

DOI: 10.24850/j-tyca-13-05-04

Artículos

Estimación de clorofila-a en lagos urbanos mediante el uso de drones

Estimation of chlorophyll-a in urban lakes using drones

Myrna Nevárez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0325-2900>

Mario Sigala², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7501-9206>

¹Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México,
mcnevarez@uach.mx

²Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México,
mario.alberto.sigala@gmail.com

Autora por correspondencia: Myrna Nevárez, mcnevarez@uach.mx

Resumen

Los lagos urbanos brindan importantes beneficios ecológicos y sociales, pero se ven comprometidos por las actividades antrópicas cuando los programas de protección y monitoreo son insuficientes. Varios problemas afectan a estos cuerpos de agua, siendo la eutrofización uno de los más importantes. Uno de los indicadores para estimar la eutrofización es la



concentración de clorofila-a en agua (Chl-a), determinada por métodos analíticos utilizando fluorofotometría, espectrofotometría y cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). En las últimas décadas, la detección remota de Chl-a en cuerpos de agua empleó sensores satelitales y aéreos, pero tales sistemas son inadecuados para monitorear la mayoría de los lagos urbanos debido a limitaciones en la resolución espacial y espectral, además de presentar problemas tanto en el modelado de correcciones atmosféricas como con la eliminación de los efectos de otros componentes en la columna de agua. La metodología aquí presentada estimó el contenido de Chl-a que detecta la fluorescencia inducida por el Sol (FIS) en la línea Fraunhofer H_a (656.3 nm) y correlacionó los resultados con las concentraciones informadas por un laboratorio externo usando métodos de fluorofotometría. El sistema aplicado en esta investigación cuenta con un sistema de imágenes georreferenciadas, un filtro óptico de banda estrecha (NBF) y un dron. Los resultados de la investigación indicaron que con la detección de FIS en la línea de Fraunhofer H_a y una regresión lineal simple se estimó mejor contenido de Chl-a en el agua, comparado con otros estudios que emplearon otras líneas de Fraunhofer.

Palabras clave: clorofila-a, dron, detección remota, eutrofización.

Abstract

Urban lakes provide significant ecological and societal benefits, but they are compromised by anthropogenic activities when there are insufficient protection and monitoring programs. Several problems affect these water



bodies, and eutrophication is one of the more significant issues. One of the indicators to estimate eutrophication is the chlorophyll-a concentration in water (Chl-a), determined by analytical methods using fluorophotometry, spectrophotometry, and high-performance liquid chromatography (HPLC). In recent decades remote sensing of Chl-a in water bodies used satellite and airborne-based sensors. Still, those systems are inadequate for monitoring most urban lakes due to spatial and spectral resolution limitations, problems in modeling atmospheric corrections, and issues related to the removal of effects of other components in the water column. The methodology presented here estimated Chl-a content sensing sun-induced fluorescence (SIF) at the Fraunhofer line H_a (656.3 nm) and correlated the results to the concentrations reported by an external laboratory using fluorophotometry methods. The system used in this investigation has a georeferenced imaging system, an optical narrow-band filter (NBF), and a drone. The results of this investigation indicated that sensing at the H_a Fraunhofer line and a simple linear regression estimated better content of Chl-a in water compared to other studies measuring SIF at different Fraunhofer lines.

Keywords: Chlorophyll-a, drone, remote sensing, eutrophication.

Recibido: 11/08/2020

Aceptado: 11/06/2021



Introducción

Los lagos pequeños proveen importantes servicios ecológicos al participar en el ciclo del agua, los ciclos biogeoquímicos y la regulación del clima, además son un importante hábitat para la biodiversidad. También actúan como almacenamiento de agua para las actividades agrícolas y pesqueras, y como áreas de ocio y recreación (Wondie, 2018). Se ha visto que incrementan el valor inmobiliario de las propiedades cercanas y el bienestar para sus residentes (Natarajan, Hagare, & Maheshwari, 2018). Cuando existe un manejo inadecuado de los lagos urbanos, las actividades antrópicas impactan de forma negativa los servicios ecosistémicos que proveen (Chen *et al.*, 2017). El desarrollo urbano afecta enormemente los lagos urbanos (Henny & Meutia, 2014) y están siendo eutrofizados, por lo que requieren una recuperación ambiental complicada, larga y costosa (Vásquez & De-Rezende, 2018). La degradación de ecosistemas lacustres con frecuencia se agrava por el limitado diagnóstico y monitoreo (Khorasani, Kerachian, & Malakpour-Estalakia, 2018). Así, es de vital importancia desarrollar métodos efectivos para el manejo de estos ecosistemas (Zhang *et al.*, 2018) estableciendo programas de monitoreo periódicos que garanticen su preservación y sustentabilidad (Plisnier, Nshombo, Mgana, & Ntakimazi, 2018). Varios estudios han reportado que



la clorofila-a es un buen indicador de la eutrofización en lagos y océanos (EPA, 2000). Algunos métodos para medir la clorofila-a han sido establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de EUA, como el método 445.0 - Determinación *in vitro* de clorofila-a y feofitina-a en algas marinas y de agua dulce por fluorescencia (Arar & Collins, 1997); el método 446.0 - Determinación *in vitro* de clorofilas a, b, c1 + c2 y feopigmentos en algas marinas y de agua dulce por espectrofotometría visible (Arar, 1997a); el método 447.0 -Determinación de clorofilas a y b, e identificación de otros pigmentos de interés en algas marinas y de agua dulce mediante cromatografía líquida de alta resolución con detección de longitud de onda visible (Arar, 1997b).

La teledetección que usa diferentes algoritmos para determinar el contenido de clorofila-a ha ganado popularidad (Bhagowati & Ahamad, 2019). Varios autores han modelado la eutrofización a partir de cargas de nutrientes con modelos empíricos derivados de imágenes de satélite (Vinçon-Leite & Casenave, 2019), conduciendo un monitoreo espacial y temporal (Dörnhöfer & Oppelt, 2016). Sin embargo, se han informado varios problemas con estos métodos, como la corrección atmosférica (Zheng & DiGiacomo, 2017; Majozi, Salama, Bernard, Harper, & Habte, 2014); reabsorción atmosférica de fluorescencia (Meroni *et al.*, 2009); posibles inexactitudes debido al bajo ángulo de incidencia de la luz solar durante varios meses del año (Harvey, Kratzer, & Phillipson, 2015); inadecuada resolución espacial para cuerpos de agua pequeños (Qi, Hu, Duan, Cannizzaro, & Ma, 2014); efectos de reabsorción de clorofila

(Gitelson, Buschmann, & Lichtenthaler, 1998), y saturación de la reflectancia (Gitelson, Buschmann, & Lichtenthaler, 1999).

Los sensores satelitales que se utilizan con frecuencia para estimar clorofila-a incluyen la serie Landsat, con una resolución espacial de 30 m (NASA, 2018); MERIS, con una resolución espacial de 300 m (ESA, 2011); MODIS, con una resolución espacial de 1000 m; VIIRS, con una resolución espacial de 375 a 750 m (SPORT, 2018), y el SeaWiFS, con una resolución espacial de 4 km (OceanColor, 2018).

