a -1 C/m
- Que la pendiente, a , sea menor o igual a -0,8 C/m

Se guardó la información en dos tablas diferentes y luego se copiaron los valores de profundidad de termoclina para cada sitio de muestreo y cada fecha tal como se explicó para el caso del índice de Shannon.

- Radianza

Las mediciones de radianza para diferentes fechas de monitoreo se obtuvieron a partir de un pedido al Instituto Nacional del Agua (INA). Para cada fecha, la estación meteorológica de esta institución registra alrededor de 36 datos de radianza. La base de datos no contenía información de radianza para todas las fechas en las que la subsecretaría de Recursos Hídrico realizó mediciones en el Embalse. Para las fechas en las cuales ambas instituciones coincidieron, se llevó a cabo un procedimiento sencillo para asignar un valor de radiación, a cada sitio de monitoreo y en cada fecha, simplemente en función de la hora en la que se llevó a cabo la medición de campo. En primer lugar se generó una matriz en R con los datos de radiación medidos por el INA, en donde se consignaron fecha y hora. Dado el carácter discreto de la información, se realizó una interpolación lineal de los 36 datos de radiación medidos para cada fecha. Luego de este procedimiento el salto de tiempo de los datos de radiación fue de dos minutos. A continuación se definió una nueva variable temporal, denominada *Fechaho*, resultante de la suma del valor de fecha juliana y del valor de hora en unidades de fracción de día. Por último se asignó un valor de radiación a cada sitio de la matriz de datos de campo que presentara la mínima diferencia entre ambos conjuntos de datos de tiempo (el de la matriz de trabajo nuestra y el del INA). La Figura 4.1 muestra una curva de radiación en función de la nueva variable temporal, fecha más hora. Esto fue posible gracias al paquete *chron* que permite trabajar con fechas julianas. En este caso el día 01/10/2008 se eligió como día juliano cero. Se debe notar que la parte decimal de la variable *Fechaho* corresponde a la hora, es decir que un valor de *Fechaho* igual a 0,5 significa que es la hora 12 del día 01/10/2008.

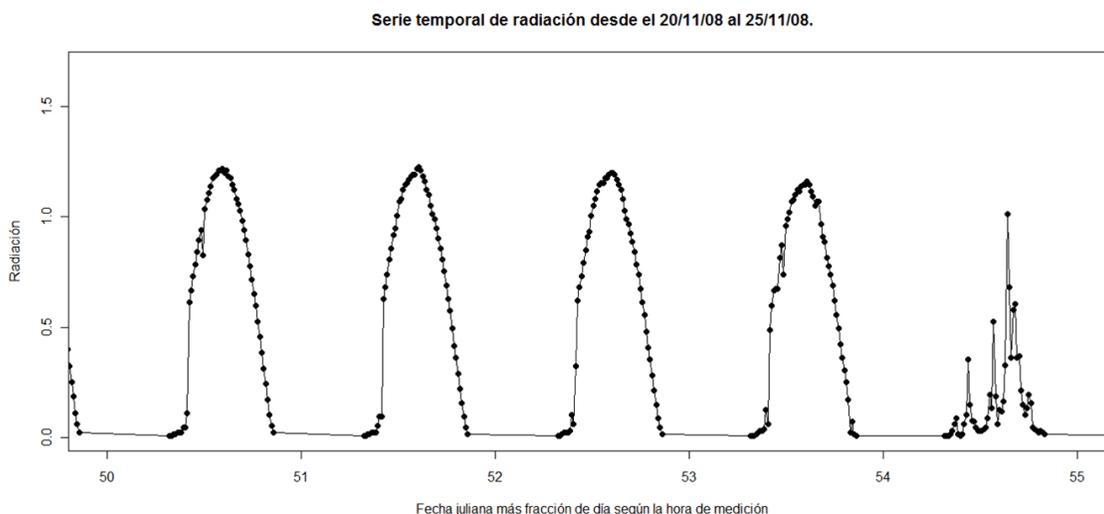


Figura 4.1: Serie temporal de radiación desde el 20/11/2008 al 25/11/2008. En el eje y se grafica radiación en Langleys (Ly) y en eje x el tiempo, que se obtiene de sumar la fecha juliana y la hora en unidades de día.

- Datos satelitales

Se incorporaron a la matriz de trabajo las reflectancias de las bandas TM1, TM2, TM3, TM4, TM5 y TM7 correspondientes a cada sitio de monitoreo para las fechas en las cuales las medidas de campo fueron realizadas el mismo día que el paso del satélite. También se incorporó la temperatura de Brillo de la banda TM6. Para ello se construyó mediante el programa ENVI una capa vectorial con los ocho sitios de

monitoreo y se exportó la información de la imagen calibrada de estos ocho píxeles a un archivo de texto. Luego se compiló la información de todas las imágenes seleccionadas en un único archivo de texto en el cual se agregaron las columnas sitio de monitoreo y fecha. A continuación se leyó desde el entorno de R este archivo de texto y se guardó la información como una variable del tipo *data frame*. Por último se programó una rutina que consiste en leer datos de una matriz y copiarlos en otra siempre y cuando se cumpla una dada condición. En este caso la consigna fue agregar siete valores de reflectancia, uno por cada banda TM, a cada fila de la matriz de trabajo sí sólo sí el sitio de monitoreo y fecha coincidieran con el archivo de texto. Cabe destacar que para ello se utilizó un versión reducida de la matriz de datos en la cual sólo se dejaron los de la superficie.

4.3. Matriz de Trabajo Final elaborada en la plataforma R

La Figura 4.2 muestra la matriz de datos final con la que se llevó a cabo el presente estudio.

```
> names(x.data.frame)
```

[1]	"Nesta"	"Estacion"	"Fecha"	"mes"	"hora"	"lat"	"lon"	"zmaxlocal"
[9]	"Tamb"	"dSecchi"	"zonafotica"	"profundidad"	"temp"	"oxigeno"	"DBlab"	"Ocons"
[17]	"ph"	"pHlab"	"conductividad"	"conductlab"	"turbidez"	"turbilab"	"DBO"	"DOO"
[25]	"COLOR"	"SOT"	"FRS"	"FT"	"NNO3"	"NNO2"	"NH4"	"Carbol"
[33]	"Ca"	"Fe"	"Mn"	"Z"	"Na"	"Mg"	"Cl"	"F"
[41]	"SO4"	"Alcalinidad"	"DurezaTot"	"MMS"	"Cloroa"	"totalalga"	"colfot"	"Ecoli"
[49]	"microcistinas"	"zona"	"Cyanophyta"	"Anabaena"	"Microcystis"	"Pseudoanabaena"	"Oscillatoria"	"Aphanocapsa"
[57]	"Chrysophyta"	"Cyclotella"	"Stephanodiscus"	"Aulacoseira"	"Helosira"	"Navicula"	"Nitzschia"	"Diatoma"
[65]	"Cocconeis"	"Hantzschia"	"Comphonema"	"Mallomonas"	"Biddulphia"	"Cymbella"	"Fortiella"	"Cymatopleura"
[73]	"Chlorophyta"	"Closterium"	"Coelastrum"	"Scenedesmus"	"Staurastrum"	"Forcellia"	"Sphaerocystis"	"Oocystis"
[81]	"Volvox"	"Planctosphaeria"	"Soriococcus"	"Pediastrum"	"Kirchneriella"	"Ulothrix"	"Chlamydomonas"	"Schroederia"
[89]	"Carteria"	"Ankistrodesmus"	"Crucigenia"	"Tetraedron"	"Actinastrum"	"Planctonema"	"Euglenophyta"	"Euglena"
[97]	"Pyrrophyta"	"Chroomonas"	"Cypromonas"	"Ceratum"	"Peridinium"	"Algastrazona"	"VAR0012"	"TST"
[105]	"LatITU"	"LonITU"	"Lat"	"drioco"	"driomo"	"drioco"	"driosa"	"disdifu"
[113]	"PTrioco"	"PTriomo"	"PTrioco"	"PTriosa"	"NTrioco"	"NTriomo"	"NTrioco"	"NTriosa"
[121]	"Ecolirioco"	"Ecoliriomo"	"Ecolirioco"	"Ecoliriosa"	"dia"	"año"	"FechaJ"	"algastrotalcolium"
[129]	"algastrptot"	"Fragillaria"	"Cyanophyta"	"Planctochrix"	"Surirella"	"Frachelomonas"	"algastrptot"	"epoca"
[137]	"dcosta"	"cota"	"volumen"	"pen2"	"pen3"	"penp"	"termo"	"termolum"
[145]	"radiacion"	"Fechaho"						

Figura 4.2: Lista de variables, relacionadas al monitoreo de campo, presentes en la matriz de datos de trabajo. Tiene 145 columnas (variables) y 4814 filas(casos). En total son 698030 casilleros con información. En los casos en donde la variable, para una dada fecha, sitio de monitoreo y profundidad, no fue medida aparece un *NA* que significa sin dato.

4.4. Ventajas de la plataforma R

La plataforma R es libre y de código abierto. Estas características hacen que exista un grupo de usuarios y programadores distribuidos alrededor del mundo que ponen a disposición nuevas herramientas de trabajo de manera continua. Otra ventaja del uso de R para la gestión de información ambiental es la posibilidad de trabajar con matrices de datos, denominadas *data frame*, que permiten el almacenamiento de variables de diferente naturaleza (numéricas, de carácter, categóricas). De esta manera es posible guardar toda la información en una única base de datos, en la que cada columna es un atributo del sistema de estudio. En este contexto se pueden manejar grandes volúmenes de datos de forma rápida y eficiente, lo que se conoce como *data mining*. El entorno R también permite realizar búsquedas por atributos de interés o implementar filtros para realizar clasificaciones de la información. Desde el punto de vista del análisis de datos, R cuenta con una serie de paquetes estadísticos que permiten realizar pruebas estadísticas simples y complejas como análisis de ANOVA o de componentes principales respectivamente. También permite generar modelos matemáticos para predecir o explicar comportamientos, como por ejemplo regresión lineal múltiple o análisis discriminante. Dado que R es también un lenguaje de programación, los modelos matemáticos o procedimientos que pueden ser implementados sólo dependen del interés del usuario. En nuestro caso fue posible la automatización del proceso de calibración radiométrica de imágenes LANDSAT5-TM provistas por CONAE a partir del nombre del directorio en donde se guardan los archivos de la imagen. Por último, R permite la elaboración de gráficos en una, dos o tres dimensiones.

Capítulo 5

Análisis de datos de Campo

La instalación de difusores en lagos o Embalses de diferentes partes del mundo ha tenido distinto grado de incidencia en la calidad de las aguas. Es de esperar que las principales acciones de los difusores, como son el movimiento forzado del agua y su oxigenación adicional, influyan de manera directa sobre los valores de varios parámetros fisicoquímicos y biológicos.

Para evaluar el efecto del sistema de aireación artificial instalado en el Embalse San Roque es por lo tanto necesario verificar que los posibles cambios de los parámetros de calidad del agua se relacionan de modo estadísticamente significativo con el funcionamiento de los difusores.

Debido a la falta de datos de campo de años anteriores a 2008 se investigaron cambios espaciales en los datos de campo del Embalse. Es importante destacar la estrecha relación existente entre los parámetros del agua y la biota del lago, fuertemente dependiente de la temperatura y de la luz, lo que determina una fuerte dependencia temporal. La Figura 5.1 muestra un esquema de factores de variabilidad de un dato de campo. Por ejemplo, en el caso de concentración de clorofila-a se sabe que ésta varía temporalmente debido a que la reacción de fotosíntesis depende de la radiación solar y la temperatura, las cuales cambian a lo largo del día y de la época del año. Además, la variación espacial de los datos puede correlacionarse con la distancia a la costa, a la desembocadura de los ríos, a los difusores, entre otras. La profundidad a la cual se toma la muestra o se realiza la medición es otra variable a considerar. En resumen, estos factores espaciales y temporales condicionan el valor de muchas de las variables fisicoquímicas y biológicas propias del lago.

En este capítulo se presentan los resultados de las mediciones de campo y se realizan diferentes análisis que permiten en primer lugar conocer las características limnológicas del Embalse y luego evaluar diferencias entre sitios de monitoreo. Para ello se tiene en cuenta la variabilidad espacio-temporal del sistema de estudio.

5.1. Análisis Marginal de los datos de campo

Se eligió la estación de monitoreo Centro para presentar el comportamiento de las principales variables medidas en el período comprendido entre octubre de 2008 y junio de 2011. La

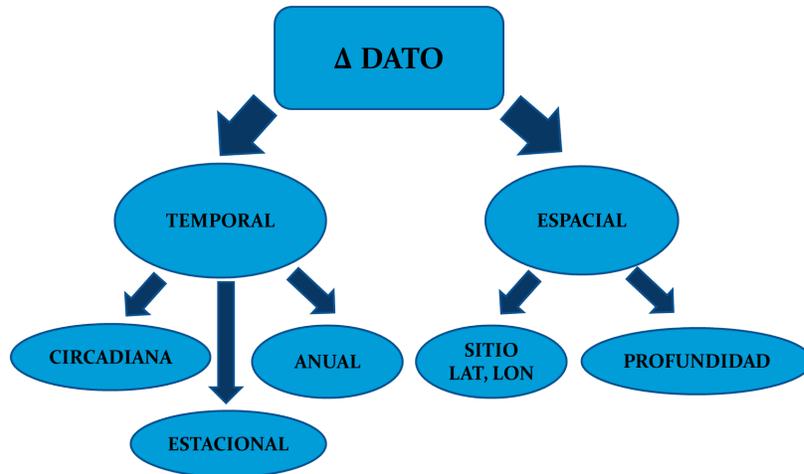


Figura 5.1: Esquema de la variabilidad de las mediciones de campo

figura 5.2 muestra la dependencia con el tiempo de: temperatura, clorofila-a, fósforo total, profundidad de disco de Secchi, algas totales, pH, conductividad, material en suspensión y oxígeno disuelto en superficie.

Como se puede observar, los datos de temperatura del agua presentan una distribución periódica con valores máximos en verano y mínimos en invierno. Es notable el comportamiento predecible de esta variable, la cual está principalmente determinada por factores físicos, como la incidencia de la luz solar. Por otro lado, las variables clorofila-a, fósforo total, pH, materia en suspensión, algas totales, profundidad de disco de Secchi y oxígeno disuelto en superficie presentan la misma periodicidad que la curva de temperatura pero la dispersión de los datos es mucho mayor. Este efecto se debe a la presencia de factores bióticos como la concentración de microorganismos presentes, que tienen influencia sobre el valor de los parámetros antes mencionados. Por último, la conductividad aumenta con la temperatura y disminuye con la dilución, tal como se desprende de los descensos observados en años lluviosos.

Si las variables físicas y biogeoquímicas en el centro del lago se comportaran de manera similar al promedio de esas mismas variables en los ocho sitios de monitoreo, se podrían reducir en gran medida los esfuerzos para caracterizar el estado físico, químico y biológico del lago. Por lo tanto se realizó una comparación estadística entre valores promediados sobre todo el Embalse y mediciones sólo de la estación Centro. Se llevó a cabo este procedimiento considerando el total de fechas de muestreo. La Tabla 5.1 presenta los valores promedio (y no promedio) de diferentes variables biogeoquímicas del Embalse en su conjunto y de la estación Centro. Además se incluyen los valores de significancia p de la prueba de diferencia de medias *t de Student*. Para que esta prueba sea aplicable, se requiere que se cumplan tres supuestos: independencia de variables, distribución normal de cada conjunto de datos y distribución normal de las varianzas u homocedasticidad. Estas condiciones no siempre se cumplen en muestras reales. Sin embargo se verificaron para la variable logaritmo de concentración de clorofila-a mediante las pruebas de *Kolmogorov-Smirnov* y de *Levene* y se pudo corroborar que tanto el conjunto de datos del Centro como del Embalse completo son normales y homocedásticos.

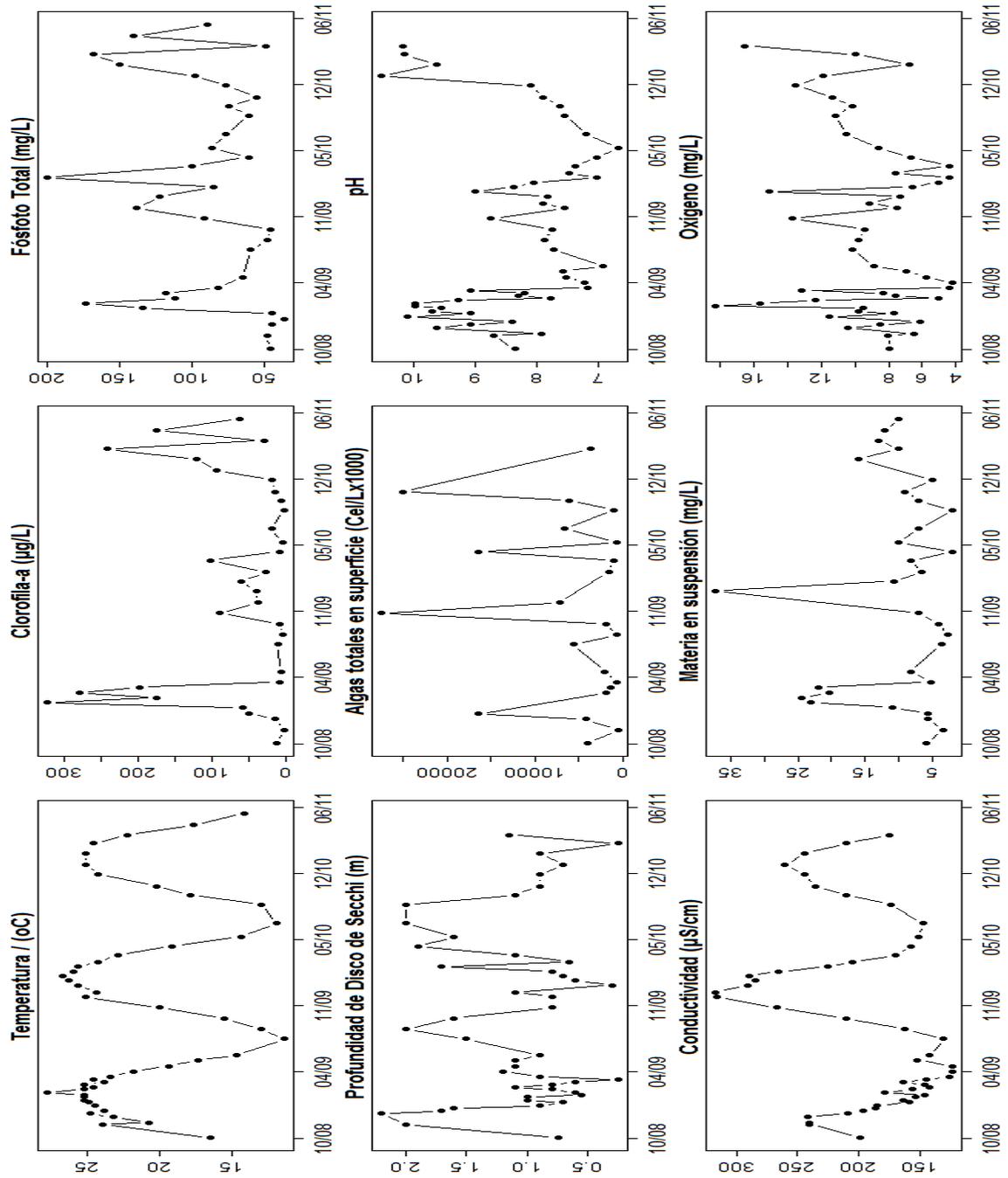


Figura 5.2: Series temporales de variables biogeoquímicas en el Centro del Embalse

Variable	Unidad	CENTRO	EMBALSE	p
Temperatura	°C	21,7	21,8	0,87
O ₂ Disuelto	mg/L	9,21	8,85	0,50
pH	u.pH	8,36	8,24	0,47
Conductividad	μS/cm ²	197,2	197,5	0,98
PRS	mg/L	37,68	40,65	0,45
PT	mg/L	90,15	103,35	0,42
NO ₃ -	mg/L	0,29	0,29	0,93
Clorofila-a	μg/L	69,9	74,9	0,67
SDD	m	1,08	1,08	0,94
TSIc	-	64,08	64,10	0,99
K	mg/L	1,83	1,87	0,67
Na	mg/L	16,98	16,98	0,99
F	mg/L	0,65	0,63	0,88
Ca	mg/L	21,9	21,8	0,98
SO ₄ -	mg/L	27,6	28,5	0,87
Algas Totales	10 ³ u/L	62079	10566	0,10

Tabla 5.1: Variables biogeoquímicas promediadas sobre el total de fechas de muestreo considerando en un caso sólo datos de la estación Centro y en el otro el Embalse completo. El valor de significancia p corresponde a la prueba de diferencia de medias *t de Student*. Un p mayor a 0,05 indica que las medias son indiferenciables entre sí con un 95 por ciento de confianza.

En la prueba *t de Student*, un *p* menor a 0,05 indica que las medias son diferentes entre sí con un 95 por ciento de confianza, mientras que valores mayores permiten concluir que éstas pueden considerarse indiferenciables. Se observa en la Tabla 5.1 que los valores *p* superan el umbral de 0,05 en todos los casos, lo que nos permite decir que un monitoreo del centro del lago de las variables analizadas es representativo del Embalse en su conjunto. Es importante resaltar que para Algas totales en superficie se obtuvo un valor de significancia *p* un poco menor. En este caso las medias son 62079×10^3 u/L y 10566×10^3 u/L para la estación Centro y el Embalse completo respectivamente. Dado que *p* es igual a 0,1 se puede decir con un nivel de confianza del 90 por ciento que son significativamente diferentes.

La Tabla 5.2 muestra los estimadores estadísticos principales para las variables medidas en la estación de monitoreo centro. Se observa que la media del índice de Carlson en el centro del lago de la serie temporal completa es 64,05. Este valor corresponde a un lago eutrófico. Por otro lado el máximo es 87,25, indicando que en verano el centro del lago se puede comportar como un cuerpo de agua hipertrófico. Por último, en invierno se registran valores menores a 40,00 que se asocian a lagos oligotróficos.

Variable	Unidad	N	Min	Media	Mediana	Max	sd
Temp	°C	48	11,39	21,70	23,89	27,74	4,53
O ₂	mg/L	46	4,21	9,21	8,72	18,30	3,35
pH	u.pH	46	6,68	8,36	8,07	10,52	1,03
Conductividad	uS/cm ²	47	124,0	197,3	185,0	317,0	53,6
PRS	mg/L	25	13	37	34	66	17
PT	mg/L	33	36	90	82	200	43
NO ₃	mg/L	28	< 0,05	0,29	0,21	0,74	0,21
cloro-a	ug/L	33	2	69,9	30,0	322,0	86,6
D-Secchi	m	41	0,20	1,11	2,75	5,50	0,51
TSlc	m	33	37,40	64,05	63,97	87,25	13,93

Tabla 5.2: Estadísticos calculados sobre la serie temporal completa de las variables medidas en la superficie del Embalse en el sitio de muestreo CENTRO.

En el marco del objetivo principal del trabajo de tesis se analizaron las series temporales de todas las estaciones de muestreo para evaluar el efecto espacial del sistema de aireación artificial. La Figura 5.3 presenta los resultados en forma de gráficos de caja de las variables medidas en la superficie del lago: temperatura, clorofila-a, fósforo total, profundidad de Disco de Secchi, Algas totales, pH, conductividad, materia en suspensión y oxígeno disuelto.

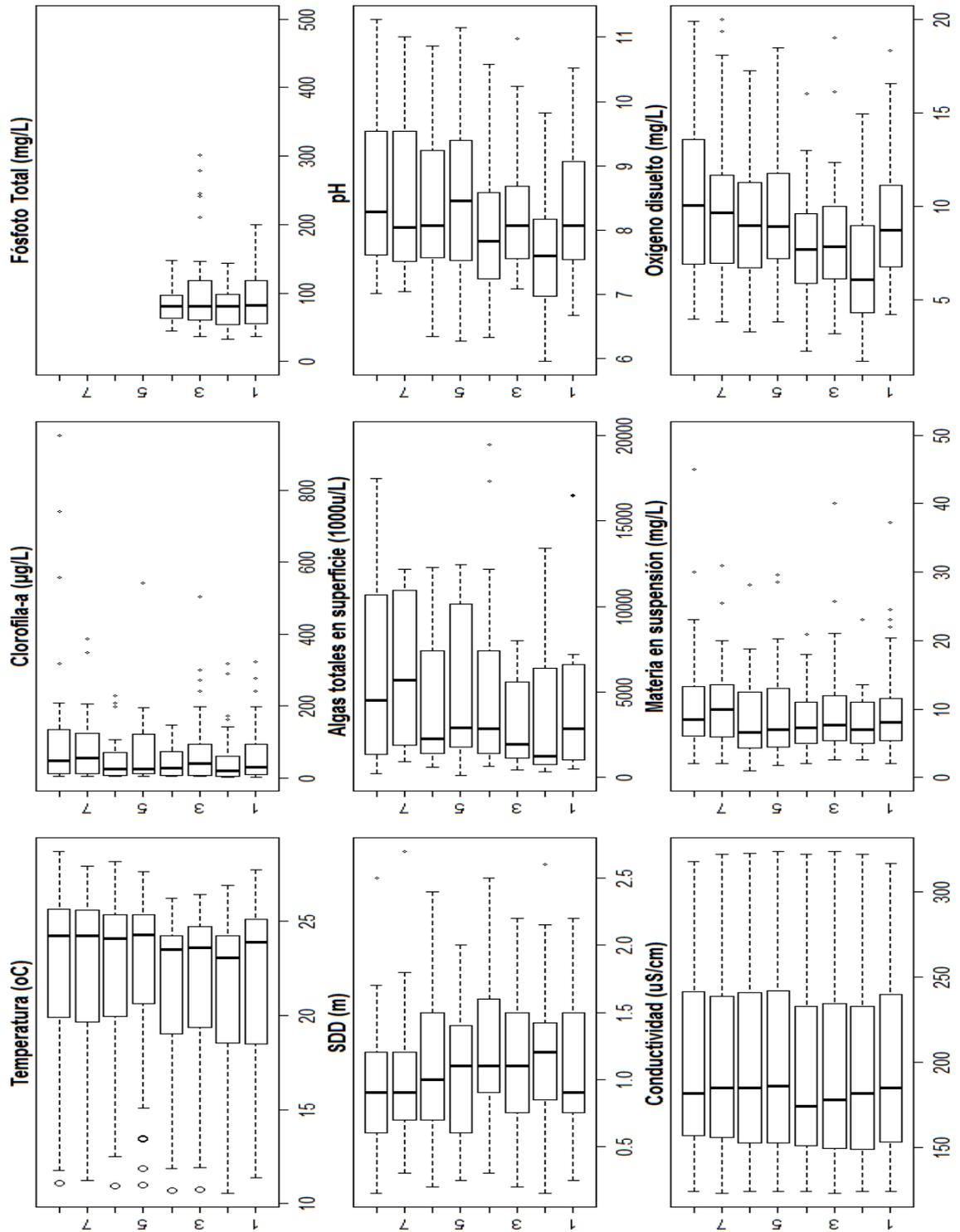


Figura 5.3: Gráficos de caja de la serie completa de diferentes variables biogeoquímicas medidas en el Embalse. En el eje vertical se indica el sitio de monitoreo mientras que en el eje horizontal los valores de la variable en sus unidades correspondientes. El título de cada gráfico indica la variable. El orden en que se ubican los gráficos de izquierda a derecha es: temperatura, clorofila-a, fósforo total, profundidad de Disco de Secchi, Algas totales, pH, conductividad, materia en suspensión y oxígeno disuelto.

A simple vista se puede apreciar, en la Figura 5.3, que existe una gran dispersión de los datos y que en general no se separan las cajas. Se realizó la prueba estadística de Kruskal-Wallis (ANOVA para datos no paramétricos) sobre las distribuciones de cada uno de los gráficos de la Figura 5.3. En todos los casos se consideró un α igual a 0,05 y se observó que las medias de las variables estudiadas no presentan diferencias estadísticamente significativas, a excepción de el pH medido en la Garganta que resulta menor que el determinado en las otras estaciones de monitoreo. Un menor pH se asocia a un menor consumo de la especie ácida dióxido de carbono y por lo tanto a menor biomasa algal.

En la Figura 5.4 se graficaron los valores máximo, medio y mínimo del índice de eutrofización de Carlson, TSIc, en función de la fecha de muestreo para lo cual se tuvieron en cuenta los ocho puntos monitoreados en el lago. Se observan diferencias muy grandes entre los valores máximos y mínimos para una misma fecha, lo que indica una marcada heterogeneidad. Un ejemplo de este fenómeno se muestra en la Figura 5.5 en la que se representan los valores de TSIc de cada sitio medidos el 30 de diciembre de 2008. El tamaño de los círculos es proporcional al valor de TSIc, mientras que el color verde o marrón indica si se clasifica como eutrófico o hipertrófico respectivamente. En ese momento el sistema de aireación artificial estaba en período de ajustes y trabajando al 50 por ciento de su capacidad total.

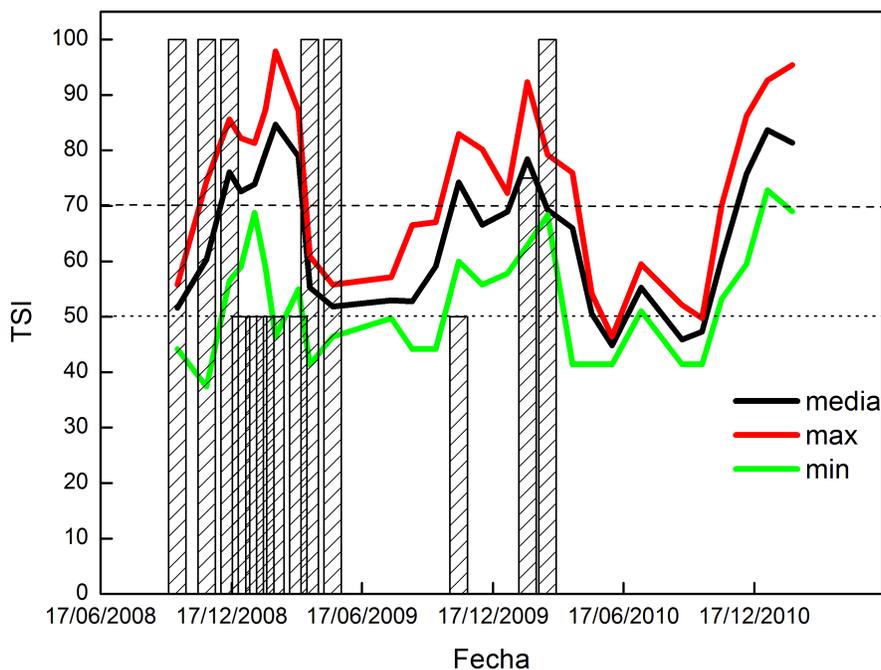


Figura 5.4: Valores máximos, mínimos y medios del Índice de eutrofización de Carlson, del Embalse San Roque, en función de la fecha de monitoreo. Las barras negras corresponden a porcentajes de funcionamiento del sistema de aireación artificial para cada fecha. Sólo se cuentan con datos registrados hasta marzo del año 2010.

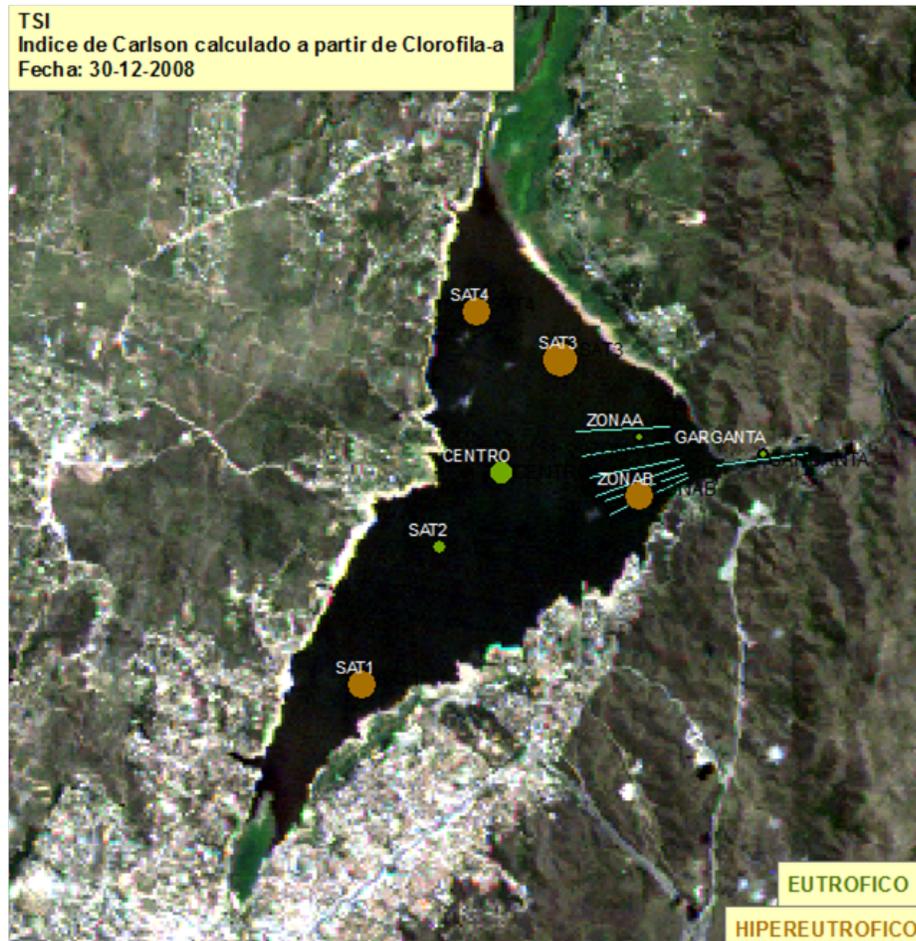


Figura 5.5: Representación del Índice de Carlson en cada estación de monitoreo sobre una imagen LAND-SAT 5TM. La fecha de medición es el 30 de diciembre de 2008. El tamaño del círculo es proporcional al valor de TSI.

Tal como se mencionó en el capítulo de Marco Teórico los indicadores biológicos como la diversidad o equidad de especies son útiles para caracterizar el grado de eutrofización de un cuerpo de agua. Se ha demostrado que durante los eventos de floraciones algales la competencia por la luz origina pérdida de biodiversidad [62]. La Figura 5.6 presenta los valores del Índice de Shannon (H) de todas las estaciones de monitoreo en función de la fecha de muestreo, tanto para la superficie como para la zona fótica. Para realizar el cálculo correspondiente se tuvieron en cuenta los datos de las 48 especies de algas sensadas en la superficie y en la zona fótica. Estas se agruparon en las categorías: Cianofitas, Chrisofitas, Clorofitas, Euglenofitas y Pirofitas.

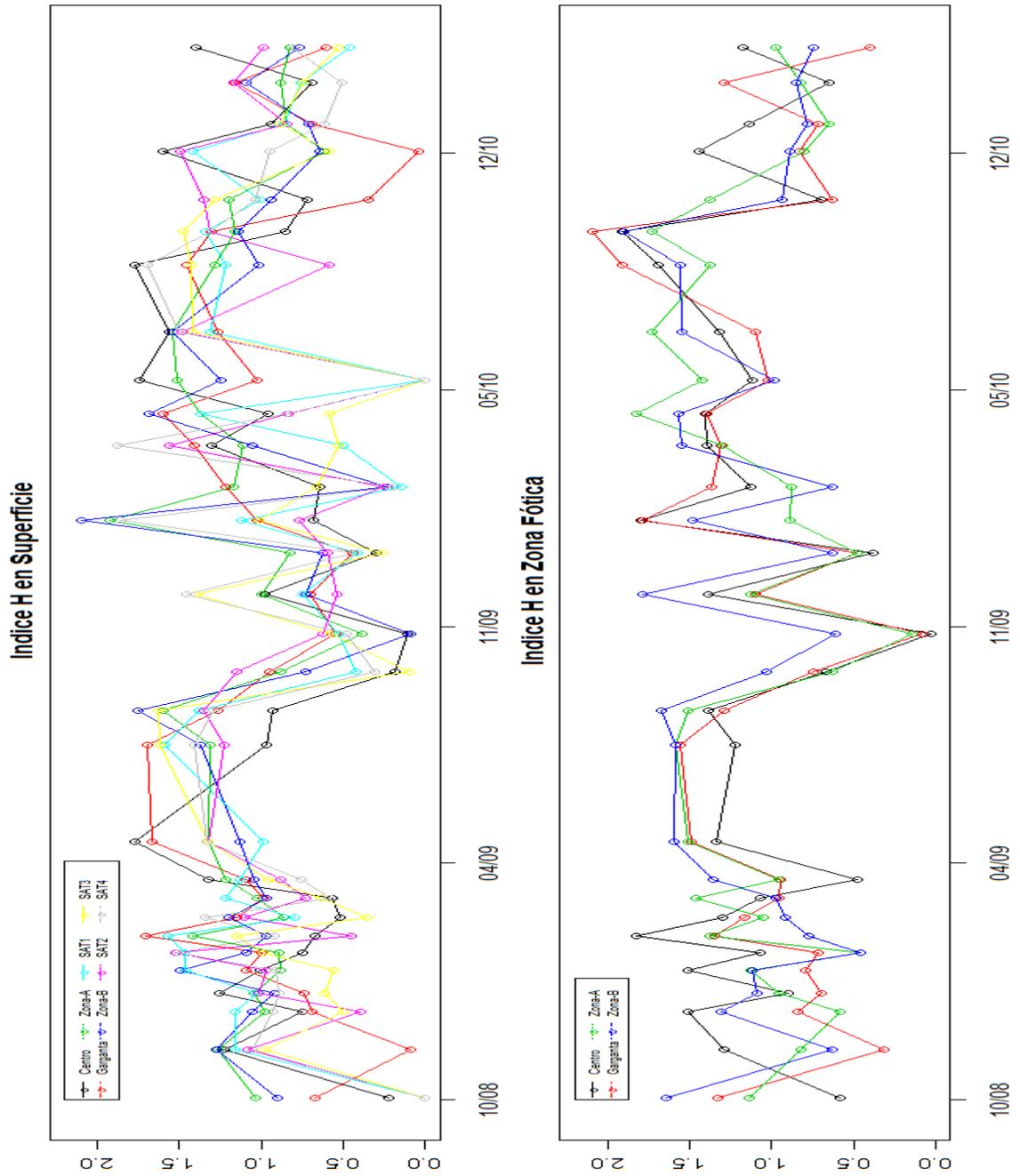


Figura 5.6: Índice de diversidad de especies de Shannon, H, de las diferentes zonas de muestreo del Embalse en función de la fecha de monitoreo. Los colores negro, rojo, verde, azul, turquesa, magenta amarillo y gris corresponden a las zonas Centro, Garganta, Zona A, Zona B, SAT-1, SAT-2, SAT-3 y SAT-4 respectivamente. Los gráficos superior e inferior corresponden a datos superficiales y de la zona fótica respectivamente.

Se puede observar que el comportamiento es similar en las diferentes estaciones de muestreo y que los valores de H se alejan de 2 durante los meses de verano indicando menor número de especies presentes. Este comportamiento coincide con lo esperado ya que se registran altos niveles de eutrofización en esos meses.

Por otro lado, la Figura 5.7 muestra las series temporales del índice de equidad de especies, E , en las diferentes estaciones de monitoreo, tanto en la superficie como en la zona fótica. Es importante notar que los valores de E se encuentran muy por debajo del valor ideal, 1, indicando que el Embalse San Roque no presenta una equidad de especies representativa de un típico cuerpo de agua saludable en ningún momento del año. De la misma manera que H , E muestra incrementos en invierno y caídas en verano. Según las especies relevadas y mediante la ecuación 2.5 se puede obtener un valor teórico máximo de H en el Embalse igual a 3,8.