La vegetación absorbe en diferentes longitudes de onda la energía solar incidente mediante pigmentos fotosintéticos (clorofilas, carotenoides y ficobilinas), que luego se utilizan en la fotosíntesis. Sin embargo, parte de la energía incidente no se utiliza y se transforma en calor, o se vuelve a irradiar como fluorescencia (Rost, 1996). Cuando los pigmentos se extraen en solventes, los espectros de fluorescencia y absorción exhiben un corrimiento hacia el rojo que cambia sus picos cerca de 20 nm dependiendo del solvente utilizado. Se ha informado anteriormente que la clorofila-a extraída en alcohol etílico muestra un pico de absorción a 662 nm (Fabrowska, Messyasz, Walkowiak, Szyling, & Leska, 2017; Aguirre-Gomez, Weeks, & Boxal, 2001), mientras que *in vivo* se ha informado cerca de 680 nm (Zucchelli *et al.*, 2002; Aguirre-Gomez *et al.*, 2001).

Ciertas longitudes de onda de la luz solar incidente están ausentes o muy atenuadas (líneas de Fraunhofer), pues son absorbidas por la cromatósfera del Sol o la atmósfera de la Tierra. Por lo tanto, también se

espera que se atenúen en la luz incidente y en sus reflejos. La fluorescencia de la vegetación se puede detectar en esas longitudes de onda con una relación señal/ruido (SNR) más alta (Plascyk & Gabriel, 1975), y esto se ha utilizado para medir pasivamente la fluorescencia inducida por el Sol (Plascyk & Gabriel, 1975).

La línea Fraunhofer producida por la absorción de oxígeno terrestre a 686.7 nm se usa a menudo para medir FIS, ya que los picos de fluorescencia de Cl-a se encuentran aproximadamente a 685 nm. Sin embargo, esta línea también está muy cerca del pico de absorción de Cl-a a 680 nm, lo que puede provocar efectos indeseables, como la emisión de fluorescencia no lineal y la autoabsorción a concentraciones más altas de Cl-a. Las líneas de Fraunhofer producidas por la absorción terrestre de oxígeno/vapor de agua en la banda roja lejana (720-730 nm) también se han utilizado antes para medir FIS, ya que no hay efecto de reabsorción en esa banda. Sin embargo, la sensibilidad de los sensores de imagen en esas longitudes de onda (5-20 %) es menor que su sensibilidad a la banda roja (60-80 %), además de que los sistemas de sensores/lentes de imagen de calidad comercial por lo general cortan esas longitudes de onda con un filtro óptico incorporado (Gitelson *et al.*, 1998).

Este estudio explora la detección de FIS en la línea H_α Fraunhofer ubicada a 656.3 nm, donde el efecto de reabsorción es menos significativo y la sensibilidad de los sensores de imagen sigue siendo alta. Los objetivos de esta investigación fueron determinar la viabilidad de un filtro óptico de banda estrecha (NBF) acoplado con un sensor de imagen para estimar la concentración de Cl-a; establecer un método para determinar el mejor



modelo de regresión para obtener imágenes de Cl-a, y proporcionar métodos de seguimiento y gestión de lagos pequeños.

Materiales y métodos

Materiales

Se utilizaron dos tipos de cámaras digitales para la adquisición de imágenes: la Zenmuse X3 y la Zenmuse X5, que se montaron en un dron Matrice 600, todos de la marca DJI. Las cámaras se acoplaron/desacoplaron con un NBF que tenía una longitud de onda central de aproximadamente 656.3 nm para adquirir las imágenes de banda estrecha y RGB, respectivamente.

La cámara Zenmuse X3 (FC350H) contenía un sensor de imagen en color ExmorR de semiconductor de óxido metálico (CMOS) de Sony (IMX377), que logra una excelente reducción del ruido de la imagen utilizando la tecnología de retroiluminación de píxeles y el doble muestreo correlacionado (CDS). El tamaño del sensor es de 6.17 x 4.55 mm con



una resolución de $4\ 000 \times 3\ 000$. El sistema de lentes de la cámara tiene un campo de visión de 94° , y la cámara tiene una apertura fija de $f/2.8$ y una distancia de enfoque de 20 mm.

La cámara Zenmuse X5 contiene un sensor de imagen en color Sony CMOS Exmor (IMX159), con un tamaño de 17.3×13.0 mm con 16.0M de píxeles efectivos. Se utilizó un sistema de lentes de cámara DJI MFT de 15 mm, con tres elementos esféricos y un campo de visión de 72° . Esta cámara tiene una apertura variable de $f/1.7$ a $f/16$, un rango ISO de 100-25 600, una velocidad de obturación electrónica de $8\text{-}1/8\ 000$ s, un tamaño máximo de imagen de $4\ 608 \times 3\ 456$ y una distancia de enfoque de 30 mm.

Las sensibilidades espectrales relativas de los sensores de imagen DJI X3 y X5 se muestran en la Figura 1.

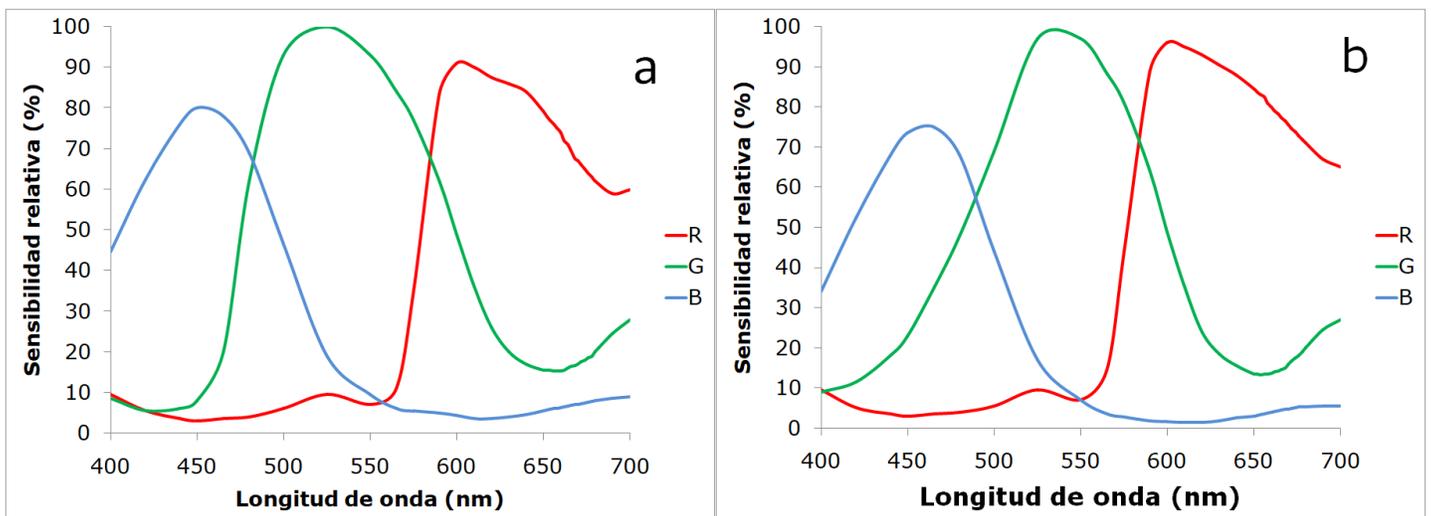


Figura 1. Sensibilidad espectral relativa: a) sensor de imagen en cámara X3; b) sensor de imagen en cámara X5.

El filtro de banda estrecha (NBF) utilizado en este estudio fue un filtro de alta transmitancia de dos cavidades fabricado por Andover Inc., con pico de transmisión óptica de 82.06 %, una longitud de onda central de 660.99 nm, y un ancho de banda de 9.74 nm medidos a la mitad de su transmitancia máxima. Este filtro cumple con los requisitos del grado de calidad 80-50 según la especificación MIL-PRF-13830B.