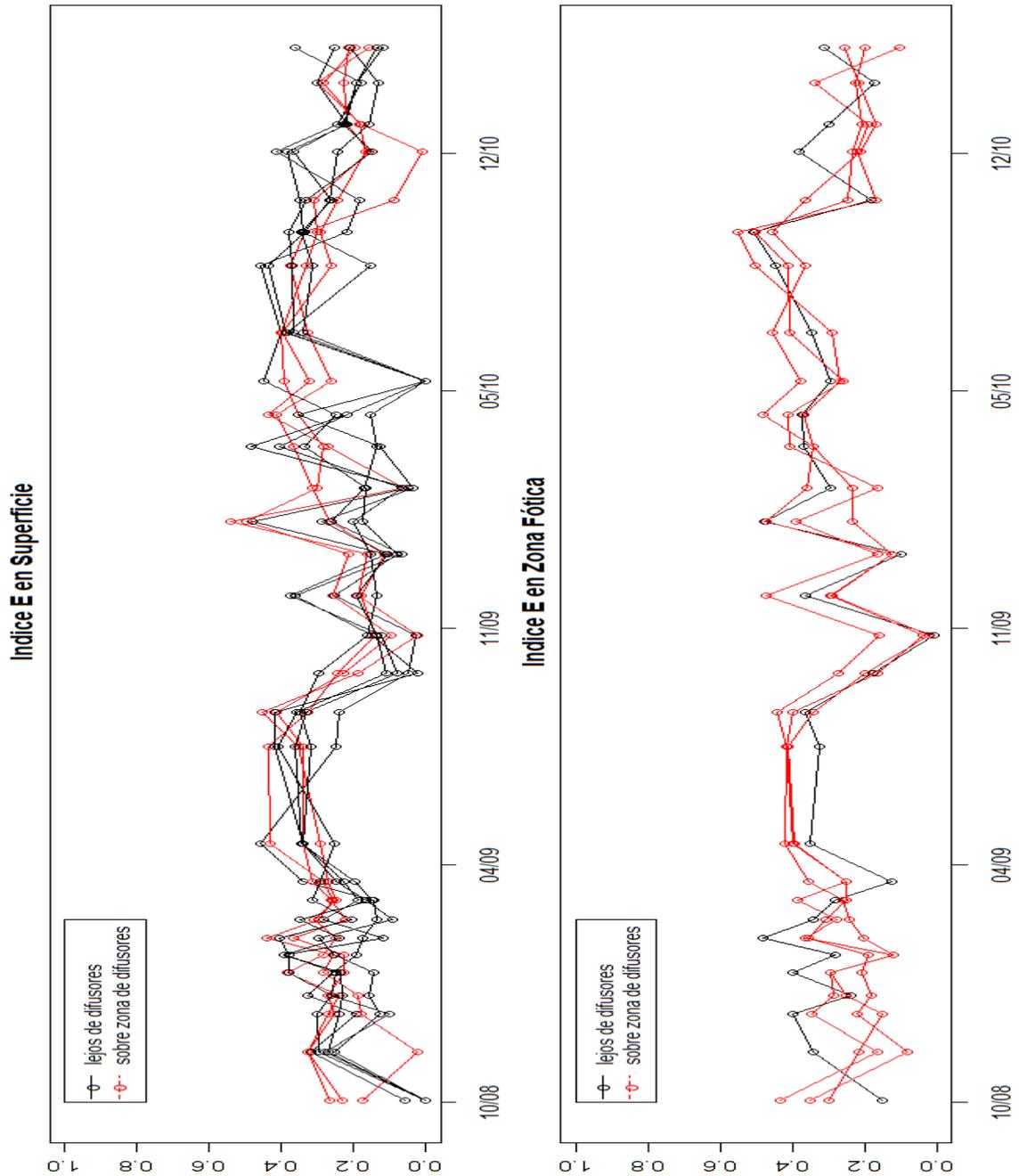


Figura 5.7: Índice de equidad de especies, E, de las diferentes zonas de muestreo del Embalse en función de la fecha de monitoreo (mes/año). En color rojo se graficaron los datos de las zonas ubicadas sobre los difusores y en negro el resto. Los gráficos superior e inferior corresponden a datos superficiales y de la zona fótica respectivamente.

Se realizó un análisis de ANOVA y no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre los sitios de monitoreo para E y H. El valor mínimo de H registrado fue 0 en las estaciones Centro, SAT-1, SAT-2, SAT3 y SAT4, mientras que el valor máximo fue 2, en la Zona-B. Es importante notar que en las estaciones de monitoreo correspondientes a la

zona de los difusores, Garganta, Zona-A y Zona-B, no se alcanzaron en ningún momento valores de H igual a cero, lo que resulta positivo. La tabla 5.3 presenta los valores promedio de los índices de diversidad y equidad de especies para las ocho estaciones de monitoreo. Se observa que los sitios ubicados sobre el sistema de aireación artificial presentan valores promedio mayores que los demás, aunque estadísticamente no se pudo sacar una conclusión definitiva.

Variable	Centro	Garganta	Zona A	Zona B	SAT-1	SAt-2	SAT-3	SAT-4
H	0.94	0.99	1.11	1.05	0.95	0.92	0.82	0.96
E	0.24	0.26	0.29	0.27	0.24	0.24	0.21	0.25

Tabla 5.3: Valores promedio de la serie temporal completa de los índices de diversidad de especies de Shannon, H , y de equidad de especies, E , de cada estación de Monitoreo.

Sobre la base de los resultados del análisis estadístico marginal se deduce que la tarea de evaluar efectos del sistema de aireación artificial no es sencilla debido a que las especies químicas de nuestro interés no sólo están sujetas a cambios espaciales sino también a una importantísima dispersión temporal. Esta puede ser una razón por la cual las pruebas de ANOVA no permiten establecer diferencias significativas entre los sitios monitoreados cercanos y alejados de los sistemas de aireación.

5.2. Análisis Bivariado entre clorofila-a y variables físicas, químicas y biológicas

En esta sección se presentan los resultados de un análisis de coeficientes de correlación de Pearson entre el logaritmo de la concentración de clorofila-a y otras variables de carácter químico, físico y biológico, en algunos casos con sus dependencias espaciales. Este estudio es de tipo exploratorio ya que las relaciones entre las variables que se consideran no son necesariamente lineales. Sin embargo es una metodología válida para visualizar asociaciones que luego pueden ser estudiadas con más detalle. Se utilizó el paquete *corrgram*, que funciona en la plataforma R, debido a que éste permite presentar los resultados en forma de correlogramas o gráficos [63]. Las correlaciones positivas se muestran en color azul y las negativas en color rojo. Además, en los gráficos de torta la fracción porcentual de superficie coloreada es igual al coeficiente de correlación de Pearson. En los gráficos de la diagonal inferior la intensidad del color es proporcional al coeficiente de correlación de Pearson. La significancia de la correlación se verificó con otra función del programa R, *corstars*, debido a que los correlogramas mostrados no brindan esta información. Las conclusiones que se presentan en esta sección son siempre para correlaciones significativas.

5.2.1. Correlaciones químicas

El comportamiento químico de la columna de agua cambia notoriamente con la profundidad, en respuesta a las variaciones de temperatura, accesibilidad a la luz y sobre todo, de oxígeno disuelto, ya que estos factores inciden no solo en los procesos rédox, sino también en la composición del microbioma del lago. Así, los procesos químicos que tienen lugar en

los sedimentos y en las aguas del hipolimnio son marcadamente diferentes en presencia de oxígeno disuelto o en condiciones anóxicas. En este último caso, son de sumo interés, por su impacto en el nivel de eutrofización del lago, los mecanismos de liberación de fósforo desde los sedimentos.

La Figura 5.8 presenta los gráficos de oxígeno disuelto en el fondo del Embalse para los sitios de monitoreo Centro y Garganta y las variables químicas asociadas al proceso de anoxia como hierro(II), manganeso(II), fósforo reactivo y total y concentración de clorofila-a, esta última medida en la superficie. Esta figura ejemplifica de manera excelente el mecanismo de liberación de fosfatos desde el fondo del Embalse. Se observa que ante la disminución de la concentración de oxígeno disuelto, las concentraciones de hierro (II) y manganeso (II) aumentan como consecuencia de la reducción mediante bacterias anaeróbicas, de los respectivos compuestos insolubles de hierro (III) y manganeso (IV), tales como óxidos e hidróxidos de hierro y dióxido de manganeso. Una de las consecuencias más importantes de la disolución de estos compuestos insolubles es la liberación de los fosfatos adsorbidos. Como se puede observar en las curvas de la Figura 5.8, este fenómeno sucede tanto en el Centro del lago como en la Garganta y es característico de los meses de verano.

Recientemente Gibbs y col. realizaron un estudio del flujo de especies de fósforo y nitrógeno en un pequeño lago eutrófico de Nueva Zelanda que presenta estratificación térmica en verano [64]. Ellos determinaron que el 50 por ciento de los nutrientes PRS (fósforo reactivo soluble) y N-NH₄ (nitrógeno amoniacal) aparecen en el hipolimnio como consecuencia de episodios de anoxia y liberación desde los sedimentos. Además, en esas condiciones se libera otro 20 por ciento a partir de la mineralización de fósforo y nitrógeno orgánicos llevada a cabo por bacterias anaeróbicas en la zonas profundas. Otro aspecto interesante del trabajo mencionado es la evaluación del efecto de la aplicación de un producto químico que lograba inmovilizar las especies fosfatos en pruebas de laboratorio. Sin embargo los estudios en el lago indicaron que esta metodología no evitó la liberación de nutrientes. Por último los autores concluyeron que la mayor contribución de nutrientes al cuerpo de agua era de origen interno. Otros autores coinciden con estas estimaciones pero también recomiendan tomar medidas para minimizar los aportes externos [65]. En el caso del Embalse San Roque se observa con claridad el mecanismo de liberación de nutrientes desde los sedimentos. Esta evidencia ratifica la importancia que tiene el funcionamiento adecuado del sistema de aireación artificial durante los meses de verano.

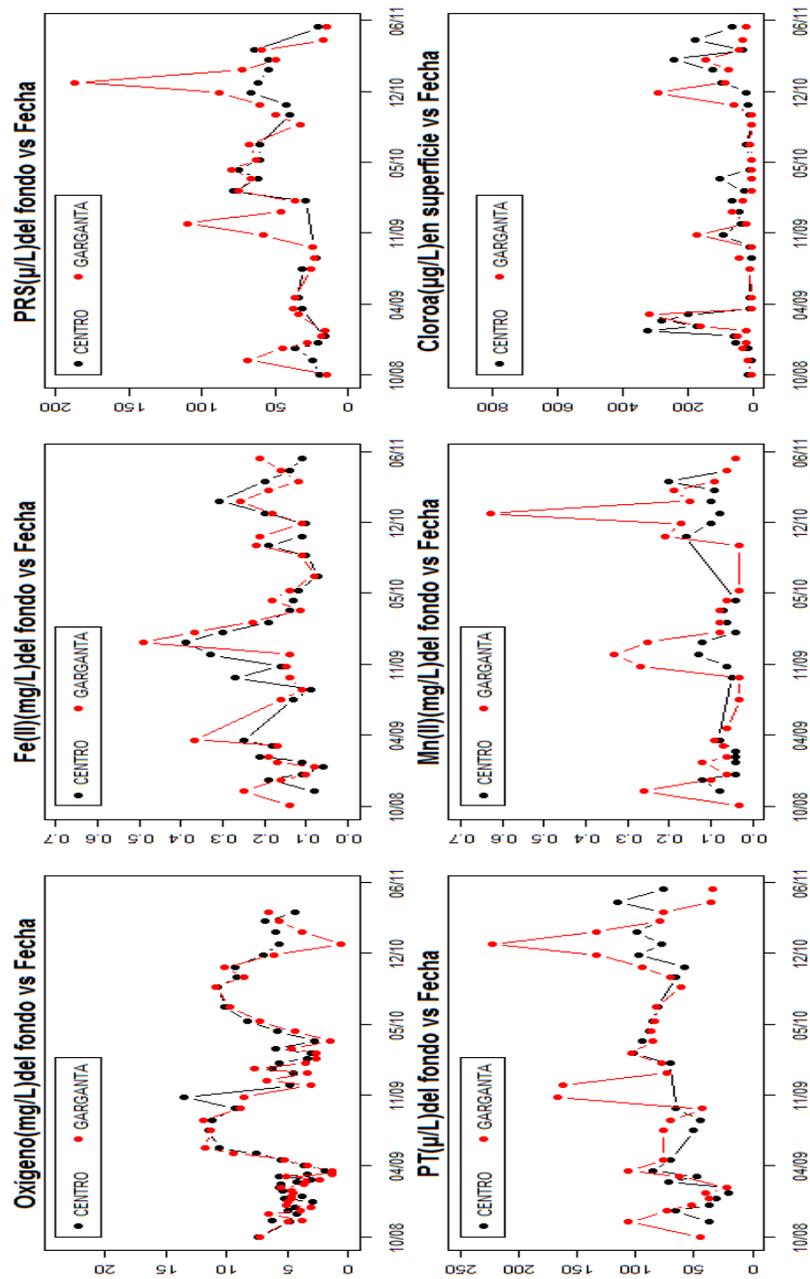


Figura 5.8: Gráficos de oxígeno disuelto, hierro(II), manganeso(II), fósforo reactivo soluble, fósforo total determinados en el fondo del Embalse y de clorofila-a medida en la superficie en función de la fecha de monitoreo (mes/año). En negro se grafican los datos de la estación de monitoreo Centro y en rojo los de la Garganta.

La Figura 5.9 presenta un correlograma de variables químicas medidas en el Embalse simultáneamente con el logaritmo de la concentración de clorofila-a. En la primera fila se puede observar que la variable que presenta mayor coeficiente de correlación con clorofila-a es la transparencia de disco de Secchi, SDD. En este caso la relación es negativa ya que a mayor biomasa algal, menor transparencia. Por otro lado se observa que los productos de la reacción de fotosíntesis como oxígeno disuelto en la superficie, materia en suspensión (MES), y pH presentan correlaciones significativas y positivas con el logaritmo de clorofila-a. Como se mencionó anteriormente el pH aumenta debido al consumo consumo de la especie ácida dióxido de carbono (CO_2). En el caso de nitratos (NO_3^-) se observa una correlación significativa negativa con la concentración de clorofila-a, lo que podría estar asociado a su consumo cuando existe una proliferación de algas. Lo contrario sucede con la concentración de fósforo total (PT) ya que la técnica de determinación de este analito implica un tratamiento de la muestra que extrae, incluso, el fósforo presente en las algas y por lo tanto es mayor a mayor biomasa algal. En los casos de coliformes totales y fósforo reactivo soluble en superficie no se observaron correlaciones significativas con un intervalo de confianza del 90 por ciento.

Se tuvieron en cuenta también las especies medidas en el fondo del Embalse. Esto fue posible gracias a la flexibilidad que brinda la plataforma R para trabajar con matrices de datos. Se observan correlaciones significativas y positivas entre clorofila- a y las concentraciones de las especies hierro (II) y manganeso (II), formados por reducción anaerobia en el fondo del Embalse. Este hecho es consistente con la correlación negativa entre estos elementos y la concentración de oxígeno del fondo. También se observa una correlación positiva e igual a 0,5 entre el fósforo reactivo soluble del fondo (PRSF) y el de la superficie (PRS).

Variables Químicas

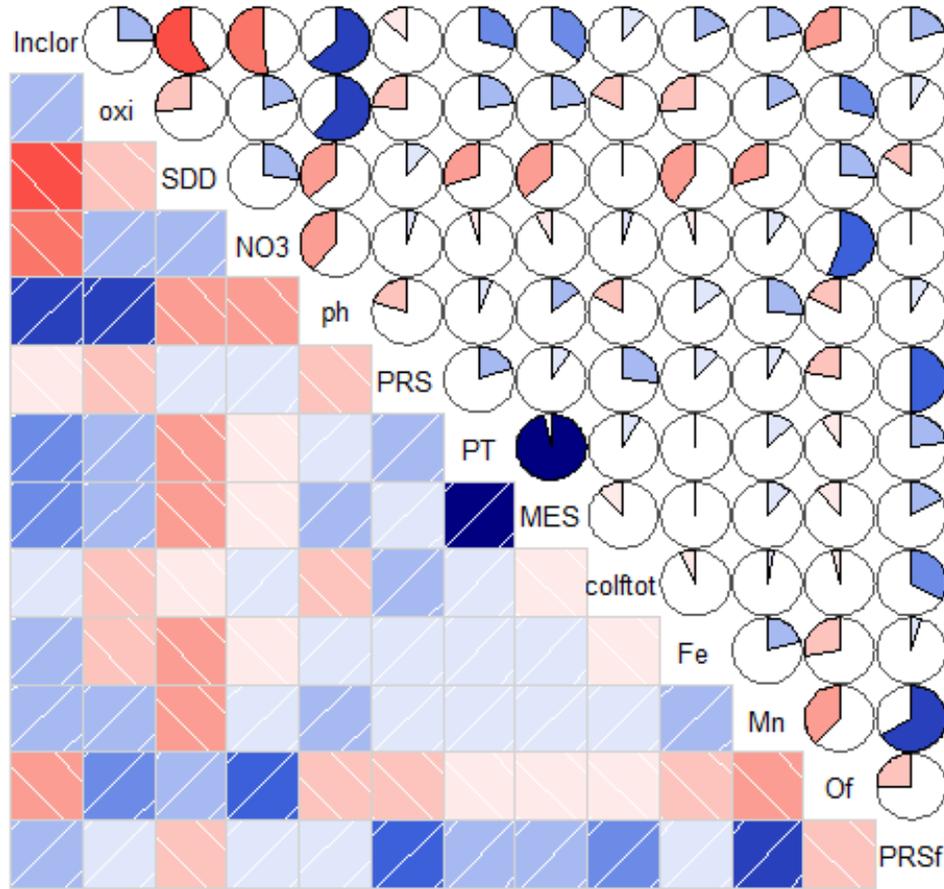


Figura 5.9: Correlogramas. Representación de las correlaciones de Pearson entre variables químicas y el logaritmo de clorofila-a. El color azul indica correlación positiva y el rojo negativa. La proporción pintada del círculo es el porcentaje de correlación.

La Figura 5.10 presenta los datos *normalizados* de concentración de clorofila-a y logaritmo de clorofila-a junto con los de oxígeno disuelto en el fondo del Embalse en función de la fecha de monitoreo. Los datos corresponden a la estación de monitoreo Centro. Una conclusión que se desprende de esta figura, en este caso metodológica, es que la normalización de las series temporales y el cálculo del logaritmo de clorofila permite visualizar mejor la **relación inversa** entre oxígeno en el fondo del Embalse y clorofila-a en la superficie.

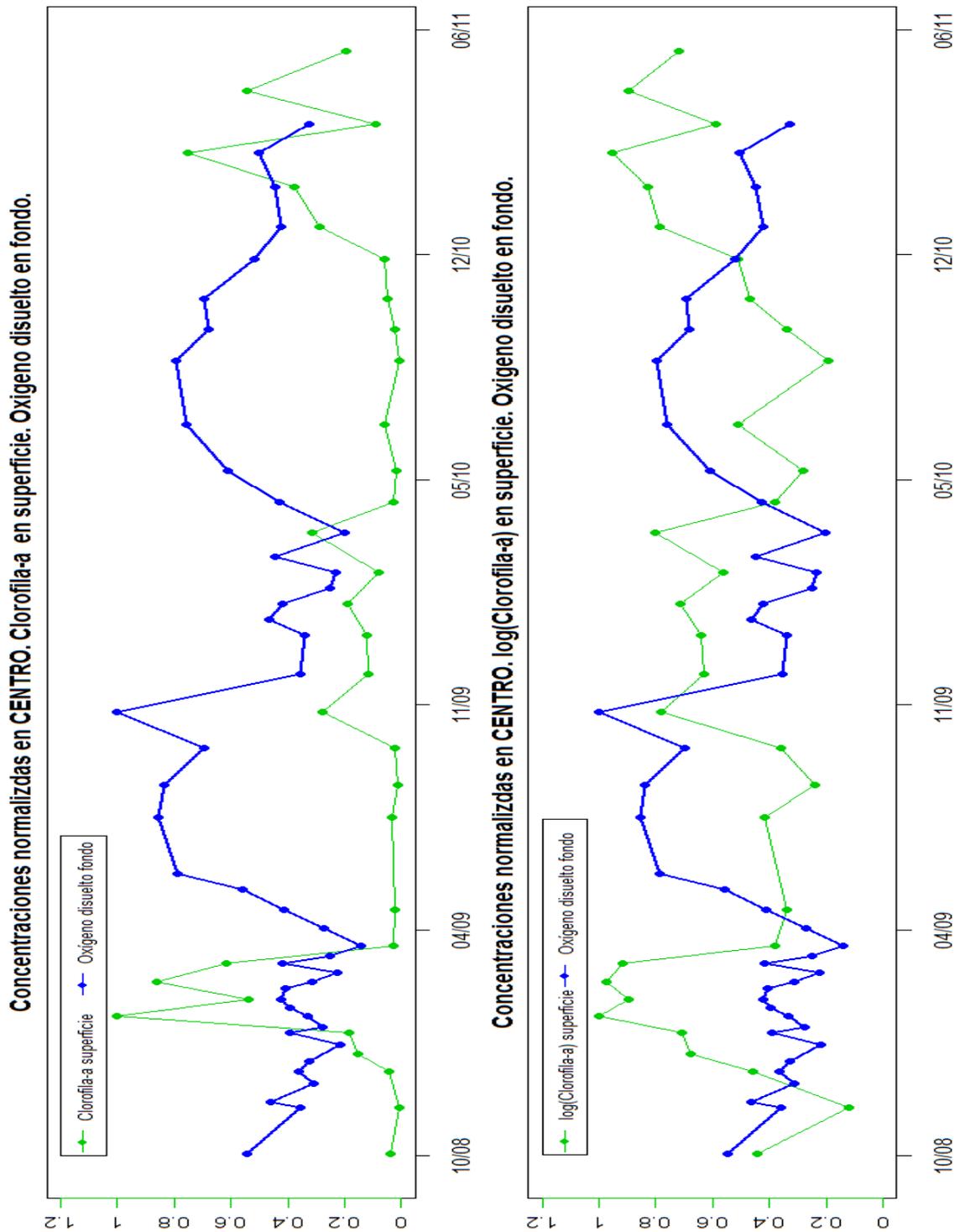


Figura 5.10: Superior: Gráfico de oxígeno disuelto en el fondo del Embalse (azul) y concentración de clorofila-a en superficie (verde), en función de la fecha de monitoreo (mes/año). Inferior: Gráfico de oxígeno disuelto en el fondo del Embalse (azul) y logaritmo de concentración de clorofila-a en superficie (verde), en función de la fecha de monitoreo (mes/año). Datos de la estación Centro.

5.2.2. Correlaciones físicas y biológicas

La Figura 5.11 presenta los correlogramas que permiten evaluar las relaciones entre logaritmo de concentración de clorofila-a y variables físicas y biológicas. En el caso de las variables físicas sólo se observaron correlaciones significativas positivas con la temperatura, la conductividad y la radiación solar. En este último caso el coeficiente de correlación de Pearson es igual a 0,187. Si bien no es un valor muy alto, la relación es significativa y es interesante tenerlo en cuenta en el diseño de muestreo, ya que la radiación incidente está absolutamente ligada a la hora de monitoreo. Se puede observar también una correlación significativa negativa y alta entre la cota del Embalse y la conductividad. Este efecto se debe a que la concentración de sales disueltas aumenta cuando el volumen del Embalse disminuye, lo cual ocurre en épocas de sequía. La Figura 5.12 permite realizar una comparación visual de las series temporales de clorofila-a, temperatura y radiación.

Respecto de las variables biológicas, se puede observar en el gráfico derecho de la Figura 5.11 una correlación alta y positiva entre el logaritmo de clorofila-a y algas totales en superficie. Además se aprecia una altísima correlación entre algas totales y cianofíceas indicando que estas últimas prevalecen en los eventos de floraciones algales. La Figura 5.11

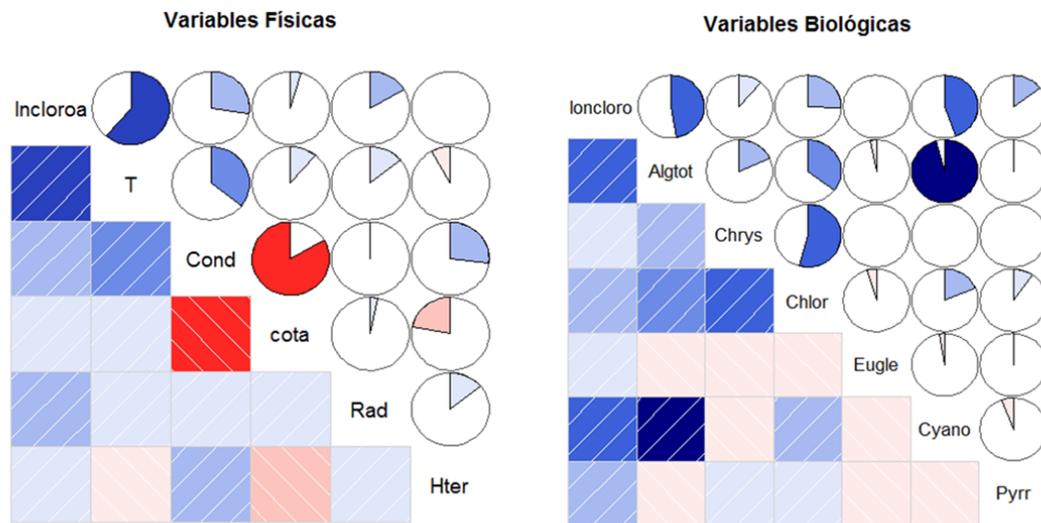


Figura 5.11: Correlogramas. Izquierda: Representación de las correlaciones de Pearson entre variables físicas y el logaritmo de clorofila-a. Derecha: Representación de las correlaciones de Pearson entre variables biológicas y el logaritmo de clorofila-a. El color azul indica correlación positiva y el rojo negativa. La proporción pintada del círculo es el porcentaje de correlación.

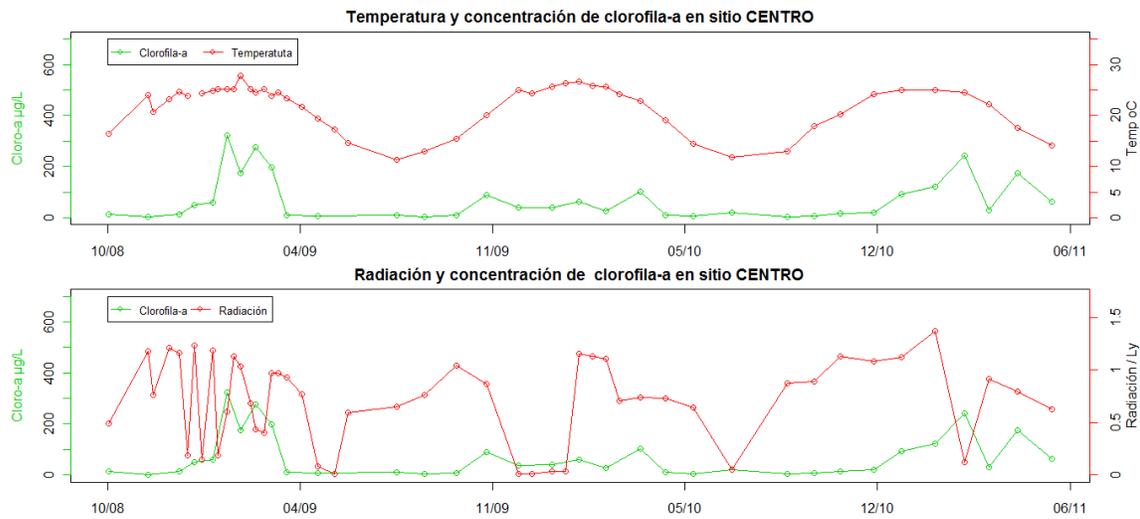


Figura 5.12: Serie temporal de concentración de clorofila-a en estación Centro en función de la fecha de monitoreo (mes/año). Gráfico superior: muestra los datos de temperatura en el eje derecho. Gráfico inferior: muestra los datos de radiación solar en el eje derecho.

5.2.3. Correlaciones espaciales

Se investigaron también las correlaciones entre logaritmo de concentración de clorofila-a y variables espaciales como distancia a los ríos, distancia al difusor más cercano, latitud y longitud del punto de muestreo. La Figura 5.13 presenta los resultados obtenidos. Sólo se observó una pequeña correlación significativa y negativa con la distancia al río Las Mojarras. Los resultados obtenidos demuestran que es difícil encontrar efectos espaciales atribuibles al funcionamiento de los difusores. Como se explicó anteriormente, esto puede deberse a una alta variabilidad temporal que es transversal a todos los datos analizados con esta metodología.

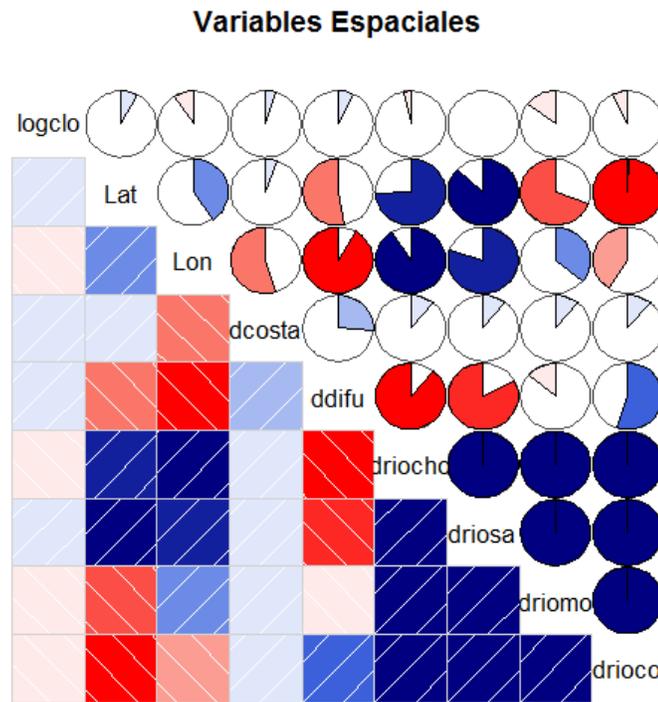


Figura 5.13: Correlogramas. Representación de las correlaciones de Pearson entre variables espaciales y el logaritmo de clorofila-a. El color azul indica correlación positiva y el rojo negativa. La proporción pintada del círculo es el porcentaje de correlación.

Se evaluó también la correlación entre el logaritmo de clorofila-a de la estación centro y la concentración de nitrógeno total y fósforo total de cada uno de los tributarios, río Cosquín, río San Antonio, río Los Chorrillos y arroyo Las Mojarras. No se observaron correlaciones significativas. En un estudio posterior se podría realizar este análisis para cada sitio de monitoreo con su río más cercano.

5.3. Análisis Temporal de los indicadores de eutrofización y estratificación térmica

5.3.1. Variación Interanual de clorofila-a

Tal como se pudo observar en la Figura 5.2 existe una periodicidad anual de la variable Temperatura, la cual interviene de manera directa en las reacciones biogeoquímicas que suceden en el Embalse. Sin embargo, se registraron diferencias apreciables en los valores de clorofila entre los veranos 2009, 2010 y 2011. En la Figura 5.14 se muestran los gráficos de caja del $\ln(\text{cloro-a})$ en función del año en verano e invierno. El análisis de los datos de verano muestra que el nivel de clorofila-a es significativamente menor en el verano de 2010 que en los de 2009 y 2011. El caso del año 2008 no se considera debido a que no se registraron puntos en los meses de enero, febrero y marzo de ese año. Por otro lado no se observan

diferencias significativas en el estado trófico del lago durante los dos inviernos estudiados.

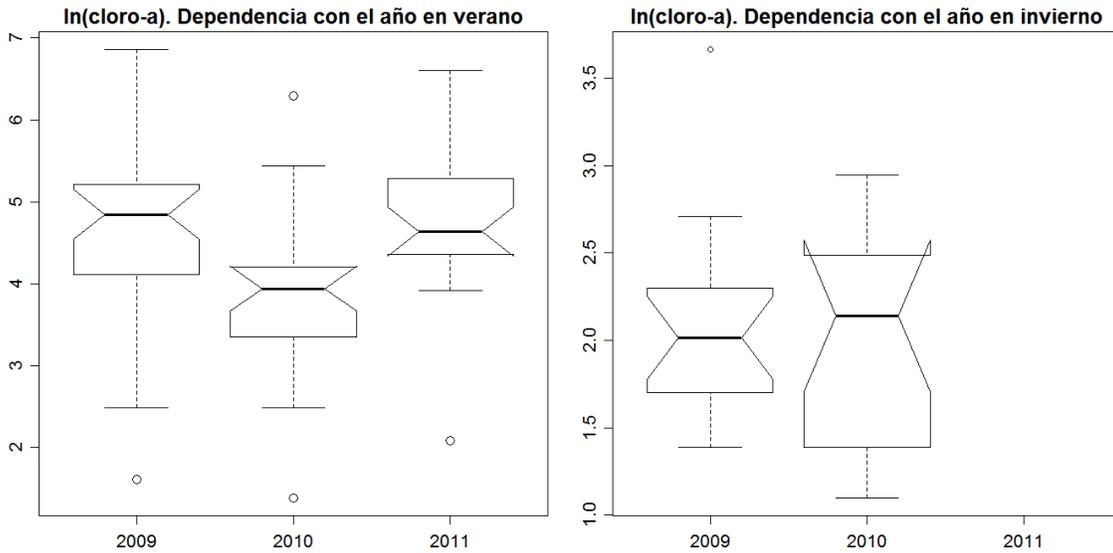


Figura 5.14: Gráficos de caja de logaritmo natural de Clorofila-a en función del año para verano (izquierda) e invierno (derecha). La estadística se realizó sobre la matriz de las ocho estaciones de monitoreo

5.3.2. Variación Estacional de clorofila-a

La Figura 5.15 muestra los gráficos de caja del logaritmo natural de Clorofila-a en función del mes y de la estación del año. Se puede ver que a partir de octubre y hasta abril se registran altos valores de clorofila-a. Por otro lado se observan diferencias estadísticamente significativas entre el verano y el invierno pero no se pueden diferenciar entre sí las medias de primavera y otoño.

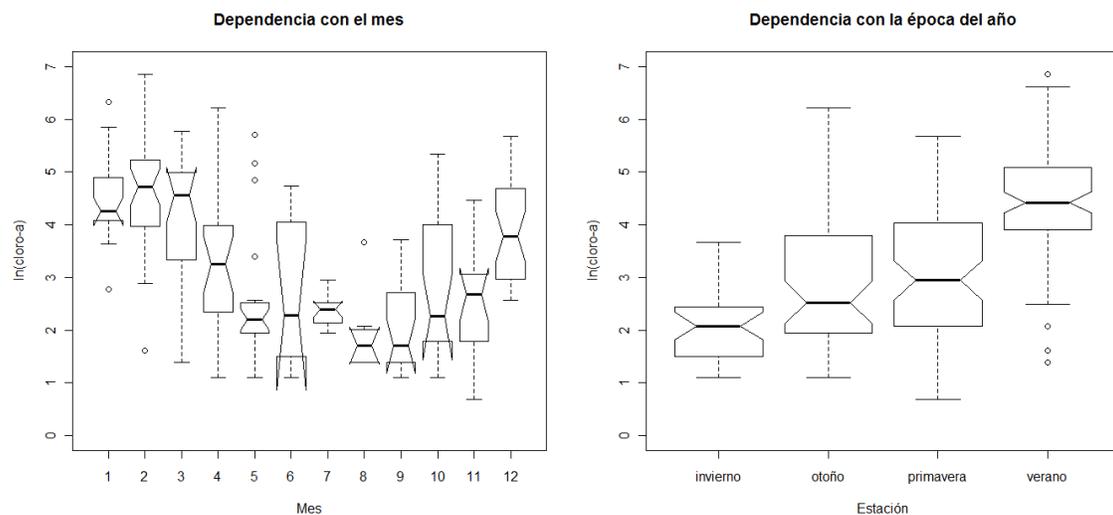


Figura 5.15: Gráficos de caja de logaritmo natural de Clorofila-a en función del mes(izquierda) y de la época del; año (derecha). La estadística se realizó sobre la matriz de las ocho estaciones de monitoreo

5.3.3. Dispersión horaria de las mediciones de clorofila-a

El Sol es la fuente energética dominante sobre la superficie terrestre, y por lo tanto muchos procesos biogeoquímicos que afectan los cuerpos de agua ocurren en una escala de tiempo de 24 horas en respuesta al fotociclo solar. Estos procesos producen cambios regulares y dinámicos, principalmente durante los periodos de estabilidad hidrológica, en una enorme cantidad de características físicas y químicas de los arroyos. La amplitud de estos cambios puede alcanzar escalas de tiempo anuales. La dinámica de la reacción de fotosíntesis sigue el patrón de la radiación incidente, entre otras cosas. Esto se conoce como ciclo circadiano y si bien está descrito desde hace mucho tiempo, ha cobrado mayor interés en los últimos años debido a su importancia en la caracterización del fitoplancton en aguas continentales [13]. La Figura 5.16 muestra los gráficos de caja del logaritmo natural de Clorofila-a en función de la hora de muestreo para datos de verano e invierno. El muestreo en verano se ha realizado con una dispersión horaria mucho mayor que en invierno siendo 7 y 4 hs respectivamente.

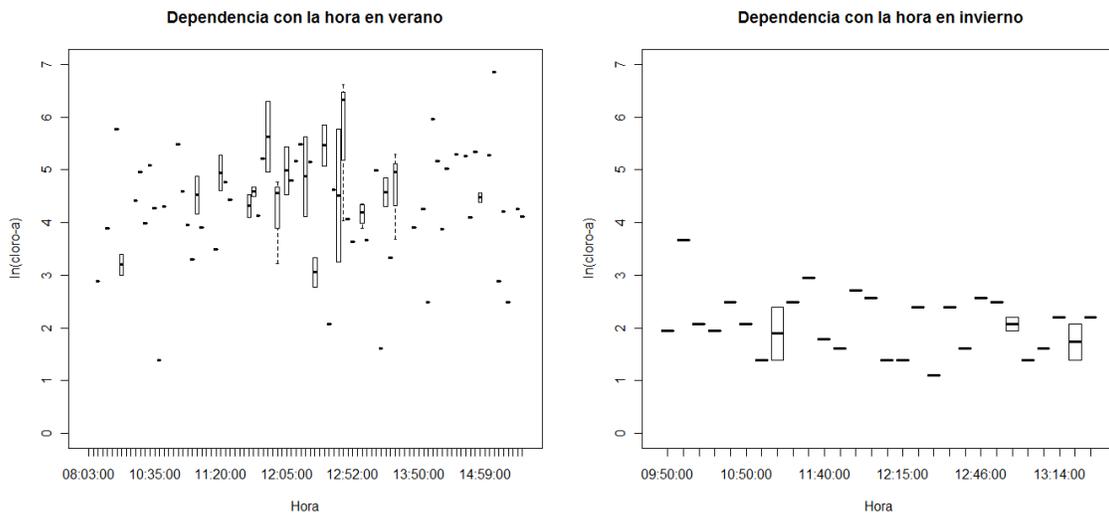


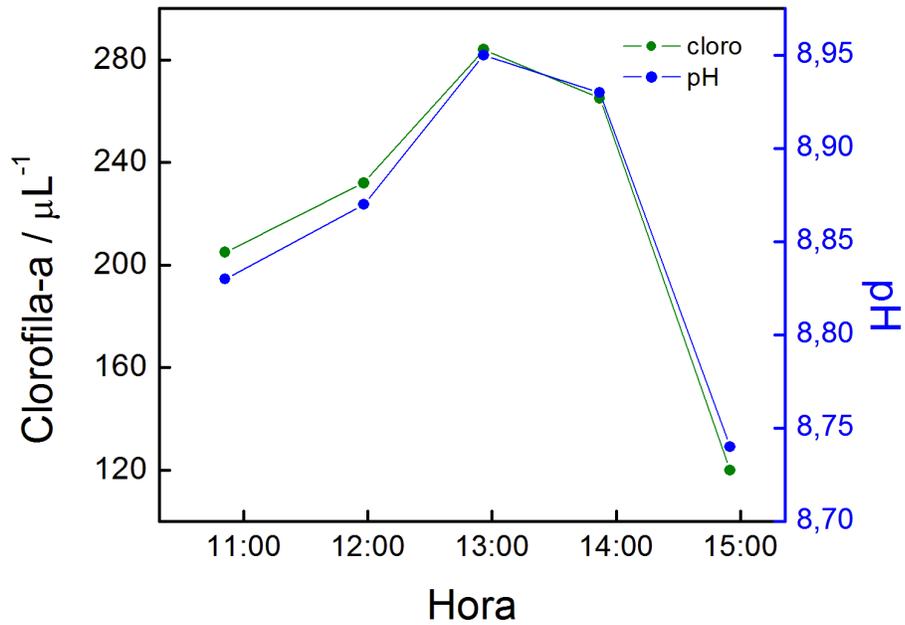
Figura 5.16: Gráficos de caja de logaritmo natural de Clorofila-a en función la hora de monitoreo para verano(izquierda) e invierno(derecha). La estadística se realizó sobre la matriz de las ocho estaciones de monitoreo

Dependencia del valor de clorofila-a y otras especies con la hora de muestreo

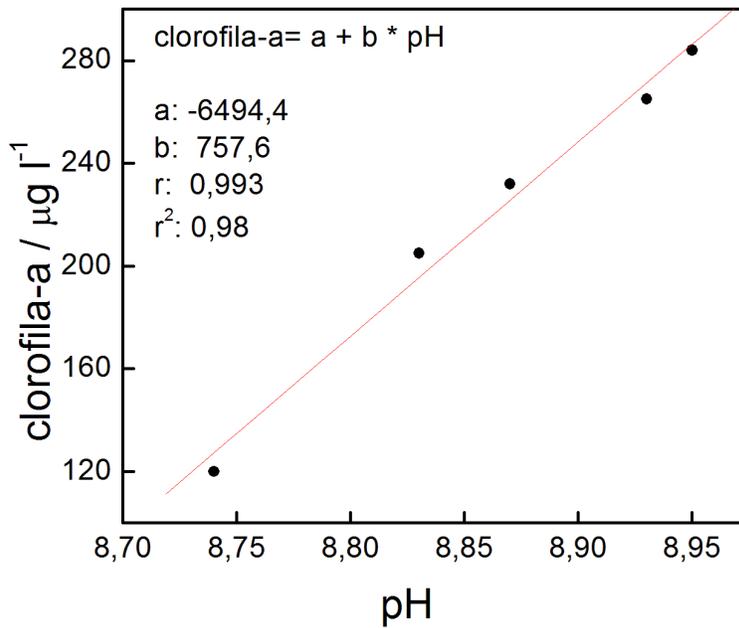
En base a la bibliografía citada y a las diferencias encontradas entre los sitios de monitoreo durante una mañana de muestreo, se decidió realizar un experimento en un punto del lago y medir la variabilidad de algunas especies en función de la hora del día. La Figura 5.21 muestra los valores de Clorofila-a y pH en función de la hora de monitoreo medidos el 23 de mayo de 2011 en la estación Centro del Embalse San Roque. En primer lugar se observa una altísima correlación entre los parámetros químicos pH y Clorofila-a ya que ambos varían sincronizadamente con la producción algal. Esto se pudo observar debido a las buenas condiciones climáticas de ese día, en especial a la ausencia de viento fuerte y a la poca

nubosidad. Se realizó un análisis de regresión lineal entre concentración de clorofila-a y pH para el experimento mostrado en la Figura 5.17(a) y se obtuvo un coeficiente r^2 igual a 0,98, tal como se observa en la Figura 5.17(b). Este resultado abre una puerta importantísima para diseñar protocolos de monitoreo basados en variables fácilmente determinables como pH, y a partir de ellas estimar otras más complejas y costosas como la clorofila-a.

Como se puede ver en la Figura 5.17(a) se registró una gran diferencia entre los valores máximo y mínimo de concentración de clorofila-a, $284\mu\text{g/L}$ a las 13hs y $120\mu\text{g/L}$ a las 15 hs. Este resultado es importante a la hora de analizar variaciones espaciales ya que las diferencias encontradas en los parámetros químicos se ven afectadas por la radiación incidente a la hora de muestreo. Las observaciones realizadas son consistentes con el resultado obtenido a partir del análisis bivariado entre la radiación incidente y la concentración de Clorofila-a.



(a)



(b)

Figura 5.17: (a): Valores de Clorofila-a (verde) y pH (azul) de la estación de monitoreo CENTRO medidos el 23/05/2011 en función de la hora de muestreo.(b): Regresión lineal entre los valores de clorofila-a y pH graficados en la Figura 5.17(a).

La Figura 5.18 presenta los valores de oxígeno disuelto en función de la hora de muestreo para las catorce profundidades sensadas. Se puede ver que la variabilidad de los datos en la superficie es marcadamente superior que la registrada en aguas profundas. Este comportamiento es esperable, sobretudo en ausencia de vientos. A partir de este experimento es posible pensar que el análisis espacial de las variables registradas en profundidades alejadas de la superficie como oxígeno, pH o alturas de termoclina puede llevarse a cabo despreciando la variabilidad introducida por las diferentes horas de muestreo.

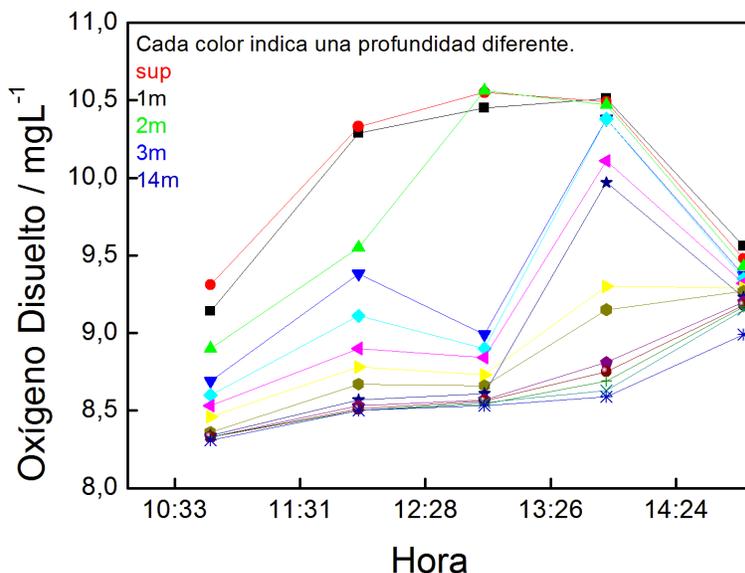


Figura 5.18: Valores de oxígeno disuelto de la estación de monitoreo CENTRO medidos el 23/05/2011 en función de la hora de muestreo. Cada color corresponde a una profundidad diferente.

5.4. Análisis Espacial de los indicadores de eutrofización y estratificación térmica

Se decidió dividir la variabilidad espacial en la componente horizontal (variaciones de una dada variable en distintos puntos del lago a profundidad constante) y en la componente vertical (variaciones de una variable en un mismo punto del lago, a diferentes profundidades). En el primer caso se espera obtener información sobre las variables biogeoquímicas medidas en la superficie del lago y la influencia del sitio de monitoreo. En el segundo caso se espera obtener información sobre la estratificación térmica a partir del análisis de los perfiles de las variables medidas *in situ* como: oxígeno disuelto, pH, temperatura y conductividad.

5.4.1. Variabilidad vertical de temperatura, oxígeno y clorofila-a

La estructura vertical de la temperatura de un lago indica la presencia o ausencia de estratificación térmica. Las Figuras 5.19 y 5.20 muestran las isopletas de temperatura y oxígeno respectivamente de los sitios de monitoreo Centro y Garganta. En las curvas de

nivel de temperatura se pueden observar zonas más claras rodeadas de zonas más oscuras que conforman círculos. El mismo efecto se observa en las curvas de oxígeno en donde los tonos claros indican episodios de anoxia. La presencia de formas circulares u ovoidales en los gráficos de temperatura en función de la profundidad y del tiempo dan cuenta de la presencia de estratificación térmica.

A simple vista no se aprecian diferencias significativas entre los dos sitios comparados. Por este motivo, se decidió evaluar la estratificación térmica utilizando como criterio de presencia de termoclina un cambio de 0,8 grados centígrados en un metro de variación de profundidad. Para realizar este cálculo se desarrolló un código en R que calcula la derivada numérica de la temperatura en función de la profundidad y asigna una altura de termoclina cuando esta derivada es mayor o igual a 0,8. Se analizaron de manera automática alrededor de 400 curvas de temperatura en función de profundidad, correspondientes a 50 fechas de monitoreo y 8 sitios. La Figura 5.21(a) presenta como ejemplo una curva de profundidad *versus* temperatura en donde se puede observar presencia de termoclina a -3 m. La Figura 5.21(b) presenta el gráfico análogo para la concentración de oxígeno disuelto. Se puede observar que la concentración de oxígeno disuelto aumenta hasta los 3 metros de profundidad debido a que la solubilidad del gas aumenta cuando la temperatura del agua es menor. Luego a partir de los tres metros, en donde aparece la termoclina, la concentración de oxígeno comienza a disminuir debido al consumo por parte de microorganismos y a la presencia de estratificación térmica que impide el mezclado entre las aguas profundas y las superficiales. En condiciones extremas, en donde el consumo de oxígeno es alto, se registran los episodios de anoxia que pueden provocar mortandad de especies acuáticas.

En el caso de lagos bien mezclados el código da como resultado cero presencia de termoclina. En la Figura 5.22 se presenta el histograma correspondiente a la frecuencia de presencia de termoclina para las diferentes estaciones de monitoreo. En este gráfico surge de manera notable la diferencia entre los tres sitios de monitoreo 2, 3 y 4 correspondientes a Garganta, ZonaA y ZonaB respectivamente y los restantes. Este hecho se puede adjudicar directamente a la presencia de los difusores en esas zonas.

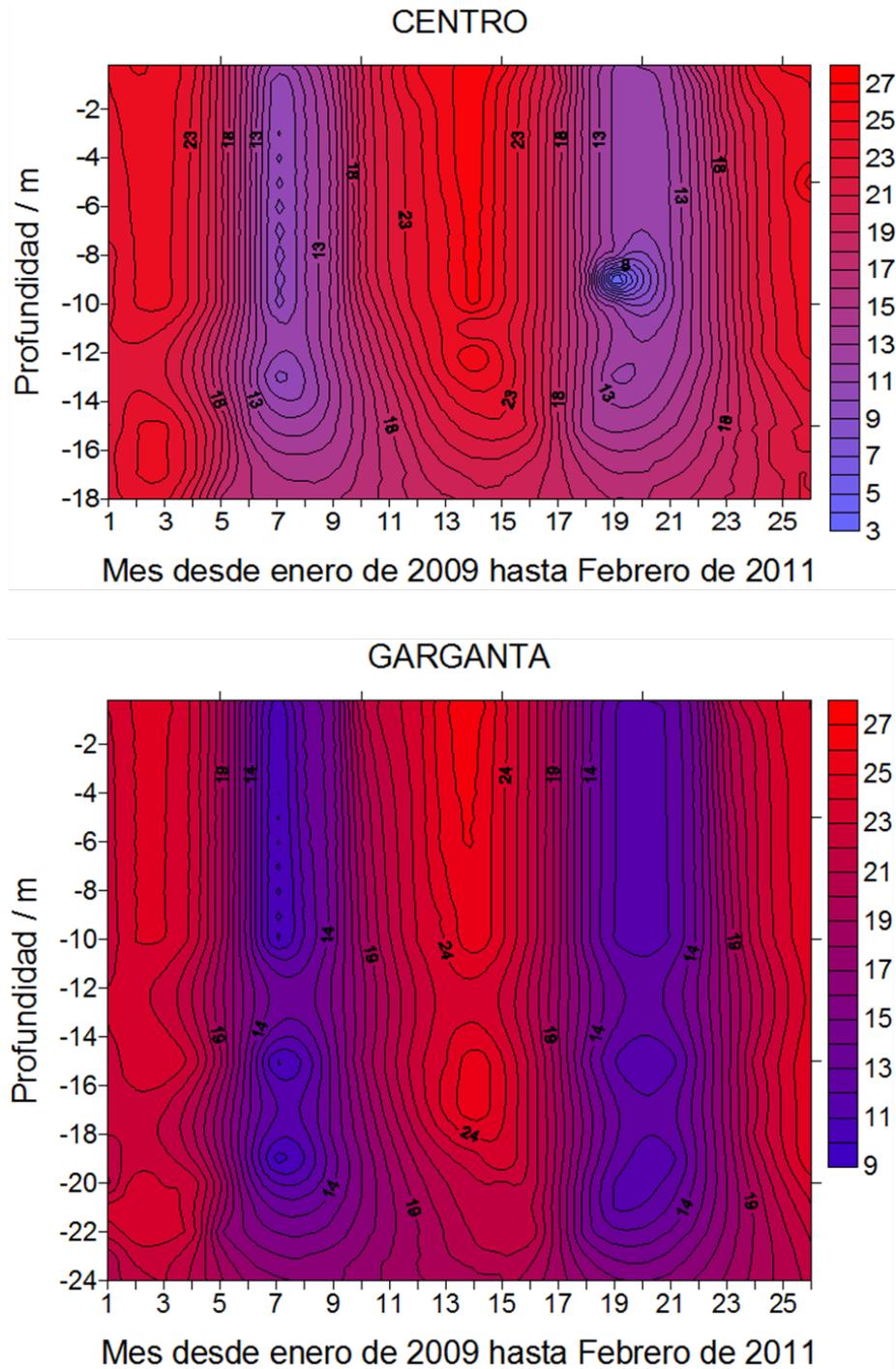


Figura 5.19: Isopletas de temperatura de las estaciones Centro (gráfico superior) y Garganta (gráfico inferior). Período enero del año 2009 hasta febrero del año 2011. Los datos se interpolaron con el programa Surfer [51].

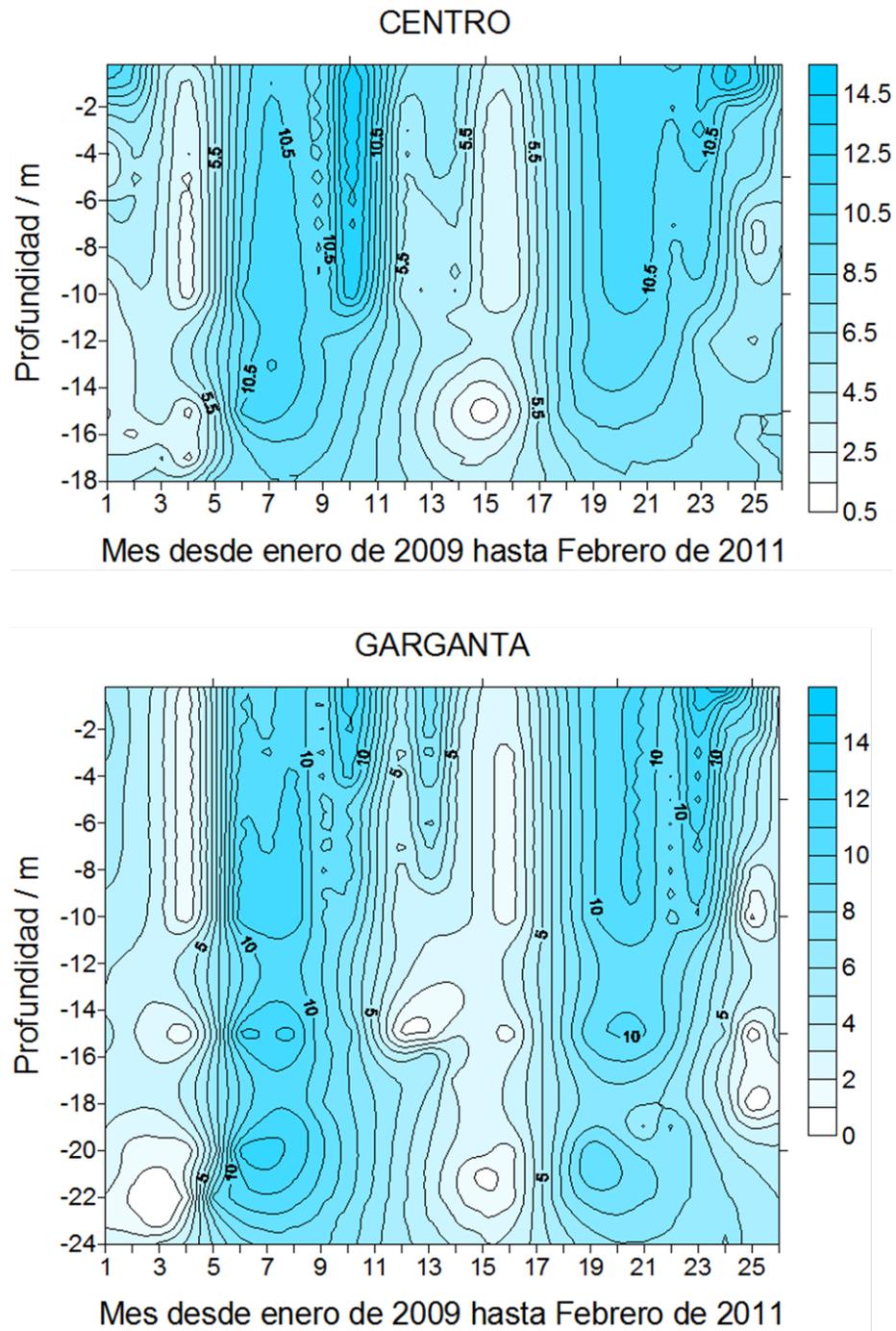
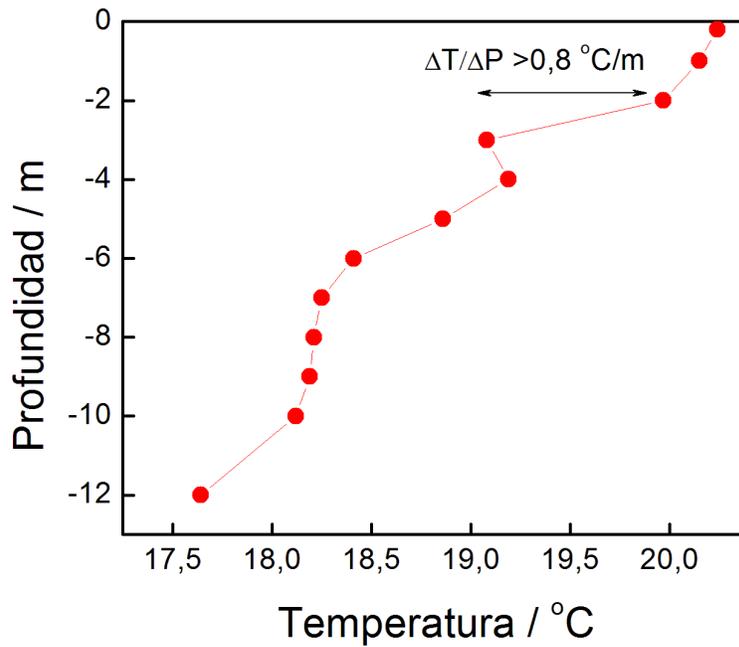
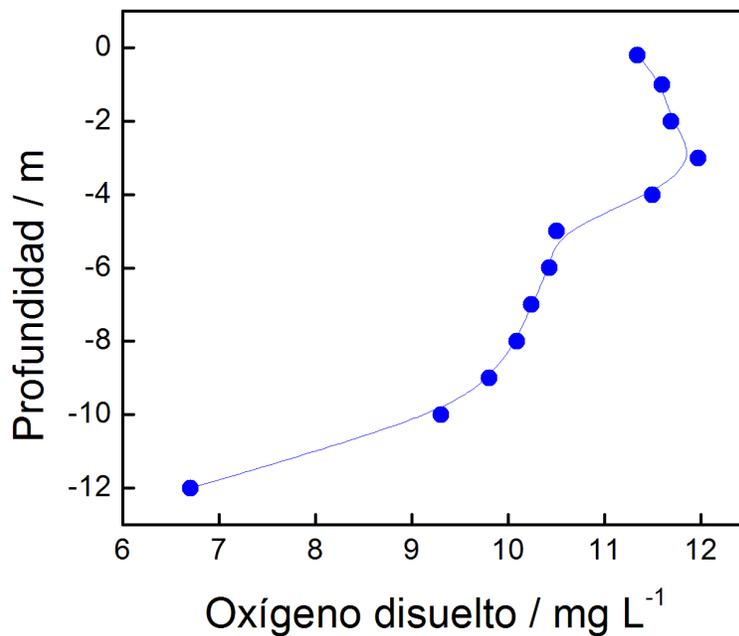


Figura 5.20: Isopletas de oxígeno de las estaciones Centro (gráfico superior) y Garganta (gráfico inferior). Período enero del año 2009 hasta febrero del año 2011. Los datos se interpolaron con el programa Surfer [51].



(a)



(b)

Figura 5.21: Mediciones *in situ* llevadas a cabo en la estación Centro del Embalse San Roque el día 01-11-2010. (a): Valores de temperatura a diferentes profundidades. Se observa termoclina a tres metros de profundidad ya que la temperatura varía más de 0,8 °C en un metro. (b): Concentración de oxígeno disuelto a diferentes profundidades. A partir de 3 m de profundidad el oxígeno comienza a disminuir por la presencia de una termoclina.

Sobre la base de los resultados obtenidos, y mediante la prueba estadística del T de Student, se compararon los valores promedio del logaritmo de clorofila-a cuando los sitios presentan estratificación térmica con los que no presentan esta característica. Para ello se siguió un protocolo riguroso y se verificó que los supuestos estadísticos que requiere la aplicación de esta prueba se cumplieran: distribución normal, homocedasticidad e independencia de las variables. Los valores de media de clorofila fueron $58,9 \mu\text{g/L}$ y $117,0 \mu\text{g/L}$ para el caso de ausencia y presencia de estratificación respectivamente. Los supuestos estadísticos para realizar una prueba de comparación de medias de t de Student se cumplen para el caso de los logaritmos de Clorofila-a. Esto no introduce dificultades para la interpretación de los datos ya que el índice de eutroficación de Carlson es una función logarítmica de la clorofila.

La Figura 5.23 muestra los gráficos de caja del logaritmo de clorofila-a para casos con ausencia y presencia de termoclina. Se obtuvieron valores medios de logaritmo de clorofila-a de 3,2 y 3,8 para el caso de ausencia y presencia de estratificación respectivamente. La prueba de T de Student dió como resultado un valor de significancia p menor a 0,05 ($p = 0,0126$), por lo que se puede rechazar la hipótesis nula que postula medias iguales con un 95 por ciento de confianza. Se observa que se obtuvo una media significativamente mayor en el caso de presencia de estratificación. Cabe destacar que la estadística se llevó a cabo con la serie de datos completa, la cual contiene información de verano e invierno. Se calcularon por este motivo los valores medios de concentración de clorofila-a sólo contemplando datos de primavera-verano en ausencia y presencia de estratificación térmica, y se obtuvieron valores iguales a $88,6$ y $128,6 \mu\text{g/L}$ respectivamente. De esta manera se puede decir que la tendencia no es sólo un efecto de la estación del año. Este resultado es alentador ya que los difusores en el lago fueron instalados con el propósito de romper la estratificación térmica para disminuir la proliferación algal, y este análisis permitió obtener conclusiones estadísticamente significativas.

Por otro lado, se estudió la frecuencia de episodios de anoxia mediante la detección de las estaciones de monitoreo que presentaron una concentración de oxígeno menor a 1 mg/L . Se observó que este episodio ocurrió 27 veces en doce fechas. La profundidad que más frecuencia de anoxia mostró es de 10 metros. Por otro lado, la estación 2, correspondiente a la Garganta, es la que más veces presentó anoxia de este nivel (1 mg/L). En este análisis se incluyeron todas las fechas de monitoreo y es importante resaltar que los difusores no siempre han estado en funcionamiento. Esto confirma que el buen desempeño de los difusores en esa zona es de gran importancia para prevenir estos episodios.

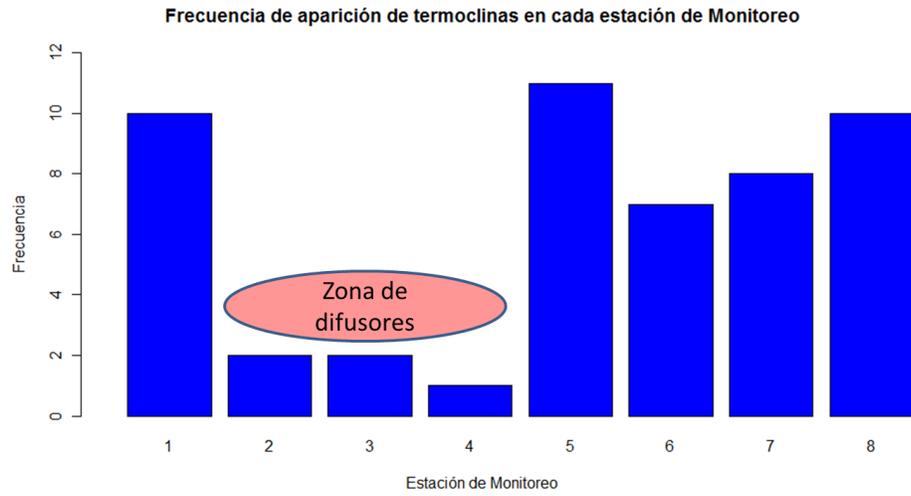


Figura 5.22: Histograma de presencia de termoclina para las diferentes estaciones de monitoreo.

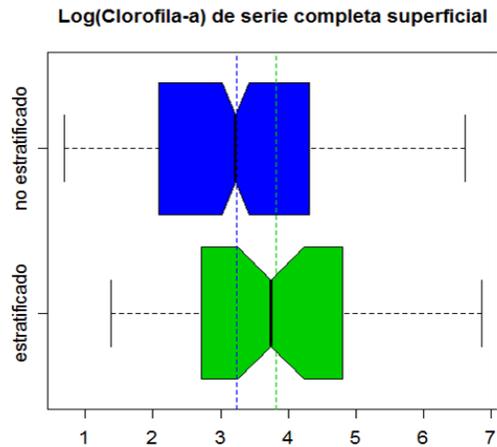


Figura 5.23: Gráfico de caja del logaritmo natural de clorofila para sitios con presencia o ausencia de termoclina

5.4.2. Variabilidad horizontal de clorofila-a

En la Figura 5.3 se pudo observar que no es posible diferenciar las estaciones de monitoreo mediante un análisis marginal de los datos. Se decidió trabajar con algún índice que dé cuenta de la variabilidad espacial dentro de cada día de muestreo para evitar efectos estacionales o anuales. Para ello se propuso el cálculo de los siguientes índices:

- n_{medio} : Valor de clorofila-a de un sitio normalizado por la media del lago en esa fecha, Ecuación 5.1
- n_{max} : Valor de clorofila-a de un sitio normalizado por el máximo del lago en esa fecha,

Ecuación 5.3

$$n_{medio} = \frac{n_i}{n_{promedio}} \quad (5.1)$$

donde n_i es el valor de concentración de clorofila-a de una determinada fecha y del sitio i y $n_{promedio}$ está dada por la Ecuación 5.2.

$$n_{promedio} = \frac{\sum_{i=1}^N n_i}{N} \quad (5.2)$$

donde N es el número de sitios de monitoreo

$$n_{max} = \frac{n_i}{n_{maximo}} \quad (5.3)$$

Se desarrolló un código en R para calcular estas dos variables a partir de los datos de clorofila-a de cada sitio. De esta manera se obtuvo un valor de n_{medio} y de n_{max} para cada fecha de monitoreo y cada sitio. Los valores de n_{medio} cercanos a 1 indican que ese sitio se comporta como la media del lago en esa fecha, mientras que valores de n_{max} cercanos a 1 indican que ese sitio presenta valores máximos de clorofila en esa fecha. La Figura 5.24 muestra la media aritmética de toda la serie del valor n_{medio} para cada sitio de monitoreo.

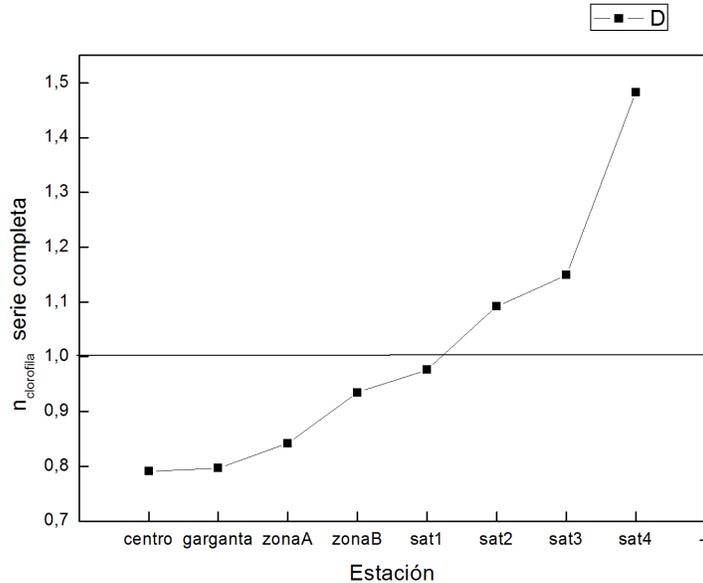


Figura 5.24: Media aritmética del valor n_{MEDIO} de toda la serie en función del sitio de monitoreo.

Se observa que los sitios Garganta, Zona A, Zona B correspondientes a la zona de difusores presentan valores por debajo de 1. Este hecho es significativo ya que permite decir que **en promedio** estos sitios presentaron valores de clorofila-a menores a la media del lago en cada fecha. Este comportamiento se observa también para el sitio Centro indicando que

se comporta de manera similar a los de la zona de actuación de los difusores. Es interesante notar que los valores promedio de clorofila-a de la serie temporal completa del sitio Centro son estadísticamente indiferenciables a los valores promedio de clorofila-a del conjunto completo de sitios del lago, tal como se observó en la 5.1. Sin embargo, el dato de n_{medio} del sitio Centro en la 5.24 no aparece cerca de la barra horizontal, tal como se esperaría sobre la base del análisis de los datos de la 5.1. Este resultado revela la importancia de considerar factores temporales en el análisis comparativo de concentración de clorofila-a. Por otro lado, la Figura 5.25 muestra la media aritmética de toda la serie del valor n_{max} para cada sitio de monitoreo. Se observa que los valores de esta variable de los sitios correspondientes a la zona de difusores se encuentran en la parte inferior de la curva, indicando que en promedio presentan valores de clorofila-a alejados del máximo del lago en cada fecha.

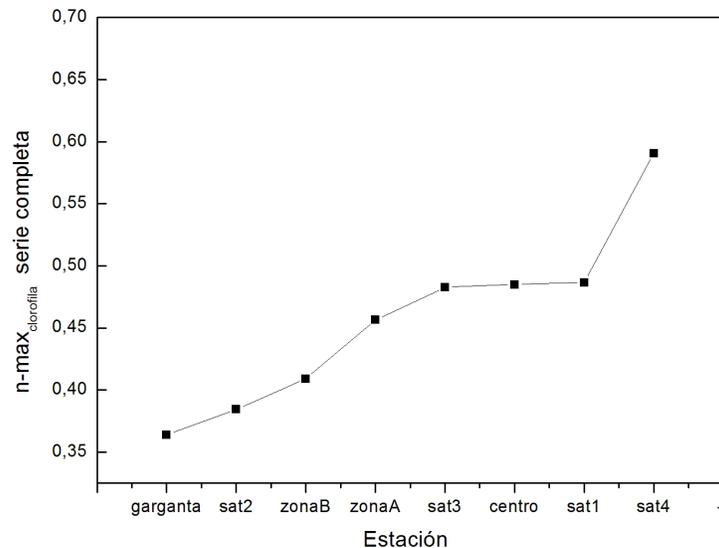


Figura 5.25: Media aritmética del valor nMAX de toda la serie en función del sitio de monitoreo.

5.5. Análisis de estructura de series temporales

Se utilizó el programa Temporal-Pex para realizar un **análisis de estructura** de series temporales de datos correspondientes a los ocho sitios de monitoreo. Aretha *et al.* realizaron un análisis de más de cincuenta series temporales correspondientes a caudales de ríos y arroyos de la región de Paraná, Brasil, con el programa Temporal-Pex [66]. Ellos pudieron diferenciar mediante un gráfico *fastmap* seis conjuntos de datos que se asociaron a cinco subcuencas. De esta manera demostraron, mediante el estudio de una problemática de carácter hidrológico, la utilidad de esta herramienta para la visualización y análisis de series de este tipo.

Es importante aclarar que en un cuerpo de agua y bajo determinadas condiciones de estabilidad, el sistema se encuentra prácticamente en un estado estacionario, con escasas variaciones de las variables fisicoquímicas y biológicas del agua. Es de esperar que éstas

presenten patrones temporales independientes del sitio del lago en donde son medidas. Sin embargo, esto no se cumple si las diferencias ambientales en distintas zonas del sistema son grandes. Por este motivo se evaluaron en primer lugar asociaciones químicas entre especies manteniendo el sitio de monitoreo constante. Luego se amplió el estudio introduciendo datos de diferentes sitios de monitoreo.

5.5.1. Variables fisicoquímicas de un sólo sitio

La Figura 5.26 presenta un mapa de proyecciones de tipo *fastmap* de las variables: temperatura, oxígeno disuelto en superficie, pH, conductividad, fósforo total, fósforo reactivo soluble, nitratos y clorofila-a. Todas ellas del sitio de monitoreo Centro. Cada punto del mapa corresponde a una serie temporal, tal como se muestra en la Figura 5.26(b). Se puede ver que los puntos correspondientes a temperatura, fósforo reactivo soluble y clorofila-a se encuentran más cercanos entre sí. En la Figura de la derecha se puede visualizar una marcada similitud entre estas tres series temporales. En este caso se puede explicar desde la química y la biología la asociación encontrada, ya que la fotosíntesis aumenta con la temperatura y con la disponibilidad de un nutriente limitante como es el fósforo.

Es notable la capacidad de esta técnica para mostrar de manera gráfica y sencilla relaciones entre variables fisicoquímicas. Este resultado abre una puerta para continuar estudios con mayor cantidad de variables, en especial biológicas, y con funciones de ellas.

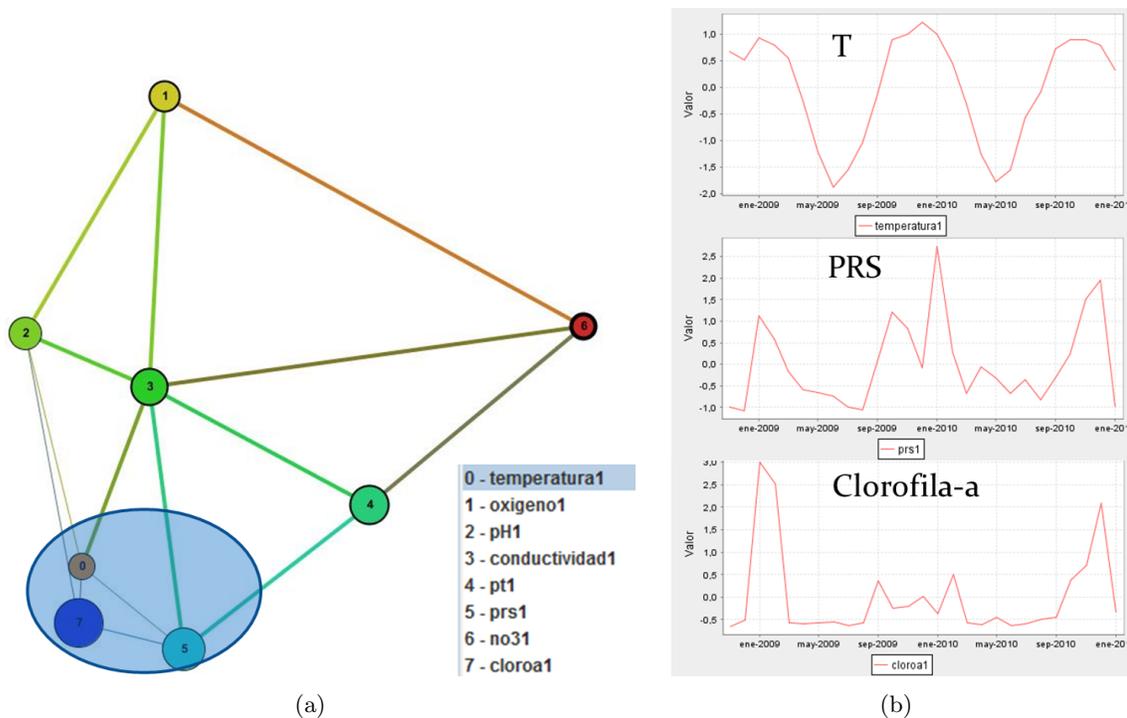


Figura 5.26: (a):Representación de 8 series temporales correspondientes a la estación Centro realizadas con el programa Temporal-Pex. Distancia: euclideana; técnica de proyección: IDMAP; tipo de proyección: Fastmap. (b): Series temporales correspondientes a los puntos 0 (Temperatura), 5 (Fósforo Reactivo Soluble) y 7 (Clorofila-a).

5.5.2. Variables fisicoquímicas de 8 sitios en simultáneo

En la Figura 5.27 se muestra un mapa de proyecciones realizado mediante la técnica *fastmap* de 32 series temporales correspondientes a los ocho sitios de monitoreo y cuatro variables fisicoquímicas. Cada color corresponde a una especie química. Se observan claramente cinco grupos de datos. En principio es esperable que los puntos se agrupen por color, es decir el pH por un lado, la conductividad por otro, etc. Sin embargo, la diferencia más importante que presenta la Figura 5.27(a) es que cuatro conjuntos se separan por color, o variable química, y el del medio lo hace por sitio de monitoreo. En particular los puntos correspondientes a los sitios SAT-3 y SAT-4 se agrupan en el centro. Esto indica que la influencia espacial en las variables químicas medidas en esos sitios es muy alta y genera un patrón temporal muy diferente al del resto del Embalse. En menor medida, se observa una separación dentro de cada conjunto o grupo de color. En estos casos se puede observar que los datos correspondientes a series de los sitios SAT-1 y SAT-2 se ubican en sectores alejados de los otros cuatro puntos. En la Figura 5.27(b) se muestra una imagen LANDSAT-5TM en una combinación 321. En ella se marcaron con un círculo azul y uno rojo los sitios asociados a las series temporales de la Figura 5.27(a). Los datos que no han sido resaltados corresponden a los sitios Centro, Garganta, Zona A y Zona B. Se puede ver que la zona Norte del Embalse, cercana a la desembocadura del río Cosquín, se comporta de modo muy diferente al resto del Embalse. Por otro lado la zona Sur también aparece como un grupo diferente, mientras que el Centro y el Este conformarían un tercer conjunto.

Este análisis permite visualizar grupos pero no da cuenta de la calidad del agua de cada uno de ellos. Por este motivo, en la Tabla 5.4 se presentan los valores promedio de clorofila-a de las series temporales correspondientes a los ocho sitios de monitoreo y a los tres grupos detectados mediante el análisis con Temporal-Pex. Se observa que el centro y la región en donde están instalados los difusores tienen, en promedio, los menores valores, mientras que la zona Norte del Embalse es la que se encuentra más eutrofizada.