El gráfico de transmisión espectral del filtro se muestra en la Figura 2a, y las respuestas espectrales para las cámaras X3 y X5 cuando se acoplan con este filtro se muestran en la Figura 2b y 2c, respectivamente. Cuando el filtro se acopló con las cámaras sólo se usó la información de la banda roja.

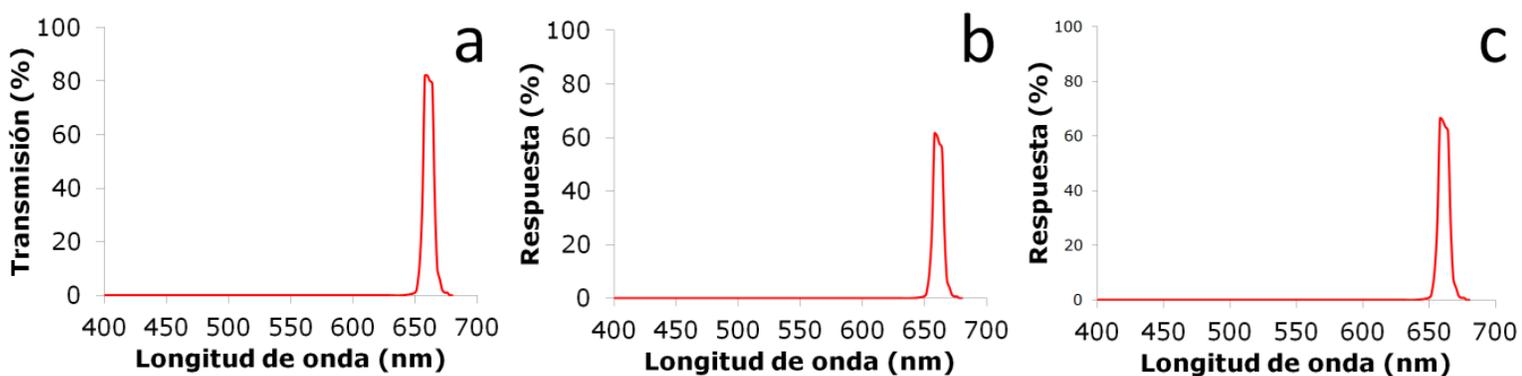


Figura 2. a) Respuesta espectral del filtro NBF, y la respuesta esperada en la banda roja para las cámaras b) X3 y c) X5.

Métodos

El estudio se realizó en la presa El Rejón, ubicada en la ciudad de Chihuahua, México. La presa se dividió en dos secciones (A y B), y se distribuyeron 10 puntos numerados: P1-P10 por toda la presa para la recolección de muestras con el fin de determinar la concentración de Cl- a en el laboratorio (Figura 3).

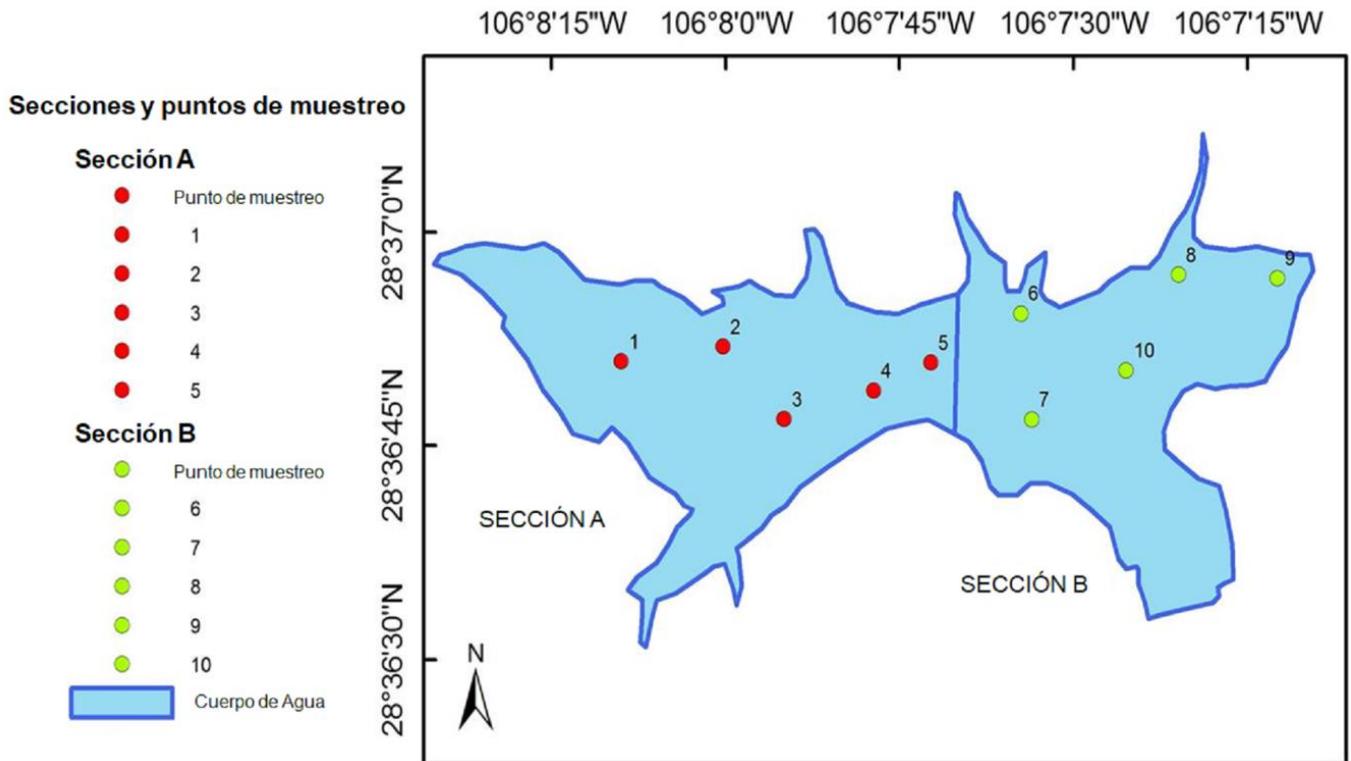


Figura 3. Área de estudio en la presa El Rejón y la distribución de los puntos de muestreo. El mapa fue creado usando el *software ArcGIS®* de Esri.

Las imágenes fueron adquiridas a la misma hora, aproximadamente a las 08:30, a 60 m sobre la superficie del agua en condiciones de cielo despejado y 20 °C. El parámetro ISO en la captura de las imágenes fue 100 y el tiempo de exposición fue 1/80 o 1/5 000 s para capturar las imágenes de 660 nm y RGB, respectivamente. Se seleccionó el tipo de archivo sin procesamiento (DNG) para evitar la pérdida de información por artefactos de compresión. La repetitividad espacial de las imágenes

adquiridas entre sesiones se aseguró automáticamente por el equipo mediante rutas y puntos de vuelos controlados por GPS. Toda la información relevante se grabó en los metadatos de las imágenes.

Se recolectaron muestras de agua de la zona fótica el 19 de agosto de 2018 siguiendo los métodos descritos por la EPA (2000), Método 445.0 e indicaciones de laboratorio (Arar & Collins, 1997). Las muestras se transportaron en botellas oscuras para evitar la exposición a la luz y se almacenaron en hielo inmediatamente después de la recolección. Aproximadamente 250 ml de cada muestra de agua se filtraron al vacío dentro de las cuatro horas posteriores a la recolección a través de filtros de microfibras de vidrio marca Whatman 934-AH con un diámetro de 47 mm. Las condiciones de vacío nunca superaron los valores recomendados (10 minutos a -20,32 kPa). Por último, los filtros se doblaron y se envolvieron en papel de aluminio, se congelaron y empacaron con gel refrigerante y luego se enviaron para que llegaran al laboratorio en menos de 24 horas para su análisis.

Las adquisiciones de imágenes se realizaron en tres sesiones. La primera sesión se realizó el 19 de agosto de 2018 para ambas secciones y se utilizó la cámara X3 para la banda de 660 nm. La segunda y tercera sesiones se llevaron a cabo el 24 y 25 de agosto de 2018 para las secciones A y B, respectivamente, durante las cuales se utilizó la cámara X5 para capturar las bandas de 660 nm y RGB.

Las imágenes adquiridas se procesaron inicialmente con el *software* de código abierto *Raw Studio 2.0*. Los pasos de procesamiento incluyeron



ecualización de luminancia entre sesiones con imágenes de referencia, transcodificación del formato de archivo DNG a .tif y copia de los metadatos de los archivos originales a las imágenes posprocesadas. Las imágenes .tif se submuestrearon para determinar los niveles de luz detectados por píxeles utilizando *ArcGIS*® 10.2.1 para Desktop, con un patrón de 30 puntos distribuidos aleatoriamente en la proximidad de la muestra de agua física. Se utilizó el mismo patrón para extraer datos de todas las imágenes. Se exportó un total de 300 puntos de datos tabulares (10 imágenes, 30 submuestras por imagen) en un archivo CSV.

La selección del tipo de archivos de imagen de datos sin compresión (DNG) y el procesamiento posterior del flujo de trabajo preservaron los valores numéricos originales que el sensor de imagen obtuvo de los fotones ascendentes recolectados para cada píxel, ya sea con el filtro Bayer integrado (RGB) presentado en la Figura 1 o con el NBF superpuesto presentado en la Figura 2. Por lo tanto, los valores de 300 píxeles utilizados en la evaluación estadística fueron una representación directa de los patrones de emisión que presenta el cuerpo de agua en las longitudes de onda de interés.

El archivo CSV que contiene los valores de 300 píxeles se procesó con el *software* estadístico *Minitab*® 17 (Minitab Inc., State College, PA, EE. UU.). Se realizó una prueba de análisis de varianza (ANOVA) para determinar si el NBF era lo suficientemente sensible como para distinguir los valores detectados por píxeles entre los puntos de muestreo. Se calculó la regresión lineal de las concentraciones de Cl-a y los valores de píxeles en la banda de 660 nm para evaluar si esta banda podría ser un



buen estimador de Cl-a; también se hizo una regresión lineal que incluyó todas las bandas disponibles para mejorar la correlación.

El modelo de regresión se ingresó en *ArcGIS*® 10.2.1 para Desktop, a fin de mapear la concentración de Cl-a en la presa mediante la interpolación *spline*.

Resultados

Las concentraciones de Cl-a informadas por el laboratorio se muestran en la Figura 4. Las concentraciones más altas de 173.0, 128.0, 96.3, 96.7 y 171.0 $\mu\text{g/l}$ se midieron en los sitios P1, P2, P3, P5 y P9, respectivamente.



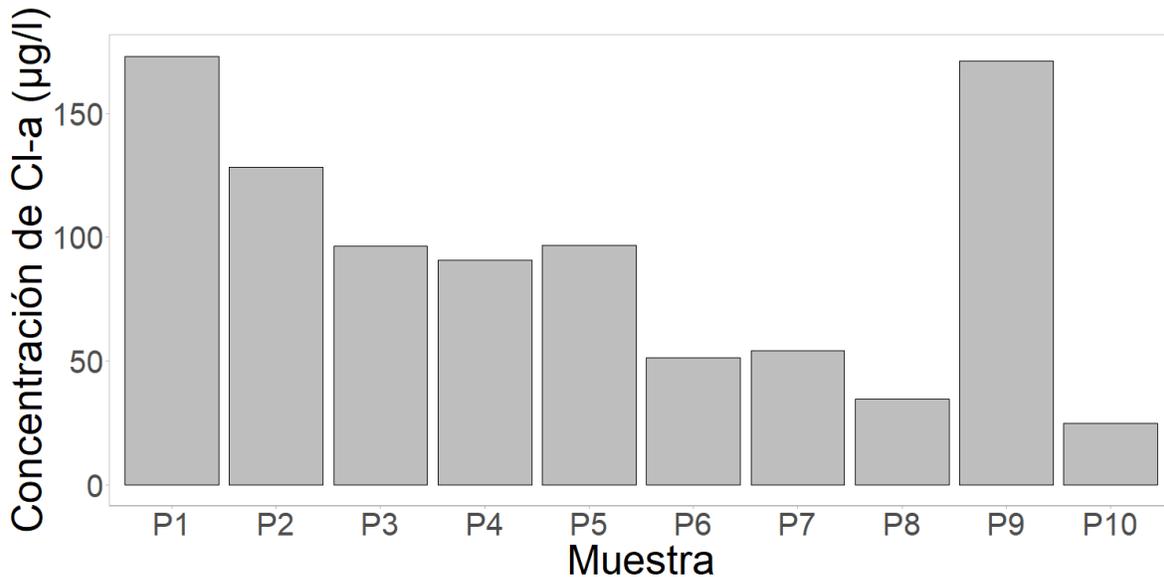


Figura 4. Concentración de Cl-a reportado en análisis de laboratorio para todos los puntos de muestreo.

Una prueba ANOVA ($p = 0.000$) confirmó que la cámara X3 junto con un filtro de banda estrecha de 660 nm pudo distinguir bien entre los puntos de muestreo. Las comparaciones de Tukey muestran siete grupos estadísticamente diferentes, indicados de la letra A a la G en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados de las pruebas ANOVA y comparaciones de Tukey para los valores de píxel en la banda de 660 nm para la cámara X3.

Sitio de muestreo	Media	IC al 95% para el valor de píxel	ES de la media	Desv est.	Agrupamientos de Tukey							
P1	71.733	(70.044, 73.423)	0.897	4.913	A							
P2	62.933	(61.244, 64.623)	0.896	4.906		B						
P3	47.667	(45.977, 49.356)	0.661	3.623			C					
P4	47.233	(45.544, 48.923)	0.575	3.148			C					
P5	41.833	(40.144, 43.523)	0.591	3.239				D	E			
P6	43.167	(41.477, 44.856)	0.675	3.696				D				
P7	38.2	(36.511, 39.889)	0.766	4.197					E	F		
P8	37.5	(35.81, 39.19)	1.39	7.61						F		
P9	33.2	(31.511, 34.889)	0.945	5.176								G

P10	37.6	(35.911, 39.289)	0.884	4.83 9							F
-----	------	------------------	-------	-----------	--	--	--	--	--	--	---

Una prueba ANOVA ($p = 0.000$) también confirmó que la cámara X5 junto con un filtro de banda estrecha de 660 nm pudo distinguir bien entre los puntos de muestreo, y las comparaciones de Tukey muestran seis grupos estadísticamente diferentes, marcados de la letra A a la F en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados de las pruebas ANOVA y comparaciones de Tukey para los valores de píxel en la banda de 660 nm para la cámara X5.