El análisis de estructura realizado con el programa Temporal-Pex revela una evidencia contundente de la diferencia espacial que existe en el Embalse San Roque, la cual no fue posible de demostrar mediante métodos estadísticos marginales.

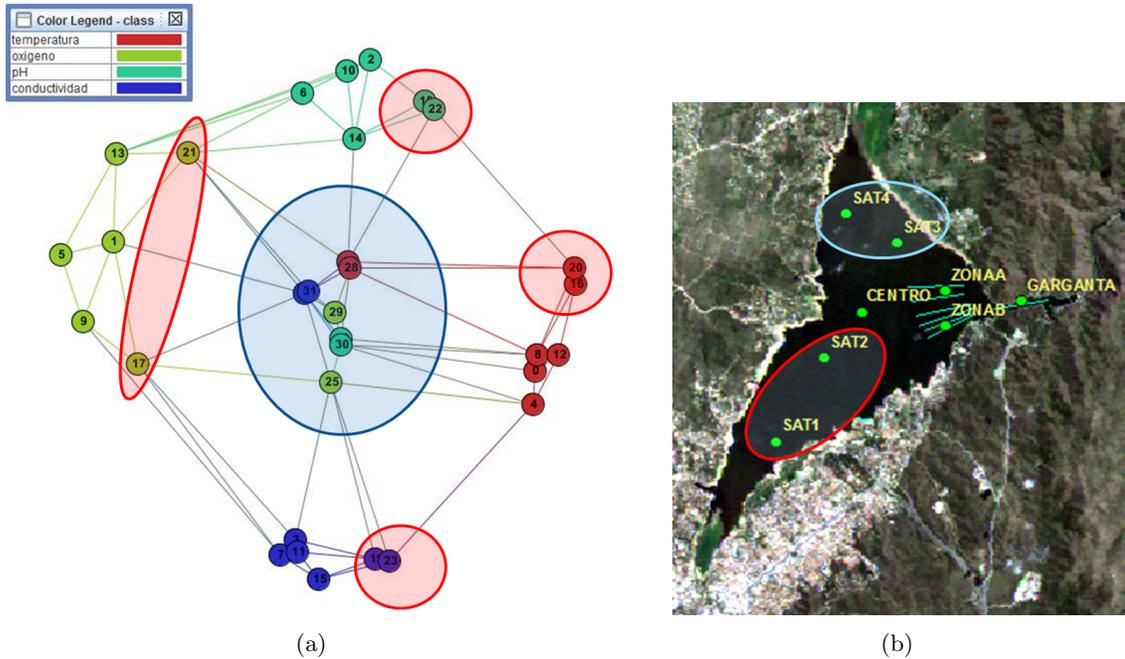


Figura 5.27: (a): Representación realizada con el programa Temporal-Pex de 32 series temporales correspondientes a cuatro variables y 8 sitios de monitoreo. El número del círculo indica la serie graficada y el color el tipo de variable. 0- temperatura-Centro; 1- oxígeno-Centro; 2- pH- Centro; 3-conductividad-Centro; 4- temperatura-Garganta; 5- oxígeno-Garganta; 6- pH- Garganta;7-conductividad- Garganta; 8- temperatura-Zona-A; 9-oxígeno-Zona-A; 10- pH- Zona-A; 11-conductividad- Zona-A; 12- temperatura-Zona-B; 13- oxígeno-Zona-Zona-B; 14- pH- Zona-B; 15-conductividad- Zona-B; 16- temperatura-SAT-1; 17- oxígeno-SAT-1; 17- pH- SAT-1; 18-conductividad-SAT-1; 19- temperatura-SAT-2; 20- oxígeno-SAT-2; 21- pH- SAT-2; 22-conductividad-SAT-2; 23- temperatura-SAT-3; 24- oxígeno-SAT-3; 25- pH- SAT-3; 26- conductividad- SAT-3; 27- temperatura-SAT-4; 28- oxígeno-SAT-4; 29- pH- SAT-4; 30-conductividad- SAT-4; 31- temperatura-SAT-4.(b): Zonas del Embalse asociadas al agrupamiento de series temporales mostradas en la imagen de la izquierda.

Concentración promedio de clorofila-a $\mu\text{g/L}$							
Centro	Garganta	Zona A	Zona B	SAT-1	SAT-2	SAT-3	SAT-4
69,9	53,7	81,0	46,2	77,9	51,3	85,7	139,6
Centro-Este				Sur		Norte	
62,7				64,6		112,0	

Tabla 5.4: Valores promedio de concentración de clorofila-a de las series temporales correspondientes a los ocho sitios de monitoreo y a los tres grupos detectados mediante el análisis realizado con Temporal-Pex.

5.6. Conclusiones Parciales

- Se corroboró estadísticamente que un muestreo de variables fisicoquímicas en el centro del Embalse es representativo del comportamiento promedio del lago.

- Los valores de concentración de clorofila-a son significativamente mayores en verano que en invierno
- Se observó que el Embalse se comporta como un cuerpo de agua eutrófico debido a que se obtuvo un valor promedio de índice de Carlson igual a 64,1. Además se determinó que en verano el Embalse se comporta en ocasiones como hipertrófico mientras que en invierno como mesotrófico.
- Los índices de diversidad y de equidad de especies reflejan la problemática de eutrofización del lago y presentan valores bajos en verano. Es importante notar que en las estaciones de monitoreo correspondientes a la zona de los difusores, Garganta, Zona-A y Zona-B, se registraron valores promedio menores al resto de los sitios, pero la prueba de diferencia de medias t de Student indicó que estas diferencias no son significativas.
- Se observó que un análisis estadístico de ANOVA no revela diferencias significativas entre los sitios monitoreados en el Embalse, a excepción del pH de la zona de la Garganta que resultó significativamente menor al resto. A menor pH se espera una menor concentración de clorofila-a, en un cuerpo de agua productivo como es el caso del embalse San Roque.
- El análisis bivariado permitió confirmar que durante episodios de anoxia en el fondo del Embalse, se liberan especies de hierro (II) y manganeso (II) desde los sedimentos y con ellos fósforo reactivo soluble.
- El análisis bivariado permitió encontrar una relación lineal significativa y positiva, aunque pequeña, entre concentración de clorofila-a y radiación incidente.
- Durante el verano del año 2010 se registró un valor promedio de clorofila-a significativamente menor a los veranos 2009 y 2011.
- Un experimento realizado en el Embalse permitió confirmar que la hora de muestreo influye significativamente en los valores de clorofila-a, pH y Oxígeno disuelto medidos in-situ. Además, la magnitud de esta influencia depende de la radiación incidente y por lo tanto de la época del año.
- Se obtuvo una relación lineal entre concentración de clorofila-a y pH con un coeficiente r^2 igual a 0,98. Sobre la base de este resultado sería posible calcular concentración de clorofila-a a partir de mediciones de pH en jornadas con buenas condiciones climáticas, día soleado y sin viento.
- La estratificación térmica en verano se registra en los ocho sitios muestreados pero la frecuencia de estos episodios es marcadamente menor en los sitios cercanos a los difusores.
- La concentración de clorofila-a es significativamente menor en ausencia de estratificación térmica
- Un análisis espacial permitió determinar que los sitios cercanos a los difusores presentan, en promedio, valores de clorofila-a menores a la media del lago en cada fecha
- Los sitios cercanos a los difusores han presentado menor cantidad de veces los valores máximos registrados en el lago en cada fecha

- El análisis de estructura realizado con el programa Temporal-Pex permitió diferenciar el Embalse en tres zonas bien definidas, Centro-este (sitios Centro, Garganta, Zona A y Zona B), Sur (SAT-1 y SAT-2) y Norte (SAT-3 y SAT-4). Además se observó que el grupo Centro-Este presentó el menor valor promedio de concentración de clorofila-a, 62,7 $\mu\text{g/L}$, mientras que la zona Norte el mayor, 112,0 $\mu\text{g/L}$.

Capítulo 6

Análisis de imágenes satelitales

6.1. Antecedentes en el área

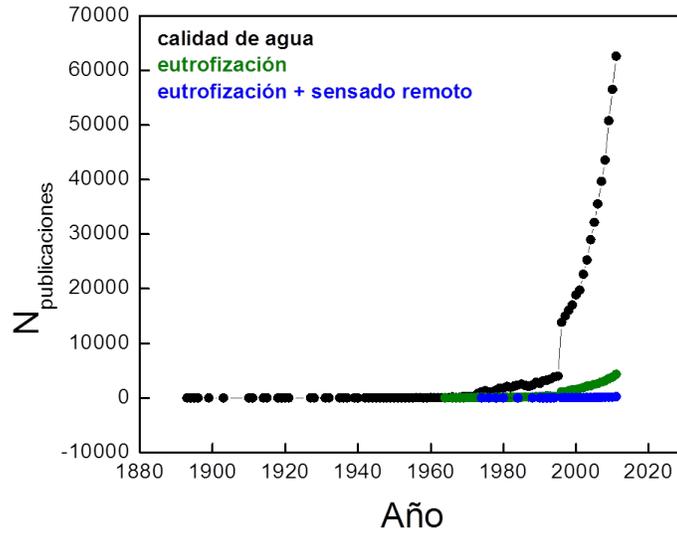
6.1.1. Historia y Evolución

Las técnicas de teledetección aplicadas al estudio de calidad de agua poseen la gran ventaja de proveer una alta cobertura espacial y temporal que de otra manera sería imposible. Esto no sólo se debe al gran costo de los análisis químicos involucrados en una investigación de campo, sino también a la imposibilidad práctica de realizar un muestreo con alta densidad de puntos en una jornada de trabajo. Como se explicó anteriormente, el proceso de fotosíntesis regula la química de las aguas productivas y éste posee una dinámica circadiana muy sensible a factores ambientales como radiación incidente y temperatura [20, 67, 68, 69, 70, 62, 71, 72]. Por este motivo la posibilidad de obtener información espectral de un lago en distintas zonas de manera simultánea reduce el margen de error para el estudio de patrones espaciales [69, 73]. Este punto fue clave y disparador para incluir información satelital en la evaluación de los efectos del sistema de aireación artificial sobre diferentes variables biogeoquímicas del Embalse San Roque.

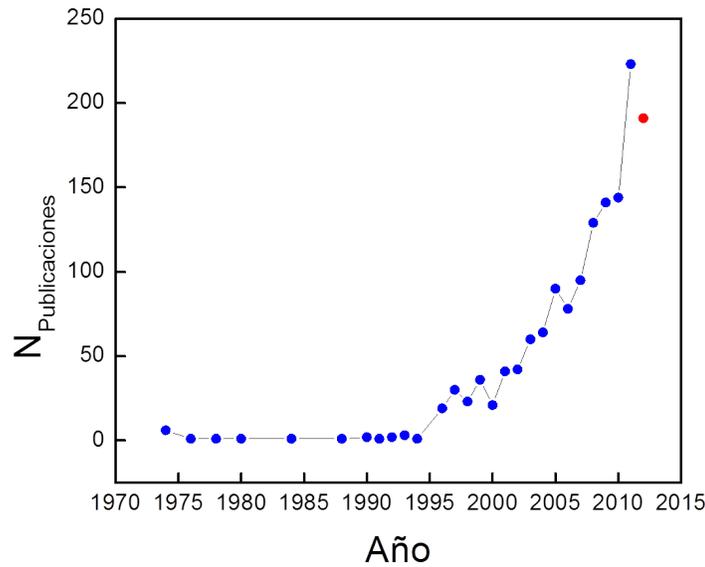
Se utilizó la base de datos de bibliografía científica *SCOPUS* para investigar el estado de avance del uso de técnicas de teledetección en el estudio de procesos de eutrofización. Esta herramienta permite buscar por palabras claves artículos científicos y clasificarlos por año de publicación, autor, país de origen, fuente o área de estudio. La Figura 6.1 muestra el número de publicaciones en función del año para las frases claves: calidad de agua, eutrofización y eutrofización más sensado remoto. Es importante aclarar que el motor de búsqueda funciona en idioma inglés.

Se observó que para la palabra *water quality* aparecen 586.069 trabajos publicados, el primero titulado *La calidad del agua en Londres* [74] de autor desconocido en 1.893, y el segundo *La calidad del agua de consumo* [75] en el año siguiente. Se puede destacar que el interés de la comunidad científica por la calidad del agua de consumo tiene más de un siglo. En el caso de la palabra clave *eutrophication* se observó que el primer trabajo publicado es de 1964, siete décadas después del inicio de estudios científicos de calidad de agua para consumo [76]. Éste aborda la caracterización del fitoplancton en un brazo del mar Holandés luego de la construcción de un dique. Bakker et al observaron un aumento

de la eutrofización del agua relacionado con un incremento en la concentración de fósforo inducido por el desagote de cloacas y la contaminación producida por los *Polders* vecinos. Por último, cuando se combinan las palabras *remote sensing* y *eutrophication* se encuentra que los primeros estudios publicados datan de una década después, en 1974. En particular, estos trabajos muestran estudios de florecimientos algales en los grandes lagos de Estados Unidos llevados a cabo con el sensor MSS, que se encontraba a bordo de los satélites ERTS 1 (Earth Resources Technology Satellite) [77, 78] y LANDSAT 2 [79]. Al mismo tiempo aparecen los primeros estudios basados en fotografías aéreas infrarrojas que mostraron un alto contraste entre aguas eutróficas y aguas claras [77, 80]. Este hecho puso en evidencia por primera vez la potencialidad de esa zona del espectro para detectar florecimiento de algas en aguas continentales. Otro aspecto a resaltar en los gráficos de la Figura 6.1 es el aumento de la pendiente que muestra el gráfico de la evolución temporal del estudio científico de la calidad de agua a partir de la década de los noventa.



(a)



(b)

Figura 6.1: (a):Número de publicaciones científicas en función del año determinadas mediante el motor de búsqueda de la base de datos SCOPUS. Los puntos negros corresponden a la palabra clave *water quality*, los verdes a *eutrophication* y los azules a *eutrophication + remote sensing*.(b): Ampliación de la curva azul de la Figura 6.1(a). El punto rojo corresponde al dato del año en curso, 2012.

La Figura 6.1(b) es una ampliación de la curva correspondiente a la palabra clave *eutrofización más sensado remoto*. Se observa que a partir del año 1996 la curva de crecimiento

es de tipo exponencial. Este dato es significativo ya que demuestra el grado de actividad e interés en esta área de estudio. En color rojo se graficó el valor correspondiente al año 2012, que se encuentra en curso, cuya inclusión en la curva hubiera ocasionado un falso pico. La Tabla 6.1 resume la información más relevante de estos gráficos ya que permite comparar el número total de trabajos publicados para las palabras clave seleccionadas como así también el año de aparición del primer trabajo.

Palabra clave/ traducción	Año de primera publicación	Trabajos publicados al 30-06-2012
water quality/ calidad de agua	1893	586.583
eutrophication/ eutrofización	1964	43.265
eutrophication + fresh water/ eutrofización + agua dulce	1971	6.101
eutrophication + remote sensing/ eutrofización + sensado remoto	1974	2.201
eutrophication + remote sensing + fresh water or inland water or lake / eutrofización + sensado remoto + agua dulce o agua continental o lago	1974	1.366

Tabla 6.1: Año de primera publicación científica y total de trabajos publicados para diferentes palabras claves relacionadas con estudios de calidad de agua, eutrofización y sensado remoto según la base de datos SCOPUS.

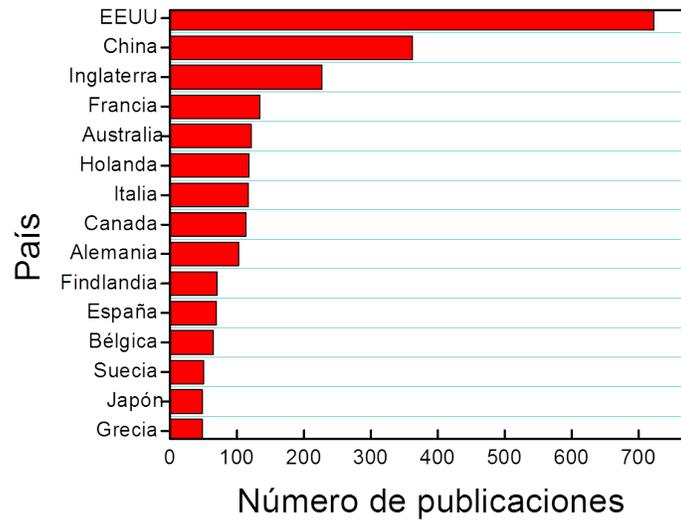
Mediante este análisis se pudo conocer que la utilización de sensores remotos para medir concentración de parámetros biogeoquímicos en cuerpos de agua como temperatura, clorofila-a, turbidez, sólidos suspendidos, entre otros, tiene una historia de casi 40 años. Esto es apenas 10 años menos que la aparición del primer trabajo científico que aborda la problemática de la eutrofización. Además, se puede ver que el estudio remoto de cuerpos de agua dulce comenzó al mismo tiempo que los correspondientes orientados a la determinación de fitoplancton en océanos.

6.1.2. Experiencias internacionales y locales

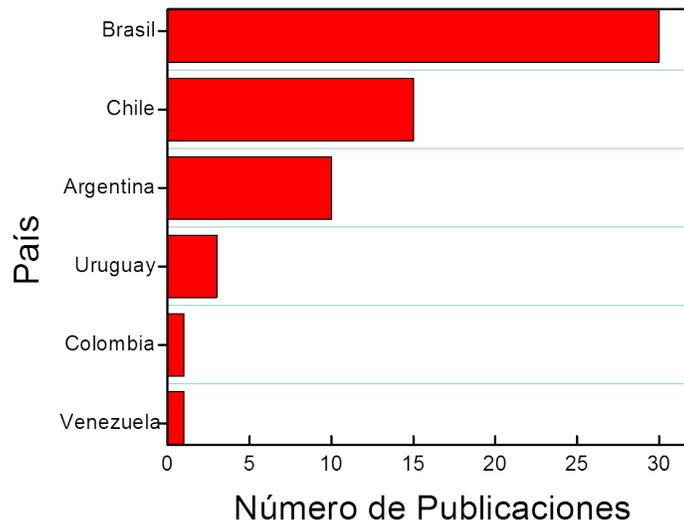
Se evaluaron los estudios realizados en el contexto internacional, regional y nacional. La Figura 6.2(a) muestra un gráfico de barras con el número de publicaciones para las palabras claves *eutrofización más sensado remoto* para los quince países que más trabajos realizados tienen. Se observa que Estados Unidos es líder en el área con más de 700 trabajos publicados que corresponden al 33 por ciento del total. Luego le siguen China, Inglaterra y Francia con 362, 227 y 134 respectivamente que acumulan otro 33 por ciento. Es importante destacar la presencia de Australia y Holanda, que si bien presentan alrededor de 100 trabajos cada uno, son países pioneros y de referencia en estudios de aguas eutrofizadas. La Figura 6.2(b) muestra el mismo tipo de gráfico para América Latina, que en total suman un 0.03 por

ciento. Se observa que el país con mayor experiencia en el área es Brasil con 30 trabajos, seguido por Chile con 15 y Argentina con 10. Es interesante observar que hay países de Sur América que no presentan o presentan muy pocos estudios de este tipo, como Bolivia, Paraguay, Perú, Venezuela, Colombia, entre otros. Este hecho debe ser revertido para lograr diagnósticos globales más precisos en materia de aguas eutrofizadas.

En el caso de Argentina se registran trabajos realizados en el Centro, Litoral, la Pampa húmeda y la Patagonia, en su mayoría mediante el uso de los sensores TM o ETM+. Canziani et al. determinaron el grado de eutrofización de lagos poco profundos y con alto contenido de nutrientes, en la provincia de Buenos Aires, mediante la integración de datos de campo y firmas espectrales de los sensores TM o ETM+ de los satélites LANDSAT5 y LANDSAT7. Para ello utilizaron modelos basados en redes neuronales [81]. Además modelaron mapas de clorofila-a y sólidos suspendidos. Por otro lado, para el Embalse San Roque existe una contribución muy importante realizada por CONAE, el Instituto Nacional del Agua y la Universidad de la Plata [8]. El grupo de Sala y col. realizó mediciones *in situ* de composición de fitoplancton y clorofila-a, entre otros parámetros fisicoquímicos, en simultáneo con mediciones de radiación llevadas a cabo con un radiómetro de campo. Lamaro et al. midieron firmas espectrales de diferentes especies de algas que luego compararon con espectros obtenidos en el Embalse lo que les permitió interpretar cuantitativamente los resultados. Mediante la técnica de regresión lineal múltiple obtuvieron un modelo para calcular clorofila-a a partir de datos de radianza y mediciones in-situ del compuesto con un r^2 igual a 0,94.



(a)



(b)

Figura 6.2: Número de publicaciones científicas que contienen en sus textos las palabras claves *eutrofización* y *sensado remoto* discriminado por países. Estadística realizada con la base de datos SCOPUS. (a): 15 países con mayor número de trabajos publicados. (b): Países de Latinoamérica.

6.1.3. Sensores remotos utilizados para monitorear calidad de agua

Tal como se explicó en el Capítulo 2, Marco Teórico, la radiación reflejada, emitida o dispersada por un cuerpo de agua, a una determinada longitud de onda, es el resultado

de interacciones físicas y químicas de la luz incidente con la estructura y composición del medio acuoso. Por este motivo, una alta resolución espectral mejora las posibilidades de construir un algoritmo preciso para la detección de un compuesto particular como por ejemplo clorofila-a. Por otro lado, hasta la fecha, los sensores con gran resolución espectral poseen baja resolución espacial. Esto circunscribe su uso a lagos pequeños o zonas costeras.

La Tabla de la Figura 6.3 muestra ejemplos de estudios de calidad de agua realizados con diferentes sensores remotos. Se seleccionaron los casos más ilustrativos, a nuestro criterio. Los radiómetros de MERIS[82, 83, 84], SeaWiFs[85, 86] y MODIS [87, 88] poseen bandas selectivas para realizar mediciones de concentración de clorofila-a en el océano. Además tienen una revisita que va desde 1 a 3 días, lo que permite calcular mapas de clorofila-a, sólidos suspendidos o transparencia con alta cobertura temporal y de buena exactitud. Estos sensores poseen una resolución espacial en un rango de 250 a 1100 metros, tal como se muestra en 6.3. Esta característica es desventajosa para el monitoreo de lagos pequeños, como es el caso del Embalse San Roque. El sensor ASTER si bien no fue pensado para monitoreo de calidad de agua también se ha utilizado para ese fin [89].

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE IMÁGENES SATELITALES

Variable	Sensor/ Plataforma	Características espectrales	Resolución espacial / m	Revisita /días	Referencia
Transparencia Clorofila-a Materia org. coloreada	MERIS/ ENVISAT	15 bandas (390-1040)nm	300	3	(Campbell et al., 2011 ; Sokoletsky et al., 2011 ; W. Yang et al., 2011)
Clorofila-a	SEAWIFS/ SeaStar spacecraft	8 bandas (400-885)nm	1100	1	(Heim et al., 2005 ; Shanmugam et al., 2008)
Vegetación acuática Clorofila-a	MODIS/ TERRA AQUA	36 bandas (405-14385)nm	250 (bandas 1-2) 500 (bandas 3-7) 1000 (bandas 8-36)	1	(Hu, 2009) (Chavula et al., 2009)
Clorofila-a	ASTER/ TERRA	15 bandas (520-11650)nm	15-90	16	(Nas et al., 2009)
Clorofila	MMRS/ SAC-C	5 bandas (480-1700)nm VIS-NIR-SWIR	175	16	(Dogliotti, Gagliardini, & Frouin, 2005)
Clorofila-a Transparencia	MSS/ LANDSAT 1 al 3	5 bandas (500-1260)nm	≈ 80 ≈ 240 (banda térmica)	16	(Raitala, Jantunen, & Myllymaa, 1984 ; Renó, Novo, Almeida-Filho, & Suemitsu, 2011)
Transparencia Clorofila-a Materia en suspensión	TM/ LANDSAT- 5	7 bandas VIS-NIR-SWIR	30m 120m (banda térmica)	16	(Olmanson, Bauer, & Brezonik, 2008) (Duan, Zhang, Zhang, Song, & Wang, 2007),(Brezonik, Menken, & Bauer, 2005) (Zhou, Wang, Zhou, & Troy, 2006)
Transparencia Clorofila-a Materia en suspensión	EMT+ /LANDSAT- 7	8 bandas VIS-NIR-SWIR	30 120 (banda térmica) 15 (pancromática)	16	(Kallio et al., 2008) (Onderka & Pekárová, 2008)
Clorofila-a	AWIFS / IRS-P6	3 bandas VIS 1 banda VNIR	56	5	(Chen, Hu, & Quan, 2012) (Olmanson et al., 2011)
Transparencia	IKONOS/ IKONOS	4 bandas (450-720)nm VIS	4 1(pancromática)	3-4	(Sawaya et al., 2003)
Transparencia Sólidos suspendidos	LISS/ IRS-P6	3 bandas VIS 1 banda SWIR	5,8	5	(Mabwoga, Chawla, & Thukral; Sheela, Letha, Joseph, Ramachandran, & Sanalkumar, 2011)
Clorofila-a	CCD / HJ-A,B	4bandas (430-900)nm	30	4	(Xuemei et al., 2011)
Clorofila-a Pigmentos Sólidos en suspensión Transparencia	HYPERION /EO1	220 bandas (400-2500)nm	30	16	(Giardino, Brando, Dekker, Strömbeck, & Candiani, 2007)
Vegetación sumergida Transparencia	MS/ QUICKBIR D	4 bandas 450-900	2,4 0,6 (pancromática)	1-3,5	(Dogan et al., 2009 ; Sawaya et al., 2003)
Clorofila-a	ARG/ SPOT	4 bandas (500-1750)nm	2,5 (pancromática) 10	2-3	(Messina, 2004)
Clorofila-a Materia en suspensión	MODIS-MERIS-ETM+				(Kallio, Pulliainen, & Ylöstalo, 2005)
Clorofila-a	MODIS-TM (No funcionó MODIS)				(Hellweger, Schlosser, Lall, & Weissel, 2004)
Transparencia, SDD	MODIS-MERIS-SeaWIFS				(Doron, Babin, Hembise, Mangin, & Garnesson)
Transparencia Clorofila-a	TM-MODIS-MERIS-AWIFS				(Olmanson et al., 2011)
Clorofila-a, Materia org. coloreada , Materia en suspensión , transparencia	Radiómetros de campo. Ancho de banda igual a 1nm o menor.				(Duan et al., 2008 ; Huang, Jiang, Zhuang, & Fu; Menken, Brezonik, & Bauer, 2006)

Figura 6.3: Resumen de los principales sensores remotos utilizados para medir variables químicas o físicas indicadoras de calidad de agua. Elaboración propia. Referencias: (Campbell et al. 2011 [33], Sokoletsky et al. 2011 [83], Yang et al. 2011 [84]),(Heim2005 et al. 2005,[86] Shanmugam et al. 2008 [85]), (Hu 2009 [90], Chavula et al. 2009 [88]), (Nas et al. 2009 [89]), (Dogliotti et al. 2005 [91]), (Raitala et al. 1984 [92], Renó et al. 2011 [93]), (Olmanson et al. 2008 [94], Duan et al. 2007 [95], Brezonik et al. 2005 [96], Zhou et al. 2006 [97]), (Kallio et al. 2008 [98], Onderka y Pekarova 2008 [99]), (Chen et al. 2012 [100], Olmanson et al. 2011 [101]), (Sawaya et al. 2003 [102], (Mabwoga et al. [103], Sheela et al. 2011 [104]), (Xuemei et al. 2011 [105]), (Giardino et al. 2007, [106]),(Sawaya et al. 2003 [102]Dogan et al. 2009 [107]), (Messina 2004 [108]), (Kallio et al. 2005 [109]), (Hellweger et al. 2004 [110]), (Doron et al. [111]),(Olmanson et al. 2011 [101]), (Huang et al. [112], Menken et al. 2006 [113], Duan et al. 2008 [95])

Con respecto a sensores de resolución espacial media se encuentran los que poseen los satélites de la NASA LANDSAT ya que permiten el estudio de series temporales de hasta cuarenta años con una resolución espacial de 30 metros y temporal de dieciséis días. Como se mencionó en la introducción, el primer trabajo publicado de mapas de calidad de agua a partir de sensores remotos se realizó con el sensor MSS de LANDSAT-2. La desventaja radica en la baja resolución espectral que limita la elaboración de un algoritmo universal para calcular clorofila-a sólo a partir de datos de radianza. En la actualidad los modelos de clorofila-a, transparencia o sólidos suspendidos obtenidos a partir de estos sensores están basados en relaciones empíricas entre mediciones satelitales y datos de campo.

Por otro lado, existen numerosos sensores de alta resolución espacial que se han utilizado para determinar variables químicas en cuerpos de agua. La desventaja de éstos es que sus bandas poseen poca resolución espectral. Este es el caso de los sensores MS/Quickbird de Estados Unidos, LSS y AWiFS de la plataforma india IRS-P6 [114], ARG /SPOT de Francia [115, 116] y el comercial IKONOS de Estados Unidos [117], cuyas resoluciones espaciales van desde uno a diez metros [107, 102]. Además tienen revisitas de tres a cinco días. El sensor CCD del satélite japonés HJ-B tiene baja resolución espectral y media resolución espacial pero presenta la ventaja de una revisita de cuatro días, frente a la de dieciséis del LANDSAT, convirtiéndolo en una alternativa interesante para programas de monitoreo y alerta temprana de florecimientos de algas [105].

Para citar algunos ejemplos, MS/Quickbird posee cuatro bandas en la región del visible e infrarrojo cercano y una pancromática con resolución espacial igual a 0,6 metros. Este sensor y el del satélite IKONOS han sido utilizados con éxito para clasificar vegetación acuática sumergida como así también la transparencia del lago estudiado [117]. En este último caso con un r^2 igual a 0,89. Además, Batista et al. encontraron una excelente correlación entre la transparencia de disco de Secchi modelada a partir de datos LANDSAT y la modelada a partir de datos IKONOS. Este hecho demostró que se puede para realizar monitoreo de calidad de agua en lagos con muy buena resolución espacial y temporal. Estudios recientes de monitoreo de transparencia y clorofila-a en lagos, realizados con cuatro tipos de sensores remotos diferentes, mostraron que el detector de MERIS permite modelar de manera más exacta la concentración de clorofila-a [118]. Este resultado está de acuerdo con los altos valores de r^2 , superiores a 0,94, obtenidos en modelos de clorofila-a realizados a partir de datos MERIS, MODIS o de radiómetros de campo [32]. Sin embargo, Schalles, referente en el tema, resalta la ausencia del sensor *ideal* entre los disponibles.

6.1.4. Aplicaciones del Sensor TM

El método más utilizado para demostrar la relación entre la reflectancia calculada a partir de datos de sensores TM o ETM+ y las mediciones de campo de variables biogeoquímicas del agua es la regresión lineal. Se consideran modelos aceptables aquellos que presentan un r^2 igual o mayor a 0,4 para clorofila-a y a 0,5 para transparencia de disco de Secchi [119]. Sin embargo, existen también en bibliografía modelos basados en redes neuronales[81], árbol de decisión[120, 121] o índices de vegetación [122, 90, 61].

En la Tabla de la Figura 6.4 se observan diferencias entre los modelos propuestos en bibliografía para caracterizar variables biogeoquímicas como clorofila-a, transparencia de disco de Secchi o sólidos en suspensión. Los estudios se llevan a cabo en lagos a partir de dos

metros de profundidad promedio y sin límites para valores mayores. A primera vista se ve que los sensores TM y ETM+ que aparecen en los algoritmos utilizados para modelar parámetros de calidad de agua utilizan las bandas del visible o infrarrojo cercano, identificadas con los números (1, 2, 3 y 4). La utilización de una u otra banda depende en gran medida del tipo de agua monitoreada, es decir oligotrófica o eutrófica. Una diferencia significativa entre los trabajos seleccionados es el preprocesamiento de las imágenes satelitales. Por ejemplo, el estudio realizado en la laguna de los Patos, Brasil, muestra un algoritmo para calcular materia en suspensión a partir de datos de cuentas digitales y no de reflectancia [123]. Otra diferencia es la corrección atmosférica y el remuestreo de la imagen original. Algunos autores realizan correcciones atmosféricas y obtienen modelos más exactos [124, 125, 126, 127, 128, 97], otros evitan este paso debido a que calibran el algoritmo con datos de campo [129, 130, 94] y otros encuentran que el modelo pierde exactitud cuando se realiza este procedimiento [101]. Por último, hay autores que no explicitan el tipo de corrección atmosférica que realizan [61] o ni siquiera la mencionan [95].

Con respecto al tiempo de diferencia entre el paso del satélite y las mediciones de campo, $\Delta_{(sat - insitu)}$, se acepta 3 días en bibliografía, pero se observan en el cuadro valores superiores. Esto se debe principalmente a la baja resolución temporal de las imágenes LANDSAT y a las limitaciones que genera la presencia de nubes por lo que autores de trayectoria en el área han trabajado con $\Delta_{(sat - insitu)}$ igual a 10 en algunos casos[101]. Se puede observar en la Tabla 6.4 que el intervalo de r^2 correspondiente a los modelos de clorofila-a basados en regresión lineal múltiple comprende desde 0,54 a 0,88.

Lugar	Área/k m ² Profundidad/m	Sensor/ (Nº de imágenes)	Prepro	Variable/ Rango	Sm	$\Delta_{(sat-insitu)}$ días	Algoritmo	r ²	N _p	Ref.	Observaciones
Embalse Los Molinos, Argentina	21 20	L5-TM L7-ETM (6)	GEO, FE3x3, ATM	Cloro-a (0-10)µg/L	7	± 2	ln(cloro-a)=a-b(R1/R2)-c R1	0,72	17	(Pagot, Rodríguez et al. 2004), (Bazán, Corral et al. 2005)	El rango medido in situ es (0.1-163) mg/L. Pero el ajuste es hasta 10 µg/L
Laguna Los Patos, Brasil	10350 5	L5-TM L7-ETM (4)	GEO, F3x3	MMES (0-200)mg/L	10	± (6-17)	ln(MMES)=a+b(R1/R2)-c R1	0,79 0,72	16 30	(Pagot, Rodríguez et al. 2004)	Usan 16 de 30 datos posibles
Costa del mar Mediterráneo, Trípoli, Líbano	100 20	L7-ETM (1)	GEO, DOS ¹ RAD ¹ F3x3	Cloro-a (0,3-3)µg/L SDD (2-11)m	45	± 4	ln(cloro-a) = a-b ln(R1) + c ln(R2) ln(cloro-a) = a-b [ln(R1)/ln(R3)] ln(SDD) = a +b ln(B1) - c ln(B2)	0,72 0,71	34 34 35	(Kabbara, Benkheilil et al. 2008)	Usan 34 de 45 datos posibles
Lago Te-Chi Taiwan	5,5 6	L5-TM (4)	GEO, DOS ¹ RAD ¹ F3x3 ATM(DSO)	Cloro-a (0,1-1560)µg/L SDD (0,3-7)m	5	0	ln(cloro-a) = a+b ln(R2) + c ln(R4) ln(SDD) = a-b ln(R2) - c ln(R4)	0,89 0,88	17 17	(Cheng and Lei 2001)	Eutrófico en verano y meso en invierno
Lago Beysehir, Turquía	654 5	L5-TM (1)	GEO, DOS ¹ RAD ¹ F3x3	Cloro-a 0,56-15,51 SDD 0,35-5,3 MMES 0,1-15,5	40	8	Cloro-a=a-bR1+cR2+dR4 SSD=a+bR1/R3-cR1 MMES=a+bR3	0,60 0,71 0,67	SD SD SD	(Nas, Ekercin et al. 2010)	No corrigen atmosfera
Lago Chagan, China	372 2,52	L5-TM (1)	GEO, DOS ¹ RAD ¹ F3x3	Cloro-a (6,34-58,2) µg/L	20	0	Cloro-a=a+bR4/R3	0,67	20	(Duan, Zhang et al. 2007)	Realizaron espectros de campo Relación optima log(r700/r670)
Tres lagos, Norte de China	372 2,52	L5-TM (1)	GEO, DOS ¹ RAD ¹ F3x3	(Cloro-a) µg/L	SD	0	R4/R3 R3/R2 (R2 + R3 + R4)/3	0,89 0,63 0,72	SD SD SD	(Duan, Zhang et al. 2008)	Otoño Verano verano

Figura 6.4: Resumen representativo de estudios de calidad de agua llevados a cabo con los sensores TM o ETM+ de satélites LANDSAT. Prepro. indica tipo de de preprocesamiento de la imagen, GEO es corrección geométrica, DOS es Corrección atmosférica por el método de sustracción del mínimo del histograma de cada banda, RAD es calibración radiométrica, F3x3 es filtro de media con ventana de tres por tres píxeles ; Sm son los sitios de monitoreos in-situ, delta(sat-insitu) es la diferencia de días entre la medición de campo y el paso del satélite; Np es el número de pares de datos utilizados para realizar la regresión lineal y Ref. la referencia bibliográfica. Elaboración propia. Referencias: (Pagot et al. 2004 [123], Bazán et al. 2005 [131]),(Kabbara et al. 2008 [132]), (Cheng y Lei 2001 [124]), (Nas, Ekercin et al. 2010) [129], (Duan et al 2007 [95]), (Duan et al 2008 [133])

Estudios realizados en el Embalse Los Molinos de nuestra provincia revelaron que cuando se presentan concentraciones elevadas de cloro-a la reflectividad de la banda azul (R1) disminuye, aumentando la reflectividad de la banda verde (r²) [123]. Esto explica el signo negativo de los términos que contienen R1/R y R1 en el modelo propuesto. Es interesante recalcar que el rango de concentración clorofila-a para el cual funciona el algoritmo es (0-10) µg/L. Por el contrario, para altas concentraciones de Sólidos en Suspensión (MMES) la reflectividad de la banda azul tiende a aumentar y la de la banda verde a disminuir por lo que el signo del término que contiene R1 es positivo.

Estudios *in situ* de clorofila-a y transparencia realizados en la costa mediterránea del Líbano, en simultáneo con el paso del satélite LANDSAT- 7, mostraron que los mapas de

clorofila-a obtenidos a partir de un algoritmo empírico basado en datos de reflectancia de las bandas 1 y 2 del sensor ETM+ son muy parecidos a los obtenidos mediante el algoritmo semianalítico OC4v4 derivado de imágenes de SeaWiFS [132]. Además el sensor ETM+ resultó más adecuado para el mapeo de las zonas costeras debido a su mejor resolución espacial. Por este motivo el gobierno de la región decidió utilizar el sensor ETM+ para monitorear mensualmente la calidad del agua. Un aspecto interesante de ese trabajo es que presentan dos modelos para obtener clorofila-a a partir de datos del sensor ETM+. El primero basado en una combinación lineal de los logaritmos naturales de B1 y B2 con un r^2 igual a 0,723 y el segundo basado en la relación $\ln(B1)/\ln(B2)$ con un r^2 prácticamente igual, 0,719. Este hecho es otra muestra de la poca especificidad de las anchas bandas espectrales de los sensores TM y ETM+ de LANDSAT para generar un algoritmo universal de detección de clorofila-a. Además la ausencia de la banda cuatro en las ecuaciones está de acuerdo con la baja concentración de algas presentes en ese cuerpo de agua en el que el intervalo de concentración de clorofila-a es desde 0,3 a 3 $\mu\text{g/L}$ [90].