Sitio de muestreo	Media	IC al 95% para el valor de píxel	ES de la media	Desv est.	Agrupamientos de Tukey							
P1	51.567	(51.069, 52.065)	0.218	1.194	A							
P2	39.033	(38.535, 39.531)	0.273	1.497		B						
P3	30.9	(30.402, 31.398)	0.232	1.269			C					
P4	28.467	(27.969, 28.965)	0.208	1.137				D				
P5	26.767	(26.269, 27.265)	0.261	1.431					E			
P6	30.033	(29.535, 30.531)	0.33	1.81			C					
P7	26.467	(25.969, 26.965)	0.287	1.57					E			
P8	26.833	(26.335, 27.331)	0.152	0.834					E			
P9	25.933	(25.435, 26.431)	0.262	1.437					E	F		

P10	25.1	(24.602, 25.598)	0.264	1.447							F
-----	------	------------------	-------	-------	--	--	--	--	--	--	---

Una prueba ANOVA ($p = 0.000$) indicó que la cámara X5 no podía distinguir bien los puntos de muestreo sin un filtro, y las comparaciones de Tukey muestran sólo tres grupos estadísticamente diferentes marcados de la letra A a la C en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados de las pruebas ANOVA y comparaciones de Tukey para los valores de píxel en la banda roja (RGB) para la cámara X5.

Sitio de muestreo	Media	IC al 95 % para el valor de píxel	ES de la media	Desv est.	Agrupamientos de Tukey							
P1	14.333	(13.602, 15.064)	0.515	2.82	A							
P2	5.267	(4.536, 5.998)	0.64	3.503		B						
P3	1.167	(0.436, 1.898)	0.288	1.577			C					
P4	0.9	(0.169, 1.631)	0.277	1.517			C					
P5	0.233	(-0.498, 0.964)	0.104	0.568			C					
P6	0.833	(0.102, 1.564)	0.23	1.262			C					
P7	0.267	(-0.464, 0.998)	0.126	0.691			C					
P8	0.7	(-0.031, 1.431)	0.215	1.179			C					
P9	12.733	(12.002, 13.464)	0.621	3.403	A							
P10	0.4	(-0.331, 1.131)	0.183	1.003			C					

La banda roja en las imágenes RGB no pudo distinguir entre los sitios P3, P4, P5, P6, P7, P8 y P10 que se agruparon estadísticamente en la clase C, mientras que las imágenes capturadas por X3 y X5 con el filtro de 660 nm diferenciaron bien estos puntos de muestreo, pues se categorizaron en cinco y cuatro grupos diferentes, respectivamente.

La columna de agua en P9 se identificó como diferente. Con el filtro de 660 nm, las imágenes de ambas cámaras mostraron una disminución en el valor medio de píxeles con respecto a los sitios contiguos P8 y P9 (-11.5 % y -3.3 % para la cámara X3 y X5, respectivamente), mientras que hubo un gran aumento (+ 1 700 %) en el valor medio de píxeles de la banda roja en la imagen RGB. Este aumento no se debió a un aumento en la Cl-a, ya que no se detectó ningún aumento en la fluorescencia a 660 nm. Por lo tanto, P9 se eliminó del análisis posterior, a fin de evitar que tal valor sesgara todo el modelo de regresión para ajustarse a un valor que no habría correspondido a Cl-a.

El análisis de regresión lineal simple (RLS) en la forma de $Y = \beta_0 + \beta_1 * X$ mostró que el filtro de banda estrecha de 660 nm podía estimar bien la concentración de Cl-a con valores de R^2 de 0.86 y 0.77 para la cámara X3 y X5, respectivamente, con una probabilidad normal de residuos para errores aleatorios (Figura 5). Esto podría deberse a que las imágenes X3 se adquirieron el mismo día que las muestras de agua, mientras que las imágenes X5 se capturaron una semana después. El R^2 de la imagen R normal (sin filtro instalado) fue 0.68.

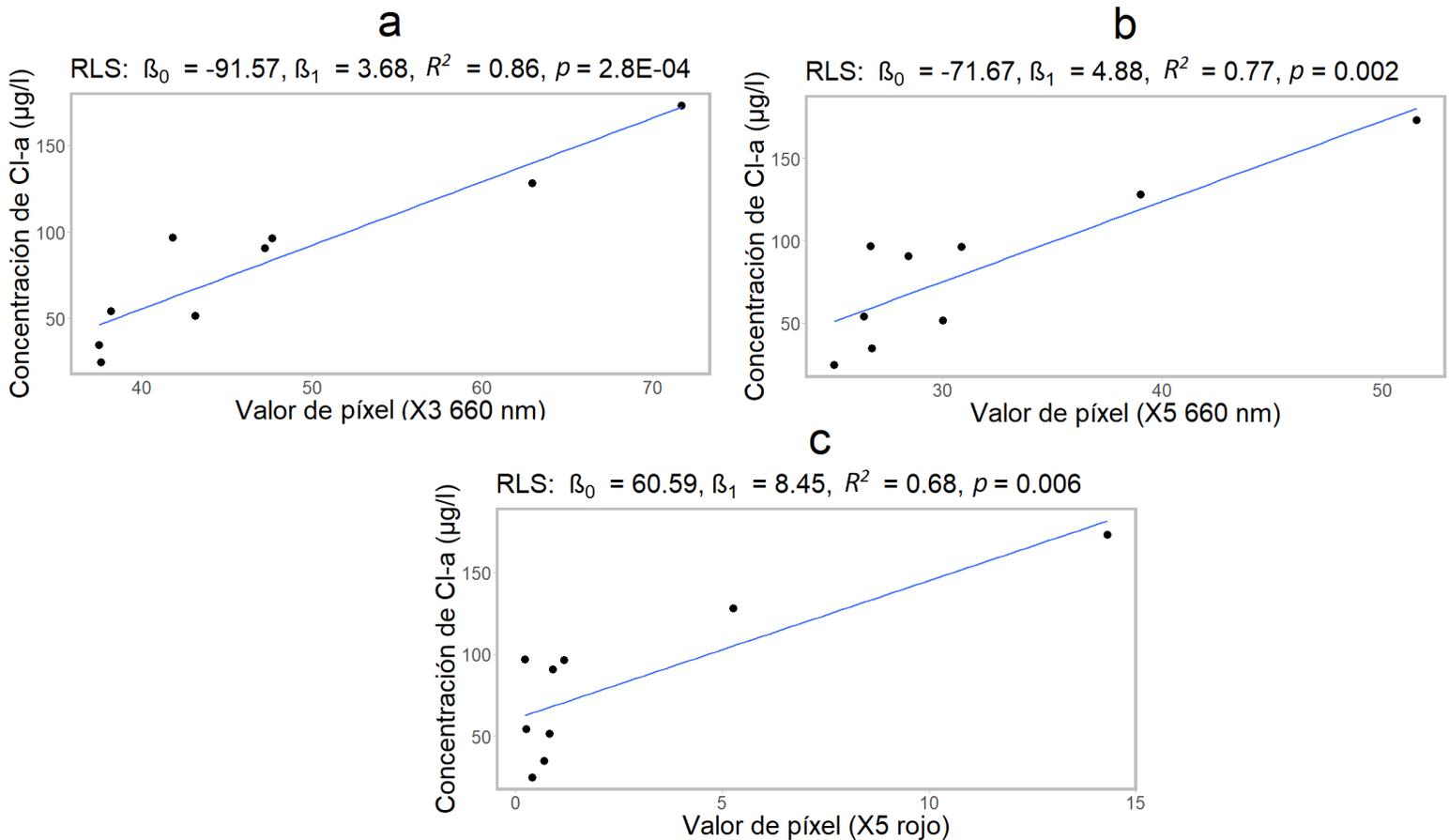


Figura 5. Regresión lineal simple (RLS) para la media de valores de píxel vs. la concentración de Cl-a: a) X3 660 nm; b) X5 660 nm; c) X5 rojo.

Como se observa en las Figuras 5a, 5b y 5c, los valores de p para todas las RLS fueron inferiores a 0.05. Además, la normalidad de los residuos de los modelos se confirmó con una prueba normal de Shapiro-Wilk con valores de p de 0.59, 0.45 y 0.28, respectivamente.

Los valores de R^2 de las regresiones múltiples realizadas utilizando más de una banda no aumentaron mucho, mientras que la capacidad del modelo para predecir nuevos valores se vio muy afectada (R -sq pred; Tabla 4). Por tanto, la regresión simple hecha utilizando la banda de 660 nm se consideró el mejor modelo.

Tabla 4. Análisis de regresión lineal múltiple usando de dos a cinco variables (Vars). La X indica cuáles variables se usaron en cada modelo.

Vars	R -Sq	R -Sq (adj)	R -Sq (pred)	Mallows Cp	S	X3 R660	X5 R660	X5R RGB	X5G RGB	X5B RGB
1	0.864	0.845	0.805	-1.3	18.76	X				
1	0.838	0.815	0.757	-0.6	20.495					X
2	0.872	0.829	0.45	0.5	19.679	X	X			
2	0.869	0.825	0	0.6	19.919	X		X		
3	0.885	0.815	0.65	2.1	20.464	X			X	X
3	0.873	0.797	0	2.5	21.477	X	X	X		
4	0.888	0.777	0.131	4	22.516	X	X		X	X
4	0.886	0.772	0	4.1	22.729	X		X	X	X
5	0.89	0.706	0	6	25.818	X	X	X	X	X

El mejor modelo, $Cl-a = -91.71 + 3.680 * (X3 R660)$, se ingresó en ArcGIS® 10.2.1 para Desktop, y se estimaron e interpolaron las concentraciones de Cl-a en todo el cuerpo de agua. El área de la presa

ubicada en el noroeste recibe agua del arroyo El Rejón y tuvo la mayor concentración de Cl-a, disminuyendo en concentración hacia el sureste de la presa (Figura 6). Este comportamiento podría explicarse por la escorrentía de nutrientes de las actividades agrícolas aguas arriba.

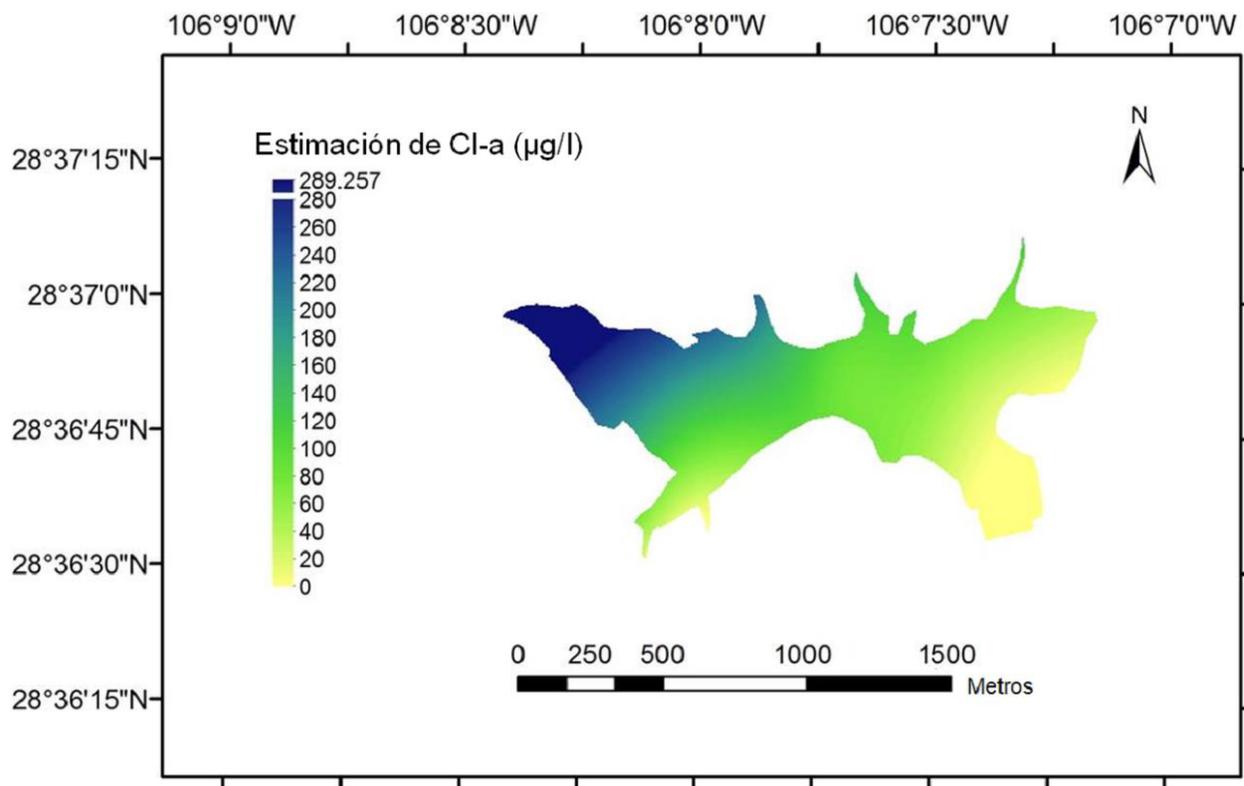


Figura 6. Estimación de la distribución de Cl-a en el cuerpo de agua El rejón.

Discusión

Las ecuaciones de regresión contra las concentraciones de Cl-a para las imágenes capturadas a 660 nm por ambas cámaras exhibieron pendientes positivas (3.680 y 4.888, respectivamente), lo que indica un aumento en la respuesta de los valores de los píxeles que corresponde a un aumento en la concentración de Cl-a. Ambos valores de R^2 fueron altos (0.86 y 0.77, respectivamente) y sus residuos se distribuyeron normalmente. Por lo tanto, éste fue un buen modelo matemático para estimar Cl-a.

En condiciones *in-vivo* no se ha observado una fluorescencia significativa de las clorofilas b o c, y la fluorescencia total estuvo dominada principalmente por Cl-a como ha sido reportada por otros autores (Rost, 1996). Sin embargo, en condiciones *in vitro*, casi todos los pigmentos fotosintéticos, excluidos los carotenoides, exhibieron fluorescencia (DeEll & Toivonen, 2003). La presencia de tales pigmentos hará que las bandas de fluorescencia de diferentes pigmentos de clorofila a y otros componentes de la columna de agua en la región roja del espectro se superpongan (Arar & Collins, 1997). Esto ocurrió en el P9, donde la luz solar incidente se reflejó, dispersó y detectó en la banda roja regular, lo que aumentó el valor medio de píxeles (+1 719 %) de 0.7 en P8 a 12.733 en P9. Este aumento de emisiones no se detectó en la luz ascendente a 660 nm por la cámara X3, que detectó una disminución (-

11.4 %) en el valor medio de píxeles de 37.5 en P8 a 33.2 en P9. Los resultados de la cámara X5 fueron similares: se observó una disminución (-3.3 %) en el valor medio de píxeles de 26.833 en P8 a 25.933 en P9. Por lo tanto, el incremento no se debió a un aumento en la Cl-a, más bien se debió a la presencia de otros componentes en la columna de agua que presentaron fluorescencia a 660 nm luego de disolverse en acetona, lo que afectó los resultados de laboratorio. Por lo tanto, el filtro de banda estrecha utilizado en esta investigación (660 nm) podría distinguir entre Cl-a y otros componentes durante la medición *in vivo*, mientras que las mediciones *in vitro* no pudieron.