Cheng et al. realizaron determinaciones in-situ de las tres variables químicas que pueden ser utilizadas para calcular el índice de eutrofización de Carlson en simultáneo con el paso del satélite LANDSAT5 [124]. Como se observa en la Tabla 6.4, obtuvieron un algoritmo para calcular clorofila-a basado en las reflectancias de las bandas 2 y 4 (verde e infrarrojo cercano). Es interesante destacar que la aparición de la banda 4 en la ecuación se corresponde con un intervalo de concentración de clorofila que llega hasta 1500 $\mu\text{g/L}$. Por otro lado, estos autores realizaron corrección atmosférica por el método de sustracción del mínimo del histograma (DOS) y obtuvieron un r^2 muy alto, igual a 0,89, correspondiente al modelo propuesto para calcular concentración de clorofila. Otro aspecto a resaltar es que el lago estudiado, Te-Chi, se pudo clasificar como mesotrófico en invierno y eutrófico en verano, al igual que el Embalse San Roque y los modelos propuestos abarcan el conjunto de datos sin que se encuentren discriminados por estación.

Mulla y colaboradores aplicaron imágenes del sensor TM para desarrollar mapas de calidad de agua en el lago Beysehir de Turquía [129]. Su trabajo presenta un cuadro de antecedentes relacionados al monitoreo satelital de calidad de aguas muy completo. Además realizaron un estudio exhaustivo de combinaciones lineales de 28 bandas o relaciones entre bandas para encontrar el modelo más adecuado de clorofila-a, sólidos suspendidos, profundidad de disco de Secchi y turbidez. En este caso los autores no realizaron las mediciones de campo en simultáneo con el paso del sensor y no corrigieron efectos atmosféricos de los datos satelitales. El modelo propuesto para calcular clorofila-a se basó en una combinación lineal de las bandas B1, B2 y B4 para un intervalo de valores de clorofila-a de 0,5 a 15 $\mu\text{g/L}$ y obtuvieron un r^2 igual a 0,60, tal como se muestra en la Tabla 6.4. El modelo de profundidad de disco de Secchi se basó en la combinación lineal más utilizada en bibliografía correspondiente a la razón B1/B3 y la banda B1. Esto demuestra que el modelado de transparencia a partir de datos del sensor TM está fuertemente determinado por las bandas B1 y B3 independientemente del cuerpo de agua estudiado. Esto no sucede con los modelos de clorofila-a.

Duan et al. propusieron modelos para calcular concentración de clorofila-a partir de datos del sensor ETM+ en base a regresión lineal múltiple en tres lagos del norte de China [133]. Realizaron simultáneamente mediciones con radiómetro de campo. Estos autores obtuvieron un coeficiente r^2 igual a 0,69 entre la concentración de clorofila-a y la relación de reflectancia correspondiente al pico de 700 nm y a la depresión a 670 nm (700/670). Es importante

destacar que se obtuvieron diferentes algoritmos para los mismos lagos en distintas fechas. Por ejemplo el modelo para calcular clorofila-a en verano, julio, se basa en la relación $TM3/TM2$ y en otoño en $TM4/TM3$. En el primer caso se obtuvo un r^2 igual a 0,63 y en el segundo igual a 0,72. Este hecho ilustra la dependencia del algoritmo con la composición fisicoquímica del agua, la cual presenta mayor partículas en suspensión, materia orgánica y clorofila-a en verano.

Olmason et al. realizaron un estudio temporal de 20 años de la claridad de los lagos de Minnesota, Estados Unidos, mediante el uso de imágenes de los sensores TM y ETM+ [94]. En primer lugar encontraron que la coincidencia entre los valores de claridad obtenidos a partir de ambos sensores es muy alta. Por otro lado, observaron que para valores de profundidad de disco de Secchi menores a 0,25 m o de índice de Carlson mayor que 80 el modelo pierde exactitud, ya que el r^2 disminuye. Este es uno de los únicos trabajos que genera un modelo de regresión lineal múltiple para calcular transparencia de disco de Secchi con un conjunto de pares de datos satelitales y de campo y deja otro grupo de pares de datos para controlar y evaluar el desempeño del algoritmo propuesto. Además el estudio comprende a más de diez mil lagos y los resultados obtenidos están disponibles en un servidor de mapas *online* para la consulta de los ciudadanos.

Zhao et al. mostraron que los modelos tradicionales basados en datos multiespectrales utilizados para medir transparencia presentan menor exactitud en las épocas de gran producción algal debido a los altos valores de concentración de clorofila-a y CDOM [130]. Esto ratifica una vez más que las ecuaciones obtenidas para aguas claras no deben ser aplicadas para aguas turbias. Los autores encontraron una correlación alta entre el modelo tradicional basado en las bandas TM1, TM3 y $TM1/TM3$ con la banda pancromática del sensor ETM+. Este dato es significativo debido a que la resolución espacial de esta banda es 15 m y permitió caracterizar la transparencia de ríos angostos. Además, en el trabajo mencionado no realizan corrección atmosférica de los datos debido a que estos se calibran con las mediciones de campo. Otro aspecto a resaltar del estudio es que utilizan un método muy simple para distinguir entre presencia o ausencia de explosión de algas, que consiste en aplicar la siguiente regla: si la reflectancia de la banda cuatro es mayor que la de la banda 3 para un píxel, se considera ese dato como zona de cianobacterias [134]. Duan et al. utilizaron este criterio para reconstruir con éxito la historia de florecimientos de algas en las últimas dos décadas en el lago Taihu de China mediante 394 mediciones de MODIS y ETM+ [135]. Ellos observaron que en el período 1987-2007 se produjo un adelanto de los florecimientos algales de aproximadamente 5 días por año, hasta el año 1999, y 11 días por año, desde esa fecha hasta el 2007. Las razones principales de este comportamiento son las mayores temperaturas del lago en invierno y una mayor actividad enzimática, junto con mayor cantidad de nutrientes disponibles en los meses cálidos. Otra contribución muy importante del trabajo de Duan es el uso de un valor umbral de reflectancia de la banda infrarroja (TM4) del sensor ETM+ o la número dos de MODIS para clasificar píxeles con alto contenido de algas. Esta regla fue desarrollada sobre la base de mediciones de reflectancia in-situ de agua cristalina, agua con *Microcystis Aeruginosa* y agua con un florecimiento de algas, en donde se observó un aumento muy significativo en la región infrarroja, desde 720 a 900 nm. En el caso de TM4 el valor umbral de reflectancia puede ser 0,2.

6.2. Análisis bivariado entre mediciones de campo y reflectancia del sensor TM

Como se mencionó en la sección anterior los algoritmos propuestos para monitorear la composición química del lago dependen de su naturaleza fisicoquímica y del rango de concentración de sus componentes. En este marco un análisis bivariado es el primer paso para evaluar el grado de correlación entre valores o funciones de la reflectancia y las variables medidas en campo.

Se eligieron las variables clorofila-a, transparencia de disco de Secchi, sólidos en suspensión y temperatura para estudiar la correlación entre los valores obtenidos en campo y la reflectancia aparente determinada a partir de mediciones del sensor TM del satélite LANDSAT-5. Estas especies presentan actividad óptica en la zona del espectro electromagnético registrada por el sensor, visible e infrarrojo [32, 33, 45, 136, 48], y tienen una relación directa con la caracterización de la eutrofización del Embalse. Los anchos de bandas de aproximadamente 100 nm del sensor LANDSAT-5TM no permiten resolver espectroscópicamente la curva de reflectancia de las variables químicas mencionadas. Por ejemplo, la absorción de clorofila-a a 670 nm está parcialmente contenida en la banda roja o TM4. Esto significa que no sería posible estimar la concentración de clorofila a partir de un método analítico como el que se realiza mediante mediciones espectroscópicas de laboratorio o sensores remotos hiperespectrales [95, 32, 136, 137, 138]. Por este motivo, se recurre a la búsqueda de relaciones empíricas o semiempíricas entre la concentración de esta especie y alguna banda del sensor TM o relaciones de ellas. El mismo argumento rige para la obtención de sólidos suspendidos cuya naturaleza física determina el perfil de retrodispersión, que luego contribuye a la forma e intensidad del espectro de reflectancia [33, 139, 113].

La transparencia de disco de Secchi es una variable multifactorial pero es posible estimarla a partir de datos de teledetección debido a su gran dependencia con la materia coloidal presente en el cuerpo de agua. En este último caso los modelos empíricos han demostrado ser muy acertados cuando se utiliza una combinación de bandas TM1 y TM3 [119, 129, 130, 94].

Para monitorear temperatura se aproxima el comportamiento del lago, desde el punto de vista radiativo, al de un cuerpo gris y se calcula la temperatura de brillo mediante la calibración de la banda seis, corregida por un factor de emisividad, tal como se explicó en el Capítulo 6, Materiales y Métodos. Luego se mejora el modelo mediante una relación lineal entre los datos de temperatura de brillo y los monitoreos de campo para corregir efectos de la atmósfera o fluctuaciones debido a cambios en la emisividad.

6.2.1. Coeficientes de correlación de Pearson

Integración de datos de monitoreo satelital y mediciones de campo.

La Tabla de la Figura 6.5 presenta las correlaciones de Pearson entre pares de datos de reflectancia de bandas del sensor TM o combinaciones de ellas y las variables clorofila-a, log(clorofila-a), MMES, profundidad de disco de Secchi y TSI. En una oportunidad no

se midió concentración de clorofila-a. Los datos de campo corresponden a las mediciones registradas en todos los sitios de monitoreo, a excepción de la Garganta. El análisis se llevó a cabo con el conjunto de datos de campo que fueron registrados simultáneamente con el paso del satélite. Se excluyeron los píxeles afectados por la sombra de nubes o humo de incendio. Luego de la etapa de eliminación de los datos no representativos que se acaba de describir quedaron 61 pares de datos para realizar el análisis de clorofila-a y 76 para temperatura. La diferencia de valores entre ambas variables se debe a que no en todas las fechas se registró clorofila-a. Una estrella indica un valor de significancia p menor a 0,05 mientras que dos estrellas un valor menor a 0,01 indicando existencia de correlación con un intervalo de confianza del 95 o 90 por ciento respectivamente.

Bandas TM o funciones de ellas	Cloro-a	Log(cloro-a)	SDD (T.Secchi)	MMES	Temperatura	TSI
B1	-0,459**	-0,572**	-0,044	-0,408**	-0,663**	-0,572**
B2	-0,319*	-0,354**	0,151	-0,364**	-0,617**	-0,354**
B3	-0,262*	-0,362**	0,068	-0,269*	-0,557**	-0,362**
B4	0,240	0,211	-0,327**	0,146	0,120	0,211
B5	-0,175	-0,163	0,152	-0,196	-0,099	-0,163
B6	0,365**	0,445**	-0,215	0,348**	0,974**	0,445**
B7	-0,133	-0,235	0,066	-0,125	0,089	-0,235
NDVI	0,404**	0,452**	-0,358**	0,362**	0,477**	0,452**
NRVI	-0,417**	-0,426**	0,309**	-0,321*	-0,395**	-0,426**
B1/B2	0,100	0,052	-0,296*	0,187	0,219	0,052
B1/B3	0,071	0,142	-0,194	0,092	0,265*	0,142
B1/B4	-0,382**	-0,423**	0,270*	-0,327*	-0,394**	-0,423**
B1/B5	0,240	0,133	-0,123	0,280*	-0,051	0,133
B1/B6	-0,481**	-0,601**	-0,011	-0,432**	-0,743**	-0,601**
B1/B7	0,149	0,021	0,033	0,175	0,151	0,021
B2/B3	0,071	0,142	-0,194	0,092	0,265*	0,142
B2/B4	-0,382**	-0,423**	0,270*	-0,327*	-0,394**	-0,423**
B2/B5	0,240	0,133	-0,123	0,280*	-0,051	0,133
B2/B6	-0,481**	-0,601**	-0,011	-0,432**	-0,743**	-0,601**
B2/B7	0,149	0,021	0,033	0,175	0,151	0,021
B3/B4	-0,382**	-0,423**	0,270*	-0,327*	-0,394**	-0,423**
B3/B5	0,240	0,133	-0,123	0,280*	-0,051	0,133
B3/B6	-0,481**	-0,601**	-0,011	-0,432**	-0,743**	-0,601**
B3/B7	0,149	0,021	0,033	0,175	0,151	0,021
B4/B5	0,240	0,133	-0,123	0,280*	-0,051	0,133
B4/B6	-0,481**	-0,601**	-0,011	-0,432**	-0,743**	-0,601**
B4/B7	0,149	0,021	0,033	0,175	0,151	0,021
B5/B6	-0,481**	-0,601**	-0,011	-0,432**	-0,743**	-0,601**
B5/B7	0,149	0,021	0,033	0,175	0,151	0,021
B6/B7	0,149	0,021	0,033	0,175	0,151	0,021
logB1	-0,470**	-0,577**	-0,041	-0,421**	-0,655**	-0,577**
logB2	-0,333**	-0,358**	0,170	-0,380**	-0,601**	-0,358**
logB3	-0,268*	-0,368**	0,092	-0,278*	-0,545**	-0,368**
logB4	0,234	0,219	-0,311**	0,168	0,119	0,219
logB5	-0,239	-0,187	0,142	-0,271*	-0,106	-0,187
logB6	0,364**	0,443**	-0,213	0,347**	0,975**	0,443**
logB7	-0,258	-0,275*	0,068	-0,275	-0,083	-0,275*

Figura 6.5: Correlaciones de Pearson entre datos de reflectancia de bandas del sensor TM o combinaciones de ellas y las variables clorofila-a, log(clorofila-a), MMES, Temperatura, profundidad de disco de Secchi (SDD) y TSI Índice de Eutrofización de Carlson). Una estrella indica un valor de significancia p menor a 0,05 mientras que dos estrellas a un valor menor a 0,01.

En el caso de clorofila-a se observa una correlación significativa al 1 por ciento y negativa con respecto a la banda TM1 con un coeficiente de correlación de Pearson igual a -0,459. Se observa que para el logaritmo de concentración de clorofila-a este coeficiente crece en valor absoluto a -0,572. El signo negativo de esta relación coincide con estudios de otros

autores que muestran que a mayor proliferación de algas mayor absorción en el azul y menor reflectancia en este rango del espectro [131, 129, 132, 88]. También se observan correlaciones significativas entre concentración de clorofila-a o su logaritmo y los índices NRVI y NDVI. Zhengjun et al. obtuvieron coeficientes de correlación de Pearson del orden de 0,79 y 0,95 entre concentración de clorofila-a y los índices verdes NDVI y NRVI respectivamente. En base a esto propusieron modelos para calcular índice de Carlson en el lago Miyun de China, de características mesotróficas [61]. Este y otros antecedentes [90, 140] nos inspiraron para incluir NDVI y NRVI en nuestros análisis. Por otra parte, se observa correlación significativa de esta variable con la banda térmica, TM6. Esto se debe a que la temperatura del Embalse influye en el proceso de proliferación de algas ya que regula la velocidad del metabolismo celular. Sin embargo, no interviene en las propiedades ópticas de la clorofila-a, que es lo que interesa caracterizar desde el espacio. Por este motivo, la banda TM6 no se tiene en cuenta para desarrollar algoritmos ya que provocaría errores de estimación de concentración de clorofila-a a partir de datos térmicos en lagos con altas temperaturas pero de condición oligotrófica. Por último, no se observan mejoras en los coeficientes de correlación de Pearson cuando se evalúan otras relaciones o funciones de bandas, a excepción del logaritmo de (TM1/TM4) en el caso de clorofila-a, que muestra un coeficiente positivo de 0,481, y al logaritmo de TM1 versus $\ln(\text{clorofila-a})$ que muestra un coeficiente apenas mayor en valor absoluto igual a -0,577.

La variable SDD presenta coeficientes de correlación de Pearson no significativos en general, a excepción del correspondiente a la banda TM4 o combinaciones de ella. Este hecho llama la atención debido a que los antecedentes bibliográficos indican que la transparencia de disco de Secchi se modela bastante bien con una combinación de las bandas TM1 y TM3. Zaho et al. encontraron que la correlación entre datos satelitales y datos de campo de profundidad de disco de Secchi mejora notablemente cuando se enmascaran los píxeles que corresponden a una zona con alta proliferación de algas [130]. Para detectar estos casos los autores utilizan como criterio una comparación entre los valores de reflectancia de la banda TM4 y TM3 y adjudican la condición de *pixel con alga* cuando TM4 es mayor que TM3.

La materia en suspensión, MMES, presenta coeficientes de correlación significativos con las bandas correspondientes al rango del visible y sus combinaciones, siendo el de TM1 el mayor en valor absoluto con un valor de -0,408. En el caso de algas totales y concentración de cianofíceas no se observa correlación significativa para las configuraciones consideradas en el análisis aunque sí con las variables clorofila-a, MMES o profundidad de disco de Secchi como se vio en el capítulo 5.

La tabla de la Figura 6.6 muestra los coeficientes de correlación de Pearson para las variables de fitoplancton en función de las bandas espectrales, los índices de vegetación y el TSI. Sólo se observa correlación significativa para las clorofitas y las pirrofitas respecto a la banda TM4 en el primer caso y a las bandas TM2, TM3 y NRVI en el segundo.

Bandas TM o funciones de ellas	Algas totales	Cianófitas	Crisófitas	Clorofitas	Euglenofitas	Pirrofitas
B1	-0,211	-0,201	-0,025	-0,067	0,157	-0,230
B2	-0,160	-0,186	0,125	0,152	0,209	-0,411**
B3	-0,094	-0,148	0,225	0,239	0,256	-0,425**
B4	0,087	0,047	0,060	0,322*	0,219	0,155
B5	0,220	0,212	0,047	0,235	-0,039	-0,235
B6	0,220	0,185	0,042	0,374**	-0,097	0,315*
B7	-0,072	-0,100	0,107	0,148	0,113	-0,176
NDVI	0,170	0,156	-0,061	0,161	0,055	0,425**
NRVI	0,178	0,129	-0,081	-0,374**	-0,176	-0,254

Figura 6.6: Coeficientes de correlación de Pearson para las variables de fitoplancton en función de las bandas espectrales, los índices de vegetación y el TSI. Una estrella indica un valor de significancia p menor a 0,05 mientras que dos estrellas un valor menor a 0,01.

Se realizó el mismo análisis para una matriz de datos en los cuales el valor de reflectancia de cada banda se igualó al promedio de una ventana de tres por tres píxeles para contemplar el error de las posiciones medidas en campo con GPS. Este procedimiento se denomina filtro de media con una ventana de tres por tres y en nuestro caso produjo valores de coeficientes de correlación de Pearson significativamente menores a los obtenidos sin la aplicación del filtro, por lo que se decidió no aplicarlo.

Los coeficientes de correlación de Pearson de la serie completa podrían mejorar si se realiza corrección atmosférica de las imágenes, como muestran otros autores [124, 125, 126, 127, 128, 97]. Sin embargo se decidió evaluar este efecto en estudios posteriores al trabajo de tesis ya que una implementación rápida de métodos estándares puede ocasionar más error que el que se intenta evitar, tal como se observó en otros trabajos [101]. Macomber y colaboradores realizaron un estudio, muy reconocido en la comunidad científica, en el cual establecen algunos criterios para decidir cuándo y cómo se deben realizar correcciones atmosféricas de imágenes registradas por el sensor LANDSAT-TM [50]. En esa publicación se indica que cuando se trabaja con imágenes de diferentes fechas es posible evitar la corrección atmosférica siempre y cuando se genere un algoritmo a partir del conjunto de todas las imágenes. De esta manera, el error de cada imagen por variaciones atmosféricas queda incluido en el margen de error del modelo. Por otro lado, indican que en el caso de estudios de detección de cambios dentro de una imagen, no es necesario corregir el error atmosférico debido a que es un término que modifica por igual a toda la escena. Por el contrario, si se realizan estudios de detección de cambios temporales de algún índice estándar como NDVI, la corrección atmosférica es necesaria.

En esta sección se intenta encontrar indicios de cambios espaciales debido al efecto de los difusores sobre variables biogeoquímicas del Embalse, en especial temperatura y clorofila-a, en consonancia con el objetivo principal de la Tesis. En esta línea, se trabaja sin corrección atmosférica dentro de la metodología recomendada por Macomber y colaboradores [50].

Correlaciones entre datos satelitales y mediciones in-situ para cada fecha de monitoreo

Se calcularon también los coeficientes de correlación de Pearson entre las variables bio-geoquímicas de interés y las reflectancias de las bandas del sensor TM discriminados por fecha de monitoreo. En estos casos el número de pares ordenados es generalmente siete, que corresponde a todos los sitios de monitoreo excepto al de la Garganta para cada fecha.

La tabla de la Figura 6.7 presenta los resultados, significativos, organizados en cinco columnas. La primera indica la fecha de monitoreo, la segunda el par de variables para los cuales se evaluó la relación lineal, la tercera el coeficiente de correlación de Pearson obtenido y la cuarta el N y la quinta el rango de concentración de la variable química analizada. Al igual que para la serie completa, la banda que más correlaciona con clorofila-a o variables relacionadas es la banda TM1 y en segundo lugar la banda TM4. Además se observan valores de coeficientes superiores a los encontrados para la serie completa. Las mejores relaciones se encuentran para el mes de noviembre de 2008 y febrero del 2010. Se obtuvieron coeficientes de correlación de Pearson iguales a 0,968 y 0,971 para los pares (clorofila-a, TM1) y (clorofila-a-TM4) respectivamente.

Fecha	(Variable,Banda)	Coefficiente de correlación de Pearson, r	N	Rango
12-11-2008	(clorofila-a, TM1)	-0,968**	7	(2,0-87,0) ug/L
	(Log(clorofila-a), TM1)	-0,897**	7	(0,69-4,46)
	(SDD, TM1)	0,910**	7	(0,5-2,0) m
	(Algas totales, TM1)	-0,970**	7	(509-68979) x10 ³ u/L
	(MMES, TM1)	-0,934**	7	(3,4-23,0)mg/L
	(Crisofitas, TM1)	-0,972**	7	(60-56500) x10 ³ u/L
	(Clorofitas, TM1)	-0,930**	7	(13-9880) x10 ³ u/L
	(Pirrofitas, TM1)	-0,923**	7	(8-800) x10 ³ u/L
14-12-2008	(clorofila-a, X) (Algas totales, X)	Sin correlaciones significativas	7	(14-273) (4247-216322) x10 ³ u/L
30-12-2008	(clorofila-a, X) (Algas totales, X)	Sin correlaciones significativas	7	(18-192) ug/L (6579-95100) x10 ³ u/L
16-02-2009	(clorofila-a, TM1)	0,766*	7	(5 - 956) ug/L
	(Log(clorofila-a), TM1)	-0,866*	7	(1,6 - 6,9)
20-03-2009	(clorofila-a, TM2)	-0,755*	7	(12,0-319,0)ug/L
	(clorofila-a, TM4)	0,755*	7	
5-04-2009	(clorofila-a, TM4)	0,870*	7	(6,0-22,0) ug/L
	(Log(clorofila-a), TM4)	0,806*	7	(1,79-3,09)
07-05-2009	(Crisofitas, TM1)	0,761*	7	(139-880) x10 ³ u/L
03-02-2010	(clorofila-a, TM4)	0,971**	7	(27,0-542,0) ug/L
	(Log(clorofila-a), TM4)	0,921**	7	(3,29-6,29)
	(clorofila-a, NDVI)	0,903**	7	
	(Log(clorofila-a), NDVI)	0,952**	7	
	(SDD, TM4)	-0,918**	7	
28-09-2009	(Crisofitas, TM3)	0,853*	7	(21-200) x10 ³ u/L
	(Crisofitas, TM4)	0,940**	7	
10-03-2011	(clorofila-a, X)	Sin correlaciones significativas	4	(8-242) ug/L

Figura 6.7: Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables biogeoquímicas de interés y las reflectancias de las bandas del sensor TM discriminados por fecha de monitoreo.

En el caso del análisis por fecha de monitoreo, el error por dispersión de los aerosoles o absorción de moléculas de la atmósfera no modifica los valores de correlación entre reflectancia y concentración de clorofila-a ya que es de tipo aditivo. Esto significa que no interviene en la pendiente de la relación lineal sino en la ordenada al origen. Como se puede observar al comparar los coeficientes de correlación de Pearson de las tablas de las Figuras 6.5 y 6.7, los de la segunda son mayores que los obtenidos para la primera, serie completa. Una de las causas de esta diferencia es el poco efecto que produce la atmósfera en los datos de 6.5 con respecto al error que ésta introduce en los datos de 6.7.

Es importante destacar que hay tres fechas para las cuales no se encontraron relaciones lineales significativas entre los datos de campo y las mediciones satelitales. Este hecho puede estar relacionado a la presencia de vientos que provocan cambios significativos en la reflectancia del agua en la región del visible debido a la presencia de oleaje y burbujas.

Este análisis permite decir que la construcción de un modelo empírico para evaluar la calidad de agua en base a datos satelitales de una sola fecha de monitoreo no sería confiable, en el caso del Embalse San Roque. Sin embargo, existen en bibliografía numerosos trabajos que desarrollan modelos para evaluar calidad de agua, en base a mediciones satelitales,

mediante la calibración de algoritmos con pocos pares ordenados de datos y considerando sólo una fecha de monitoreo [129, 95]. Por otro lado, hay trabajos en los que obtienen un algoritmo para cada fecha de monitoreo en lugar de utilizar los datos de diferentes días como un conjunto [133, 119]. En nuestro caso nos interesa obtener un modelo que pueda ser automatizado y que sea independiente de la fecha de monitoreo, aún a costa de resignar exactitud y precisión dentro de un margen aceptable.

6.2.2. Análisis espacio-temporal del Índice Normalizado de Vegetación)

Tal como se indica en la sección anterior, se encontró una correlación positiva significativa entre los valores de NDVI y la concentración de clorofila-a. Este hecho está bien descrito en bibliografía y fue discutido al principio de este capítulo en la presentación de antecedentes bibliográficos [90, 140]. Por esta razón se eligió el NDVI para estudiar su variabilidad espacial antes y después de la instalación del sistema de aireación artificial.

La Figura 6.8 muestra una imagen satelital del Embalse San Roque de enero del año 2004. En ella se graficaron los puntos de monitoreo, las líneas de los difusores y seis muestras, cuadrados rojos, que corresponden a las zonas de estudio. La región de la Garganta no se tuvo en cuenta por su geografía estrecha y los puntos correspondientes a la zona de difusores se unieron en un único cuadrado. Cada muestra está formada por un conjunto de 400 píxeles. Se utilizó el programa ENVI para calcular el promedio de los valores de NDVI de cada una de las muestras, cuadrados rojos, de 8 imágenes, siete que figuran en la tabla 3.4.2 como datos de años anteriores y la del 3 de febrero de 2010. Se obtuvo de esta manera una serie temporal del valor medio de NDVI de cada muestra desde el año 2004 hasta el 2011 inclusive. Dado que no se realizó corrección atmosférica no se analiza la evolución temporal de los valores de NDVI de un mismo sitio, sino cambios espaciales dentro de cada imagen para diferentes años. Se eligió la región centro como muestra testigo ya que se demostró en el Capítulo 5, Análisis de datos de campo, que es representativa de las propiedades promedio del lago.

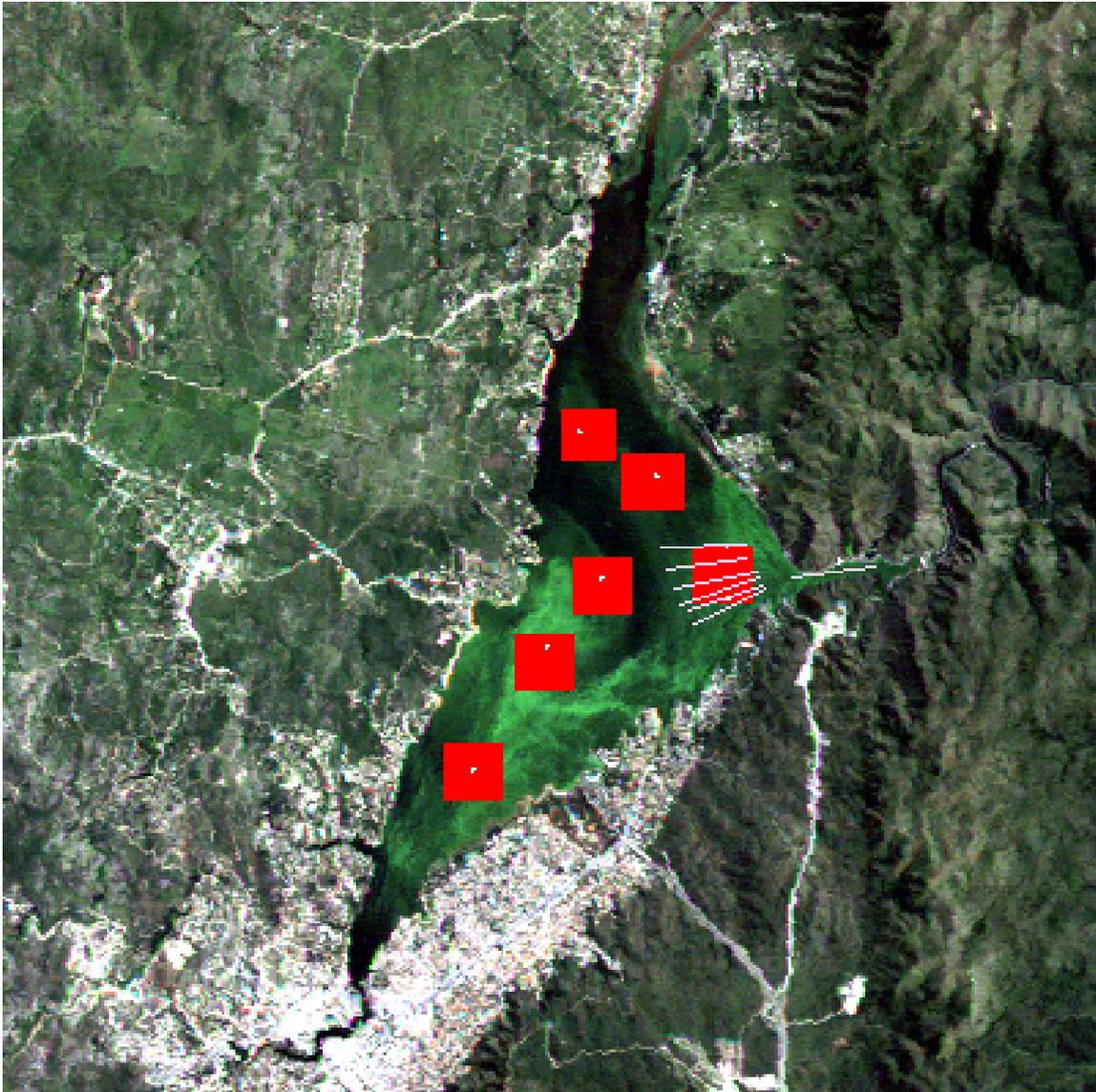


Figura 6.8: Imagen satelital LANDSAT-5TM, combinación 321, del Embalse San Roque durante una floración algal registrada el 18- 1-2004. En blanco se indican las posiciones de los sitios de monitoreo y los difusores. En rojo se marcan las muestras elegidas, de 400 píxeles cada una, para realizar análisis estadísticos.

La Figura 6.9 muestra los valores de NDVI promedio de cada zona en función del año. Se presentan en cada gráfico los datos de la zona de interés en color rojo y los del centro en color negro para facilitar la comparación de cambios espaciales en el tiempo. A excepción de la zona de los difusores, se observa un comportamiento errático entre los valores de NDVI de los diferentes sitios muestreados en comparación con los del Centro a lo largo de los ocho años involucrados. Esto significa que en algunos años la zona del centro presentó valores mayores de NDVI, es decir mayor nivel de clorofila-a, que el sitio estudiado y otros años se registró un comportamiento opuesto o simplemente se observaron valores comparables. En contraposición, para la muestra correspondiente a la zona de los difusores se observan tendencias diferentes antes y después de 2009. Este año coincide con el primer verano en el cual funcionan los difusores. Se puede ver en la Figura ?? e) que la zona de los difusores

presentó durante los años 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008 valores de NDVI significativamente mayores que los de la zona centro. Este comportamiento se revierte a partir del año 2009 en donde la zona de los difusores muestra valores menores de NDVI promedio que los de la zona del centro.

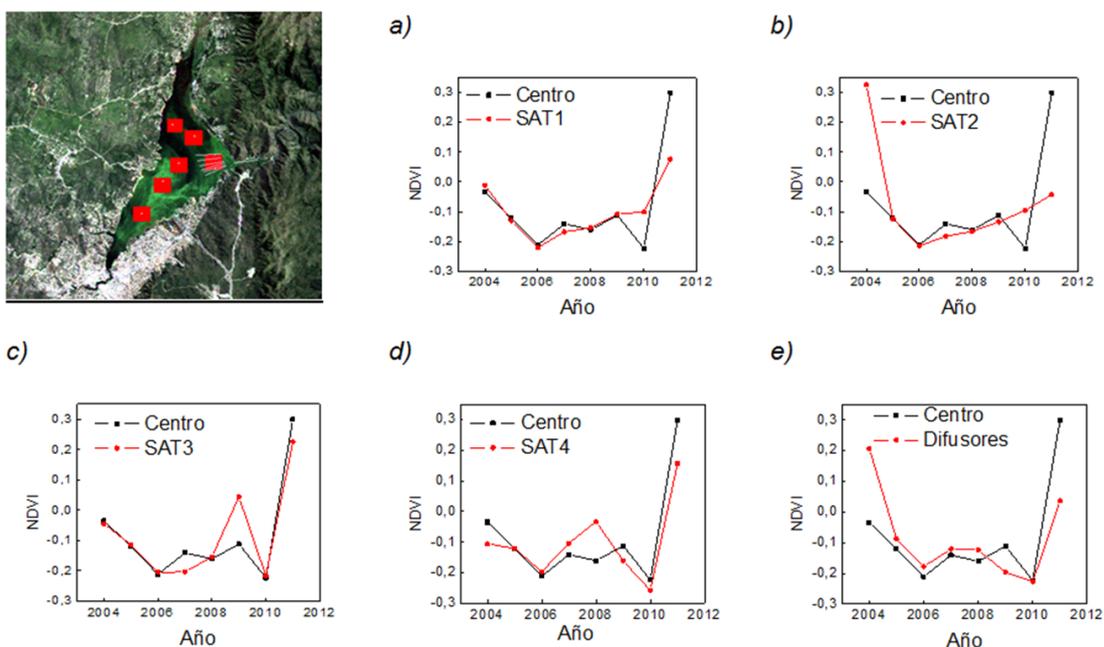


Figura 6.9: Gráficos de valores medios de NDVI en función del año para las zonas SAT1, SAT2, SAT3, SAT4 y Difusores. En color rojo se muestran los datos de los sitios mencionados y en color negro los valores de NDVI medios de la zona Centro para facilitar la comparación espacial.

La tabla de la Figura 6.2.2 muestra los valores de significancia p obtenidos a partir de una prueba t de *Student* realizada sobre las distribuciones de datos de NDVI de la zonas Centro y de la que contiene los Difusores. Se observa que en todos los casos, a excepción del año 2010, las medias son significativamente diferentes. El mes de enero del año 2010 coincide con un funcionamiento poco regular del sistema de difusores según datos de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba.

Estos resultados son muy importantes ya que revelan que los difusores actúan de manera muy localizada en el lago disminuyendo la biomasa algal. Esto es consistente también con los resultados obtenidos en el análisis de los datos de campo. En ese caso se pudo observar, a partir de un análisis de estructura vertical y temporal, un efecto localizado de los difusores. Ese comportamiento explica la gran dificultad para apreciar un efecto generalizado de los difusores en el Embalse San Roque, como podría ser una disminución apreciable a simple vista de algas en suspensión en cualquier lugar del lago. Tal como se muestra en este trabajo de Tesis es necesario realizar análisis muy detallados, tanto de los datos de campo como de los de sensado remoto para encontrar diferencias significativas atribuibles a efectos del sistema de aireación artificial. De todas maneras los efectos de los difusores son apreciables y positivos ya que de acuerdo al análisis de la Figura 6.9 en la zona en donde éstos fueron instalados se registran menores valores de NDVI respecto del centro del Embalse.

Año	NDVImedio-Centro	NDVImedio-Difusores	p
2004	-0,034	0,206	<0,000
2005	-0,121	-0,088	<0,000
2006	-0,211	-0,177	<0,000
2007	-0,141	-0,121	0,017
2008	-0,160	-0,124	<0,000
2009	-0,112	-0,197	<0,000
2010	-0,223	-0,226	0,283
2011	0,298	0,036	<0,000

Tabla 6.2: Valores promedio de NDVI calculados sobre muestras de 400 píxeles de dos zonas del Embalse para veranos de diferentes años. p es el valor de significancia de la prueba de diferencia de medias T-test. Los valores medios son significativamente diferentes cuando p es menor a 0,05 porque se rechaza la hipótesis nula que postula medias iguales.

6.3. Modelado de variables biogeoquímicas a partir de datos satelitales

6.3.1. Temperatura: Regresión lineal simple

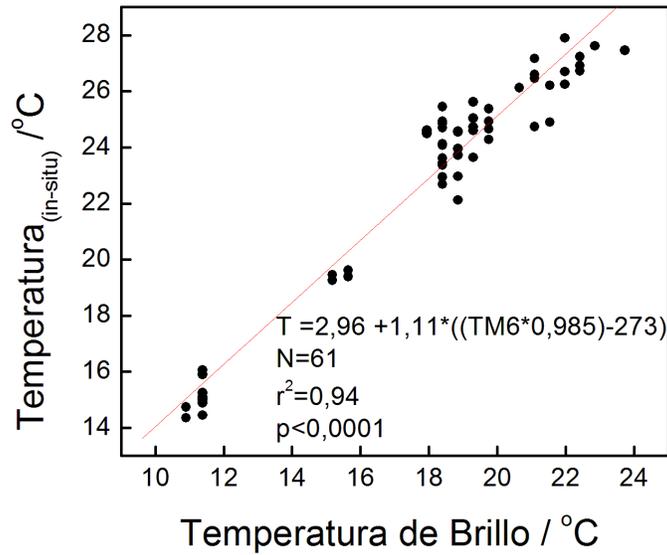
Un mapa preciso de temperatura superficial del agua obtenido a partir de sensado remoto es de gran importancia para el estudio de proliferaciones de algas. Un ejemplo de esto se puede ver en un trabajo de Schott et al., quienes utilizaron la banda 6 del sensor ETM+ del satélite Landsat 7 para calcular dos variables de entrada en un modelo hidrodinámico elaborado para predecir la evolución trófica de un lago. Una es la temperatura del agua en una fecha de interés y la otra es la fecha de primavera a la cual el lago se encuentra bien mezclado [48].

Se analizó en primer lugar la correlación entre la Temperatura del agua del lago San Roque medida *in situ* con la obtenida a partir de datos satelitales mediante la metodología descrita en el capítulo 2, Marco Teórico. Se tuvieron en cuenta todos los valores medidos *in situ* a excepción de los correspondientes a la estación Garganta debido a su cercanía a las costas. La base de datos de temperatura cuenta con 76 pares ya que esta variable se midió con mayor frecuencia que la concentración de clorofila-a. Se utilizaron 61 pares de datos para obtener los parámetros de la regresión lineal y se dejaron 15 pares para evaluar el alcance del modelo obtenido. Este último conjunto de datos se lo denominó grupo control.

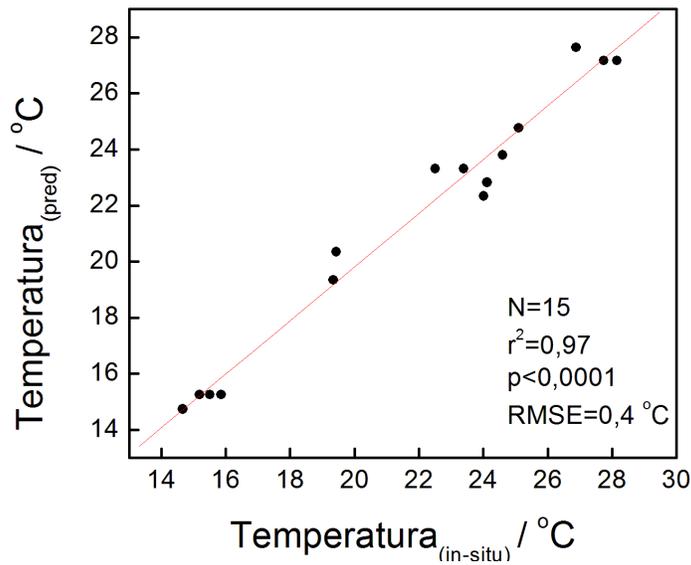
En la Figura 6.10(a) se graficaron los valores de temperatura medidos *in situ* en función de la temperatura de brillo obtenida a partir de datos satelitales. Los valores experimentales se muestran en círculos negros y el ajuste lineal en rojo. Se observa una pendiente de 1,11 muy cercana a la ideal de 1 y una ordenada al origen de 2,96, un poco alejada del valor ideal de 0. Esto podría deberse a que no se realizó la corrección atmosférica de la banda TM6 y además se usó un valor estimado de emisividad. El coeficiente de correlación de Pearson es 0,97 con un valor de significancia menor a 0,0001. El valor de r^2 es 0,94 lo que indica que el 94 por ciento de los datos de temperatura del Embalse se describe bien con este modelo. A pesar de que no se tuvieron en cuenta los efectos atmosféricos en este análisis, la inclusión

de datos de la serie temporal completa para calibrar el modelo con las mediciones de campo hace que estas dispersiones queden incluidas en el error del modelo.

Se utilizó el modelo obtenido para predecir los valores de temperatura a partir de datos de la banda TM6 de un grupo control de 15 pares de datos. La Figura 6.10(b) muestra la correspondencia entre los valores predichos por el modelo y las mediciones *in situ*. Se obtuvo para este conjunto de datos un excelente acuerdo con un r^2 igual a 0,97 y un error cuadrático medio de 0,4 °C.



(a)



(b)

Figura 6.10: (a):Regresión lineal entre temperatura del Embalse medida *in situ* en función de la temperatura de brillo de la banda TM6 corregida por el factor de emisividad y expresada en grados centígrados..(b): Validación del modelo propuesto: Temperaturas modeladas a partir de datos satelitales de la banda TM6 en función de valores medidos *in situ* que no fueron utilizados para generar el modelo.

6.3.2. ln(clorofila-a): Regresión lineal múltiple

Sobre la base de los resultados del análisis bivariado se decidió aplicar la técnica de regresión lineal múltiple para encontrar un modelo de concentración de clorofila-a a partir de datos de reflectancia. El análisis de los coeficientes de correlación de Pearson del conjunto completo de datos permitió observar que el logaritmo de la concentración de clorofila-a correlaciona significativamente con las bandas del visible. Además el mismo estudio por fecha mostró que la banda TM4, infrarrojo cercano, también es significativa.

La tabla 6.3 muestra las variables estadísticas de concentración de clorofila-a, materia en suspensión, profundidad de disco de Secchi y algas totales. Los datos pertenecen al conjunto de mediciones de campo que se realizaron en simultáneo con el paso del satélite LANDSAT-5. Esta información es importante debido a que facilita la interpretación y comparación de los resultados obtenidos en este trabajo de Tesis con los modelos publicados en bibliografía.

Variable / unidad	Mínimo	Mediana	Media	Máximo	N
Clorofila-a / $\mu\text{g/L}$	2,0	28,0	87,0	952,0	61
MMES / mg/L	2,6	7,4	10,5	68,4	57
SSD / m	0,20	1,10	1,14	2,20	73
Algas Totales / 10^3 unidades/L	509	5385	20260	216300	49

Tabla 6.3: Variables Estadísticas de concentración de clorofila-a, materia en suspensión, profundidad de disco de Secchi y algas totales de las mediciones de campo realizadas en simultáneo con el paso de LANDSAT-5TM.

Se observan valores altos para los máximos de clorofila-a y material en suspensión siendo $952 \mu\text{g/L}$ y $68,4 \text{ mg/L}$ respectivamente.

Antes de continuar con nuestro análisis decidimos evaluar el tipo de agua del Embalse San Roque respecto a sus características ópticas ya que en aguas con altos contenidos de sólidos en suspensión la respuesta espectral de la clorofila-a queda enmascarada. Morel nombró aguas de Tipo II a aquellas con altos contenidos de clorofila-a y material en suspensión y que a su vez cumplieran con la condición de independencia entre ambas variables. Esto implica que la concentración de clorofila-a no gobierna las propiedades ópticas[141]. Schalles et al., Moses et al. y Gitelson y colaboradores, entre otros, mostraron que los sensores de resolución espectral media no son apropiados para obtener modelos de clorofila-a en esta clase de agua [142, 35, 143, 144]. En particular, para resolver la concentración de clorofila-a de aguas de tipo II es necesario el uso de sensores con alta resolución espectral que permitan deconvolucionar la respuesta en los aportes de cada componente. Dado que el sensor TM posee baja resolución espectral se realizó la prueba propuesta por Morel y frecuente utilizada por Gitelson [35], para determinar si nuestro sistema es un agua de tipo II.

La Figura 6.11 muestra un gráfico de concentración de material en suspensión en función de concentración de clorofila-a. Se puede observar una relación lineal significativa entre estas variables con un r^2 igual 0,80. Esto permite decir que si bien el Embalse San Roque es productivo, no se encuentra dentro de la categoría de agua de tipo II ya que las variables clorofila-a y material en suspensión presentan una dependencia lineal. Este resultado es muy alentador debido a que no limita el uso de datos del sensor TM para modelar concentración de clorofila-a, por lo menos en el aspecto mencionado.

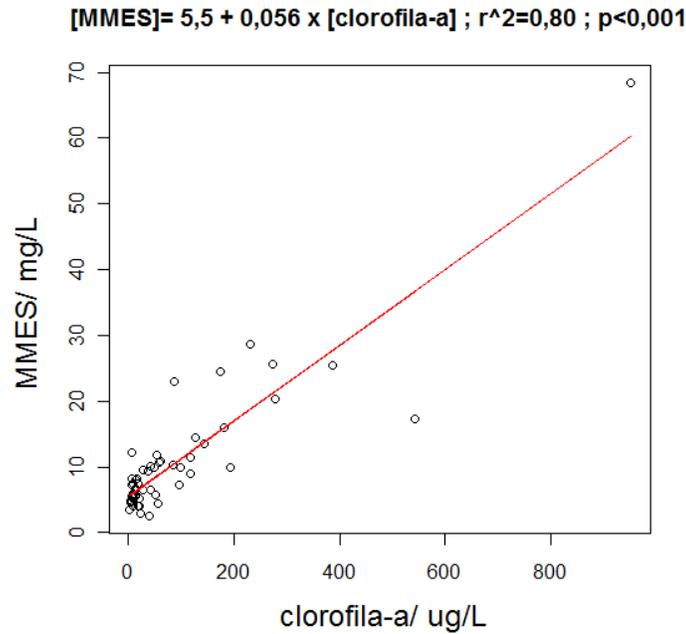


Figura 6.11: Concentración de Material en suspensión total en función de concentración de clorofila-a. En la parte superior se presenta el ajuste lineal que indica que no es un agua de Tipo II.

Uno de los supuestos del modelo de regresión lineal múltiple es la independencia de las variables regresoras. La Tabla 6.4 muestra los valores de coeficientes de correlación de Pearson entre las reflectancias de las bandas TM1, TM2, TM3 y TM4. Se observa que las tres primeras muestran correlaciones significativas entre sí. Por otro lado, la reflectancia de la banda TM4 es independiente de TM1 pero tiene correlación significativa con TM2 y TM3. Este resultado indica que se debería elegir la banda del visible TM1 y la banda infrarroja, TM4, para construir el modelo. Además TM1 parece la más adecuada por su mayor coeficiente de correlación de Pearson con el logaritmo de concentración de clorofila-a, -0,572.

	B1	B2	B3	B4	NDVI
B1	1,000	0,641**	0,729**	0,002	-0,306**
B2	0,641**	1,000	0,805**	0,367**	-0,011
B3	0,729**	0,805**	1,000	0,194*	-0,260**
B4	0,002	0,367**	0,194*	1,000	0,762**
NDVI	-0,306**	-0,011	-0,260**	0,762**	1,000

Tabla 6.4: Coeficientes de Correlación de Pearson entre las reflectancias de las bandas TM1, TM2, TM3, TM4 y el índice NDVI. N = 112. Los asteriscos * y ** corresponden a una correlación significativa con un intervalo de confianza de 99 o 95 por ciento respectivamente.

La tabla 6.5 muestra los valores de r^2 obtenidos con diferentes modelos de regresión lineal múltiple. Se utilizó la función *lm* del paquete *stats* para llevar a cabo este análisis en la plataforma de trabajo de R. En negrita se marcaron las bandas cuyo valor de significancia p en el modelo es menor a 0,001. Si bien las bandas TM2 y TM3 aparecen en muchos de

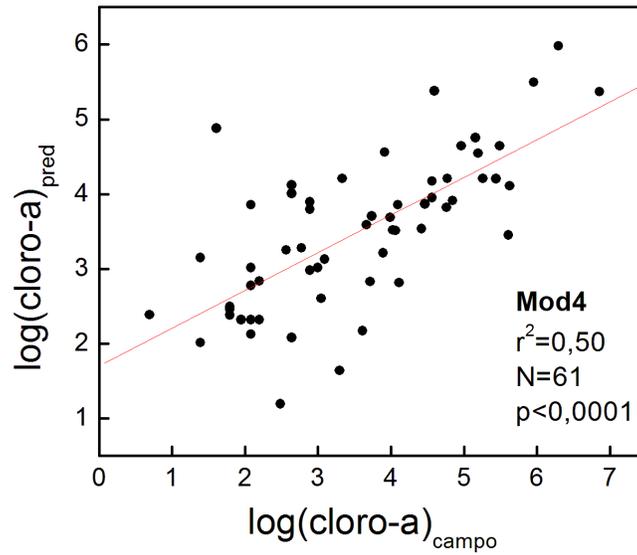
los modelos de logaritmo de clorofila-a publicados en bibliografía, tal como se puede ver en la Tabla 6.4, en nuestro sistema de estudio no generan una contribución significativa. Esto puede tener relación con la calidad del agua de estudio. Por ejemplo, las bandas TM1 y TM2 aparecen reiteradamente en algoritmos calibrados en aguas oligotróficas [131, 132]. Por otro lado, la banda TM4 es característica de algoritmos calibrados con datos de cuerpos de aguas cuyos rangos de concentración de clorofila pueden llegar hasta los 1000 $\mu\text{g/L}$. Gilteson y colaboradores obtuvieron un algoritmo basado en la relación $(\text{TM2-TM3})/\text{TM1}$ para un lago cuyo rango de concentración de clorofila-a era de 3 a 10 $\mu\text{g/L}$ mientras que para un rango de 100- 200 $\mu\text{g/L}$ utilizó la relación $\text{TM4}/\text{TM3}$. Es importante destacar que hay un buen acuerdo entre nuestro modelo y la literatura en el signo negativo del coeficiente de la banda TM1[132, 131, 123, 129]. Esto no sería así si la concentración de materia en suspensión fuera mucho mayor ya que provocaría un aumento de reflexión en la banda TM1 y no una disminución [32]. Por otro lado, el coeficiente positivo de la banda TM4 coincide con resultados en donde el agua que se estudia presenta eventos de floraciones algales, como es el caso del Embalse San Roque [129, 124, 95, 134].

NOMBRE MODELO		N	r^2	ERS
Mod1	$\text{Log}(\text{cloro} - a) = 16,4 - 201,9 \text{ TM1} - 9,1 \text{ TM2} + 15,5 \text{ TM3} + 124,6 \text{ TM4}$	61	0,51	1,04
Mod2	$\text{Log}(\text{cloro} - a) = 17,5 - 205,9 \text{ TM1} + 99,1 \text{ TM3} + 6,6 \text{ NDVI}$	61	0,51	1,03
Mod3	$\text{Log}(\text{cloro} - a) = 15,9 - 142,5 \text{ TM1} + 5,4 \text{ NDVI}$	61	0,46	1,06
Mod4	$\text{Log}(\text{cloro} - a) = 16,2 - 198,9 \text{ TM1} + 125,0 \text{ TM4}$	61	0,50	1,02
Mod4'	$\text{Log}(\text{cloro} - a) = 19,6 - 251,5 \text{ TM1} + 152,9 \text{ TM4}$	56	0,68	0,81
Mod4''	$\text{Log}(\text{cloro} - a) = 18,3 - 232,5 \text{ TM1} + 147,7 \text{ TM4}$	44	0,64	0,69

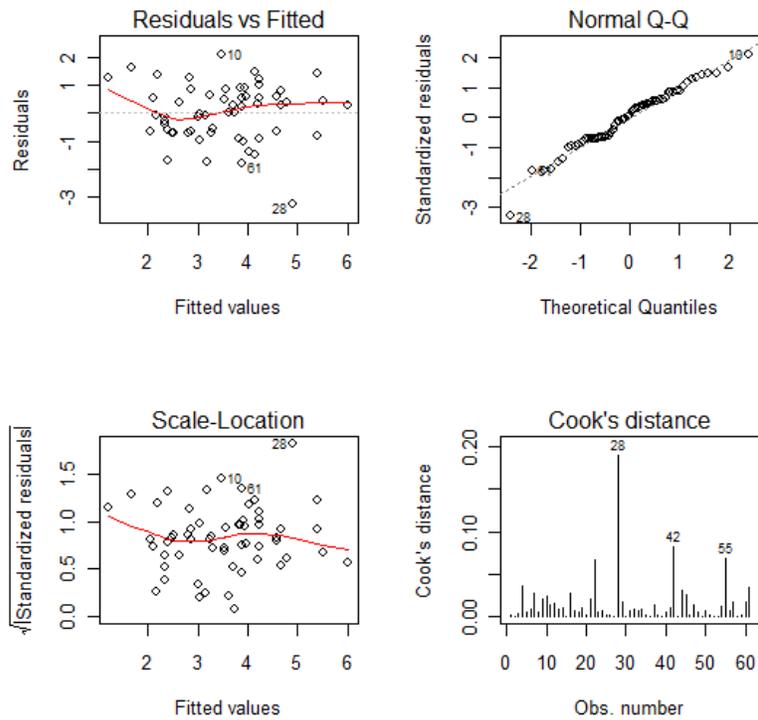
Tabla 6.5: Modelos de regresión lineal múltiple para calcular logaritmo de concentración de clorofila-a. N es el número de pares de datos utilizados para realizar la regresión, r^2 es el coeficiente de determinación del modelo y ERS es el error estándar relativo del modelo.

Se observa que la combinación lineal que genera el mayor valor de r^2 , 0,51, es la que incluye TM1, TM2, TM3 y NDVI. Sin embargo el modelo construido sólo en función de TM1 y TM4 tiene un r^2 igual a 0,50. Se decidió optar por este último debido a que las variables son independientes y a que una mejora en la centésima del valor de r^2 no justifica un cálculo de cuatro bandas para ejecutar el modelo.

La Figura 6.12(a) muestra los valores de $\log(\text{clorofila-a})$ modelados a partir Mod4 en función de los valores medidos en la campaña de campo. Se observa que algunos puntos se alejan de la tendencia general. Éstos se denominan *outliers*. La Figura 6.12(b) presenta cuatro gráficos que permiten diagnosticar la regresión de la Figura 6.12(a) e identificar los puntos que más se alejan del comportamiento que predice el modelo.



(a)



(b)

Figura 6.12: (a):Gráfico de $\log(\text{clorofila-a})$ modelados a partir Mod4 en función de los valores medidos en la campaña de campo, en rojo se muestra el ajuste.(b):Gráficos de diagnóstico de la regresión lineal múltiple realizada en 6.12(a).

El gráfico superior izquierdo, de la Figura 6.12(b), muestra los errores residuales de los datos en función de los valores modelados. En este caso la dispersión parece aleatoria ya que no se observa ninguna tendencia. También se observa que los puntos con mayor error corresponden a los datos 28, 10 y 61.

El gráfico superior derecho, de la Figura 6.12(b), muestra las calificaciones normales de los errores estandarizados, es decir, normalizados tal que su varianza sea unitaria, en función de los valores teóricos. Esta prueba permite verificar el supuesto de normalidad de los errores. Se observa un buen acuerdo con la línea teórica a excepción de los puntos 28, 10 y 61.

El gráfico inferior izquierdo, de la Figura 6.12(b), presenta la raíz cuadrada del valor absoluto de los residuales estandarizados en función de los valores predichos por el modelo. Este gráfico reduce el sesgo de la distribución y permite la detección de alguna tendencia en la dispersión. Se puede verificar la aleatoriedad de los errores y nuevamente los puntos 10, 28 y 61 son los más alejados del comportamiento teórico.

El gráfico inferior derecho, de la Figura 6.12(b), muestra en el eje horizontal el número que identifica el dato y en el eje vertical la distancia de Cook. La distancia de Cook es una medida de la influencia de las observaciones en los valores de los parámetros de regresión. Los datos que mayor distancia de Cook presentan son los 28, el 42 y el 55. Sobre la base de este diagnóstico se decidió separar estos cinco datos considerados *outliers*.

En el capítulo 5 se observó que la concentración de clorofila-a varía apreciablemente con la hora de medición. Por este motivo se estudió la dependencia de los errores residuales con la hora de medición del dato. Contrariamente a lo esperado no se encontró una relación significativa, tal como se puede observar en la Figura 6.13. Esto sugiere que el error del modelo utilizado es mayor al ocasionado por la diferencia de hora entre el paso del sensor satelital y el muestreo de campo.

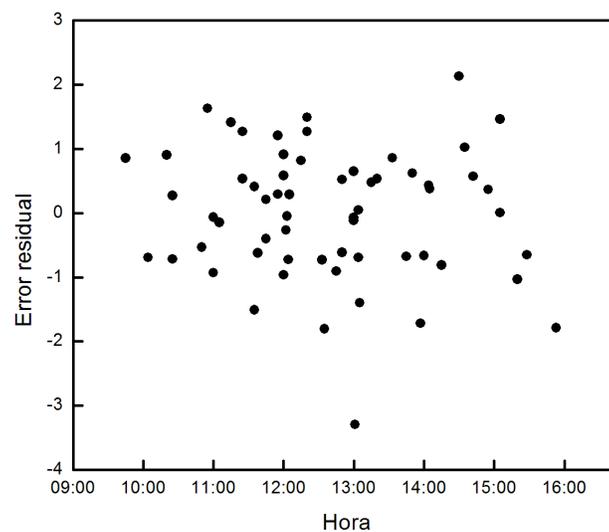
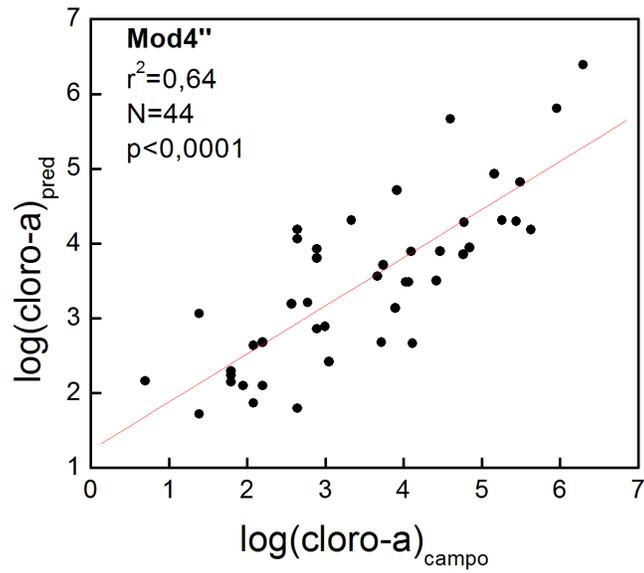


Figura 6.13: Error residual de los valores de clorofila-a calculados con Mod4 en función de la hora de monitoreo. No se observa dependencia significativa

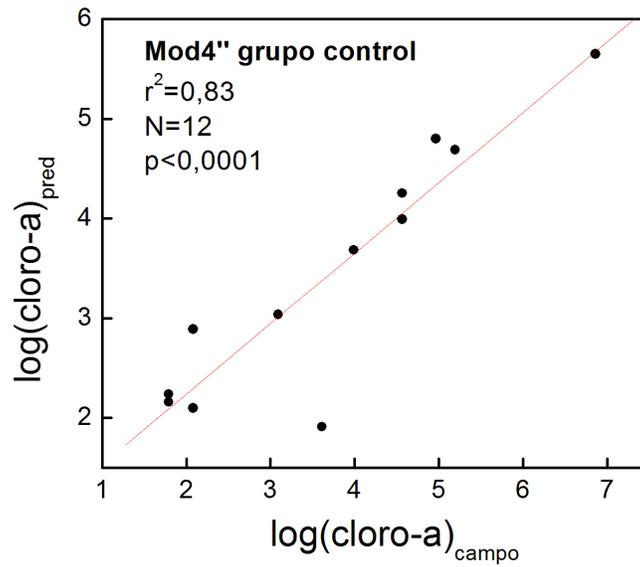
Una vez retirados los cinco puntos considerados outliers, se volvió a realizar el ajuste con los 56 pares de datos restantes. En este caso se obtuvo un r^2 igual a 0,68 y coeficientes de la ecuación lineal algo diferentes. A este modelo se lo denominó Mod4' y su ecuación se presenta en la Tabla 6.5. Es importante destacar que la eliminación de los puntos outliers diagnosticados mediante las pruebas estadísticas realizadas mejoró notablemente la capacidad de predicción del modelo, que pasó de un r^2 igual a 0,5 a uno de 0,68.

Por último, se decidió separar el conjunto de 56 pares de datos en un grupo para elaborar el modelo definitivo y un grupo para realizar la validación de éste, como se hizo con la variable temperatura. Se eligieron al azar 12 pares de puntos que corresponden al 18 por ciento de los datos y con los 44 restantes se realizó la regresión múltiple. En la última fila de la tabla 6.5 se presenta la ecuación lineal múltiple que mejor ajustó los datos, Mod4''.

En la Figura 6.14(a) se presenta el gráfico de regresión entre los valores modelados y las mediciones de campo. En este caso se obtuvo un r^2 igual a 0,64, un valor menor al 0,68 generado con el conjunto de 56 pares. En la Figura 6.14(b) se graficaron los valores teóricos, obtenidos a partir del modelado de los datos de reflectancia, en función de las mediciones experimentales del grupo control. Se obtuvo un r^2 igual a 0,83 para esta validación. Esto significa que el 83 por ciento de los datos del grupo control se describen bien con el modelo propuesto.



(a)



(b)

Figura 6.14: (a):Regresión lineal entre concentración de clorofila-a del Embalse medida *in situ* en función de concentración de clorofila-a calculada a partir de la reflectancia de las bandas TM1 y TM4 según el modelo propuesto, Mod4". En estos gráficos *log* es en realidad logaritmo natural(b): Validación del modelo propuesto: Concentración de clorofila modelada a partir de datos satelitales en función de valores medidos *in situ* que no fueron utilizados para generar el modelo.

6.4. Elaboración de mapas

6.4.1. Máscara de tierra

El primer paso para llevar a cabo la elaboración de mapas de temperatura y clorofila-a es recortar las imágenes satelitales de manera tal que queden sólo los píxeles correspondientes al cuerpo de agua en estudio. Para ello es necesario contar con una metodología de clasificación que permita discriminar agua de tierra.

Una alternativa consiste en el uso del índice NDVI debido a que éste presenta valores menores a cero en zonas cubiertas por agua. La figura 6.15(a) muestra un recorte de una imagen LANDSAT-5TM del mes de enero de 2004 del Embalse San Roque graficada con una combinación de bandas 321. Se puede observar a simple vista la presencia de una mancha verde en el centro del lago característica de una explosión algal. En la Figura 6.15(a) se graficaron en rojo los datos de NDVI, de la imagen anterior, menores a cero. En esta última se puede observar que el color rojo no cubre por completo el Embalse. Este resultado indica que el uso valores negativos de NDVI como criterio de selección de píxeles de agua no es adecuado en nuestro caso de estudio ya que omite zonas del Embalse con altos contenido de algas.

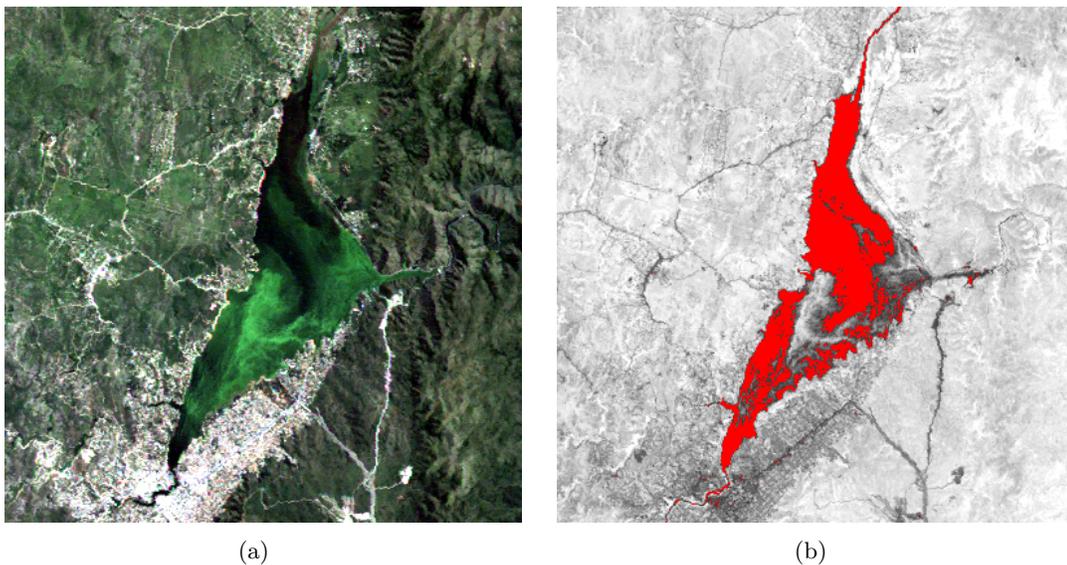


Figura 6.15: (a):Recorte de una imagen LANDSAT-5TM del mes de enero de 2004 del Embalse San Roque graficada con una combinación de bandas 321.(b): En rojo se muestran los datos de NDVI menores a cero.

En la Figura 6.16 se graficaron en la columna de la izquierda las tres primeras bandas del sensor TM de la zona de estudio y en la columna de la derecha los histogramas correspondientes a cada imagen. Análogamente, en la Figura 6.17 se graficaron en la columna de la izquierda las bandas TM4, TM5 y TM7 del sensor TM de la zona de estudio y en la columna de la derecha los histogramas correspondientes a cada imagen. Las líneas verticales rojas y verdes indican los valores mínimos y máximos elegidos para realizar un realce de la imagen, es decir aumentar el contraste. Se puede observar que la imagen de la banda TM7 es la que mejor discrimina agua de tierra. Su histograma presenta dos picos bien definidos, uno

para valores de reflectancia menores a 0,017 correspondientes a píxeles de agua y otro para valores de reflectancia mayores que pertenecen al grupo de tierra firme. Se eligió un umbral igual a 0,017 que coincide con el mínimo entre ambos picos como criterio de clasificación.

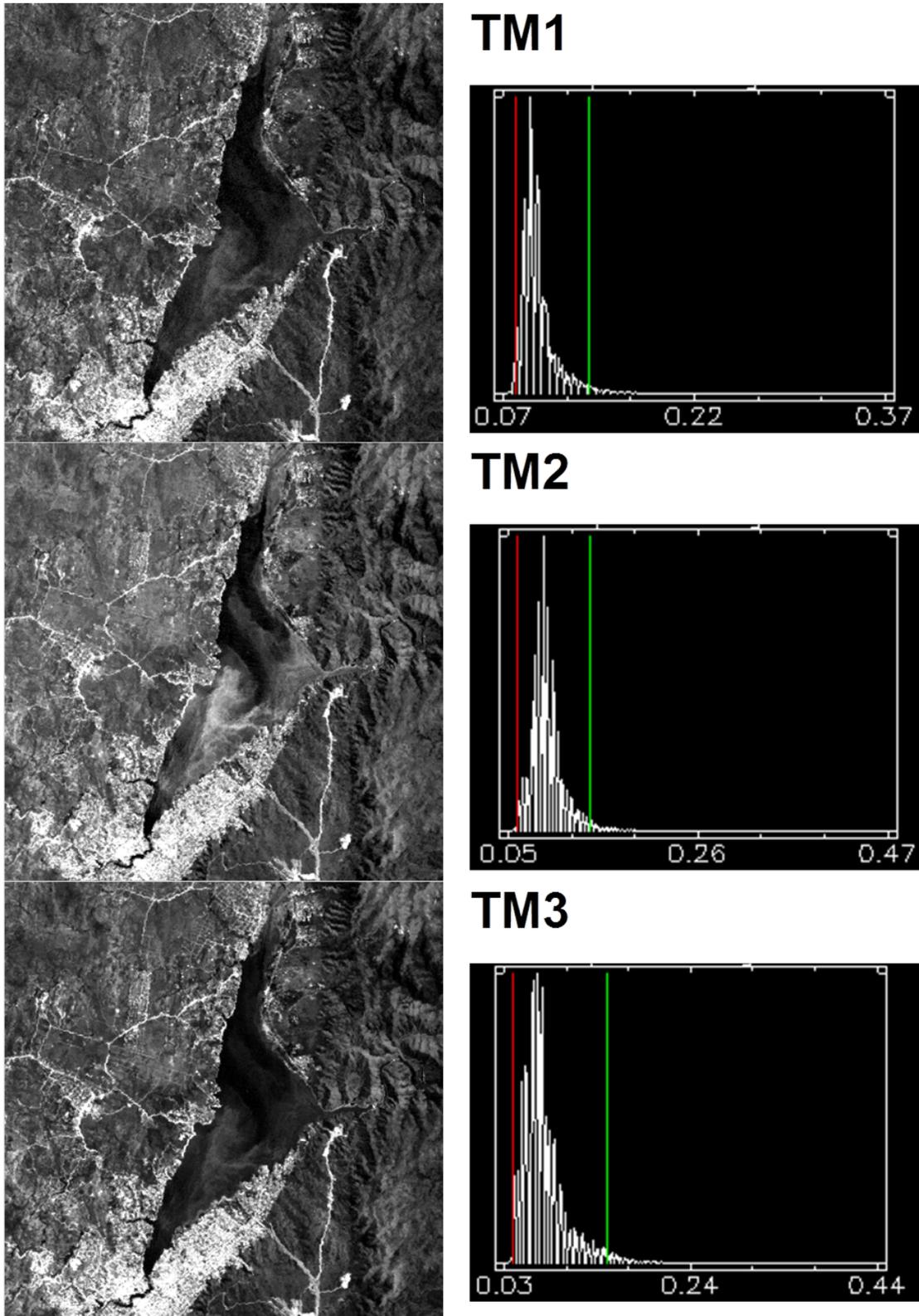


Figura 6.16: Izquierda: Imágenes de las bandas TM1, TM2 y TM3 de una imagen LANDSAT-5TM. Derecha: Histograma correspondiente

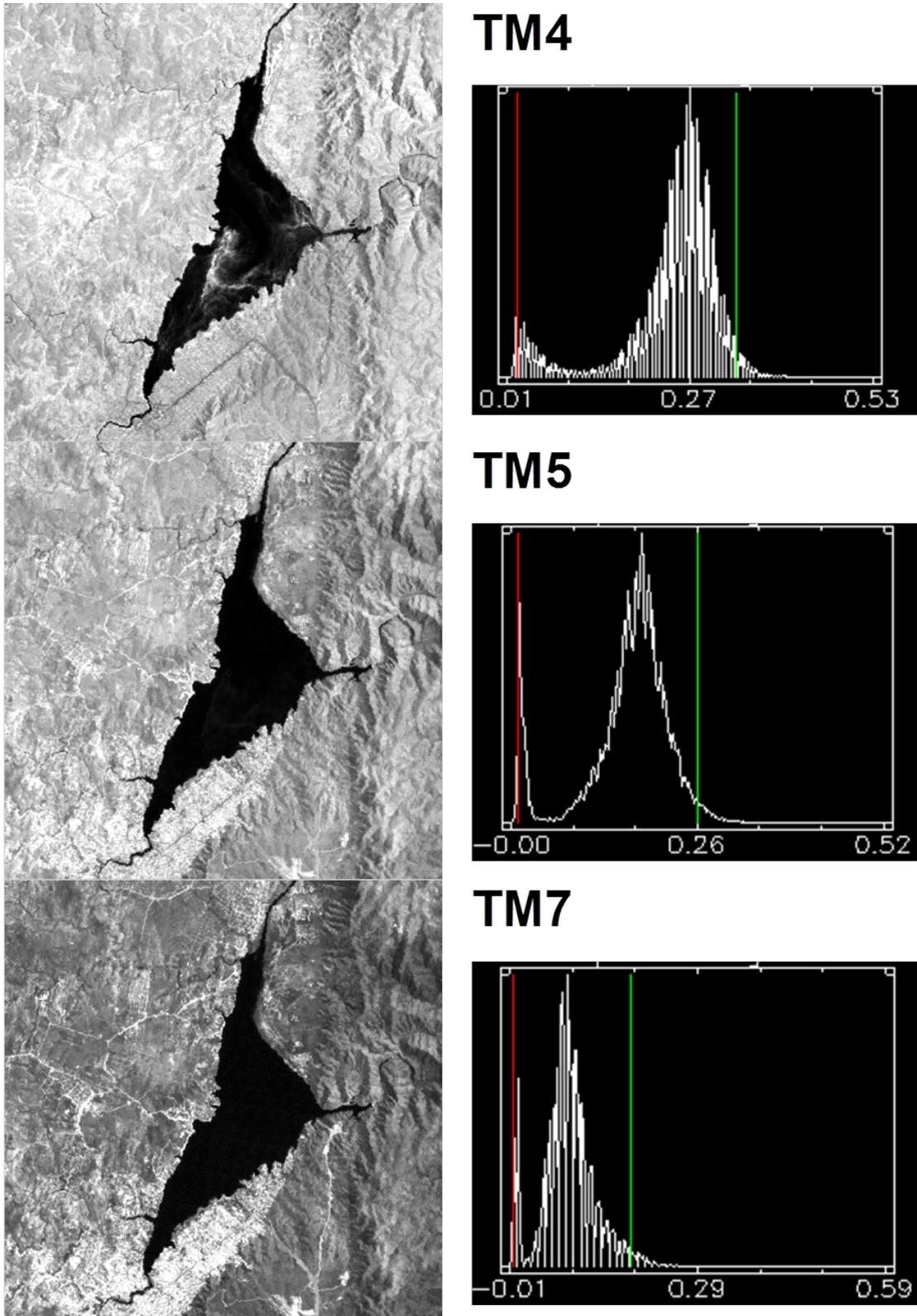


Figura 6.17: Izquierda: Imágenes de las bandas TM4, TM5 y TM7 de una imagen LANDSAT-5TM. Derecha: Histograma correspondiente

El mapa de la izquierda de la Figura 6.18 muestra en color blanco los píxeles clasificados como agua mediante el procedimiento descrito, es decir aquellos que presentan valor de reflectancia de la banda TM7 menor a 0,017. La imagen clasificada es de tipo binaria, en donde se han asignado con un valor igual a 1 a los píxeles de agua y un valor igual a cero a los de tierra. Se obtiene una muy buena representación del cuerpo de agua mediante esta metodología. Sin embargo aparecen algunos píxeles aislados en zona de tierra, al noroeste, y un pequeño hueco en el norte del Embalse. Este problema se puede solucionar fácilmente mediante la aplicación de filtros. En este caso se aplicó un filtro de convolución de mediana con una ventana de acción de 5x5 píxeles debido a que uno de 3x3 resultó insuficiente para limpiar píxeles fuera del Embalse. Este procedimiento consiste en recorrer toda la imagen con una ventana de 5x5, es decir de 25 píxeles. En cada paso se calcula la mediana del conjunto y se reemplaza el píxel del centro por ésta. Como la imagen recorrida es binaria, un valor cero que se observa como un hueco en el Embalse es reemplazado por un uno. De la misma manera los píxeles con valores 1 que aparecen aislados en la zona de tierra se reemplazan por la mediana de su entorno que es cero. La imagen resultante es una figura más homogénea en donde los puntos aislados desaparecen y los huecos se rellenan. El costo de este procedimiento es la pérdida de algunos detalles como la entrada del río Cosquín en el norte del Embalse. La máscara obtenida se muestra en el mapa de la derecha de la Figura 6.18 y es la que se aplica para graficar mapas de temperatura, clorofila-a e índice de eutrofización de Carlson en la siguiente sección.



Figura 6.18: Izquierda: Clasificación de píxeles de agua de la imagen de la Figura 6.17 mediante el uso de un umbral igual a 0,017 correspondiente a la banda TM7. Derecha: Efecto de la aplicación de un filtro de mediana de 5x5 sobre la imagen de la izquierda.

6.4.2. Temperatura

La Figura 6.19 presenta la secuencia de procesamiento de datos para obtener mapas de temperatura y clorofila-a del Embalse San Roque. La Figura 6.20 presenta los mapas de temperatura obtenidos a partir del procesamiento de la banda TM6 de imágenes LANDSAT-5TM en el período noviembre de 2008-febrero de 2010.

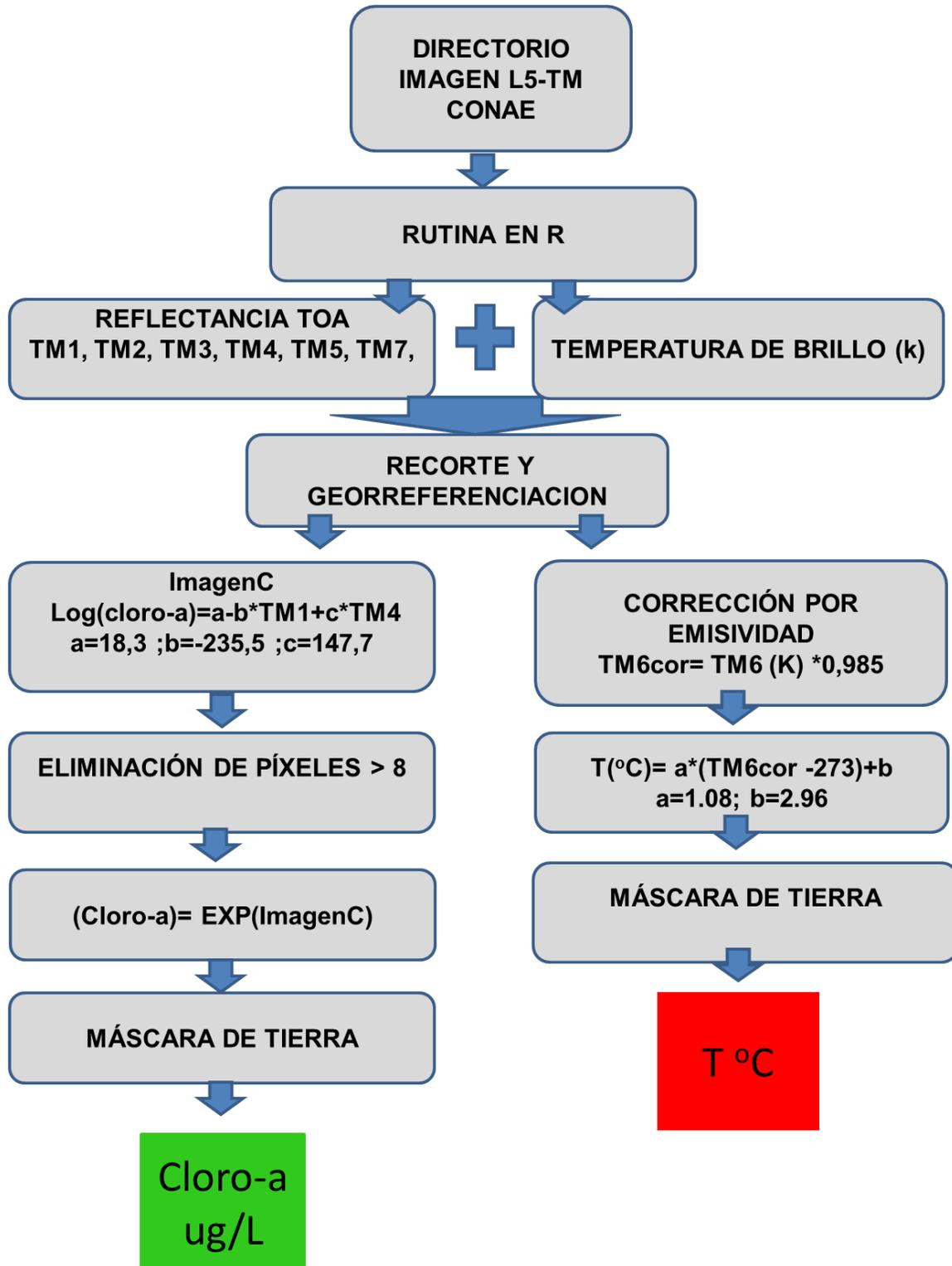


Figura 6.19: Secuencia de procesamiento de datos para obtener mapas de temperatura y clorofila-a del Embalse San Roque en el período noviembre de 2008-febrero de 2010.