La metodología presentada aquí tiene ventajas sobre la teledetección aérea y satelital, ya que no se requieren correcciones atmosféricas significativas cuando las imágenes se capturan a una altura de 60 m, lo que resuelve varios de los problemas reportados por otros autores, incluida la falta de algoritmos de corrección atmosférica adecuados para todas las longitudes de onda (Majozi *et al.*, 2014); el requisito de modelos de corrección atmosférica complejos (Simis *et al.*, 2007); y las inexactitudes debidas a la presencia de aerosoles en la atmósfera alta (Hyde, O'Reilly, & Oviatt, 2007) e interferencia de tierras adyacentes (Simis *et al.*, 2007).

Otros autores han investigado la fluorescencia inducida por el Sol, particularmente en las líneas de Fraunhofer a longitudes de onda de 656.3, 687 y 735 nm (Moya *et al.*, 2004; Le *et al.*, 2013; Verrelst *et al.*, 2016), y otros han estimado la concentración de Cl-a en cuerpos de agua en longitudes de onda que van de 660 a 665 nm (Simis *et al.*, 2007;



Mathews, Stewart, & Winter, 2010; Smith, Lain, & Bernard, 2018; Zeng, Richardson, & King, 2017; Stratoulías, Balzter, Zlinszk, & Tóth, 2015; Le *et al.*, 2013).

El valor R^2 del modelo de regresión reportado en este estudio para estimar la concentración de Cl-a utilizando un sensor de imagen y NBF centrado a 660 nm fue 0.86. Otros autores informaron valores de R^2 que iban de 0.72 a 0.77 al estimar la concentración de Cl-a a partir de imágenes de satélite capturadas por Landsat 7 (Bohn *et al.*, 2018), mientras que otros estudios reportaron un valor de R^2 de 0.76 al estimar la concentración de Cl-a a partir de imágenes hiperespectrales tomadas desde una aeronave (Stratoulías *et al.*, 2015).

Tung-Ching (2017) reportó un valor de R^2 de 0.68 al estimar Cl-a a partir de imágenes multiespectrales con bandas visibles e infrarrojas capturadas por un dron, mientras que otros autores reportaron un valor R^2 de 0.87 al estimar Cl-a a partir de imágenes capturadas en una relación de banda de 685: 665 nm y dos espectrómetros para la radiación descendente del sol y la radiación ascendente de la superficie del agua (Zeng *et al.*, 2017).

El uso de NBF con ancho completo a la mitad del máximo de 9.74 nm permitió detectar la fluorescencia inducida por el Sol. Éste contiene cierto grado de error, pues aún detecta la reflexión de longitudes de onda por debajo y por encima de H α (656.3 nm). Mejoras a este método podrían hacerse utilizando anchos de banda de longitud de onda más estrechos, sin embargo requeriría controles de temperatura activos en el

filtro para evitar que variaciones en su temperatura induzca cambios en la longitud de onda.

El movimiento constante de la superficie del agua combinado con el estrecho campo de visión de la lente limitaba la posibilidad de producir fotografías de orto-mosaico y directamente un mapa de Cl-a sólo a partir de las imágenes, por lo que fue necesario interpolarlo utilizando el método *spline*. Se recomiendan lentes de campo de visión más amplio junto con correcciones espaciales para estudios futuros.

Conclusión

La concentración de Cl-a se pudo estimar mejor cuando se usó un filtro de banda estrecha que empleando cualquier banda del sensor RGB, y se alcanzó un valor máximo de R^2 de 0.86. La metodología presentada aquí podría eliminar la interferencia de otros componentes que se encuentran en la columna de agua. La banda de 661 nm por sí sola podría predecir mejor la Cl-a que cualquier otra banda RGB, y su rendimiento fue mejor que el de la mayoría de los estudios anteriores. El análisis de regresión múltiple no mejoró la capacidad del modelo para predecir nuevos valores. Por lo tanto, el análisis de regresión simple fue el más adecuado para



mapear Cl-a. Por lo tanto, esta metodología es adecuada para el monitoreo y manejo de pequeños lagos.

Si bien este estudio muestra un muy buen coeficiente de correlación entre los datos de las imágenes y las concentraciones de Cl-a obtenidas de los análisis de laboratorio, las sesiones de adquisición de imágenes se seleccionaron cuidadosamente para aislar las variaciones a las causadas por el NBF de otros factores (ángulo de incidencia de la luz, reflejos en la superficie del agua, temperatura de NBF, efectos de nubes), el resultado de esas condiciones controladas fue bastante evidente en el proceso de eualización de imagen donde se requirieron correcciones insignificantes o nulas. La exploración adicional de los efectos causados por esos factores se estudiará en investigaciones futuras, de momento es muy recomendable igualar las imágenes entre sesiones para compensar las variaciones en esas condiciones durante los muestreos.

Agradecimientos

Los autores agradecen enormemente el apoyo económico del Programa de Desarrollo Profesional Docente para el Tipo Superior (PRODEP) (Acuerdo UACH-PTC-354, número 511-6/17-8204).

Referencias

Aguirre-Gomez, R., Weeks, A., & Boxal, S. (2001). The identification of phytoplankton pigments from absorption spectra. *International*



Journal of Remote Sensing, 315-338. DOI:
10.1080/014311601449952

Arar, E. J. (1997a). *Method 446.0: In vitro determination of chlorophylls a, b, c + c and pheopigments in 12 marine and freshwater algae by visible spectrophotometry*. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.

Arar, E. J. (1997b). *Determination of chlorophylls a and b and identification of other pigments of interest in marine and freshwater algae using high performance liquid chromatography with visible wavelength detection*. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.

Arar, E. J., & Collins, G. B. (1997). *Method 445.0 in vitro determination of chlorophyll and pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence*. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency. DOI: EPA-822-B00-001

Bhagowati, B., & Ahmad, K. U. (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(1), 155-166. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2018.03.002

Bohn, V. Y., Carmona, F., Rivas, R., Lagomarsino, L., Diovisalvi, N., & Zagarese, H. E. (2018). Development of an empirical model for chlorophyll-a and secchi disk depth estimation for a Pampean shallow lake (Argentina). *The Egyptian Journal of Remote Sensing*



and Space Sciences, 21(21), 183-191. DOI:
10.1016/j.ejrs.2017.04.005

- Chen, X., Chen, Y., Shimizu, T., Niu, J., Nakagami, K., Qian, X.,..., & Li, J. (2017). Water resources management in the urban agglomeration of the Lake Biwa region, Japan: An ecosystem services-based sustainability assessment. *Science of the Total Environment*, 586, 174-187. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.197
- DeEll, J. R., & Toivonen, P. M. (2003). In: Food, O. M. (ed.). *Practical applications of chlorophyll fluorescence*. Simcoe, Canada: Springer Science + Business Media New York. DOI: 10.1007/978-1-4615-0415-3
- Dörnhöfer, K., & Oppelt, N. (2016). Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances. *Ecological Indicators*, 64, 105-122. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.009
- EPA, Environmental Protection Agency. (2000). Nutrient criteria technical guidance manual, lakes and reservoirs. Washington, DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- ESA, European Space Agency. (2011). *Meris products specifications*. Recuperado de https://earth.esa.int/documents/700255/707222/Vol11_Meris_6a.pdf
- Fabrowska, J., Messyasz, B., Walkowiak, J., Szyling, J., & Leska, B. (2017). Isolation of chlorophylls and carotenoids from freshwater