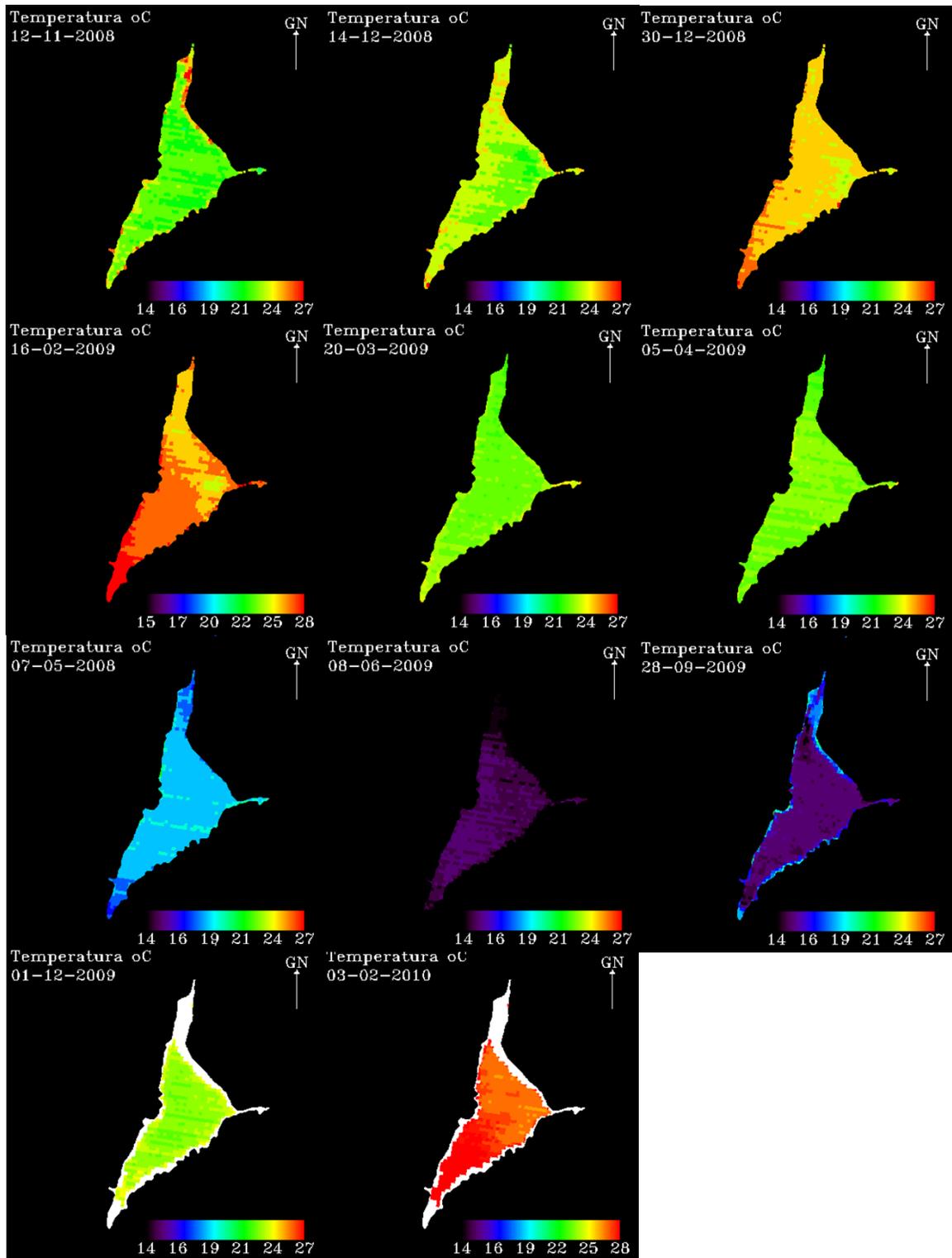


Figura 6.20: Mapas de temperatura obtenidos a partir del procesamiento de la banda TM6 de imágenes LANDSAT-5TM en el período noviembre de 2008-febrero de 2010. Las zonas blancas de los últimos mapas corresponden a tierra firme generada consecuencia de la disminución de la cota del Embalse en esos meses. La Figura 6.19 presenta un esquema de los pasos realizados para elaborar los mapas.

En cada mapa se muestra la fecha de adquisición, el norte geográfico y la escala. Se eligió una rampa de temperatura que comprende desde los 14 hasta los 27 o 28 grados centígrados debido a que ese es el rango de valores medidos *in situ* en el período analizado. Se utilizó un realce lineal para facilitar la comparación visual de temperaturas en primavera, verano, otoño e invierno. Se observa fácilmente la transición de temperaturas desde la primavera del año 2008 hasta el verano del año 2010 con una secuencia de colores acorde a la estación del año monitoreada.

Los mapas son en general bastante homogéneos a excepción de los meses de verano que presentan valores de temperaturas visiblemente inferiores en la zona oeste o cercana a la garganta. Este efecto se ve claramente en las imágenes del 30-12-2008 y del 16-02-2009 y coincide espacialmente con la ubicación del sistema de difusores.

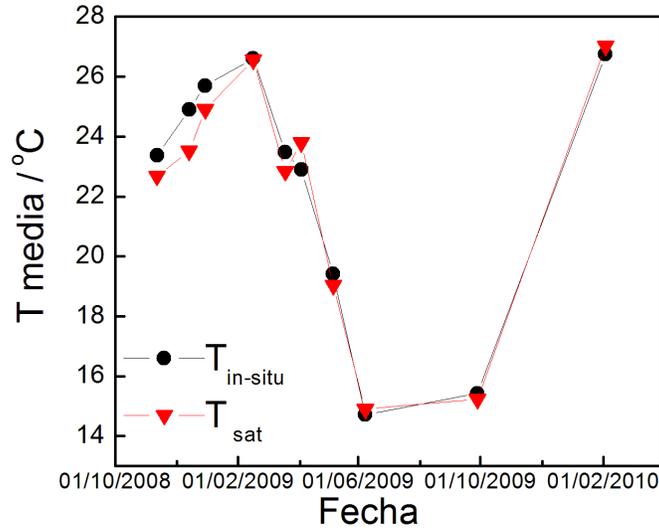
La Tabla 6.6 presenta los valores medios de temperatura de la zona centro y de la zona de actuación de los difusores para cada fecha, la diferencia de medias y el valor de significancia "p" de la prueba T de Student. Se puede observar que la fecha del 16-02-2009 presenta una diferencia de temperatura significativamente alta, igual a 1,6 °C. Además los análisis de altura de termoclina presentados en el capítulo 5 muestran que en esa fecha los sitios Garganta, Centro, Zona A y Zona B no presentan termoclina, mientras que los otros cuatro sí. Este efecto se puede atribuir al funcionamiento de los difusores.

Fecha	Tmedia zona difu- sores / oC N=400	Tmedia zona centro / oC N=400	Diferencia de medias / oC	p
12-11-2008	23,2	23,1	0,1	<0,0001
14-12-2008	22,6	23,6	1,0	<0,0001
16-02-2009	25,4	27,0	1,6	<0,0001
20-03-2009	22,9	22,9	0,0	—
05-04-2009	23,0	23,8	0,8	<0,0001
07-05-2009	19,1	19,1	0,0	—
08-06-2009	14,9	14,9	0,0	—
27-08-2009	17,9	17,5	0,6	<0,0001
28-09-2009	15,2	15,2	0,0	—
01-12-2009	23,4	23,2	0,2	<0,0001
03-02-2010	26,6	26,9	0,3	<0,0001

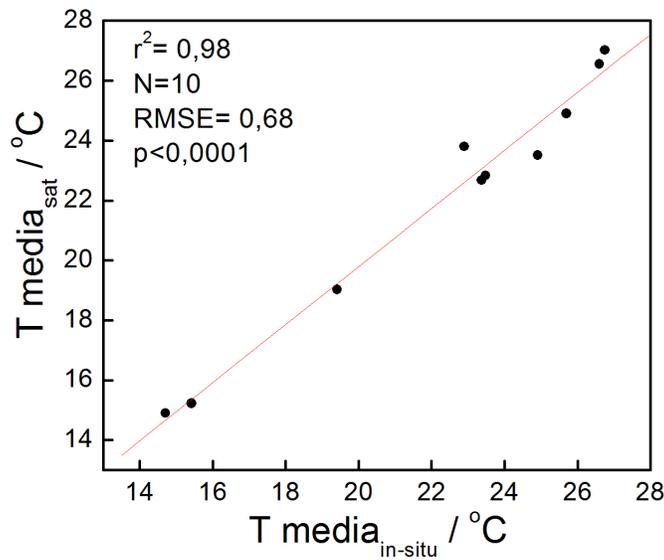
Tabla 6.6: Valores medios de temperatura y diferencia de medias de la zona centro y de la zona de actuación de los difusores para cada fecha. El valor de significancia p corresponde a la prueba de diferencia de medias de t de Student para la cual la hipótesis nula postula medias iguales. Un valor de p menor a 0,001 permite rechazar la hipótesis nula.

La Figura 6.21(a) presenta un gráfico con los valores promedio de temperatura del Embalse calculados a partir de un conjunto de 7621 píxeles de cada imagen y los valores promedio de los 8 sitios medidos *in situ* en función de la fecha de monitoreo. Se puede observar una altísima correlación entre ambas metodologías. Se realizó una regresión lineal para evaluar cuantitativamente el grado de acuerdo que se muestra en la Figura 6.21(b). Se obtuvo un r^2 igual a 0,98, un error cuadrático medio, RMSE, igual a 0,68 °C y un

valor de significancia p menor a 0,0001. Estos resultados ratifican la posibilidad de realizar monitoreos satelitales periódicos de la temperatura del Embalse San Roque.



(a)



(b)

Figura 6.21: (a): Valores promedio de temperatura del Embalse calculados a partir de un conjunto de 7621 píxeles de cada imagen (triángulos rojos) y valores promedio de los 8 sitios medidos *in situ* (puntos negros), en función de la fecha de monitoreo. (b): regresión lineal entre los datos rojos y negros de la Figura 6.21(a).

6.4.3. Clorofila-a

El procedimiento completo para obtener los mapas de clorofila-a se presenta en la Figura 6.19. En todos los casos se aplicó el modelo Mod4” para calcular el logaritmo natural de su concentración a partir del procesamiento de las bandas TM1 y TM4 de imágenes LANDSAT-5TM. Luego se aplicó una máscara para eliminar píxeles con valores mayores a 8. Esto se realiza porque en las costas del Embalse aparecen valores altos, superiores a 8, que carecen de significado físico y generan problemas en el cálculo de concentración de clorofila-a a partir de una exponencial.

La Figura 6.22 presenta los mapas de concentración de clorofila-a del Embalse San Roque obtenidos en el período noviembre de 2008-febrero de 2010. En cada mapa se muestra la fecha de adquisición, el norte geográfico y la escala. En este caso se utilizaron tres intervalos de concentración de clorofila-a debido a que esta variable presenta grandes variaciones en las diferentes épocas del año. En todos los casos se utilizó un realce lineal para facilitar la comparación visual entre imágenes contiguas. Se observan valores de concentración de clorofila-a muy altos en primavera-verano, de 50 a 300 $\mu\text{g/L}$, y bajos en invierno, de 1 a 15 $\mu\text{g/L}$.

En la Figura 6.23(a) se graficaron los valores promedio de concentración de clorofila-a obtenidos a partir de datos satelitales y de campo en función de la fecha de monitoreo. Para ello se utilizó una muestra de 7621 píxeles representativa de todo el Embalse para el cálculo de clorofila-a promedio satelital y 8 datos medidos en la campaña de campo para clorofila-a promedio in-situ. Se observan las mismas formas en las curvas, las cuales presentan un pico en verano y una depresión en invierno. Se observa un buen acuerdo entre ambos conjuntos de datos. Un análisis de regresión lineal múltiple entre los datos de Cloro-a (sat) y Cloro-a (in situ) dio como resultado un r^2 igual a 0,72, tal como se muestra en la Figura 6.23(b).

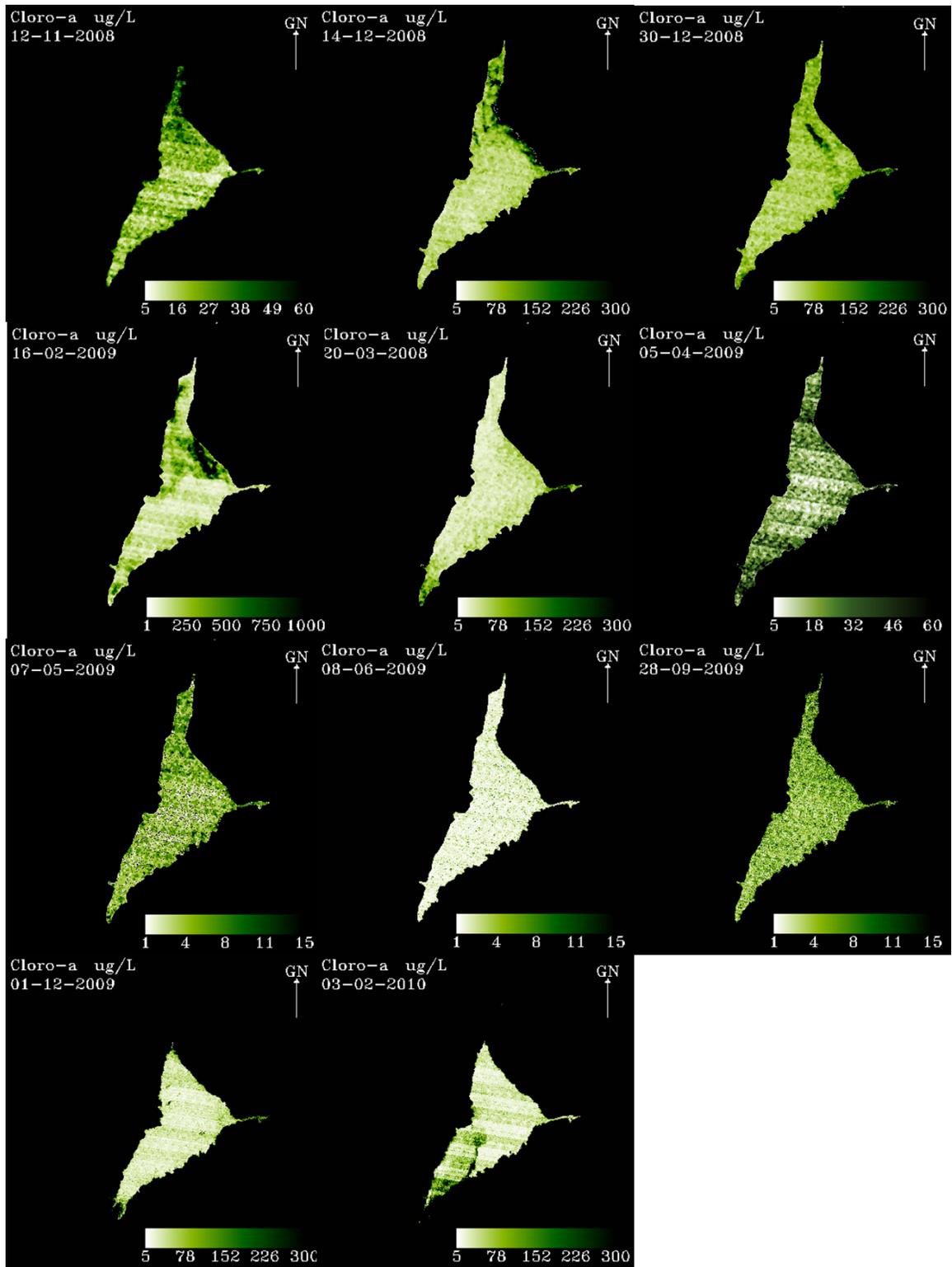
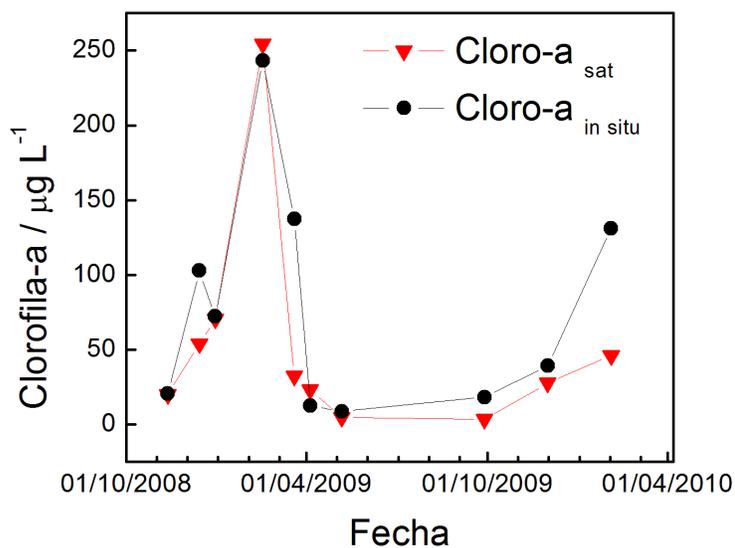
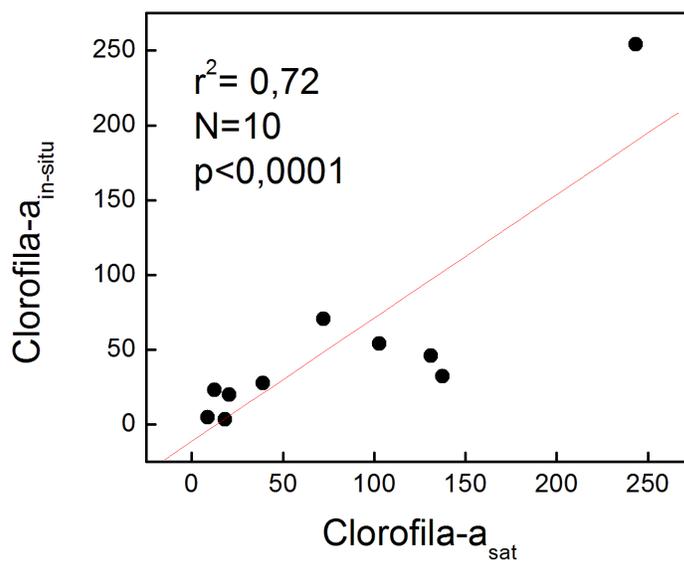


Figura 6.22: Mapas de clorofila-a obtenidos a partir del procesamiento de las bandas TM1 y TM4 de imágenes LANDSAT-5TM en el período noviembre de 2008-febrero de 2010. La Figura 6.19 presenta un esquema de los pasos realizados para elaborar los mapas.



(a)



(b)

Figura 6.23: (a):Valores promedio de clorofila-a del Embalse calculados a partir de un conjunto de 7621 píxeles de cada imagen (triángulos rojos) y valores promedio de los 8 sitios medidos *in situ* (puntos negros), en función de la fecha de monitoreo. (b):regresión lineal entre los valores promedio de clorofila-a obtenidos a partir de datos satelitales y mediciones *in-situ* que se muestran en la Figura 6.23(a).

Por otro lado se calcularon los índices de eutrofización de Carlson o TSI. La Tabla de la Figura 6.24 permite comparar los valores promedio de clorofila-a y TSI obtenidos con ambas metodologías de monitoreo (satelital y campo). Además incluye nivel de eutrofización y error porcentual de TSI del dato satelital respecto de la medición *in situ*. El modelo tiende

a subestimar la concentración de clorofila-a. Sin embargo es útil para caracterizar mediante monitoreo satelital el estado trófico del Embalse con un error porcentual promedio menor al 10 por ciento, en general por defecto, que no es un dato menor.

Fecha	Clorofila-a media In situ (ug/L)	Clorofila-a media Satelital (ug/L)	TSI medio in situ	TSI in medio satelital	Nivel de Eutrofización medio-In situ	Nivel de Eutrofización Medio-satelital	Error porcentual %
12/11/2008	20,7	20,0	60,3	60,0	eutrófico	eutrófico	< 1
14/12/2008	102,9	53,9	76,0	69,7	hipereutrófico	eutrófico	- 9
30/12/2008	72,12	70,4	72,5	72,3	hipereutrófico	hipereutrófico	- 1
16/02/2009	243,4	254,2	84,4	84,9	hipereutrófico	hipereutrófico	< 1
20/03/2009	137,5	32,2	78,9	64,6	hipereutrófico	eutrófico	- 12
05/04/2009	12,4	23,21	55,3	61,4	eutrófico	eutrófico	+ 11
07/05/2009	8,7	4,64	51,8	45,6	eutrófico	meso	- 13
28/09/2009	18,2	3,5	59,0	42,9	eutrófico	meso	- 14
01/12/2009	39,1	27,7	66,5	63,2	eutrófico	eutrófico	- 3
03/02/2010	131,0	46,0	78,4	68,1	hipereutrófico	Eutrófico	-15
Promedio de error porcentual							8

Figura 6.24: Valores medios de clorofila-a y TSI obtenidos mediante monitoreo satelital y de campo. Además incluye nivel de eutrofización y error porcentual de TSI del dato satelital respecto de la medición *in-situ*.

La Figura 6.25 muestra la regresión lineal entre los datos de campo y satelitales para la variable TSI. Se obtuvo un r^2 igual a 0,67 y un RMSE igual a 8. Este resultado ratifica la capacidad predictiva del modelo Mod4” que es una primera aproximación al problema. En estudios futuros se intentará descontar los efectos atmosféricos para mejorar la precisión del algoritmo. Sin embargo es importante destacar que los niveles de predicción del modelo propuesto, del orden del 64 por ciento, está de acuerdo con otros estudios llevados a cabo con el sensor TM para el mismo fin. Por otra parte el uso de sensores hiperespectrales para monitorear concentración de clorofila-a permitiría elevar la capacidad predictiva de los modelos de regresión lineal múltiple por encima del 90 por ciento, por lo que se piensa continuar este estudio en esa dirección.

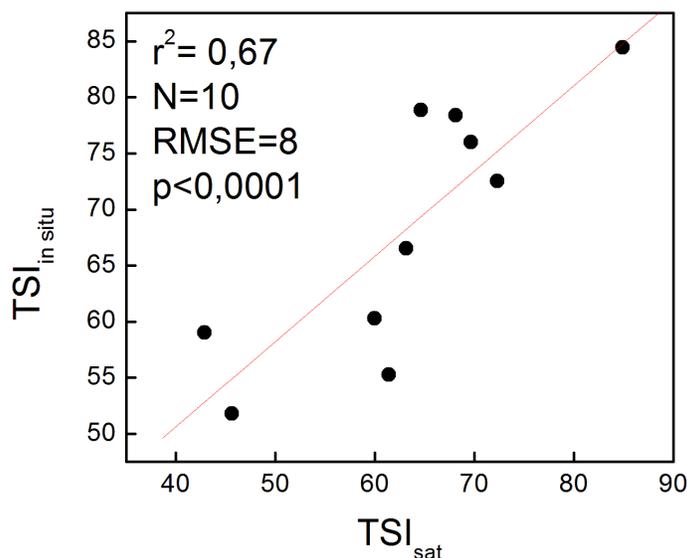


Figura 6.25: Regresión lineal entre el los valores medios de índices de eutrofización de Carlson obtenidos a partir de datos de campo y satelitales, columnas 4 y 5 de 6.24.

6.4.4. Nivel de eutrofización

La Figura 6.26 muestra un ejemplo de un mapa de nivel de eutrofización. Para ello se calculó el índice de eutrofización de Carlson a partir de un mapa de clorofila-a obtenido mediante el algoritmo Mod4 y luego se aplicó un árbol de decisión para realizar la clasificación de acuerdo a las condiciones del cuadro 2.5, presentado en el Capítulo 2, Marco teórico. Se eligió la fecha 03/02/2010 debido a que se registraron valores de concentración de clorofila-a muy diferentes en la zona norte y sur del Embalse durante el monitoreo *in situ*. Los brazos norte y sur del embalse se encuentran prácticamente secos por lo que la máscara de tierra los elimina del mapa de nivel de eutrofización. En la leyenda de la figura se presentan los datos de campo de clorofila-a de los distintos sitios de monitoreo para esa fecha. Es importante resaltar que el mapa de nivel de eutrofización refleja la tendencia registrada mediante mediciones de campo, eutrófico en el norte, centro y este del Embalse (SAT-4, SAT-3, Centro, Zona A y Zona B) e hipertrófico en el sur (SAT-1 y SAT-2).

El proceso de elaboración de mapas de nivel de eutrofización puede ser automatizado fácilmente en un futuro debido a que todos los pasos, excepto la georreferenciación y el recorte de la zona de estudio, han sido programados y pueden ser ejecutados sin ver las imágenes. La disponibilidad de mapas de nivel de eutrofización periódicos puede convertirse en una herramienta de gestión del recurso hídrico importante. Estos permitirían diseñar estrategias de respuesta y alerta temprana a emergencias o evaluar proyectos en marcha, como es el caso del sistema de aireación artificial.

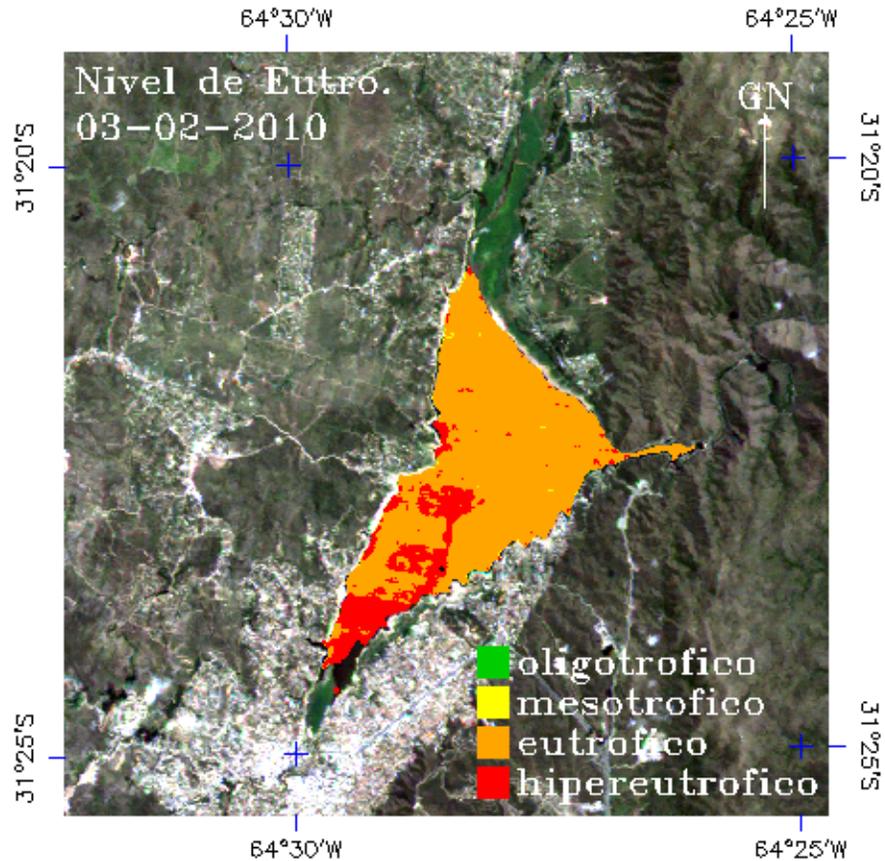


Figura 6.26: Mapa de nivel de eutrofización del Embalse San Roque elaborado a partir de una imagen LANDSAT-5TM de fecha 03-02-2010. Los datos de campo de clorofila-a de los distintos sitios de monitoreo para esa fecha son: Zona Sur: SAT1=542 $\mu\text{g/L}$; SAT2=230 $\mu\text{g/L}$; Zona Centro=61 $\mu\text{g/L}$; Zona Este: ZA=30 $\mu\text{g/L}$; Zb=54 $\mu\text{g/L}$ y Zona Norte: SAT3= 58 $\mu\text{g/L}$ y SAT4=49 $\mu\text{g/L}$.

6.5. Vista del sistema de aireación artificial desde el espacio

La Figura 6.27 presenta cuatro mapas del Embalse San Roque correspondientes a la fecha 16/02/2009. El gráfico superior izquierdo corresponde a una imagen satelital LANDSAT5-TM graficada con una combinación de bandas 321. Se observan a simple vista las líneas de los difusores funcionando. Se incluyó un zoom en donde se superpusieron las líneas correspondientes a la ubicación del sistema de aireación artificial. El mapa superior derecho presenta la variable NDVI. Se observan claramente valores de NDVI más bajos en la zona de influencia de los difusores, lo que indica menor presencia de algas. Este resultado se

corroboró mediante comparaciones estadísticas. El mapa inferior izquierdo corresponde a Temperatura. En este caso se utilizó un realce gaussiano para resaltar la diferencia de temperatura presente al Este del Embalse, en donde se puede ver un círculo más oscuro. Este efecto se debe a la subida del agua fría del fondo hacia la superficie debido al funcionamiento de los difusores. Esta imagen es muy importante ya que ofrece una visión satelital de la ruptura de estratificación térmica del Embalse localizada en la zona de actuación del sistema de aireación artificial. Por último la figura inferior derecha muestra un mapa de concentración de clorofila-a que puede ser analizado de manera análoga al de NDVI.

Para finalizar se puede decir que se observan efectos localizados en la zona de los difusores que implican el mezclado del agua y una menor prevalencia de biomasa algal, en coincidencia con las conclusiones del análisis de datos de campo. Estos resultados son muy importantes ya que permiten realizar un seguimiento de los cambios térmicos y químicos causados por los difusores. Además, hasta donde conocemos, es el primer trabajo científico que presenta un estudio satelital de los efectos de un sistema de aireación artificial instalado en un Embalse.

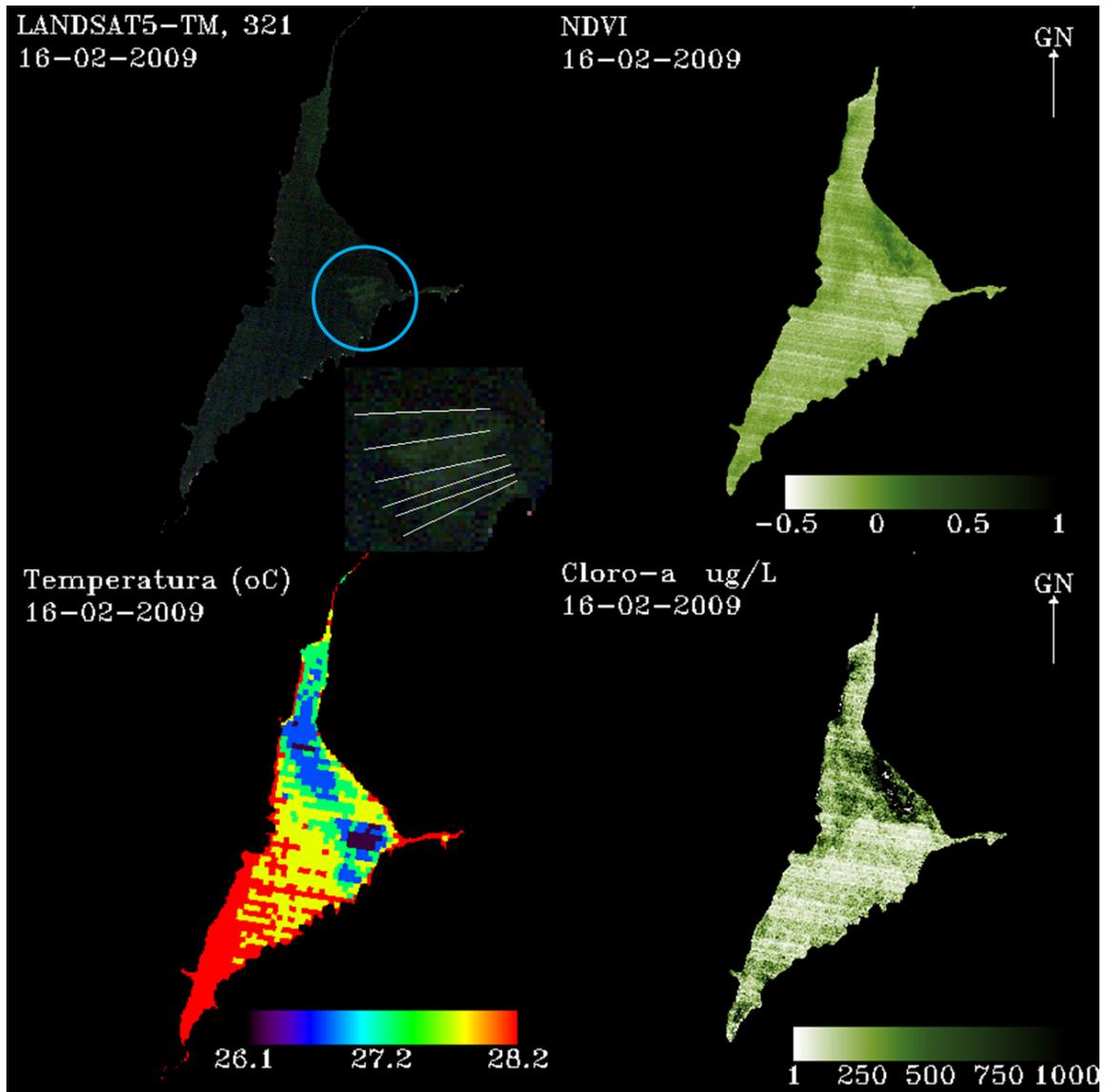


Figura 6.27: Imagen LANDSAT-5TM adquirida el 16-02-2009 correspondiente a la zona del Embalse San Roque. Se puede apreciar el efecto de los difusores en color real y mediante diferentes procesamientos. Superior izquierda: Combinación de bandas 321. Superior derecha: Mapa de NDVI. Inferior izquierda: Mapa de Temperatura. Inferior derecha: Mapa de Clorofila-a.

6.6. Conclusiones Parciales

- Luego de una revisión bibliográfica se observó que el estudio de calidad de aguas mediante técnicas de sensado remoto se encuentra en una etapa de crecimiento exponencial dentro de la comunidad científica.
- Se observó que la concentración de clorofila-a del Embalse San Roque puede ser monitoreada mediante el sensor TM del satélite Landsat-5 debido a que no pertenece a la clasificación de Morei, Tipo II.

- Se observó que el índice NDVI presenta correlación significativa y positiva con la concentración de clorofila del Embalse, lo que está de acuerdo con estudios realizados en otras partes del mundo.
- Sobre la base de un estudio estadístico del índice NDVI promedio de diferentes zonas del Embalse, se observó que la zona de los difusores presentó valores significativamente mayores que el centro en el período de tiempo 2004-2008 y esta tendencia se revirtió a partir del año 2008. Este fenómeno se puede relacionar con la instalación del sistema de aireación artificial.
- Se obtuvo un modelo de regresión lineal simple para calcular temperatura del Embalse a partir de la banda TM6 con un $r^2 = 0,94$ y RMSE de $0,4$ °C y se validó el modelo con un grupo control.
- Se obtuvo un modelo de regresión lineal múltiple para calcular logaritmo de clorofila-a a partir de las bandas TM1 y TM4 con un r^2 igual a $0,64$ y se validó el modelo con un grupo control.
- Se observó una correlación significativamente alta entre los valores promedio de temperatura medidos en campo y los calculados a partir de una región representativa del Embalse tomada de una imagen satelital para un grupo de datos control. Se obtuvo un coeficiente r^2 igual a $0,98$.
- Se observó una correlación significativa y del orden de las presentes en bibliografía, r^2 igual a $0,72$, entre los valores promedio de clorofila-a medidos en campo y los calculados a partir de una región representativa del Embalse tomada de una imagen satelital.
- Fue posible la elaboración de mapas de nivel de eutrofización del Embalse a partir de la clasificación de imágenes de concentración de clorofila-a.
- Se observó por primera vez desde el espacio el efecto del sistema de aireación artificial instalado en el Embalse San Roque en color real como así también en imágenes procesadas de NDVI, clorofila-a y temperatura. En este último caso se pudo visualizar el fenómeno de ruptura de la estratificación térmica
- Las imágenes procesadas adecuadamente proveen evidencia de que el efecto del sistema de difusores es localizado y positivo, es decir mejora la calidad del agua en su entorno.
- Se puede decir que el sistema de aireación artificial instalado en el Embalse San Roque en el año 2008 produce efectos localizados sobre la calidad del agua del Embalse en la zona de influencia de éstos. Además se demostró mediante un análisis estadístico de datos de campo e imágenes satelitales que estos efectos son favorables ya que se registra una menor proliferación de biomasa algal en esas zonas.
- El proceso de elaboración de mapas de nivel de eutrofización puede ser automatizado fácilmente en un futuro debido a que todos los pasos, excepto la georreferenciación y el recorte de la zona de estudio, han sido programados y pueden ser ejecutados sin ver las imágenes. La disponibilidad de mapas de nivel de eutrofización periódicos puede convertirse en una herramienta de gestión del recurso hídrico importante. Estos permitirían diseñar estrategias de respuesta y alerta temprana a emergencias o evaluar proyectos en marcha, como es el caso del sistema de aireación artificial.

Capítulo 7

Conclusiones y Perspectivas Futuras

7.0.1. Conclusiones

A partir de nuestros resultados pudo demostrarse un efecto positivo del sistema de aireación artificial sobre la calidad del agua en la zona de influencia.

Un análisis de estructura de las series temporales de datos, realizado con el programa Temporal-Pex, permitió, por primera vez, caracterizar tres zonas bien definidas en el Embalse: Centro-este (sitios Centro, Garganta, Zona A y Zona B), Sur (SAT-1 y SAT-2) y Norte (SAT-3 y SAT-4). Se observó que el grupo Centro-Este, región de difusores, presentó el menor valor promedio de concentración de clorofila-a, $62,7 \mu\text{g/L}$, mientras que el mayor, $112,0 \mu\text{g/L}$, fue registrado en la zona Norte. Se confirmó también que esta herramienta es útil para encontrar asociaciones fisicoquímicas entre series temporales de manera sencilla.

Mediante el análisis de curvas de temperatura en función de la profundidad se observó que en verano la estratificación térmica se registra en los ocho sitios muestreados pero la frecuencia de estos episodios es marcadamente menor en la zona de influencia de los difusores. Los valores promedio de clorofila-a fueron $58,9 \mu\text{g/L}$ y $117,0 \mu\text{g/L}$ para el caso de ausencia y presencia de estratificación térmica respectivamente. La prueba de diferencia de medias T de Student permite decir que estos valores son significativamente diferentes.

El análisis de ANOVA realizado para evaluar diferencias de variables biogeoquímicas tomando como factor el sitio de monitoreo, no demostró ser una herramienta adecuada para nuestro caso.