- algae using different extraction methods. *Phycological Research*, 66(1), 52-57. DOI: 10.1111/pre.12191
- Gitelson, A. A., Buschmann, C., & Lichtenthaler, H. K. (1999). The chlorophyll fluorescence ratio F735/F700 as an accurate measure of the chlorophyll content in plants. *Remote Sensing of Environment*, 69(3), 296-302.
- Gitelson, A. A., Buschmann, C., & Lichtenthaler, H. K. (1998). Leaf chlorophyll fluorescence corrected for re-absorption by means of absorption and reflectance measurements. *Journal of Plant Physiology*, 152(2-3), 283-296.
- Harvey, E. T., Kratzer, S., & Phillipson, P. (2015). Satellite-based water quality monitoring for improved spatial and temporal retrieval of chlorophyll-a in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, (158), 417-430. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.017>
- Henny, C., & Meutia, A. (2014). Urban lakes in Megacity Jakarta: Risk and management plan for future sustainability. *Procedia Environmental Sciences*, 20, 737-746. DOI: 10.1016/j.proenv.2014.03.088
- Hyde, K. J., O'Reilly, J. E., & Oviatt, C. A. (2007). Validation of SeaWiFS chlorophyll a in Massachusetts Bay. *Continental Shelf Research*, 27(12), 1677-1691. DOI: 10.1016/j.csr.2007.02.002
- Khorasani, H., Kerachian, R., & Malakpour-Estalakia, S. (2018). Developing a comprehensive framework for eutrophication management in off-stream artificial lakes. *Journal of Hydrology*, 562, 103-124. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.04.052

- Le, C., Hu, C., Cannizzaro, J., English, D., Muller-Karger, F., & Lee, Z. (2013). Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary. *Remote Sensing of Environment*, 129, 75-89. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.11.001>
- Majozi, N. P., Salama, M. S., Bernard, S., Harper, D. M., & Habte, M. G. (2014). Remote sensing of euphotic depth in shallow tropical inland waters of Lake Naivasha using MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, (148). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.03.025>
- Mathews, M., Stewart, B., & Winter, K. (2010). Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and Water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. *Remote Sensing of Environment*, 114(9), 2070-2087. DOI: [10.1016/j.rse.2010.04.013](http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.013)
- Meroni, M., Rossini, M., Guanter, L., Alonso, L., Rascher, U., Colombo, R., & Moreno, J. (2009). Remote sensing of solar-induced chlorophyll fluorescence: Review of methods and applications. *Remote Sensing of Environment*, 113(10), 2037-2051. DOI: [10.1016/j.rse.2009.05.003](http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.05.003)
- Moya, I., Camenen, L., Evain, S., Goulas, Y., Cerovic, Z. G., Latouche, G., & Ounis, A. (2004). A new instrument for passive remote sensing. Measurements of sunlight-induced chlorophyll fluorescence. *Remote Sensing of Environment*, 91(2), 186-197. DOI: [10.1016/j.rse.2004.02.012](http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.012)

- NASA. (2018). *Landsat 8*. Recuperado de <https://landsat.gsfc.nasa.gov/>
- Natarajan, S. K., Hagare, D., & Maheshwari, B. (2018). Understanding socio-economic benefits of stormwater management system through urban lakes in Western Sydney, Australia. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18(4), 412-419. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2018.11.003
- OceanColor. (2018). *SeaWiFS*. Recuperado de <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/seawifs/seastar/spacecraft/>
- Plascyk, J. A., & Gabriel, F. C. (1975). The fraunhofer line discriminator MKII-An airborne instrument for precise and standardized ecological luminescence measurement. *IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement*, 24(4), 306-313. DOI: 10.1109/TIM.1975.4314448
- Plisnier, P.-D., Nshombo, M., Mgana, H., & Ntakimazi, G. (2018). Monitoring climate change and anthropogenic pressure at Lake Tanganyika. *Journal of Great Lakes Research*, 44(6), 1194-1208. DOI: 10.1016/j.jglr.2018.05.019
- Qi, L., Hu, C., Duan, H., Cannizzaro, J., & Ma, R. (2014). A novel MERIS algorithm to derive cyanobacterial phycocyanin pigment concentrations in a eutrophic lake: Theoretical basis and practical considerations. *Remote Sensing of Environment*, 154, 298-317. DOI: 10.1016/j.rse.2014.08.026

- Rost, F. (1996). *Fluorescence microscopy* (Vol. II). Cambridge & New York, USA: Cambridge University Press. DOI: 10.1002/sca.4950180810
- Simis, S. G., Ruiz-Verdú, A., Dominguez-Gomez, J., Peña-Martinez, R., Peters, S. W., & Gons, H. J. (2007). Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, 106(4), 414-427. DOI: 10.1016/j.rse.2006.09.008
- Smith, M., Lain, R. L., & Bernard, S. (2018). An optimized chlorophyll a switching algorithm for MERIS and OLCI in phytoplankton-dominated waters. *Remote Sensing of Environment*, 215, 217-227. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.002>
- SPORT. (2018). *VIIRS Products. SPORT, Short-term Prediction Research and Transition Center*. Recuperado de <https://weather.msfc.nasa.gov/sport/jpsspg/viirs.html>
- Stratoulas, D., Balzter, H., Zlinszk, A., & Tóth, V. (2015). Assessment of ecophysiology of lake shore reed vegetation based on chlorophyll fluorescence, field spectroscopy and hyperspectral airborne imagery. *Remote Sensing of Environment*, (157), 72-84. DOI: 10.1016/j.rse.2014.05.021
- Tung-Ching, S. (2017). A study of a matching pixel by pixel (MPP) algorithm to establish an empirical model of water quality mapping, as based on unmanned aerial vehicle (UAV) images. *International*

Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, (58), 213-224. DOI: 10.1016/j.jag.2017.02.011

- Vásquez, W. F., & De-Rezende, C. E. (2018). Management and time preferences for lakes restoration in Brazil. *Science of the Total Environment*, 635, 315-322. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.151
- Verrelst, J., van der Tol, C., Magnani, F., Sabater, N., Rivera, J. P., Mohammed, G., & Moreno, J. (2016). Evaluating the predictive power of sun-induced chlorophyll fluorescence to estimate net photosynthesis of vegetation canopies: A SCOPE modeling study. *Remote Sensing of Environment*, (176), 139-151. DOI: 10.1016/j.rse.2016.01.018
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*, 651(2), 2985-3001. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.320>
- Wondie, A. (2018). Ecological conditions and ecosystem services of wetlands in the Lake Tana Area, Ethiopia. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18(2), 231-244.
- Zeng, C., Richardson, M., & King, D. (2017). The impacts of environmental variables on water reflectance measured using a lightweight unmanned aerial vehicle (UAV)-based spectrometer system. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 217-230. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.004>



- Zhang, K., Yang, X., Xu, M., Lin, Q., Kattel, G., & Shen, J. (2018). Confronting challenges of managing degraded lake ecosystems in the Anthropocene, exemplified from the Yangtze River Basin in China. *Anthropocene*, 24, 30-39. DOI: 10.1016/j.ancene.2018.11.001
- Zheng, G., & DiGiacomo, P. M. (2017). Remote sensing of chlorophyll-a in coastal waters based on the light absorption coefficient of phytoplankton. *Remote Sensing of Environment*, 331-341. DOI: 10.1016/j.rse.2017.09.008
- Zucchelli, G., Jennings, R., Garlaschi, F., Cinque, G., Bassi, R., & Cremonesi, O. (2002). The calculated in vitro chlorophyll a absorption bandshape. *Biophysical Journal*, 82, 378-390. DOI: 0006-3495/02/01/378/1