Un análisis espacial permitió determinar que los sitios cercanos a los difusores presentan, en promedio, valores de clorofila-a menores a la media del lago en cada fecha. También se corroboró que los sitios cercanos a los difusores han presentado menor cantidad de veces los valores máximos registrados en el lago en cada fecha. Pudo verificarse que los valores promedio de clorofila-a son significativamente mayores en verano que en invierno. Además se observó que el año 2010 fue atípico ya que se registraron valores de clorofila-a menores a los correspondientes para 2009 y 2011. El valor promedio del índice de Carlson de 64,1 es un indicador muy claro del estado eutrófico del Embalse. En particular, en verano se llega

a clasificar, en ocasiones, como hipertrófico mientras que en invierno como mesotrófico.

El estudio realizado permitió organizar, en una base de datos unificada, información bio-geoquímica, geográfica, meteorológica, hidrológica y satelital correspondiente a mediciones realizadas durante tres años en diferentes sitios del Embalse San Roque, como así también en sus cuatro tributarios. Esta base de datos en la plataforma de trabajo R, facilitó enormemente el posterior análisis estadístico y el modelado numérico de variables de interés científico y operativo. En este marco, se corroboró que dicha plataforma permite gestionar y analizar exitosamente grandes volúmenes de datos, lo que en inglés se denomina *data mining*. La información puede ser fácilmente actualizada e incluso es posible la incorporación de datos de otros Embalses de la zona.

Un análisis de las mediciones de campo confirmó, con un 95 por ciento de confianza, que un muestreo de variables fisicoquímicas en el centro del Embalse es representativo del comportamiento promedio del lago. Este resultado es muy importante ya que la zona Centro puede ser utilizada como punto testigo de su evolución temporal. Una medida de este tipo permitiría ahorrar de manera significativa tiempo y costo de análisis ya que se podría evitar o espaciar el monitoreo en los siete sitios restantes. Además, se demostró que en ausencia de viento es posible modelar la concentración de clorofila-a a partir de mediciones de pH con un 98 por ciento de certeza. Cabe destacar que el monitoreo de pH implica menor tiempo de muestreo, bajo costo de análisis y puede ser fácilmente automatizado.

Se logró implementar en R una subrutina para realizar cálculos de diversidad y equidad de especies con el propósito de disminuir grados de libertad en el análisis de las variables biológicas o de fitoplancton. Se optó por esta alternativa debido a que se midieron 48 especies de algas en dos profundidades para diferentes fechas y sitios de monitoreo. Se observó que tanto el índice de Shannon (H), como el de equidad de especies, E, reflejan la problemática de eutrofización del lago y presentan valores muy bajos en verano. Además se observó que en las estaciones de monitoreo correspondiente a la zona de los difusores (Garganta, Zona A y Zona B) se registraron valores promedio menores al resto de los sitios. Sin embargo la prueba de diferencia de medias t de Student indicó que estas diferencias no son significativas. Esto último se puede interpretar en término de grandes variaciones estacionales frente a diferencias más pequeñas entre sitios.

A partir del análisis de los coeficientes de correlación de Pearson se confirmó el mecanismo de liberación de fósforo desde los sedimentos, en el cual se observa disminución de oxígeno disuelto y aumento de la concentración de especies de Fe (II) y Mn(II) en el hipolimnio. También se encontró una relación significativa y positiva, aunque pequeña, entre concentración de clorofila-a y radiación incidente. Respecto a variables de fitoplancton se observó que el grupo de las cianófitas presentó el mayor coeficiente de correlación con el logaritmo natural de clorofila-a, 0,47. Se observó que este grupo presenta una correlación igual a 0,97 con la concentración de algas totales, indicando que son las que más contribuyen, en promedio, a la abundancia en las explosiones algales.

Un experimento realizado en el centro del Embalse, para evaluar la dependencia horaria de los principales indicadores de eutrofización, permitió confirmar que la hora de muestreo influye significativamente en los valores de clorofila-a, pH y oxígeno disuelto medidos en la superficie. Por este motivo, se debe minimizar la diferencia de tiempo entre las mediciones *in situ* y el paso del satélite.

Con respecto al uso de información satelital, la revisión bibliográfica realizada indica que el estudio de calidad de aguas mediante técnicas de sensado remoto se encuentra en una etapa de crecimiento exponencial dentro de la comunidad científica. Luego de un análisis de los datos medidos en campo de concentración de clorofila-a y materia en suspensión se observó que la concentración de clorofila-a, del Embalse San Roque, puede ser monitoreada mediante el sensor TM del satélite Landsat-5 debido a que el sistema de estudio no pertenece a la clasificación de Morel, Tipo II. Se encontró que el índice NDVI presenta correlación significativa y positiva con la concentración de clorofila del Embalse, lo que está de acuerdo con estudios realizados en otras partes del mundo. Este resultado permitió realizar un estudio estadístico en el cual se observó que la zona de los difusores presentó valores de NDVI significativamente mayores que la región del centro en el período de tiempo 2004-2008 y esta tendencia se revirtió a partir del verano del año 2009. Este fenómeno se puede relacionar con la instalación del sistema de aireación artificial en el mes de octubre del año 2008.

Se modelaron las variables temperatura y logaritmo natural de la concentración de clorofila-a del Embalse a partir de datos satelitales. Se obtuvo un modelo de regresión lineal simple para calcular temperatura a partir de la banda TM6 con un r^2 igual 0,94 y se validó exitosamente con un grupo control. Por otro lado, se obtuvo un modelo de regresión lineal múltiple para calcular logaritmo natural de clorofila-a a partir de las bandas TM1 y TM4 con un r^2 igual a 0,64 el cual también se validó con un grupo control.

Se obtuvo un acuerdo del 98 por ciento entre valores promedios de temperatura del Embalse calculados a partir de imágenes satelitales y mediciones realizadas *in situ*, mientras que para el caso de concentración de clorofila-a éste fue del 72 por ciento. Ambas observaciones son del orden de las registradas en bibliografía para aguas continentales.

Luego de la obtención de un modelo de clorofila-a elaborado en función de las bandas del sensor LANDSAT-5TM, fue posible elaborar mapas de nivel de eutrofización a partir de una clasificación de la imagen, basada en un árbol de decisión. En relación al objetivo principal de este trabajo, se observó por primera vez desde el espacio el efecto del sistema de aireación artificial instalado en el Embalse San Roque en color real como así también en imágenes procesadas de NDVI, clorofila-a y temperatura. En este último caso se pudo visualizar el fenómeno de ruptura de la estratificación térmica. Las imágenes procesadas adecuadamente proveen evidencia de que el efecto del sistema de difusores es positivo, es decir que se registran menores valores de concentración de clorofila-a en su entorno.

Para resumir, se puede decir que el sistema de aireación artificial instalado en el Embalse San Roque en el año 2008 produce efectos localizados y favorables sobre la calidad del agua en su zona de influencia, lo que pudo ser demostrado mediante análisis estadísticos de datos de campo e imágenes satelitales. Por último es importante aclarar que el proceso de elaboración de mapas de nivel de eutrofización a partir de imágenes LANDSAT5-TM puede ser automatizado fácilmente en un futuro. La disponibilidad periódica de mapas de nivel de eutrofización puede convertirse en una herramienta de gestión del recurso hídrico importante debido a que permitiría diseñar estrategias de respuesta y alerta temprana a emergencias o evaluar proyectos en marcha, como es el caso del sistema de aireación artificial.

7.0.2. Perspectivas futuras

Se puede decir que este trabajo abrió nuevos interrogantes los cuales pueden ser abordados en futuras investigaciones, en especial referidos al estudio de series temporales de imágenes satelitales de calidad de agua y al uso de sensores de mayor resolución espacial, temporal y espectral. A continuación se presentan las principales líneas sobre las cuales sería interesante, a nuestro criterio, seguir realizando estudios.

- Realizar la corrección atmosférica de los datos del sensor LANDSAT5-TM y evaluar su efecto sobre la precisión de los modelos de temperatura y logaritmo natural de concentración de clorofila-a.
- Incorporar el uso de imágenes MODIS, sensor a bordo de los satélites TERRA y AQUA, para investigar la posibilidad de generar mapas de temperatura y clorofila-a diarios que puedan ser incorporados en modelos numéricos orientados a dar alerta y respuesta temprana a emergencias.
- Incorporar el uso de imágenes hiperespectrales del sensor Hyperion, a bordo de EO-1, para estudiar correlaciones entre diferentes grupos taxonómicos de algas y los espectros de reflectancia en diferentes sitios y épocas de monitoreo.
- Una vez resuelta la corrección atmosférica, realizar un estudio retrospectivo del Embalse San Roque a partir de imágenes satelitales de los sensores TM y ETM+, de la serie LANDSAT, desde el año 1974 hasta la fecha con el fin de estudiar la evolución de la eutrofización de sus aguas.
- Incorporar datos de otros Embalses de la zona en la matriz unificada, creada en el entorno R, para realizar comparaciones entre ellos. En este caso el programa Temporal-Pex podría ser una herramienta sumamente interesante para comparar series temporales de variables medidas en campo o mediante detección remota.

7.0.3. Recomendaciones

Sobre la base de los resultados obtenidos en este trabajo de tesis es posible recomendar algunas acciones tendientes a mejorar las condiciones del Embalse San Roque en lo que hace a la calidad de sus aguas, tal como se indica a continuación.

- Mantener el sistema de aireación artificial en condiciones óptimas de funcionamiento durante las épocas de estratificación térmica, es decir, durante los meses de primavera y verano.
- Realizar los monitoreos de campo en simultáneo con el paso del satélite para mantener los algoritmos de cálculo de clorofila-a y temperatura calibrados y actualizados.
- Mantener, en lo posible, un nivel alto de la cota del Embalse para aumentar la dilución de nutrientes
- Establecer políticas orientadas a disminuir la entrada de nutrientes al Embalse, tales como:

- Reforestar la Cuenca del Embalse del San Roque
- Trabajar en prevención de incendios en la zona serrana
- Tratar las aguas servidas de las localidades de la cuenca, en la medida de lo posible mediante tratamientos terciarios que reduzcan a un mínimo las concentraciones de fosfatos y nitratos
- Reducir en la cuenca y las prácticas agropecuarias inadecuadas, como sobrepastoreo, roturación del suelo en el sentido de las pendientes y el uso descontrolado de fertilizantes.
- Restringir la utilización de motores fuera de borda que contaminan la superficie del agua con aceites e hidrocarburos que dificultan el intercambio gaseoso
- Optimizar los protocolos de muestreo y de recolección de datos de campo, tratando de aumentar la eficiencia y disminuir los costos, con el fin de favorecer la continuidad de los controles.

Bibliografía

- [1] Censo Nacional 2010. Resultados provisionales. <http://www.censo2010.indec.gov.ar>. Acceso 13/03/2012.
- [2] M.A.Bustamante, S. Morillo, M. I. Rodríguez, M.Granero, M. Ruiz, I. Z. Freyer, F. Busso, E. Bonfanti, and A. Girbal. Estudios para la evaluación de la eutrofización del embalse San Roque mediante la observación, medición y aplicación de herramientas numéricas. In *Seminario Taller Calidad de Agua en los Embalses de Córdoba*. Instituto Nacional Del Agua, 2002.
- [3] Centro de la Región Semiárida, Limnología Aplicada y Calidad de Aguas, INA. <http://www.ina.gov.ar/cirsa/index.php?cirsa=19>.
- [4] Orozco Barrenetxea, Carmen Pérez Serrano, Antonio Gonzalez Delgado, Ma Nieves Rodriguez Vidal, and Francisco Javier. *Contaminación Ambiental: Una visión desde la química*. Thomson, España, 1 edition, 2008.
- [5] Julien Parinet, Manuel J. Rodriguez, and Jean Serodes. Influence of water quality on the presence of off-flavour compounds (geosmin and 2-methylsoborneol). *Water Research*, 44:5847–5856, 2010.
- [6] M.V. Amé and L.N. Galanti and M.L. Menone and M.S. Gerpe and V.J. Moreno and D.A. Wunderlin. Microcystin LR,RR,YR and LA in water samples and fishes from a shallow lake in Argentina. *Harmful Algae*, 9:66–73, 2010.
- [7] J. P. Antenucci, R. Alexander, J. R. Romero, and J.Imberger. Management strategies for a eutrophic water supply reservoir-San Roque Argentina. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 47(7):149–155, 2003.
- [8] Sala S.E., Lamaro A.A., and Torrusio S. E. Monitoreo de la calidad del agua y uso de sensores remotos. Proliferaciones algales nocivas en ambientes continentales. In *2nd United Nations/Argentina International Conference on the Use of Space Technology for Water Management*, Buenos Aires, marzo. 2011.
- [9] R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2008. ISBN.
- [10] Robert G. Wetzel. *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona, 1, 5 reprint edition, 1981.

-
- [11] Rodríguez, M.I., Bustamante, M.A., Ruibal, A.L., Ruiz, M.A., and F.l Busso. Estudio del fitoplancton en el marco de monitoreo del Embalse San Roque, Córdoba). In *IV Congreso Argentino de Limnología*. Instituto Nacional Del Agua, 2008.
- [12] Ecologia de las Aguas Dulces. <http://www.jmarcano.com/nociones/fresh3.html>. Acceso 13/09/2011.
- [13] A. Nimick, Christopher H. Gammons, and Stephen R. Parker. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: A review. *Chemical Geology*, 283:3–17, 2011.
- [14] Paerl H.W. and Paul V.J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5):1349–1363, 2012.
- [15] A.Nicklisch, T.Shatwell, and J.Kohler. Analysis and modelling of the interactive effects of temperature and light on phytoplankton growth and relevance for the spring bloom. *Limnology*, 30(1):75–91, 2008.
- [16] Paerl H.W., H. Xu, McCarthy M.J., Zhu G., Qin B., Li Y., and W.S. Gardner. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N and P) management strategy. *Water Research*, 45(5):1973–1983, 2011. cited By (since 1996) 12.
- [17] Conley D.J., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D.F., Seitzinger S.P., Havens K.E., Lancelot C., and Likens G.E. Ecology - Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917):1014–1015, 2009.
- [18] Zan F., Huo S., B. Xi, Li Q., Liao H., and Zhang J. Phosphorus distribution in the sediments of a shallow eutrophic lake, lake chaohu, china. *Environmental Earth Sciences*, 62(8):1643–1653, 2011.
- [19] Paerl H.W. Controlling eutrophication along the freshwater-Marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32(4):593–601, 2009.
- [20] Estrada Vanina and Diaz M. Soledad. Global sensitivity analysis in the development of first principle-based eutrophication models. *Environmental Modelling and Software*, 25(12):1539–1551, 2010.
- [21] Clear Water Habitat. <http://cwh.triplepointwater.com/pond101/pondgallery>. Acceso 10/04/2012.
- [22] Mortandad de peces en el sur de la ciudad de Santiago del Estero sobre curso inferior del Ro Dulce. <http://www.ecogenesis.com.ar/index.php?sec=noticiaseventos.php>. Acceso 13/09/2012.
- [23] S. Zaccara, A.Canziani, V. Roella, and G. Crosa. A northern italian shallow lake as a case study for eutrophication control. *Limnology*, 8:155–160, 2007.
- [24] Arlo Wade Fast. *The effects of artificil aeration on lake ecology*. *Water ollution Control Research Series*. U.S. Enviromental Protection Ageny (EPA), Micchigan State University, 1971.
-

-
- [25] Environment Directorate OECD. *Eutrophication of Waters, Monitoring Assessment Control, Final Report*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, 20th edition edition, 1982.
- [26] R. E. Carlson. *Limnol. Oceanogr. A Trophic State Index for lakes*, 22:363–369, 1977.
- [27] Robert K. Peet. Relative diversity indices. *Ecology*, 56(2):pp. 496–498, 1975.
- [28] Emilio Chuvieco. *Teledeteccion Ambiental (Spanish Edition)*. Ariel Publications, 2004.
- [29] Clive D. Rodgers. *Inverse Methods for Atmospheric Sounding: Theory and Practice-Vol.2*. World Scientific, Singapore, 2000.
- [30] A. Sanchez and G. Tancredi. Radiación y espectro: Pasaje de la radiación electromagnética a través de la atmósfera. *Presentation: Curso CTE II*. <http://www.cte.edu.uy/cteII/teo.htm>, 2006.
- [31] Chander G., Markham B.L., and Helder D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5):893–903, 2009.
- [32] Schalles John F. Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal, 2006.
- [33] Campbell G., Phinn S.R., and Daniel P. The specific inherent optical properties of three sub-tropical and tropical water reservoirs in Queensland, Australia. *Hydrobiologia*, 658(1):233–252, 2011.
- [34] A. Morel and L. Prieur. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, 22:709–722, 1977.
- [35] Gitelson A.A., Schalles J.F., and C.M. Hladik. Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. *Remote Sensing of Environment*, 109(4):464–472, 2007.
- [36] Li F., Jackson T. J., Kustas W. P., Schmugge T. J., French A. N., Cosh M. H., and Bindlish R. Deriving land surface temperature from Landsat 5 and 7 during SMEX02/SMACEX. *Remote Sensing of Environment*, 92(4):521–534+, September 2004.
- [37] Frederic Jacoba, Francois Petitcolinc, Thomas Schmuggea, Eric Vermoted, Andrew Frenche, and Kenta Ogawa. Comparison of land surface emissivity and radiometric temperature derived from MODIS and ASTER sensors. *Remote Sensing of Environment*, 90:137–152, 2004.
- [38] Melchor C. V. The refractive index of liquid water in the near infrared spectrum. *Journal of Optical Society of America*, 31(7):244–247, 1941.
- [39] M. I. Rodríguez, Ana Cossavella, Mariano Corral Raquel Bazán, Silvia Oviedo, Andrés Rodríguez Mara Alejandra Bustamante, Carlos Martn Angelaccio, Fabín Lpez, Fanny Busso, and Enzo Bonfanti. Efecto de los incendios en la calidad del agua en los embalses San Roque y los Molinos, Córdoba. In *XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*. Instituto Nacional Del Agua, 2005.

-
- [40] Dique San Roque. <http://es.wikipedia.org/wiki/DiqueSanRoque>. Acceso 10/10/2011.
- [41] I. Bernasconi, Alejandro Alensinkó, M. Fuster, M. Herrera, A. Orueta, E. Plomer, Gladys Montachini, M. Cossavella, R. Brito, N.Ferreyra, L. Hunziker, F. Echeverría, J. Melián, Roqué, and J.C Bresciano. Desestratificación térmica del embalse San Roque por el método de circulación-aireación artificial. *Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba*, pages 1–37, 2009.
- [42] U.S. EPA. Monitoring Lake and Reservoir Restoration. *Office of Water (WH-553)*, 440(4-90-007), 1990.
- [43] *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA, AWWA and WEF, Washington D.C., 20th edition edition, 2000.
- [44] Chander G., Markham, B.L. Helder and D.L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5):893–903, 2009.
- [45] Brivio P A, Giardino C, and Zilioli E. Validation of satellite data for quality assurance in lake monitoring applications. *Sci Total Environ*, 268(1-3):3–18, 2001.
- [46] Administración de Parques Nacionales asesorados por la Prof. Dra. Haydeé Karszenbaum. Protocolo para el preprocesamiento de imágenes satelitales Landsat para aplicaciones de la administración de parques nacionales. <http://www.sib.gov.ar/archivos/Protocolo-Landsat.pdf>.
- [47] USGS. Band designations for the Landsat satellites. Excerpted from 5th edition of the APA Publication Manual.
- [48] Schott J.R., Barsi J.A., Nordgren B.L., Raqueo N.G., and De Alwis D. Calibration of Landsat thermal data and application to water resource studies. *Remote Sensing of Environment*, 78(1-2):108–117, 2001.
- [49] Inc Research Systems. *ENVI user's guide*. Research Systems, 2003.
- [50] Song C., Woodcock C.E., Seto K.C., Lenney M.P., and Macomber S.A. Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75(2):230–244, 2001.
- [51] Golden Software. *Surfer Version 8: Contouring and 3D Surface Mapping for Scientists and Engineers*. Golden Software Incorporated, 2002.
- [52] ESRI Press, McCoy J., and Calif.) Environmental Systems Research Institute (Redlands. *ArcGIS 9: Using ArcGIS spatial analyst*. ESRI, 2004.
- [53] Quantum GIS Development Team. *Quantum GIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation, 2009.
- [54] Torgo L. *Data Mining With R: Learning by Case Studies*. Chapman & Hall/Crc Data Mining and Knowledge Discovery Series. CRC PressINC, 2010.
- [55] J. M. Chambers, W. S. Cleveland, B. Kleiner, and P. A. Tukey. *Graphical Methods for Data Analysis*. Chapman and Hall, New York, 1983.
-

-
- [56] Devore J.L. *Probabilidade y estadística para ingeniería y ciencias*. Thomson, 2005.
- [57] Kimihiro Noguchi, W. L. Wallace Hui, Yulia R. Gel, Joseph L. Gastwirth, and Weiwen Miao. Package lawstat: An R package for biostatistics, public policy, and law, 2009. Repository: CRAN.
- [58] Aretha Barbosa Alencar. Minerao e visualizao de colees de séries temporais. Master's thesis, USP So Carlos, Brasil, 2007.
- [59] Rouse J. W., R. H. Haas, J. A. Schell, and D. W. Deering. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In *NASA SP-351 I*, pages 309–317. Third ERTS Symposium, 1973.
- [60] Tucker C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2):127–150, 1979.
- [61] Wang Zhengjun, Hong Jianming, and Du Guisen. Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. *Environmental Pollution*, 155:13–19, 2008.
- [62] Hautier Y., P.A. Niklaus, and A. Hector. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324(5927):636–638, 2009.
- [63] Friendly Michael. Corrgrams: Exploratory displays for correlation matrices. *The American Statistician*, 56(4):316–324, November 2002.
- [64] zkundakci Deniz, Hamilton David P., and Gibbs Max M. Hypolimnetic phosphorus and nitrogen dynamics in a small, eutrophic lake with a seasonally anoxic hypolimnion. *Hydrobiologia*, 661:5–20, 2011.
- [65] Hongwei Yang, Yan Li, Boshu Go, Wu Yun, and Siqingaowa Si. Phosphorus adsorption and desorption on the surface sediments of yellow river estuary. In *E-Product E-Service and E-Entertainment (ICEEE), 2010 International Conference on*, pages 1–4, nov. 2010.
- [66] Alencar Aretha Barbosa, Paulovich Fernando Vieira, Minghim Rosane, Filho Marinho Gomes de Andrade, and Oliveira Maria Cristina Ferreira de. Similarity-Based Visualization of Time Series Collections: An Application to Analysis of Streamflows. In *Proceedings of the 2008 12th International Conference Information Visualisation, IV '08*, pages 280–286, Washington, DC, USA, 2008. IEEE Computer Society.
- [67] Nicklisch A., Shatwell T., and Khler J. Analysis and modelling of the interactive effects of temperature and light on phytoplankton growth and relevance for the spring bloom. *Journal of Plankton Research*, 30(1):75–91, 2008.
- [68] Shatwell T., Nicklisch A., and Khler J. Temperature and photoperiod effects on phytoplankton growing under simulated mixed layer light fluctuations. *Limnology and Oceanography*, 57(2):541–553, 2012.
- [69] E. Alcantara, E. M. Novo, C. F. Barbosa, M.P. Bonnet, J. Stech, and J. P. Ometto. Environmental factors associated with long-term changes in chlorophyll-a concentration in the Amazon floodplain. *Biogeosciences Discussions*, 8(2):3739–3770, 2011.
-

-
- [70] Dupuis A.P. and B.J. Hann. Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian prairies: Potential implications for phytoplankton and zooplankton. *Journal of Plankton Research*, 31(5):489–502, 2009.
- [71] Nimick D.A., Gammons C.H., and S.R. Parker. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: A review. *Chemical Geology*, 283(1-2):3–17, 2011.
- [72] Baulch H.M., Dillon P.J., Maranger R., Venkiteswaran J.J., Wilson H.F., and Schiff S.L. Night and day: short-term variation in nitrogen chemistry and nitrous oxide emissions from streams. *Freshwater Biology*, 57(3):509–525, 2012.
- [73] Novo E.M.L.M. and M. Godoy Jr. Eutrophication assessment through remote sensing techniques. Technical report, INPE(Instituto de Pesquisas Espaciais), Sao Jose I dos Campos, Sao Paulo, Brasil, 1989.
- [74] Quality of the water supplied to London. *Public Health*, 6(C):87–92, 1893.
- [75] W.M.P. Mason. The quality of water supplies. *Journal of The American Chemical Society*, 16(2):772–778, 1894.
- [76] Bakker C. Plankton investigations in a Dutch sea-arm before and after dike construction [Planktonuntersuchungen in einem hollndischen Meeresarm vor und nach der Abdeichung]. *Helgolnder Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 10(1-4):456–472, 1964.
- [77] Strong A.E. Remote sensing of algal blooms by aircraft and satellite in Lake Erie and Utah Lake. *Remote Sensing of Environment*, 3(2):99–107, 1974.
- [78] Rogers Robert H., Reed Larry E., Shah Navin J., and Smith V.Elliot. Automatic classification of eutrophication of inland lakes from spacecraft data. *NASA Technical Reports Services*, 2:981–993, 1974.
- [79] Rogers Robert H., McKeon John B., Smith Vann E., and Scherz James P. Summary report: Application of landsat to the surveillance of lake eutrophication in the great lakes basin. pages 214–225, 1978.
- [80] Wrigley R.C. and A.J. Horne. Remote sensing and lake eutrophication. *Nature*, 250(5463):213–214, 1974.
- [81] Canziani Graciela, Ferrati Rosana, Marinelli Claudia, and Dukatz Federico. Artificial neural networks and remote sensing in the analysis of the highly variable Pampean shallow lakes. *Math Biosci Eng*, 5(4):691–711, 2008.
- [82] Campbell G., Phinn S. R., Dekker A. G., and V. E. Brando. Remote sensing of water quality in an Australian tropical freshwater impoundment using matrix inversion and MERIS images. *Remote Sensing of Environment*, 115(9):2402–2414, 2011.
- [83] Sokoletsky L. G., Lunetta R. S., Wetz M. S., and Paerl H. W. MERIS retrieval of water quality components in the turbid Albemarle-Pamlico Sound Estuary, USA. *Remote Sensing*, 3(4):684–707, 2011.
-

-
- [84] Yang W., Matsushita B., Chen J., and Fukushima T. Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables. *Remote Sensing of Environment*, 115(5):1247–1259, 2011.
- [85] Shanmugam P., Ahn Y. H., and Ram P. S. SeaWiFS sensing of hazardous algal blooms and their underlying mechanisms in shelf-slope waters of the Northwest Pacific during summer. *Remote Sensing of Environment*, 112(7):3248–3270, 2008.
- [86] Heim B., Oberhaensli H., Fietz S., and Kaufmann H. Variation in Lake Baikal’s phytoplankton distribution and fluvial input assessed by SeaWiFS satellite data. *Global and Planetary Change*, 46(1-4 SPEC. ISS.):9–27, 2005.
- [87] Hu C., Z. Lee, Ma R., Yu K., Li D., and Shang S. Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China. *Journal of Geophysical Research C: Oceans*, 115(4), 2010.
- [88] Chavula G., Brezonik P., Thenkabail P., Johnson T., and Bauer M. Estimating chlorophyll concentration in Lake Malawi from MODIS satellite imagery. *Physics and Chemistry of the Earth*, 34(13-16):755–760, 2009.
- [89] Nas B., Karabork H., Ekercin S., and Berktaş A. Mapping chlorophyll-a through in-situ measurements and Terra ASTER satellite data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157(1-4):375–382, 2009.
- [90] Hu C. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans. *Remote Sensing of Environment*, 113(10):2118–2129, 2009.
- [91] Dogliotti A. I., Gagliardini D. A., and R. Frouin. Atmospheric correction of SAC-C MMRS imagery for ocean-color applications. In *Remote Sensing of the Coastal Oceanic Environment*, volume 5885 of *IV ’08*, pages 1–12, San Diego, USA, 2005.
- [92] Raitala J., Jantunen H., and U. Myllymaa. Developments in the evaluation of small lake water quality from digital Landsat MSS data, Kuusamo, Northeast Finland. *Earth, Moon and Planets*, 31(3):249–264, 1984.
- [93] V. F. Renó, E. M. L. M. Novo, R. Almeida-Filho, and C. Suemitsu. Mapping ancient vegetation cover of the Amazon floodplain using historical MSS/Landsat images (1975-1981). *Mapeamento da antiga cobertura vegetal de vrzea do baixo Amazonas a partir de imagens histricas (1975-1981) do sensor MSS-Landsat*, 41(1):47–56, 2011.
- [94] Olmanson L. G., Bauer M. E., and Brezonik P. L. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota’s 10,000 lakes. *Remote Sensing of Environment*, 112(11):4086–4097, 2008.
- [95] H. Duan, Y. Zhang, B. Zhang, K. Song, and Z. Wang. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for lake Chagan using landsat TM and field spectral data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 129(1-3):295–308, 2007.
- [96] Brezonik P., Menken K. D., and Bauer M. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). *Lake and Reservoir Management*, 21(4):373–382, 2005.
-

-
- [97] Zhou W., Wang S., Zhou Y., and Troy A. Mapping the concentrations of total suspended matter in Lake Taihu, China, using Landsat-5 TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 27(6):1177–1191, 2006.
- [98] Kallio K., Attila J., Harma P., Koponen S., Pulliainen J., Hyytiäinen U. M., and Pyhälä T. Landsat ETM+ images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins. *Environmental Management*, 42(3):511–522, 2008.
- [99] Onderka M. and Pekarova P. Retrieval of suspended particulate matter concentrations in the Danube River from Landsat ETM data. *Science of the Total Environment*, 397(1-3):238–243, 2008.
- [100] Chen J., Hu X., and Quan W. Scale Effects on Chlorophyll-A Concentration Retrieved: Assessment and Validation Using Indian Remote Sensing Satellite. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, pages 1–12, 2012.
- [101] L. G. Olmanson, P. L. Brezonik, and M. E. Bauer. Evaluation of medium to low resolution satellite imagery for regional lake water quality assessments. *Water Resources Research*, 47(9):W09515, 2011.
- [102] Sawaya K. E., Olmanson L. G., Heinert N. J., Brezonik P. L., and Bauer M. E. Extending satellite remote sensing to local scales: Land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88(1-2):144–156, 2003.
- [103] Mabwoga Samson Okongo, Chawla Amit, and Thukral Ashwani Kumar. Assessment of water quality parameters of the Harike wetland in India, a Ramsar site, using IRS LISS IV satellite data. *Environ Monit Assess*, 170(1-4):117–28, 2010.
- [104] Sheela A. M., Letha J., Joseph S., Ramachandran K. K., and Sanalkumar S. P. Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 177(1-4):575–592, 2011.
- [105] Xuemei M., Shiyue C., Zhiyan L., Lisheng F., and Xifeng L. Monitoring and analysis of chlorophyll a concentrations variation information in dongping lake based on HJ-A/B image. In *2011 International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering, RSETE 2011 - Proceedings*, pages 5092–5094, 2011.
- [106] C. Giardino, V. E. Brando, A. G. Dekker, N. Strmbeck, and G. Candiani. Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion. *Remote Sensing of Environment*, 109(2):183–195, 2007.
- [107] Dogan O. K., Z. Akyurek, and M. Beklioglu. Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data. *Journal of Environmental Management*, 90(7):2138–2143, 2009.
- [108] Messina J. P. A complex systems approach to the spatial and temporal simulation of Florida Bay algal communities. *GIScience and Remote Sensing*, 41(3):228–243, 2004.
- [109] Kallio K., Pulliainen J., and Ylitalo P. MERIS, MODIS and ETM+ channel configurations in the estimation of lake water quality from subsurface reflectance using semi-analytical and empirical algorithms. *Geophysica*, 41(1-2):31–55, 2005.
-

-
- [110] Hellweger F. L., Schlosser P., Lall U., and Weissel J. K. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(3):437–448, 2004.
- [111] Doron M., Babin M., Hembise O., Mangin A., and Garnesson P. Ocean transparency from space: Validation of algorithms estimating Secchi depth using MERIS, MODIS and SeaWiFS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(12):2986–3001, 2011.
- [112] Huang Yaohuan, Jiang Dong, Zhuang Dafang, and Fu Jingying. Evaluation of Hyperspectral Indices for Chlorophyll-a Concentration Estimation in Tangxun Lake (Wuhan, China). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(6):2437–2451, 2010.
- [113] Menken K. D., Brezonik P. L., and M. E. Bauer. Influence of chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM) on lake reflectance spectra: Implications for measuring lake properties by remote sensing. *Lake and Reservoir Management*, 22(3):179–190, 2006.
- [114] Xu J. P., Li F., Zhang B., Gu X. F., and Yu T. Remote chlorophyll-a retrieval in case-ii waters using an improved model and IRS-P6 satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 31(17):4609–4623, 2010.
- [115] Vela A., Pasqualini V., Leoni V., Djelouli A., H. Langar, Pergent G., Pergent-Martini C., Ferrat L., Ridha M., and Djabou H. Use of SPOT 5 and IKONOS imagery for mapping biocenoses in a Tunisian Coastal Lagoon (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(4):591–598, 2008.
- [116] Yang M. D., Sykes R. M., and Merry C. J. Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data. *Ecological Modelling*, 125(1):1–13, 2000.
- [117] Folgo A Batista Maria T., Colaeo Alexandra C., Capelo Sofia G., and Branco de Mascarenhas Jose M. LANDSAT/IKONOS applied to water quality monitoring in south of Portugal. *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology IV*, 4879:373–378, 2003.
- [118] Olmanson L.G., Brezonik, P.L., and M.E. Bauer. Evaluation of medium to low resolution satellite imagery for regional lake water quality assessments. *Water Resources Research*, 47(9), 2011.
- [119] Guan X., Li J., and Booty W. G. Monitoring Lake Simcoe Water Clarity Using Landsat-5 TM Images. *Water Resources Management*, 25(8):2015–2033, 2011.
- [120] Hunter P.D., Tyler A.N., Gilvear D.J., and Willby N.J. Using remote sensing to aid the assessment of human health risks from blooms of potentially toxic cyanobacteria. *Environmental Science and Technology*, 43(7):2627–2633, 2009.
- [121] Sass G. Z., I. F. Creed, Bayley S. E., and Devito K. J. Interannual variability in trophic status of shallow lakes on the Boreal Plain: Is there a climate signal? *Water Resources Research*, 44(8):W08443, 2008.
-

-
- [122] Gurlin D., Gitelson A. A., and Moses W. J. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters - Return to a simple two-band NIR-red model? *Remote Sensing of Environment*, 115(12):3479–3490, 2011.
- [123] Pagot M., Rodríguez A., Niencheski L.F., G. Hillman, Corral M., C. Oroná, Sacavuzzo M., Bazán R., Cossavella A., del Olmo S., Rodríguez M. I., Larrosa N., Bonfanti E., Busso F., Plencovich G., and Martínez N. Distribución espacial de material en suspensión y clorofila-a en cuerpos de aguas naturales y artificiales. *Medio Ambiente, Recursos y Riesgos Naturales: Análisis mediante Tecnología SIG y Teledetección. Editado por C. García, Y. Alvarez y J. B. Martínez Guevara. Grupo de métodos cusntitativos, SIG y de Teledetección (Asociación de Geógrafos Espaoles) y departamento de Geografía. Universidad de Murcia.*, pages 387–396, 2004.
- [124] K. S. Cheng and T. C. Lei. Reservoir trophic state evaluation using landsat tm images. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(5):1321–1334, 2001.
- [125] Nuchanart Sriwongsitanon, Kritsanat Surakit, and Sansarith Thianpopirug. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology*, 401(34):203 – 220, 2011.
- [126] Alparslan E., Coaykun H. G., and Alganci U. An investigation on water quality of darlik dam drinking water using satellite images. *TheScientificWorldJournal*, 10:1293–1306, 2010.
- [127] Hadjimitsis D. G. and C. Clayton. Assessment of temporal variations of water quality in inland water bodies using atmospheric corrected satellite remotely sensed image data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159(1-4):281–292, 2009.
- [128] Wang D., Feng X., Ma R., and Kang G. A method for retrieving water-leaving radiance from Landsat TM image in Taihu Lake, East China. *Chinese Geographical Science*, 17(4):364–369, 2007.
- [129] Bilgehan Nas, Semih Ekercein, Hakan Karabork, Ali Berktay, and David J. Mulla. An Application of Landsat-5TM Image Data for Water Quality Mapping in Lake Beysehir, Turkey. *Water Air and Soil Pollution*, 212:183–197, 2010.
- [130] Dehua Zhao, Ying Cai, Hao Jiang, Delin Xu, Wenguang Zhang, and Shuqing An. Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources*, xx:xx, 2011. (in press).
- [131] Bazán R., Corral M., Pagot M., Rodríguez A., Oroná, C. Rodríguez M.I., Larrosa N., Cossavella A., del Olmo S., Bonfanti E., and F. Busso. Remote sensing and numerical modeling for the water quality analysis of the Los Molinos reservoir in Córdoba, Argentina [Teledetección y modelado numérico para el anlisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina], journal=Ingenieria Hidraulica en Mexico. 20(2):121–135, 2005.
- [132] Kabbara Nijad, Benkhelil Jean, Awad Mohamed, and Barale Vittorio. Monitoring water quality in the coastal area of Tripoli (Lebanon) using high-resolution satellite data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63(5):488–495, 2008.
-

-
- [133] Duan H., Zhang Y., Zhang B., Song K., Wang Z., Liu D., and Li F. Estimation of chlorophyll-a concentration and trophic states for inland lakes in Northeast China from Landsat TM data and field spectral measurements. *International Journal of Remote Sensing*, 29(3):767–786, 2008.
- [134] Duan H., Zhang S., and Zhang Y. Cyanobacteria bloom monitoring with remote sensing in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, (20):145–152, 2008.
- [135] H. Duan, R. Ma, X. Xu, F. Kong, S. Zhang, W. Kong, J. Hao, and L. Shang. Two-decade reconstruction of algal blooms in China’s Lake Taihu. *Environmental Science and Technology*, 43(10):3522–3528, 2009.
- [136] Hunter P.D., Tyler A.N., Carvalho L., Codd G.A., and Maberly S.C. Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes. *Remote Sensing of Environment*, 114(11):2705–2718, 2010.
- [137] Duan H., Ma R., Zhang Y., Loiselle S.A., Xu J., Zhao C., Zhou L., and Shang L. A new three-band algorithm for estimating chlorophyll concentrations in turbid inland lakes. *Environmental Research Letters*, 5(4), 2010.
- [138] Mark W. Matthews, Stewart Bernard, and Kevin Winter. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS . *Remote Sensing of Environment*, 114:2070–2087, 2010.
- [139] Jieying Xiao and Zijing Guo. Detection of chlorophyll-a in urban water body by remote sensing. In *Geoscience and Remote Sensing (IITA-GRS), 2010 Second IITA International Conference*, volume 1, pages 302 –305, aug. 2010.
- [140] Kiage L. M. and N. D. Walker. Using NDVI from MODIS to monitor duckweed bloom in Lake Maracaibo, Venezuela. *Water Resources Management*, 23(6):1125–1135, 2009.
- [141] Morel A. and Prieur L. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, pages 709–722, 1977.
- [142] Dall’Ólmo G. and Gitelson A.A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: Experimental results. *Applied Optics*, 44(3):412–422, 2005.
- [143] Moses Wesley J., Gitelson Anatoly A., Perk Richard L., Gurlin Daniela, Rundquist Donald C., Leavitt Bryan C., Barrow Tadd M., and Brakhage Paul. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. *Water Research*, 46(4):993–1004, 2012.
- [144] Schalles J. F., Gitelson A. A., Yacobi Y. Z., and Kroenke A. E. Estimation of chlorophyll a from time series measurements of high spectral resolution reflectance in an eutrophic lake. *Journal of Phycology*, 34(2):383–390, 1998.
-